

5

› Mesure et prévision
des débits

23

› Gestion de l'hydromorphologie
et des zones humides

41

› Biodiversité des milieux
aquatiques

N° 42 - 2023

Sciences Eaux & Territoires



**DE LA GESTION QUANTITATIVE DE L'EAU
À CELLE DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES**
Démarches et outils développés
dans le cadre du partenariat INRAE-OFB

INRAE

5



Avant-propos

- 01 **De la gestion quantitative de l'eau à celle des écosystèmes aquatiques – Démarches et outils développés dans le cadre du partenariat INRAE-OFB**
Bénédicte AUGÉARD, Romuald BERREBI, Chantal GASCUEL,
Nicolas de MENTHIÈRE

Mesure et prévision des débits

- 07 **Outils pour améliorer la mesure du débit minimum biologique des petits cours d'eau**
Guillaume DRAMAIS, Jérôme LE COZ, Jean-Maxence DITCHE,
Fabien THOLLET, Benoit CAMENEN, Mickaël LAGOY,
Adrien BONNEFOY, Fanny COURAPIED
- 13 **Les cours d'eau sous leur meilleur ProfHyl**
Olivier DELAIGUE, Vazken ANDREASSIAN, Benoît GÉNOT,
Pierre BRIGODE, Claire MAGAND
- 17 **PREMHYCE, une plateforme nationale pour la prévision des étiages**
François TILMANT, François BOURGIN, Didier FRANÇOIS,
Mathieu LE LAY, Charles PERRIN, Fabienne ROUSSET,
Jean-Pierre VERGNES, Jean-Marie WILLEMET, Claire MAGAND,
Mathilde MOREL

23



Gestion de l'hydromorphologie et des zones humides

- 25 **Granulométrie de surface des lits en tresses à partir d'images drone**
Frédéric LIÉBAULT, Michaël DESCHÂTRES, Laurent BORGNIET,
Gabriel MELUN
- 31 **HYDRINDIC : suivre et évaluer l'efficacité des opérations de restauration/création de zones humides avec un indicateur hydrologique**
Hugo CLÉMENT, Stéphanie GAUCHERAND, Guillaume GAYET,
Florence BAPTIST, Jérôme PORTERET, Pierre CAESSTEKER,
Claire MAGAND, Anne VIVIER
- 35 **BD GeniVeg : une base de données française sur les ouvrages de protection de berges en génie végétal**
Delphine JAYMOND, André EVETTE, Frédéric BRAY,
Solange LEBLOIS, Delphine JUNG, Anne VIVIER, Cécile DORGET

41



Biodiversité des milieux aquatiques

- 43 **Dynamique temporelle de la biodiversité en cours d'eau**
Juliette ROSEBERY, Yorick REYJOL, Thibault LÉBOUCHER,
Virginie ARCHAIMBAULT, Jérôme BELLARD, David CARAYON,
Martial FERREOL, Mathieu FLOURY, Alienor JELIAZKOV, Évelyne TALÈS,
Bertrand VILLENEUVE, Sophia I. PASSY
- 49 **Optimisation d'une méthode non intrusive de l'étude des populations de poissons en lac : l'hydro-acoustique**
Jean GUILLARD, Jean-Marc BAUDOIN, Chloé GOULON
- 55 **Inventaire de biodiversité des poissons et crustacés d'eau douce par pêche à l'électricité en petits cours d'eau tropicaux : réglages, efficacité et recommandations**
Jean-Marc ROUSSEL, Gaétan POTTIER, Didier AZAM,
Régis VIGOUROUX, Frédéric MARCHAND, Nicolas BARGIER,
Marie NEVOUX, Julien RAITIF, Caroline PENIL, Eddy COSSON,
Laurent BEAULATON



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, les pages et le DOI.

Avant-propos

De la gestion quantitative de l'eau à celle des écosystèmes aquatiques. Démarches et outils développés dans le cadre du partenariat INRAE-OFB

Bénédicte AUGEARD¹, Romuald BERREBI¹, Chantal GASCUEL², Nicolas DE MENTHIERE³

¹ Office français de la biodiversité (OFB), Direction de la recherche et de l'appui scientifique, Vincennes Cedex, France.

² INRAE, Direction scientifique Environnement, France.

³ INRAE, Direction de l'appui aux politiques publiques, Paris, France.

Correspondance : Bénédicte AUGEARD, benedicte.augeard@ofb.gouv.fr / Chantal GASCUEL, chantal.gascuel@inrae.fr

Ce numéro spécial s'inscrit dans un double objectif : illustrer différentes actions de recherche et d'expertise scientifique menées en partenariat entre INRAE et l'OFB, développant une recherche utile pour le déploiement des politiques publiques sur la gestion de l'eau ; montrer l'importance d'articuler des enjeux quantitatifs de gestion de la ressource en eau avec des enjeux de gestion de la qualité de l'eau et des écosystèmes aquatiques. Les crises successives d'inondation et de sécheresse, en particulier celle que nous venons de connaître en 2022, pourraient en effet faire oublier, que quantité, qualité de l'eau et biodiversité des milieux aquatiques sont étroitement liées par des processus nombreux et en interaction qui vont bien au-delà de simples phénomènes de dilution ou d'assèchement. Cet article introductif donne en premier lieu quelques éléments de l'accord-cadre de partenariat qui lie INRAE et l'OFB, deux nouveaux établissements, puis développe l'importance de lier quantité et qualité de l'eau, et enfin, il illustre avec quelques exemples, les résultats concrets d'actions menées en partenariat, leur contribution à la gestion de l'eau, et au déploiement de politiques publiques.

Un partenariat entre INRAE et l'OFB au cœur des enjeux de transformation de la société

Le diagnostic sur l'état de la planète est alarmant. Le rapport publié au printemps 2019 par la Plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) indique que les extinctions d'espèces s'accroissent, que la biodiversité décline à un rythme sans précédent dans l'histoire humaine. Les facteurs responsables sont en premier lieu les changements d'usage des terres et de la mer, l'agriculture industrielle intensive, l'exploitation directe de certains organismes,

le changement climatique, la pollution et les espèces exotiques envahissantes. Une meilleure connaissance des conséquences des activités, des modes de vie et des comportements des populations humaines, ainsi que des démarches de restauration et de protection de la biodiversité et des écosystèmes est cruciale pour éclairer les politiques publiques ambitieuses et « transformantes » et aider à leur mise en œuvre. Le maintien du réchauffement planétaire dans des limites de viabilité nécessite également des transitions sans précédent dans tous les secteurs de la société. Ces changements doivent être accompagnés par des politiques publiques et par la science et se faire avec les citoyens et les collectivités, dans une optique de justice sociale.

Les instituts de recherche et les agences environnementales portent une responsabilité particulière sur le diagnostic et sur l'engagement autour de changements « transformants » des activités humaines. Ils doivent promouvoir une vision systémique pour accompagner et faire évoluer certaines politiques publiques structurantes comme les directives européennes sur l'eau, la nature ou le milieu marin, la stratégie nationale biodiversité ou encore la politique agricole commune. C'est dans ce contexte qu'INRAE et l'OFB ont défini des priorités et des modalités d'action communes dans un accord-cadre signé dès février 2020, soit deux mois après la création de ces deux établissements. Ce partenariat a pour objectif de contribuer de façon très volontariste aux politiques de surveillance, de préservation, de gestion et de restauration de la biodiversité, au déploiement de l'agroécologie et à la gestion équilibrée et durable des sols et de l'eau, ainsi qu'à la maîtrise des risques environnementaux. Il s'appuie sur une réflexion partagée autour des défis à relever au regard des diverses politiques, et sur les moyens les plus appropriés en matière de recherche opé-

rationnelle, de mobilisation des acteurs et d'expertise. Ce partenariat permet également d'organiser le transfert des connaissances acquises et des méthodes développées sous les formes les plus appropriées : publications ciblées (comme ici), formation des acteurs, séminaires, retours d'expériences, démonstrateurs. Ce partenariat est construit autour de trois grands thèmes.

L'accompagnement des politiques de préservation des ressources en eau et des milieux aquatiques

Ce premier thème est un thème historique, qui a gagné en importance au sein d'INRAE par la fusion d'Irstea et de l'Inra, thème large qui comprend de nombreuses actions : i) l'évaluation et la gestion des ressources en eau sous changement global, faisant appel à l'hydrologie et à l'hydromorphologie ; ii) l'évaluation de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques et humides en réponse aux pressions anthropiques, dont le changement climatique, la fragmentation des milieux et les espèces exotiques envahissantes, la restauration écologique, la restauration des continuités et des populations d'espèces emblématiques ; iii) l'appui à la surveillance et à la maîtrise de la pollution des eaux et des impacts sur les réseaux trophiques et la biodiversité ; iv) la gestion intégrée des eaux en zone urbaine par des solutions fondées sur la nature, notamment pour l'adaptation au changement climatique et la prévention des risques ; v) l'étude des freins et leviers à l'action en faveur de la préservation des ressources et des milieux aquatiques, croisement des politiques publiques (gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations, directive cadre sur l'eau et stratégie nationale biodiversité...) dans les territoires, accompagnement des acteurs.

L'accompagnement des politiques de préservation et de reconquête de la biodiversité terrestre et des politiques sectorielles impactant la biodiversité

Ce second thème, correspond à des orientations très ambitieuses tant pour INRAE que pour l'OFB. Ce partenariat permet de lui donner une nouvelle dimension avec des actions très significatives sur : i) les continuités écologiques, l'artificialisation et la planification territoriale, la mise en œuvre de la séquence « Éviter-Réduire-Compenser » (ERC), l'impact cumulé des projets à l'échelle des territoires, s'appuyant sur une approche des métacommunautés et du paysage ; ii) la connaissance, la gestion et la conservation des espèces et des habitats, la connaissance et les outils de gestion des espèces exotiques envahissantes, la gestion des espèces sauvages exploitées, l'accompagnement de la surveillance terrestre et de l'Observatoire national de la biodiversité, la restauration écologique ; iii) l'étude des systèmes hôtes-parasites, la compréhension des émergences de pathologies et des facteurs de risque liés notamment aux interfaces domestique/sauvage, la veille sanitaire de la faune sauvage, les interactions avec la faune domestique et la santé humaine (approche *One Health/Eco Health*), la dynamique et la gestion des interfaces humain-faune sauvage (impacts du multi-usage des habitats sur les populations et communautés animales sauvages, le rôle du dérangement humain, l'utilisation des habitats naturels ou semi-naturels ; iv) le rôle des dynamiques terri-

toriales locales sur la biodiversité, la mise en cohérence des politiques publiques, l'accompagnement de la gestion des espaces protégés ; v) un accent mis sur la biodiversité forestière d'une part, le rôle écologique des ongués et les équilibres agro-sylvo-cynégétiques, la naturalité et la gestion forestière, son adaptation au changement climatique, et sur la biodiversité des sols d'autre part, ses fonctions de régulation de l'eau, de réservoir de biodiversité, et autres services écosystémiques rendus par les sols, l'appui à la surveillance de la biodiversité et à la maîtrise de la pollution.

Interactions entre agriculture et biodiversité dans la dynamique de la transition agroécologique

Ce troisième thème a pris son essor à INRAE mais reste récent pour l'OFB. Les actions en sont donc à leur début et deux grands thèmes sont ciblés : i) l'identification et l'évaluation des systèmes et des pratiques agricoles favorables à la biodiversité et à la préservation des ressources naturelles, de la parcelle au paysage (bocage, prairies, agroécosystèmes pastoraux, zones humides...), le rôle des infrastructures agroécologiques et la caractérisation de leurs services écosystémiques ; ii) l'accompagnement des transitions agroécologiques par des innovations organisationnelles favorables à la biodiversité, par la valorisation et l'évaluation des trajectoires positives pour la biodiversité et les instruments associés, l'accompagnement des filières dans une vision territoriale, l'appui à la gestion des aires d'alimentation des captages d'eau potable, les outils d'aide au diagnostic et à l'accompagnement des transitions dont les instruments économiques.

Ces trois grands thèmes sont liés, les uns peuvent concourir aux autres. Ils lient les enjeux de climat, d'eau et de biodiversité, à la transformation écologique des activités humaines.

De la quantité à la qualité de l'eau et des écosystèmes, quels constats, quels processus, quelles surveillances ?

La thématique choisie pour ce numéro spécial vise à mettre en miroir les sujets liés à la gestion quantitative et qualitative de la ressource en eau et des milieux aquatiques.

En terme de politique publique comme en terme d'expertise scientifique, on constate que, si la France promet une gestion « intégrée » des ressources en eau à l'échelle des bassins versants, les groupes de réflexion, les instances de décisions, les réglementations portent en général soit sur les aspects quantitatifs (par exemple, les bulletins de situation hydrologique régionaux et nationaux, les arrêtés de restrictions de l'usage de l'eau en période de sécheresse, les autorisations de prélèvements...), soit sur les aspects qualité (on peut citer les zones vulnérables nitrates, le plan Ecophyto, le plan micropolluants...), soit sur les écosystèmes (protection des écosystèmes humides, lacustres, des continuités écologiques...). Chacune de ces approches contribue à préserver les milieux aquatiques et leur biodiversité en limitant l'impact des activités humaines, sans forcément tenir compte des interactions en œuvre dans ces milieux. Ainsi, en situation de sécheresse, les faibles débits des cours d'eau engendrent une moindre dilution des rejets

issus de stations d'épuration, un réchauffement accru de la lame d'eau (moins profonde et moins courante) et donc un risque d'eutrophisation, avec des conséquences directes sur l'écologie du cours d'eau. En restaurant l'hydromorphologie des cours d'eau, il est possible de diversifier les habitats, de créer des zones d'ombrages, d'augmenter ainsi les zones de refuge, ou la capacité d'autoépuration des cours d'eau, et de renaturer les cycles hydrologiques. Ces principes sont connus mais leur mise en œuvre sur le terrain nécessite de l'accompagnement par la recherche pour bien évaluer les gains écologiques de ces opérations de restauration (cf. article de Clément, 2023 pour les zones humides ou Vivier *et al.*, 2022 pour les cours d'eau). Le partenariat INRAE-OFB a également permis d'améliorer les méthodes de métrologie utilisées par la police de l'eau, notamment pendant les périodes de sécheresse, pour vérifier les débits réservés laissés à l'aval des barrages (cf. article de Delaigue *et al.*, 2023).

Plus en amont, la sécheresse se caractérise par un linéaire plus ou moins important de cours d'eau en assec. Les assècs sont suivis dans le cadre de l'observatoire national des étiages porté par l'OFB (<https://onde.eaufrance.fr/>), dont les résultats sont présentés dans les instances liées à la gestion de la sécheresse. L'année 2022 est celle pour laquelle le plus grand nombre de départements a été concerné par des assècs depuis 2012, date de début de ce suivi. Les conséquences à court et long termes sur le milieu aquatique de l'ampleur de ces assècs sont encore mal connues ; une première investigation des équipes d'INRAE dans le cadre du partenariat avec l'OFB (Gauthier *et al.*, 2021) a mis ainsi en évidence le poids important de la fragmentation des milieux par les aménagements anthropiques dans les conséquences de ces assècs sur les invertébrés des cours d'eau. La reprise des écoulements a également des conséquences sur la qualité de l'eau qui doivent être prises en compte dans les dispositifs de surveillance (Magand *et al.*, 2020).

Pour comprendre et suivre les impacts des événements climatiques combinés à ceux de nos usages de la ressource, notre système de surveillance et de prévision doit être adapté et s'appuyer pour cela sur la recherche. La prévision des crues a longtemps mobilisé les hydrologues qui ont développé des modèles permettant aux acteurs une meilleure anticipation des crises. Le partenariat INRAE-OFB a permis d'avancer sur un équivalent pour les basses eaux (cf. article de Tilmant *et al.*, 2023). Les suivis physico-chimiques pourraient mieux tenir compte des risques d'eutrophisation dont la fréquence et l'extension spatiale risque d'augmenter. Les conséquences sur les milieux aquatiques seront aussi à intégrer, par exemple en s'appuyant sur les travaux sur la détection de changements et de ruptures dans les chroniques de suivi des espèces et des populations des milieux aquatiques (cf. article de Rosebery, 2023). Au-delà de ces dispositifs de suivis, la recherche doit également aider à modifier nos modes de gestion. Ainsi l'IPBES met en avant les solutions fondées sur la nature (SFN) comme alternatives aux infrastructures grises, qui, appliquées au domaine de l'eau, peuvent être regroupées en trois catégories : la préservation, la restauration et la création de zones humides et la restauration hydromorphologique des cours d'eau, la végétalisation du territoire du bassin

versant, la végétalisation et la désimperméabilisation en milieu urbain. Ces solutions peuvent améliorer à la fois les enjeux de qualité et de quantité d'eau. Ainsi, dans le cadre du projet Life Artisan porté par l'OFB et qui vise à démontrer et valoriser le potentiel des SFN, la zone tampon humide de Rampillon, suivie par INRAE depuis plus de dix ans (Letournel *et al.*, 2021), a été choisie comme site pilote. Par ailleurs, les systèmes agricoles ont un rôle déterminant sur la quantité et la qualité de l'eau. Pour l'agriculture, l'agroécologie, qui correspond à une solution fondée sur la nature et a été identifiée comme telle dans les conclusions du Varenne agricole de l'eau (2022), vise une minimisation des intrants, que ce soit l'eau ou les fertilisants, les pesticides, dans une approche systémique.

Les exemples présentés dans ce numéro sont organisés en trois parties.

La première partie porte sur la mesure et la prévision des débits, l'accompagnement du contrôle des débits réglementaires par des bonnes pratiques en hydrométrie, les outils de prévision des étiages et la comparaison de modèles.

La seconde partie porte sur la gestion de l'hydromorphologie et des zones humides. Cette gestion commence par une bonne identification et caractérisation fonctionnelle, pour lesquelles les images haute-résolution peuvent apporter une aide. Elle se poursuit par l'identification et le suivi d'indicateurs hydrologiques pour suivre la bonne réussite des opérations de restauration et évaluer les impacts de projets d'aménagements. Enfin, les données relatives aux opérations de restauration, ici de berges, à l'aide des techniques de génie végétal peuvent être bancarisées dans une base de données dédiée. Ces outils peuvent constituer des référentiels d'expérience. Ces trois étapes sont illustrées sur des objets et avec des approches variées, en lien avec des cas concrets.

La troisième partie porte sur la biodiversité des milieux aquatiques, notamment sur la détection d'alarmes précoces de l'impact du changement global, par le suivi de la biodiversité, par la détection de changements de rupture dans les espèces et les populations. Des aspects méthodologiques sont également présentés, notamment l'utilisation de méthodes non intrusives (hydroacoustique) pour l'étude de populations de poissons en lac, et plus généralement de l'écologie des systèmes lacustres. Enfin, un cas présente les techniques de suivi de la biodiversité aquatique adaptées aux spécificités des petits cours d'eau tropicaux.

Ces exemples illustrent la diversité des approches et des écosystèmes étudiés, des outils développés (modèles, indicateurs, technologies, bases de données...) dans le cadre du partenariat INRAE-OFB. Ils montrent également la complémentarité de nos deux établissements et de leurs équipes, complémentarité qui permet de développer des connaissances à la fois de haut niveau scientifique et pleinement opérationnelles. C'est certainement ce mariage des compétences qui donne le véritable sens de notre partenariat en permettant à chacun de nourrir et d'exprimer son expertise. Et ce n'est pas un exercice toujours simple ! Donc remercions ici l'ensemble des auteurs de ces travaux, pour non seulement la qualité de leur travail, mais également leur capacité à les rendre accessibles à tous.

RÉFÉRENCES DANS CE MÊME NUMÉRO

- Clément H., 2023. HYDRINDIC : évaluer l'efficacité des opérations de restauration/création de zones humides avec un indicateur hydrologique. *Sciences Eaux & Territoires*, (42). <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2023.42.7317>.
- Delaigue O., Andreassian V., Génot B., Brigode P., Magand C., 2023. Les cours d'eau sous leur meilleur ProfHyl. *Sciences Eaux & Territoires*, (42), <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2023.42.7291>.
- Rosebery J., 2023. Dynamique temporelle de la biodiversité en cours d'eau. *Sciences Eaux & Territoires*, (42), <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2023.42.7294>.
- Tilmant F., Bourgin F., François D., Le Lay M., Perrin C., Rousset F., Vergnes J. P., Willemet J. M., Magand C., Morel M., 2023. PREMHYCE, une plateforme nationale pour la prévision des étiages. *Sciences Eaux & Territoires*, (42), <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2023.42.7297>.

RÉFÉRENCES

- Gauthier M., Le Goff G., Launay B., Douady C. J., Datry T., 2021. Dispersal limitation by structures is more important than intermittent drying effects for metacommunity dynamics in a highly fragmented river network. *Freshwater Science*, 40(2), 302-315, <https://doi.org/10.1086/714376>.
- Letournel G., Pages C., Seguin L., Chaumont C., Tournebize J., 2021. Biodiversité et services écosystémiques des zones tampons humides artificielles de Rampillon (Seine-et-Marne). *Sciences Eaux & Territoires*, Articles hors-série 2021, 1-9, <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2021.HS.01>.
- Magand C., Alves M. H., Calleja E., Datry T., Dörflinger G., England J., Gallart F., Gómez R., Jorda-Capdevila D., Martí E., Munne A., Pastor V. A., Stubbington R., Tziortzis I., Von Schiller D., 2020. Intermittent rivers and ephemeral streams: what water managers need to know. Technical report – Cost ACTION CA 15113, <https://doi.org/10.5281/zenodo.3888474>.
- Vivier A., Rolan-Meynard M., Tuaux S., Rigault B., Reyjol Y., Melun G., Jourdan S., 2022. Principes fondamentaux et exemple d'application du « Guide pour l'élaboration des suivis d'opérations de restauration hydromorphologique en cours d'eau », in : Gourdain, P. (éd.), REVER 10 – 10^e Colloque du Réseau d'Échange et de Valorisation en Écologie de la Restauration, Paris, 19-21 mars 2019. *Naturae*, 5, 101-111. <https://doi.org/10.5852/naturae2022a5>.

MESURE ET PRÉVISION DES DÉBITS

Cette première partie du numéro porte sur la mesure et la prévision des débits, l'accompagnement du contrôle des débits réglementaires par des bonnes pratiques en hydrométrie, les outils de prévision des étiages et la comparaison de modèles.

- 07 **Outils pour améliorer la mesure du débit minimum biologique des petits cours d'eau**
Guillaume DRAMAIS, Jérôme LE COZ, Jean-Maxence DITCHE, Fabien THOLLET, Benoit CAMENEN, Mickaël LAGOUY, Adrien BONNEFOY, Fanny COURAPIED
- 13 **Les cours d'eau sous leur meilleur ProfHyl**
Olivier DELAIGUE, Vazken ANDREASSIAN, Benoît GÉNOT, Pierre BRIGODE, Claire MAGAND
- 17 **PREMHYCE, une plateforme nationale pour la prévision des étiages**
François TILMANT, François BOURGIN, Didier FRANÇOIS, Matthieu LE LAY, Charles PERRIN, Fabienne ROUSSET, Jean-Pierre VERGNES, Jean-Marie WILLEMET, Claire MAGAND, Mathilde MOREL



Mesures de débit par la technique de jaugeage par flotteurs lors de la formation continue des agents OFB sur le Durzon à Nant (Aveyron) dans le cadre du partenariat INRAE-OFB.



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, les pages et le DOI.

Outils pour améliorer la mesure du débit minimum biologique des petits cours d'eau

Guillaume DRAMAIS¹, Jérôme LE COZ¹, Jean-Maxence DITCHE², Fabien THOLLET¹, Benoit CAMENEN¹, Mickaël LAGOUY¹, Adrien BONNEFOY¹, Fanny COURAPIED¹

¹ INRAE, Équipe Hydraulique des rivières, Riverly, Villeurbanne, France.

² Office français de la biodiversité (OFB), Direction régionale Auvergne-Rhône-Alpes, Bron, France.

Correspondance : Guillaume DRAMAIS, guillaume.dramais@inrae.fr

En France, le contrôle du respect du débit minimum biologique en aval des aménagements est assuré par les agents en charge de la police de l'eau, majoritairement ceux de l'Office français de la biodiversité. Dans cet article, les auteurs présentent deux exemples de travaux récents, menés en appui à ces agents. Le premier est la réalisation d'un essai interlaboratoire de mesures de débit par la méthode par dilution de traceur. Le second est le développement et la diffusion d'un modèle de perche transparente à charge dynamique, un outil de mesure de débit à bas coût.

Introduction

L'accès à l'eau est vital dans notre société pour l'alimentation en eau potable, irriguer les cultures, produire de l'énergie mais aussi pour différents usages industriels et récréatifs. Ces besoins grandissant, nos cours d'eau sont sous tension et il est nécessaire de réguler et contrôler les différents usages pour permettre aux rivières de supporter ces prélèvements et maintenir un bon état écologique. De plus, on observe notamment en France les liens entre le dérèglement climatique et la fréquence des phénomènes extrêmes d'étiages (Giuntoli *et al.*, 2013). Dans ce contexte, l'équilibre des rivières est très fragilisé avec de nombreux impacts sur l'état écologique des cours d'eau. L'Office français de la biodiversité (OFB) chargé entre autres de missions de police de l'eau en France peut s'assurer que les différents usagers autorisés à prélever ou dériver de l'eau dans les cours d'eau respectent le droit de l'environnement (Code de l'environnement, 2006). En effet si le prélèvement ou la dérivation d'une partie de la ressource est autorisé sous certaines conditions, les bénéficiaires doivent s'assurer qu'ils laissent suffisamment d'eau à la rivière pour le maintien de conditions propices à la vie, la reproduction et la circulation des espèces. Souvent appelé débit réservé, le débit minimum biologique (DMB) est le débit instantané laissé à la rivière et qui généralement ne doit pas être inférieur au dixième du module du cours d'eau en aval immédiat ou

au droit de l'ouvrage de dérivation. Le module ou débit moyen interannuel est évalué à partir des informations de débit disponibles portant sur une période minimale de cinq années. Le DMB pour un ouvrage donné est établi par l'administration et fait l'objet d'arrêtés. L'un des outils pour vérifier le bon respect du DMB est la mesure du débit par jaugeage lors d'opérations de contrôle, par des agents de police de l'eau.

L'équipe Hydraulique des rivières de l'unité de recherche Riverly d'INRAE, héritière des savoir-faire de la division Hydrologie-Hydraulique du Cemagref accompagne depuis maintenant trente ans les agents chargés des contrôles du DMB à l'OFB. Ce partenariat, qui a pris différentes formes, a produit de nombreux outils pratiques (guides, fiches techniques, formations, logiciels, tutoriels vidéo) et a permis une adaptation des agents aux évolutions des techniques de jaugeage des cours d'eau. Cette collaboration a notamment permis la formation professionnelle d'une quinzaine d'agents par an depuis plusieurs années ainsi que la réédition d'un guide pour le contrôle du débit minimum biologique qui fait référence pour le jaugeage des petits cours d'eau (Le Coz *et al.*, 2011). Par ailleurs, INRAE et l'OFB s'impliquent dans les travaux de la commission de normalisation AFNOR X10C et son homologue internationale ISO TC113, ce qui permet d'assurer l'adéquation entre procédures de contrôle et normes.

Dans cet article, nous présentons deux exemples de travaux issus de la convention 2019-2021 entre l'OFB et INRAE. Ces exemples illustrent l'utilité de cette collaboration et l'adéquation entre les questions opérationnelles et ce que la recherche appliquée peut apporter pour y répondre. Le premier exemple illustre la mise en œuvre d'essais d'intercomparaison d'instruments de mesure pour valider les pratiques et évaluer l'incertitude d'une méthode de jaugeage. Le second exemple présente un nouvel instrument très simple, à bas coût, pour le jaugeage des cours d'eau, qui permet d'étendre le périmètre d'intervention des agents.

Généralités sur le jaugeage des cours d'eau

Le jaugeage des cours d'eau consiste à déterminer le débit d'une rivière à un instant t et en un lieu donné. Cette mesure est dite indirecte, car on ne mesure pas le débit mais des grandeurs intermédiaires qui nous permettent de calculer le débit. Il existe plusieurs méthodes pour déterminer le débit qui ont chacune des avantages et des inconvénients. On différencie classiquement quatre types de méthodes :

- la méthode de jaugeage par capacité qui consiste à mesurer le temps de remplissage d'un récipient de volume connu. La gamme de débit mesurable par cette méthode est assez limitée et elle est assez difficile à mettre en œuvre en rivière ;
- les méthodes dites hydrauliques qui consistent à établir une relation (sous forme d'une équation mathématique) entre la hauteur d'eau mesurée à un endroit précis d'un ouvrage calibré ou de géométrie simple et le débit traversant cet ouvrage. Là encore l'application en rivière naturelle n'est pas évidente mais sur de nombreux ouvrages de dérivation ou de restitution de l'eau, il est possible d'utiliser de telles méthodes ;
- la méthode de jaugeage par dilution de traceur consiste à mesurer le niveau de dilution d'un produit chimique injecté dans la rivière (sel, traceur coloré). On peut calculer le débit du cours d'eau en mesurant la concentration en traceur à une distance du point d'injection suffisante pour que le traceur soit pleinement mélangé. Cette méthode est adaptée à une gamme de débit modeste (jusqu'à quelques m^3/s) dans des écoulements plutôt turbulents, facilitant le mélange du traceur ;
- les méthodes de jaugeage par exploration du champ de vitesse sont les plus répandues et de nombreux instruments ont été développés pour s'adapter à presque toute la gamme de débits rencontrés en rivière. Ces méthodes consistent à évaluer une vitesse moyenne et la surface mouillée de la section, le produit des deux donnant le débit. La mesure de vitesse peut être effectuée avec des capteurs utilisant des technologies très variées (moulinets mécaniques, capteurs électromagnétiques, capteurs acoustiques, radar, analyse d'image, flotteurs, perches transparentes). Le choix de l'instrumentation va dépendre de la gamme de débit, du matériel disponible et du savoir-faire des équipes de jaugeage.

Ces différentes techniques de jaugeage peuvent être pratiquées par les agents OFB chargés des contrôles du DMB. Cependant les agents ne disposent pas de toute la panoplie des instruments de jaugeage, ce qui nécessiterait des investissements très lourds et un entretien de savoir-

faire difficile à tenir sur une tâche qui n'est qu'une partie des missions des agents de terrain de l'OFB. Ce constat a motivé la diffusion aux services de l'OFB d'un outil de jaugeage simple à bas coût qu'est la perche transparente à charge dynamique (Le Coz *et al.*, 2021).

Par ailleurs, l'un des domaines de recherche actif en hydrométrie depuis quelques années est l'évaluation des incertitudes de mesure des jaugeages. En effet comme toute mesure, le jaugeage est entaché d'une incertitude qui représente l'intervalle de confiance que l'on va attribuer à la mesure. Dans un contexte de tension sur la gestion de la ressource en eau, la connaissance de cette incertitude devient primordiale pour aider les gestionnaires à prendre des décisions adaptées. L'incertitude de mesure peut être calculée par différentes méthodes d'évaluation plus ou moins complexes. Parmi ces méthodes, l'intercomparaison d'instruments de mesure est une solution très intéressante dans un domaine, la mesure de débit des cours d'eau, où il n'existe pas d'établissements rattachés au système international ou de mesure de référence (Le Coz *et al.*, 2016). Pour contribuer à l'amélioration continue des mesures de débit, un essai d'intercomparaison d'instruments exploitant la méthode par dilution de traceur a été mené en 2021 sur une partie de la flotte d'instruments utilisés à l'OFB.

Intercomparaison de jaugeage par dilution de sel

Dans le cas du contrôle du DMB, la prise de décision, en particulier le constat d'infraction, implique de connaître le résultat de mesure du jaugeage avec son incertitude. La notion d'incertitude de mesure est de plus en plus courante dans de nombreux domaines pour donner un intervalle de confiance et permettre des décisions adaptées. En effet, une incertitude quantifiée permet de calculer la probabilité d'être sous le seuil réglementaire et donc de prendre une décision en connaissant le niveau de risque de se tromper.

Pour estimer l'incertitude d'une mesure, on utilise couramment la méthode de propagation des incertitudes décrite dans le GUM (*Guide pour l'expression de l'incertitude de mesure*) (JCGM, 2008)¹. En complément de la méthode de propagation des incertitudes, méthode de référence qui nécessite de modéliser l'ensemble du processus de mesure, la méthode expérimentale des essais interlaboratoires présente un grand intérêt pour quantifier les incertitudes d'une méthode de mesure, dans des conditions données. Cette méthode, très utilisée dans certains domaines (chimie, biologie, etc.), est encadrée par des normes ISO compatibles avec le GUM (ISO 21748, 2017 ; ISO 5725-2, 2019). Ainsi, les comparaisons interlaboratoires hydrométriques initiées en France par le Groupe Doppler Hydrométrie en 2009 (cf. encadré « En savoir plus ») permettent de quantifier l'incertitude résultant des erreurs de mesure qui s'expriment lors de la répétition de jaugeages simultanés par plusieurs opérateurs en conditions de répétabilité et de reproductibilité, pour un débit constant. Des calculs statistiques permettent de quantifier, à partir des résultats expérimentaux, des variances de répétabilité et des variances interlaboratoires, et par combinaison l'incertitude de la méthode de jaugeage testée.

1. Joint Committee for Guides in Metrology.

La méthode de détermination du débit d'un cours d'eau par la mesure de dilution de traceur est basée sur l'hypothèse de la conservation de la masse de ce traceur. Le principe général consiste à injecter dans la rivière une solution concentrée de traceur et à rechercher dans quelle proportion cette solution a été diluée par la rivière (photo 1). On effectue pour cela une mesure de concentration à l'aval du point d'injection. Le taux de dilution du traceur est proportionnel au volume d'eau écoulé pendant la durée de la mesure. Par conservation de la masse de traceur, on peut calculer le débit à partir de la concentration moyenne observée en aval pendant le temps de passage du traceur. Connaissant ce temps de passage du traceur on peut déterminer le débit du cours d'eau. Les préconisations pour la réalisation de jaugeages par dilution sont à retrouver dans la charte qualité de l'hydrométrie (Puechberty *et al.*, 2017) et le guide pour le contrôle du DMB (Le Coz *et al.*, 2011).

Une comparaison interlaboratoire de mesures de débit par la méthode de dilution par injection instantanée d'une solution saline a été menée en mai 2021. Cette expérience a eu lieu en Aveyron sur le ru de l'Homède à Creissels (code hydro : O3405610). Quinze instruments de différents services territoriaux de l'OFB ont été confrontés, plusieurs configurations et positions dans le cours d'eau ont été testées lors de quatre essais avec trois répétitions d'injections successives de solutions salines. Les résultats de mesure de débit de l'un des essais sont présentés sur la figure 1, il s'agit d'un essai en laissant les capteurs dans une même position centrale sur le transect de mesure. La sensibilité de la méthode à d'autres facteurs d'influence a été testée lors de ces essais, notamment le fait de réaliser un étalonnage *in situ* des instruments ainsi que la sensibilité des instruments à des doses de sel trop faibles. Enfin, un essai a permis de tester différentes distances de mélange, ce qui est l'un des paramètres les plus influents pour cette méthode. Ce type de campagne d'essai a de nombreux avantages :

- évaluer une incertitude sur la méthode de mesure testée,
- rappeler les principes et les limites de la méthode (en particulier la distance de mélange),
- faire pratiquer et partager les agents sur leurs pratiques,
- prendre conscience des performances possibles des instruments mis en œuvre dans les services.

Cette intercomparaison a été organisée dans le cadre de la convention nationale OFB-INRAE mais ce genre d'événement peut être facilement renouvelé à plus petite échelle (régionale par exemple) avec moins d'équipes ou d'autres services locaux d'hydrométrie (SPC², DREAL³, syndicats mixtes). Un guide national existe pour aider à l'exploitation des données (Bertrand *et al.*, 2016).

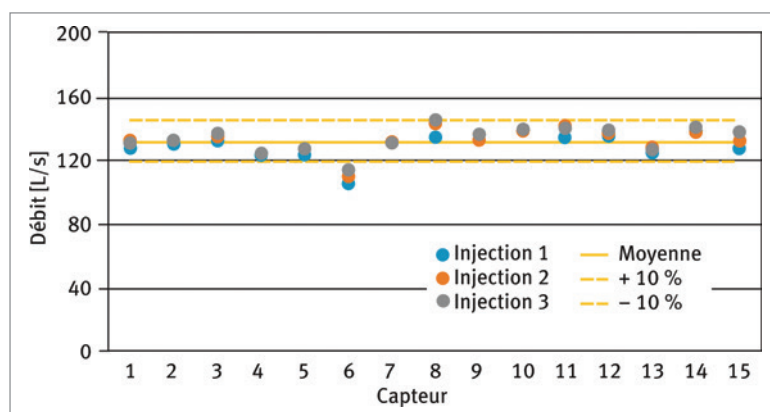
Un nouvel outil pour le jaugeur : la perche transparente

Les courantmètres et moulinets déployés sur perche sont couramment utilisés pour jauger les cours d'eau. Ils nécessitent un suivi régulier de leurs performances (par comparaison interlaboratoire ou étalonnage en vitesse pour certains), ils sont souvent fragiles, encombrants et parfois très onéreux pour les versions les plus sophistiquées. En complément de ces outils, un modèle de

Photo 1 – Exemple d'injection de traceur coloré (Rhodamine WT) sur le Ru de l'Homède à Creissels pour évaluer la distance de bon mélange entre le point d'injection et le point de mesure. Crédit photographique : G. Dramais.



Figure 1 – Résultats de mesure d'un essai avec trois injections successives et les quinze capteurs installés dans la même position sur le transect.



perche à charge dynamique, décrit par Wilm et Storey (1944) et amélioré ensuite par Fonstad *et al.* (2005) puis Pike *et al.* (2016) est constitué de réglés et d'éléments en plexiglass transparent qui permettent une mesure de différence de charge. Cet outil très simple a été testé et validé dans différentes conditions. Il peut être bien adapté à certains contrôles du DMB.

La perche transparente à charge dynamique est en effet un outil de jaugeage peu coûteux, peu encombrant, facile et rapide à utiliser, fournissant des mesures de débits fiables dans les bonnes conditions d'application. Cet outil a aussi l'avantage de pouvoir mesurer de faibles tirants d'eau (5 cm) là où les moulinets et courantmètres ne sont pas utilisables. De plus, sans piles, cet instrument n'est pas sujet aux pannes électriques et ne nécessite pas de maintenance particulière. Le principe de mesure est de déterminer la différence de niveau d'eau Δh (en millimètres) entre l'amont et l'aval de la perche dont la face la plus large est opposée à l'écoulement (photo 2 et encadré 1). La valeur de Δh augmente avec la charge dynamique liée à la vitesse de l'écoulement moyenne

2. Service de prévision des crues.
3. Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement.

Photo 1 – Déploiement d'une perche à charge dynamique sur le Durzon à Nant (Aveyron) lors d'une formation à la mesure du débit minimum biologique. Crédit photographique : G. Dramais.



sur la verticale, V (en m/s). On calcule ensuite la vitesse moyenne sur la verticale à partir de Δh à l'aide d'une formule semi-empirique établie par Pike *et al.* (2016).

Les bonnes conditions pour déployer cet outil sont une section avec un écoulement droit, perpendiculaire au transect de mesure car la perche n'est pas autocomposante. Cette perche permet de mesurer le débit d'un cours d'eau ou d'un canal qui peut se traverser à pied, pour des profondeurs allant de 5 à 70 cm et des vitesses comprises entre 20 et 120 cm/s (Le Coz *et al.*, 2021).

Le modèle développé par INRAE en 2020 coûte moins de 200 € et reste assez facile à construire. Des expériences de comparaisons réalisées dans un laboratoire d'hydraulique et sur différents sites de terrain ont permis de confirmer la relation d'étalonnage semi-empirique établie par Pike *et al.* (2016). Les débits jaugés s'écartent généralement de moins de 10 % du débit considéré comme référence, sauf quand l'écoulement principal est trop lent (inférieure à 20 cm/s). Un opérateur peut être formé rapidement (une demi-heure) et le jaugage est sensiblement plus rapide qu'un jaugage au courantomètre classique parce que le positionnement est plus rapide, et qu'un seul « point » est mesuré par verticale (mesure directe de la vitesse moyenne sur la verticale). Le temps nécessaire à l'ajustement des réglés est bien plus court que le temps d'exposition d'un moulinet ou courantomètre. Cette technique est particulièrement recommandée lorsque le coût de l'instrumentation est limitant et qu'une incertitude de l'ordre de $\pm 10\%$ est tolérable. Du fait de sa facilité d'utilisation et de son coût, cet outil pourrait à terme être transféré à des utilisateurs moins aguerris ou utilisé à des fins pédagogiques, par exemple.

Pour les agents de l'OFB, cet outil peu encombrant et facile à mettre en œuvre peut permettre la mise en évidence rapide d'une infraction importante à la réglementation sur le respect du DMB. Les perches à charge dynamique sont diffusées dans le cadre de la convention OFB-INRAE lors des formations annuelles après une formation au déploiement et aux limites d'utilisation.

Encadré 1 – Calcul de la vitesse à partir de la charge dynamique.

Calculer la vitesse à partir de la charge dynamique :

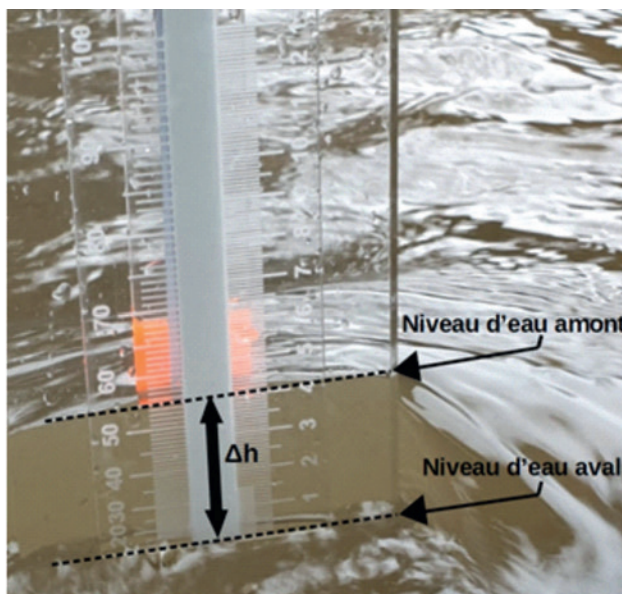
$$V = 0,641 \sqrt{2g \Delta h} - 0,019$$

Avec :

V la vitesse moyenne sur la verticale [m/s]
 Δh la charge dynamique [m]
 g l'accélération de la pesanteur [m/s²]

(Pike *et al.*, 2016)

Les graduations de la perche (photo ci-contre) permettent une lecture directe de la vitesse en cm/s et de la charge dynamique en cm.



Conclusion

Le bon respect du DMB doit garantir un partage équitable de la ressource en eau indispensable pour assurer tous les usages et le maintien en bon état écologique des cours d'eau. Pour connaître les débits disponibles et maîtriser la ressource, la mesure est indispensable. Les équipes d'hydrométrie des différents réseaux (DREAL, SPC, producteurs d'énergie, bureaux d'études, syndicats mixtes, équipes de recherche) travaillent ensemble à l'amélioration des pratiques. Cette dynamique s'illustre au travers de différents groupes de travail nationaux (Commission de normalisation X10C de l'AFNOR, Groupe Doppler Hydrométrie, conférences Hydrométrie de la Société Hydrotechnique de France, Journées de l'hydrométrie du

Encadré – En savoir plus.

Retrouvez de nombreuses informations et outils de l'hydrométrie francophone sur le site du Groupe Doppler Hydrométrie : <https://gdh.inrae.fr/>

SCHAPI⁴). L'OFB contribue au travers de la convention avec INRAE au développement des nouveaux outils pour l'hydrométrie comme la perche transparente à charge dynamique et à la maîtrise des processus de mesure en participant à des intercomparaisons d'instruments pour l'hydrométrie. Ces actions contribuent à l'amélioration continue des pratiques d'hydrométrie et à la connaissance et la bonne gestion des débits des cours d'eau.

4. Service central d'hydrométéorologie et d'appui à la prévision des inondations.

RÉFÉRENCES

Bertrand X., Collobert M., Besson D., Puechberty R., 2016. Guide pratique Intercomparaisons de mesures de débit en rivière. MEEM/DGPR, 52 p.

Code de l'environnement, 2006. Article L214-18, https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000006833152/.

Fonstad M., Reichling J., Van de Grift J., 2005. The transparent velocity-head rod for inexpensive and accurate measurement of stream velocities. *Journal of Geoscience Education*, 53(1), 44-52, <https://doi.org/10.5408/1089-9995-53.1.44>.

Giuntoli I., Renard B., Vidal J. P., Bard A., 2013. Low flows in France and their relationship to large-scale climate indices. *Journal of Hydrology*, 482, 105-118, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.038>.

ISO 21748, 2017. Lignes directrices relatives à l'utilisation d'estimations de la répétabilité, de la reproductibilité et de la justesse dans l'évaluation de l'incertitude de mesure, <https://www.iso.org/fr/standard/71615.html>.

ISO 5725-2, 2019. Exactitude (justesse et fidélité) des résultats et méthodes de mesure – Partie 2 : Méthode de base pour la détermination de la répétabilité et de la reproductibilité d'une méthode de mesure normalisée, <https://www.iso.org/fr/standard/69419.html>.

JCGM, 2008. Evaluation of measurement data – Guide to the expression of uncertainty in measurement. ISO. Geneva ISBN, vol. 50, 134 p.

Le Coz J., Camenen B., Dramais G., Ribot-Bruno J., Ferry M., Rosique J.-L., 2011. Guide technique pour le contrôle des débits réglementaires. Éditions ONEMA, 132 p.

Le Coz J., Blanquart B., Pobanz K., Dramais G., Pierrefeu G., Hauet A., Despax A., 2016. Estimating the uncertainty of stream gauging techniques using in situ collaborative interlaboratory experiments. *Journal of Hydraulic Engineering*, 142(7), [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0001109](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001109).

Le Coz J., Lagouy M., Pernot F., Buffet A., Berni C., 2021. Jaugeages à bas coût par perches transparentes. SHF, Colloque Hydrométrie, https://riverhydraulics.inrae.fr/wp-content/uploads/2022/04/Poster_SHF2021_Perches_transparentes_V0.pdf.

Puechberty R., Perret C., Poligot-Pitsch S., Battaglia P., Belleville A., Bompard P., Chauvel G., Cousseau J., Dramais G., Glaziou G., Hauet A., Hérouin S., Lang M., Larrarte F., Le Coz J., Marchand P., Moquet P., Payrastre O., Pierrefeu G., Rauzy G., 2017. Charte qualité de l'hydrométrie : Guide de bonnes pratiques. Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer, SCHAPI, Groupe Doppler Hydrométrie, 84 p., <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02606950v1>.

Pike R., Redding T., Schwarz C., 2016. Development and testing of a modified transparent velocity-head rod for stream discharge measurements. *Canadian Water Resources Journal*, 41(3), 372-384, <https://doi.org/10.1080/07011784.2015.1127776>.

Wilm H., Storey H., 1944. Velocity head rod calibrated for measuring streamflow. *Civil Engineer*, 14(11), 475-476.



Confluence entre le Rhône (à gauche) et l'Arve (à droite) à Genève.



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, les pages et le DOI.

Les cours d'eau sous leur meilleur ProfHyl

Olivier DELAIGUE¹, Vazken ANDRÉASSIAN¹, Benoît GÉNOT¹, Pierre BRIGODE^{1,2}, Claire MAGAND³

¹ Université Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR, Antony, France.

² Université Côte d'Azur, Observatoire de la Côte d'Azur, CNRS, OCA, IRD, Géoazur, Sophia-Antipolis, France.

³ Office français de la biodiversité (OFB), Vincennes Cedex, France.

Correspondance : Olivier DELAIGUE, olivier.delaigue@inrae.fr

L'outil de visualisation cartographique ProfHyl propose une représentation originale du débit de référence des cours d'eau sous forme de profils en long, assurant une cohérence amont-aval explicite des valeurs de débit. Les cartes produites sont aisément utilisables, notamment par des utilisateurs non-experts. Les principaux fleuves et rivières de France (une soixantaine) sont aujourd'hui disponibles.

Les modes de représentation du débit des cours d'eau

Les cours d'eau sont des éléments essentiels du paysage, dont les premières représentations cartographiques sont attestées dès le VI^e siècle avant notre ère, avec notamment la tablette babylonienne de Sippar en Mésopotamie, considérée par les historiens comme la première carte au monde. Sur ces premières représentations, il n'y a bien entendu aucune information relative au débit : la rivière n'est présente qu'en tant qu'élément géographique structurant. De nos jours, les cartes hydrologiques ont pour mission d'ajouter aux deux dimensions de l'espace une troisième dimension relative aux flux d'eau. C'est dans l'ouvrage de Margat (1996) sur les ressources en eau que l'on trouve la discussion la plus complète sur les cartes hydrologiques des cours d'eau : « cartographies de l'écoulement constitué dans la structure qui le collecte et où il peut être aménagé et prélevé, donc où il est offert comme ressource. Elles consistent à représenter le réseau hydrographique classé dans toutes ses sections suivant les grandeurs de l'écoulement (moyen ou de fréquence définie, notamment en étiage). » Les géographes avaient pris l'habitude de tracer des profils topographiques des cours d'eau, reliant l'altitude du cours d'eau (en ordonnée) à la distance parcourue depuis la source (en abscisse). Erhard-Cassegrain et Margat (1983) ajoutaient qu'« un complément à la cartographie des réseaux hydrographiques classés par débit est la représentation de profils en long des fleuves ou des principaux cours d'eau d'un bassin ». Ce type de représentation a été utilisé depuis un certain nombre d'années (voir par exemple Lambert, 1995).

L'outil ProfHyl (Génot *et al.*, 2022) met en avant la représentation du profil en long d'un cours d'eau, en l'associant à la carte du cours d'eau : l'information géographique étant enrichie par le profil hydrologique superposé, et les discontinuités du débit liées aux apports des affluents étant clairement visibles, les cartes deviennent plus aisément utilisables par des utilisateurs non-experts, qui peinent généralement à apprécier l'importance des principales confluences, par rapport auxquelles il est pourtant essentiel de se positionner.

Contexte de développement de l'outil de visualisation

ProfHyl a été conçu pour faciliter l'accès à une carte nationale des débits réglementaires (présentant module¹ et QMNA5²) qui avait été produite par INRAE dans le cadre d'un partenariat de long terme avec l'Office français de la biodiversité (Riffard *et al.*, 2012). Diffusée à l'intention des services de l'État sous la forme d'une couche vectorielle, cette carte nationale des débits, librement accessible³, ne peut toutefois pas être manipulée aisément par le grand public, car elle requiert une certaine maîtrise des outils de géomatique.

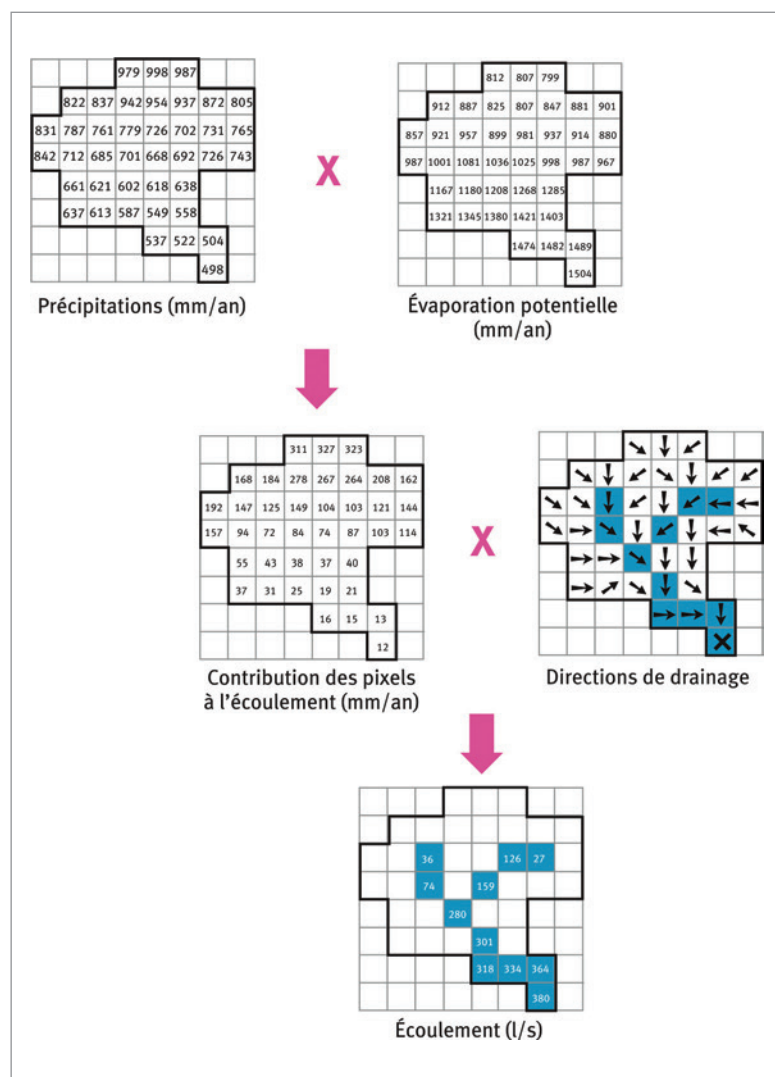
La méthode mise en œuvre utilise un modèle hydrologique régionalisé exploitant les variables climatiques (précipitations et évaporation potentielle) sur une grille régulière, orientée en fonction des directions d'écoulement : la contribution de chaque pixel de la grille est calculée, et les contributions sont cumulées le long du réseau hydrographique. Pour le débit caractéristique d'étiage, un facteur d'échelle spatiale est pris en compte.

1. Le module représente le débit moyen interannuel, calculé de préférence sur une longue période (dans l'idéal, trente ans).

2. Le QMNA5 représente les débits d'étiage. Il correspond au quantile 20 % de la distribution des débits minimum annuels ; ce débit minimum étant lui-même agrégé au pas de temps mensuel.

3. <https://geo.data.gouv.fr/fr/datasets/8bcfa132902a0b35747656cf802f3a8616e0cc92>

Figure 1 – Schéma de la chaîne de production des estimations de débit en tout point du réseau hydrographique (résolution spatiale de 100 m de côté).



Enfin, une régionalisation des écarts entre modèle et observation permet de finaliser la procédure. Brigode *et al.* (2019) donnent une description détaillée de la formulation utilisée, et la figure 1 illustre la chaîne de production.

Description de l'outil

L'outil ProfHyl se présente sous la forme d'une application web disponible sur le portail Sunshine⁴. Il a été développé au moyen de la bibliothèque R shiny (Chang *et al.*, 2021) et des bibliothèques graphiques leaflet (Cheng *et al.*, 2021) et plotly (Sievert, 2020).

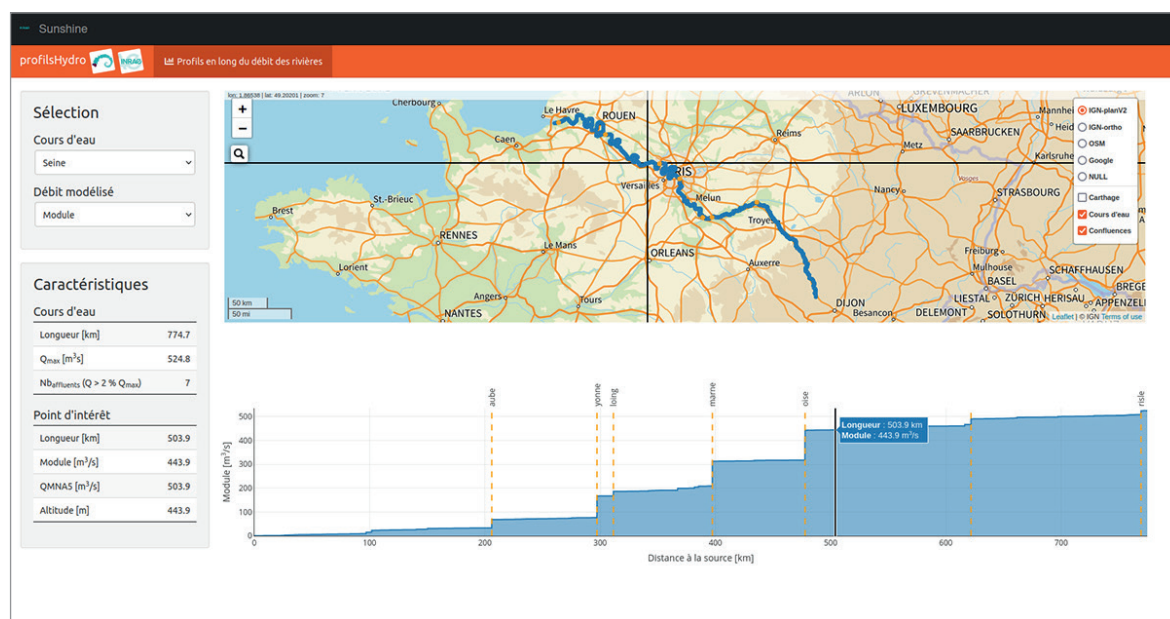
L'interface se présente sous la forme de trois panneaux (figure 2) :

- sur la gauche, un panneau permet de sélectionner le cours d'eau et le type de débit d'intérêt (module ou QMNA5). Ce panneau permet également de visualiser les caractéristiques du cours d'eau (longueur, débit maximal et nombre d'affluents principaux), ainsi que celles d'un point du réseau hydrographique identifié par le curseur (longueur à la source, module, QMNA5 et altitude) ;
- en haut, on retrouve un fond de carte pouvant être choisi par l'utilisateur (plan IGN⁵, OpenStreetMap ou Google, orthophotographie aérienne) sur lequel est surimposé le tracé simplifié du cours d'eau (en bleu) et les principales confluences (en jaune). Il est également possible d'ajouter le tracé des cours d'eau de la BD Carthage[®] de l'IGN (2006) ;

- en bas, on trouve le profil hydrologique en tant que tel. Il reprend les données de la carte hydrologique classique (il s'agit du même module ou QMNA5) en « déroulant » le linéaire du cours d'eau, et en affichant les débits calculés depuis la source jusqu'à la confluence (ou la mer). La distance à la source est représentée en abscisse et le débit en ordonnée. Il est possible de télécharger le profil sous la forme d'un graphique statique.

Dans ProfHyl, la carte et le profil sont dynamiques, c'est-à-dire que l'utilisateur peut zoomer et se déplacer à l'aide du curseur de la souris. Par ailleurs, ces deux

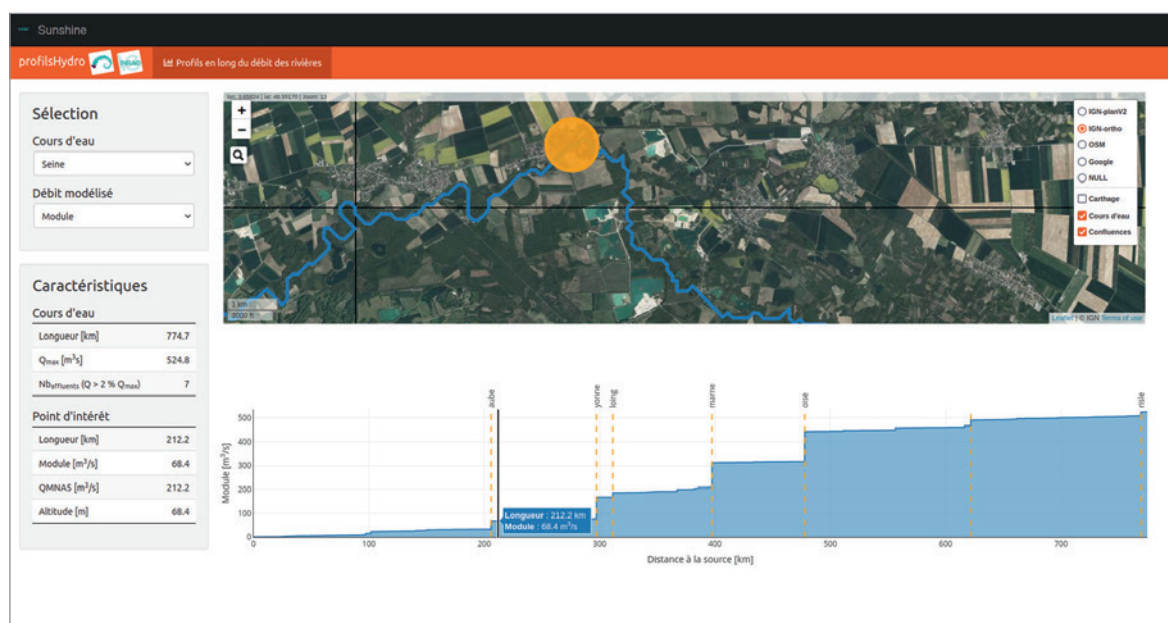
Figure 2 – Capture d'écran de l'interface web ProfHyl représentant le tracé et le profil du module de la Seine.



4. <https://sunshine.inrae.fr>

5. IGN : Institut national de l'information géographique et forestière.

Figure 6 – Capture d'écran de l'interface web ProfHyL représentant le tracé et le profil du module de la Seine, après zoom à proximité d'une confluence (à noter le changement de fond de carte réalisé par l'utilisateur).



éléments sont interactifs : lorsque l'utilisateur clique en un endroit du profil, la carte est automatiquement mise à jour, c'est-à-dire qu'on se déplace sur la position d'intérêt. Par ailleurs les curseurs indiquant les positions sur la carte et le profil sont liés. Enfin, lorsque l'utilisateur positionne le curseur sur le profil, une infobulle affiche la distance à la source et le débit d'intérêt. Des traits verticaux jaunes représentent la position des confluences avec les principaux affluents dont le nom est affiché (figure 6).

Conclusion et perspectives

La meilleure évaluation de l'intérêt de l'outil ProfHyL sera obtenue en l'utilisant. Les principaux fleuves et rivières de France sont disponibles (une soixantaine pour

l'instant), et nous projetons de poursuivre le déploiement dans les années à venir en étendant la gamme de rivières concernées.

Il faut signaler que l'estimation du QMNA5 (indicateur de débit d'étiage) est bien plus incertaine que celle du module, et que l'impact des grands barrages réservoirs (qui est majeur pour l'estimation du QMNA5) n'a pas été pris en compte, dans la mesure où la commande initiale de l'OFB se rapportait à une hydrologie « naturelle ». Nous projetons à l'avenir de proposer une couche permettant de surimposer les points présentant les estimations issues des stations de mesure de l'Hydroportail⁶ (et prenant donc en compte les influences réelles) afin de permettre à l'utilisateur d'évaluer l'écart entre les débits réels et le calcul du débit naturel.

6. Pour accéder aux données hydrométriques de la banque nationale des données quantitatives relatives aux eaux de surface : <https://www.hydro.eaufrance.fr/>

RÉFÉRENCES

- Brigode P., Lilas D., Andréassian V., Nicolle P., Le Moine N., Perrin C., Gremminger S., Augeard B., 2019. Une cartographie de l'écoulement des rivières de Corse. *La Houille Blanche*, 105(1), 68-77. <https://doi.org/10.1051/lhb/2019009>.
- Chang W., Cheng J., Allaire J. J., Sievert C., Schloerke B., Xie Y., Allen J., McPherson J., Dipert A., Borges B., 2021. Shiny: Web Application Framework for R. R package version 1.7.1., <https://CRAN.R-project.org/package=shiny>.
- Cheng J., Karambelkar B., Xie Y., 2021. Leaflet: Create Interactive Web Maps with the JavaScript "Leaflet" Library. R package version 2.0.4.1., <https://CRAN.R-project.org/package=leaflet>.
- Erhard-Cassegrain A., Margat J., 1983. Introduction à l'économie générale de l'eau. Masson, Paris, 361 p.
- Génot B., Delaigue O., Andréassian V., Brigode P., 2022. ProfHyL: Mapping of streamflows longitudinal profiles of French rivers. Web Application, <https://sunshine.inrae.fr/app/profilsHydro>.
- IGN, 2006. BD Carthage version 3.0. Descriptif de contenu. 39 p.
- Lambert R., 1995. Géographie du cycle de l'eau. Presses Universitaires du Mirail, Toulouse. 439 p.
- Margat J., 1996. Les ressources en eau. Collection Manuels et Méthodes n° 28, BRGM (Orléans) & FAO (Rome). 148 p.
- Riffard M., Andréassian V., Nicolle P., Peschard J., 2012. Combinaison multi-modèle et cartographie de consensus du débit de référence d'étiage et du débit moyen à l'échelle de la France. IRSTEA-ONEMA. Partenariat 2011. Domaine Hydro-morphologie et altérations physiques des hydrosystèmes continentaux. Action Prédétermination des étiages. 37 p.
- Sievert C., 2020. Interactive Web-Based Data Visualization with R, plotly, and shiny. Chapman and Hall/CRC Florida.



Le lac-réservoir de Bouzey (Vosges) après la sécheresse exceptionnelle de l'été 2022.



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, les pages et le DOI.

PREMHYCE, une plateforme nationale pour la prévision des étiages

François TILMANT¹, François BOURGIN¹, Didier FRANÇOIS², Matthieu LE LAY³, Charles PERRIN¹, Fabienne ROUSSET⁴, Jean-Pierre VERGNES⁵, Jean-Marie WILLET⁶, Claire MAGAND⁶, Mathilde MOREL⁷

¹ Université Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR, Antony, France.

² Université de Lorraine, LOTERR, Metz, France.

³ EDF-DTG, Saint-Martin-le-Vinoux, France.

⁴ Météo-France, Direction de la climatologie, Toulouse, France.

⁵ BRGM, Orléans, France.

⁶ Office français de la biodiversité (OFB), Vincennes Cedex, France.

⁷ Ministère de la transition écologique et de la cohésion des territoires, Direction de l'eau et de la biodiversité (DEB), La Défense, France.

Correspondance : François TILMANT, premyce@inrae.fr

En France, de nombreux usages sont concernés par les pénuries d'eau en rivière. Dans un contexte de changement climatique, il apparaît nécessaire de pouvoir mieux anticiper les périodes d'étiage afin d'améliorer la gestion de la ressource en eau. Le projet PREMHYCE a permis de mettre au point une plateforme opérationnelle de prévision des étiages applicable à l'échelle nationale.

Contexte et enjeux de la prévision des étiages

Dans beaucoup de pays, les cours d'eau sont les principales sources d'approvisionnement en eau. De nombreux usages sont concernés (refroidissement des centrales thermiques, énergie hydroélectrique, alimentation en potable, irrigation, industrie, navigation, loisirs, etc.), et peuvent être fortement impactés par les pénuries d'eau en rivière. Ces usages doivent par ailleurs être compatibles avec le maintien de la qualité de la vie aquatique, se traduisant par exemple par le respect d'un débit minimum biologique dans les cours d'eau. Il est donc nécessaire d'anticiper le plus précocement possible les périodes d'étiage afin d'améliorer la gestion de l'eau et de prendre des mesures pour atténuer l'impact socio-économique et écologique des pénuries d'eau. Les sécheresses extrêmes survenues en France en 1976, 2003 et plus récemment en 2017 et 2022 soulignent la nécessité de bénéficier de systèmes de prévision performants. Cela est renforcé par la perspective d'avoir des étiages plus sévères et plus fréquents en été en raison des évolutions climatiques en cours.

À partir de 2011, l'Office français de la biodiversité (OFB) et la Direction de l'eau et de la biodiversité (DEB) du ministère de la Transition écologique ont soutenu le projet de recherche PREMHYCE (Prévision des étiages

par des modèles hydrologiques, comparaison et évaluation), piloté par INRAE et impliquant Météo-France, le BRGM¹, EDF² et l'Université de Lorraine. Ce projet visait à comparer et évaluer la capacité de plusieurs modèles hydrologiques à produire des prévisions d'étiages utiles pour la prise de décision en temps réel. Il a conduit à la mise au point d'une plateforme multi-modèle de prévision des bas débits pour répondre aux besoins des utilisateurs identifiés, parmi lesquels les directions régionales de l'environnement (DREAL), les directions départementales des territoires (DDT), les syndicats de bassins, etc. (Tilmant *et al.*, 2020)

Comment prévoit-on les étiages ?

La prévision des débits en rivière est dépendante des caractéristiques de la réaction hydrologique du bassin versant aux conditions météorologiques futures, et de l'état de saturation du bassin à l'instant de la prévision. Pour établir ces prévisions, on utilise un modèle hydrologique, qui est une sorte de jumeau numérique du bassin versant, capable de simuler la réponse du bassin en termes de débits dans la rivière à des conditions de pluies et de températures données.

Contrairement aux crues, qui ont généralement des dynamiques rapides, typiquement de quelques heures

1. Bureau de recherches géologiques minières.
2. Électricité de France.

à quelques jours, les étiages sont des phénomènes lents dont les dynamiques caractéristiques sont de l'ordre de la semaine au mois. Quand on cherche à les anticiper, on s'intéresse donc à des délais (ou horizons) de prévision de cet ordre de grandeur voire de plusieurs mois (on parle alors de prévision saisonnière). À ces échéances, notre connaissance des conditions météorologiques futures est très incertaine. Pour tenir compte de cette incertitude, on utilise un ensemble de scénarios réalistes des conditions météorologiques futures comme entrées du modèle hydrologique, qui va ainsi produire un ensemble de simulations de débits formant la gamme probable des débits pour chaque jour de la plage de prévision. Cette gamme de débits futurs sera informative pour le gestionnaire si elle est significativement différente et/ou plus réduite que la gamme correspondant à la variabilité naturelle des débits pour le jour considéré (obtenue par exemple par des enregistrements de débits sur une longue période antérieure, comme il en existe beaucoup en France, comme la base nationale HydroPortail³ – Dufeu *et al.*, 2022). Ce sera le cas si les scénarios météorologiques futurs donnent une vision relativement précise de ce qui va se produire dans les jours suivants, et si la réponse du bassin versant

à l'horizon visé est effectivement dépendante des conditions initiales d'humidité du bassin, autrement dit de la longueur de la mémoire du bassin. Pour ces raisons, il existe un horizon maximal au-delà duquel la prévision produite par le modèle n'apporte pas plus d'information que la variabilité naturelle des débits. On parlera d'horizon maximal utile, qui varie de la semaine à quelques mois suivant les bassins

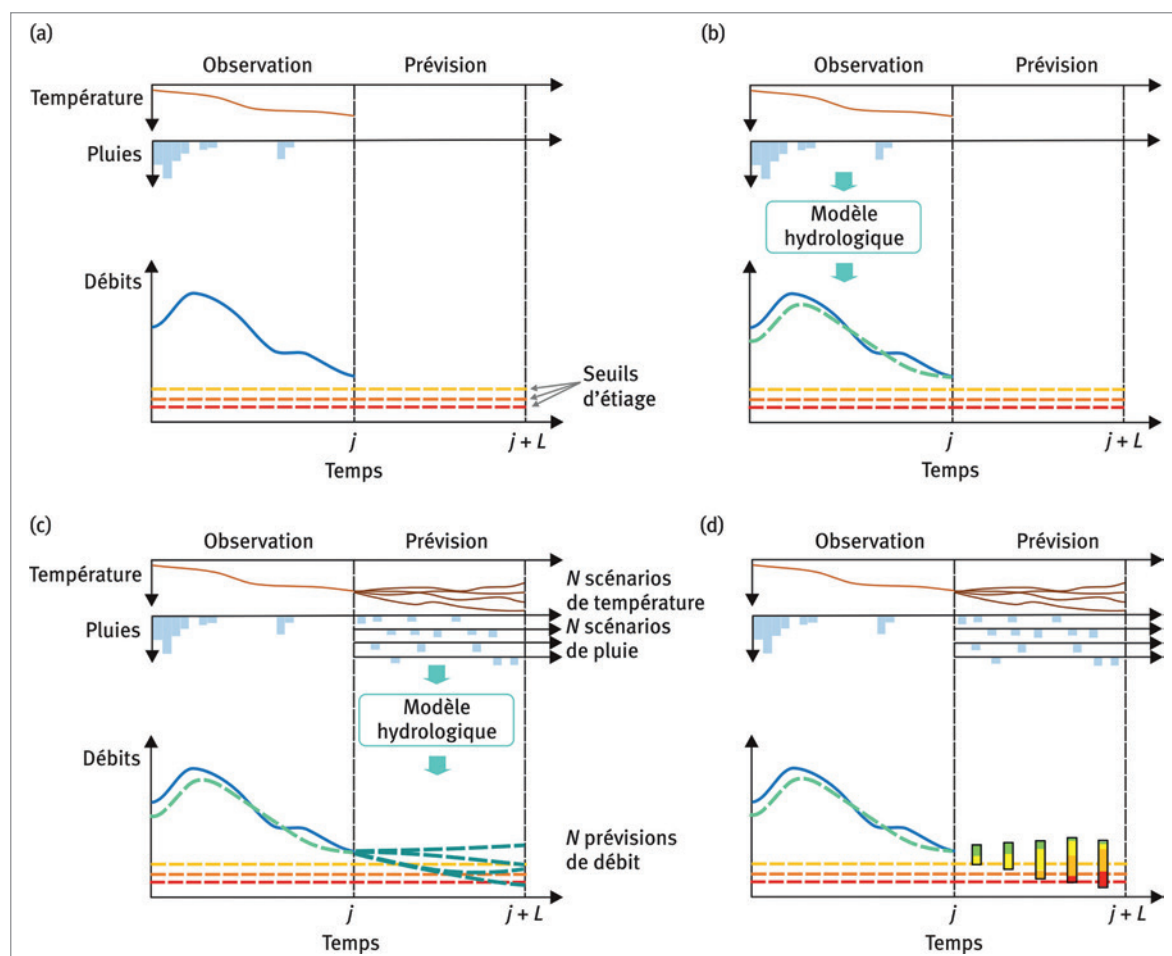
Concrètement, les modèles hydrologiques vont, à partir d'un jour j de prévision, prévoir des débits sur une plage de prévision allant de $j + 1$ à $j + L$ (avec L l'horizon de prévision, exprimé en jours), en connaissant à la fois les données météorologiques observées et les débits observés jusqu'au jour j , et en utilisant des scénarios de conditions météorologiques futures, sur la plage $j + 1$ à $j + L$. Les observations de débits peuvent être utilisées dans un schéma d'assimilation et/ou dans une procédure de correction statistique, qui permettent de corriger les erreurs du modèle le jour j et de le mettre davantage en adéquation avec le fonctionnement réel du bassin versant.

Les étapes successives de la méthode de prévision des étiages avec des modèles hydrologiques sont illustrées à la figure 1.

3. <https://hydro.eaufrance.fr/>

Figure 1 – Étapes de la prévision des étiages à l'aide d'un modèle hydrologique.

a) Observations hydroclimatiques jusqu'à l'instant de prévision ; b) Simulation du débit par le modèle hydrologique à partir des observations climatiques et correction éventuelle de l'erreur à l'aide des débits observés ; c) Prévisions de débits selon différents scénarios météorologiques (pluie et température) ; d) Intervalle de confiance de la prévision après analyse statistique des prévisions de débits et estimation des probabilités de sous-passements de seuils (vigilance, alerte, alerte renforcée et crise).



a) Les observations de précipitations, de températures et de débits sont rapatriées en temps réel et archivées pour constituer des chroniques continues jusqu'à l'instant de prévision. Les températures sont utilisées pour quantifier la capacité évaporatoire de l'atmosphère via le calcul de l'évapotranspiration potentielle. Elles peuvent également être utilisées pour simuler l'évolution du stock de neige lorsque le bassin est influencé par la neige.

b) Le modèle hydrologique fonctionne en simulation, avec les entrées de pluies et de températures observées, jusqu'au jour j d'émission de la prévision. Les états internes du modèle hydrologique sont ainsi représentatifs des conditions d'humidité au jour j . À cette étape, une procédure d'assimilation basée sur les débits observés peut permettre de corriger les erreurs du modèle pour que celui-ci calcule des débits aussi proches que possible de ceux observés le jour j .

c) On sélectionne ensuite un certain nombre (noté N) de scénarios météorologiques (pluie et température). Ils sont utilisés comme entrées du modèle, qui va simuler N prévisions de débits correspondantes, sur la plage de prévision de $j + 1$ à $j + L$. Une correction des débits prévus peut être appliquée, en utilisant les erreurs des modèles en simulation sur les derniers pas de temps avant l'instant de prévision ou en appliquant un post-traitement de type quantile-quantile.

d) Les prévisions de débits sont analysées statistiquement afin de fournir des intervalles de confiance (typiquement regroupant 80 % des simulations) pour les différents horizons cibles et d'estimer les probabilités de sous-passer des seuils critiques (représentant classiquement des seuils de vigilance, alerte ou crise).

La plateforme PREMHYCE a été construite sur ce principe. En conditions opérationnelles, ces étapes peuvent être répétées chaque jour, de manière à actualiser les prévisions en fonction des besoins.

La plateforme de prévision des étiages

PREMHYCE

Bassins versants et observations hydro-climatiques

La plateforme PREMHYCE a été mise à disposition des gestionnaires opérationnels en 2018. Depuis, le nombre de bassins versants intégrés dans la plateforme est en constante augmentation. À ce jour, la plateforme produit quotidiennement des prévisions de débits pour plus de mille bassins versants français (dont dix pour le département de La Réunion). Majoritairement, ces bassins ne sont pas, ou peu, influencés. En effet, l'application des modèles sur des bassins influencés requiert qu'ils puissent prendre explicitement en compte ces influences, ce qui n'est pas le cas actuellement. Elle nécessite également que des données sur les influences soient disponibles jusqu'au jour de prévision, et que l'on puisse établir des scénarios réalistes d'influences futures sur la plage de prévision, ce qui requiert souvent des modèles spécifiques.

Afin de caler les modèles sur les bassins versants intégrés dans la plateforme, des séries historiques climatiques et de débits journaliers sont utilisées. Les données climatiques (précipitations, températures, évapotranspirations

potentielles), disponibles d'août 1958 à aujourd'hui, sont issues de la réanalyse SAFRAN de Météo-France (Vidal *et al.*, 2009). Les données de débits journaliers ont été extraites de l'HydroPortail. Cette longue période de données permet de tester l'efficacité des modèles dans des conditions très variées, avec des événements de sécheresse très marqués. On peut ainsi évaluer leur comportement en prévision et déterminer pour chaque bassin versant l'horizon maximal utile au-delà duquel la modélisation n'apporte pas de plus-value par rapport à la variabilité naturelle des débits.

Pour la prévision en temps réel, Météo-France fournit chaque jour à la plateforme les nouvelles estimations climatiques de la version temps réel de SAFRAN. Les données de débits qui sont nécessaires pour évaluer l'erreur des modèles et la corriger sont obtenues via l'interface de programmation d'application (API) Hydrométrie⁴, qui permet d'extraire les données en temps réel. Toutes ces données sont ensuite archivées au sein de la base de données interne de la plateforme, notamment pour permettre des « rejeux » et analyser les performances post-événements.

Scénarios climatiques

Deux types de scénarios climatiques sont utilisés dans la plateforme PREMHYCE :

- des scénarios à moyenne échéance (15 jours) produits par le Centre européen de prévision météorologique à moyen terme (ECMWF) et traité par Météo-France pour correspondre à la grille SAFRAN ;

- des scénarios à longue échéance (90 jours) basés sur l'archive climatique SAFRAN, chaque année représentant un scénario (donc 64 membres actuellement).

Un scénario de précipitations nulles est également utilisé comme cas le plus extrême de prévision.

Modèles hydrologiques

Les cinq modèles utilisés dans la plateforme (modèles GARDÉNIA du BRGM, GR6J d'INRAE, MORDORDSD d'EDF, PRESAGES de l'Université de Lorraine et SIM de Météo-France) se distinguent par leur mode de construction et leurs caractéristiques de fonctionnement (tableau 1) :

- la résolution spatiale, d'une approche globale dans laquelle l'hétérogénéité du bassin versant n'est pas explicitée à des approches semi-distribuée ou distribuée, dans lesquelles le bassin versant est discrétisé en sous-bassins ou mailles pour prendre en compte son hétérogénéité ;

- le nombre de paramètres à optimiser et le mode d'estimation de ces paramètres ;

- des méthodes d'assimilation des débits (correction des états internes du modèle pour qu'il produise un débit simulé égal au débit observé à l'instant de prévision) ou des procédures statistiques de post-traitement qui permettent d'améliorer la prévision.

Avoir différents modèles à disposition dans la plateforme présente plusieurs intérêts :

- sélectionner les modèles qui paraissent les plus performants pour le bassin d'intérêt ;

- quantifier les incertitudes issues de la modélisation hydrologique dans la chaîne de prévision qui est également impactée par les incertitudes sur les observations utilisées et sur les prévisions météorologiques ;

4. <https://hubeau.eaufrance.fr/page/api-hydrometrie>

Tableau 1 – Principales caractéristiques des cinq modèles hydrologiques utilisés dans l'outil de prévision PREMHYCE.

Modèle hydrologique	Institut	Type	Résolution spatiale	Nombre paramètres	Méthode d'assimilation	Méthode de post-traitement
GARDÉNIA	BRGM	Conceptuel	Global	4 à 13	X	
GR6J	INRAE	Conceptuel	Global	6 à 8	X	
MORDOR-SD	EDF-DTG	Conceptuel	Semi-distribué	11 à 18	X	
PRESAGES	Université de Lorraine	Conceptuel	Global	7 à 10	X	
SIM	Météo-France	Bases physiques	Distribué	Pas de calage		X

– mettre en place des approches multi-modèles combinant les sorties de plusieurs modèles, de manière simple ou pondérée. Des travaux antérieurs dans le projet PREMHYCE ont notamment montré que les approches multi-modèles sont généralement plus performantes que les modèles pris individuellement, la combinaison permettant de mutualiser les forces et gommer les faiblesses des modèles.

Sorties de la plateforme

La plateforme produit quotidiennement des prévisions de débits sur l'ensemble des stations hydrométriques intégrées. Ces prévisions sont fournies aux utilisateurs sous forme de fichiers textes. À partir de ces résultats, des fiches (au format pdf) illustrant les résultats sont produites. Ces prévisions permettent d'estimer les risques de sous-passement de seuils (vigilance à crise) et d'assister les gestionnaires dans leur prise de décision.

5. Établissements publics territoriaux de bassin.

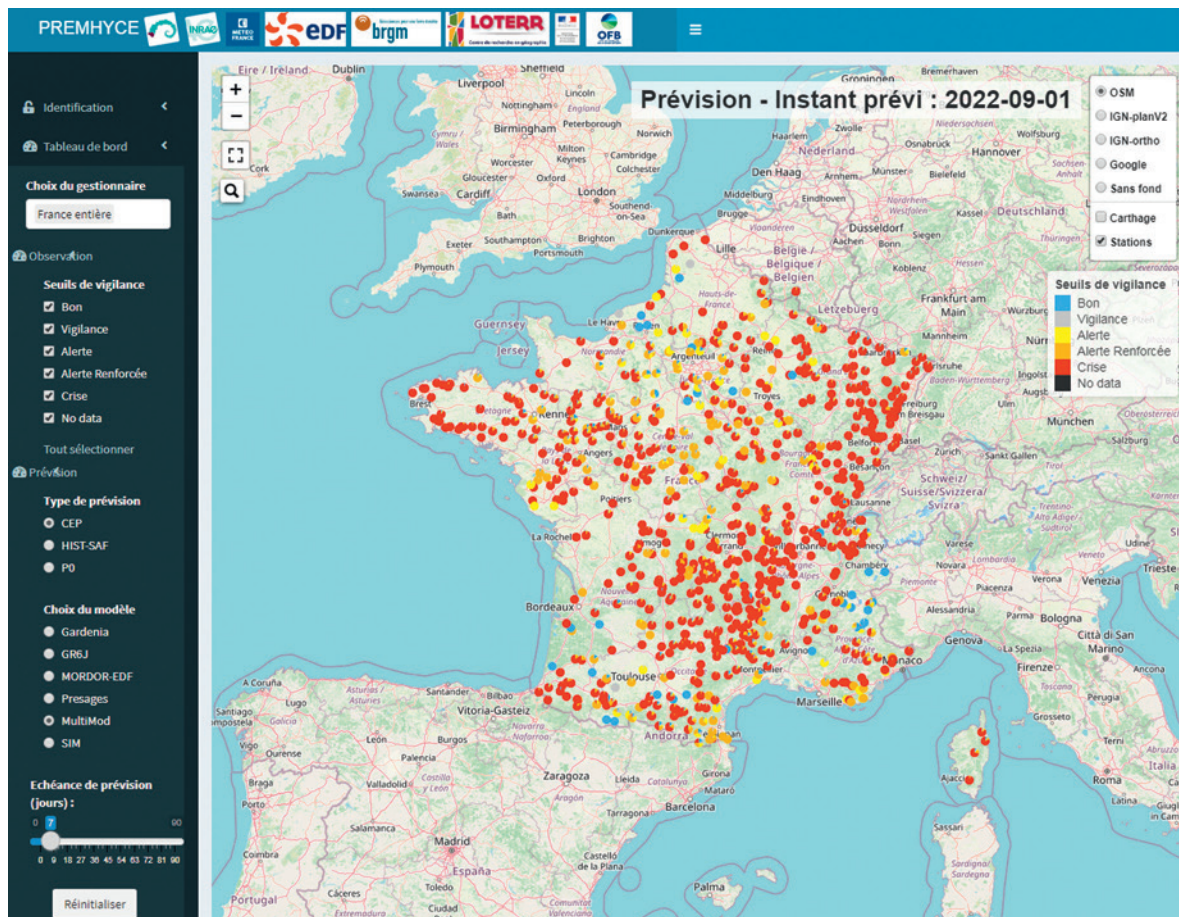
6. Voies navigables de France.

Étant donné la quantité importante de fichiers produits par la plateforme chaque jour (deux types de scénarios x cinq modèles hydrologiques), une interface web (figure 2) a été développée pour faciliter la visualisation des résultats. Celle-ci permet d'avoir une vision d'ensemble, à l'échelle nationale ou d'un territoire donné, de l'état observé et de l'état prévu sur les différentes échéances de prévision (de 1 à 90 jours selon les scénarios utilisés).

Utilisateurs

Les prévisions produites par la plateforme sont diffusées aux services publics sur demande. À ce jour, une trentaine d'utilisateurs opérationnels (DREAL, DDT, EPTB⁵, VNF⁶, syndicats de bassins, etc.) ont accès à des prévisions sur leurs bassins versants d'intérêt. Des réunions annuelles de ce groupe d'utilisateurs sont organisées

Figure 2 – Interface de visualisation des prévisions émises par la plateforme PREMHYCE (<https://sunshine.inrae.fr/app/premhyce>).



depuis 2018, avec notamment l'objectif de recueillir les retours d'expérience et de définir les priorités de développement. Les retours d'utilisateurs opérationnels sont très riches et permettent de mieux cerner les limites de l'outil. Une analyse annuelle des performances de la plateforme sur la saison d'étiage passée est également réalisée.

Conclusion et perspectives

La plateforme PREMHYCE, développée pour et en collaboration avec les services de l'État et des collectivités gestionnaires de la ressource en eau, met à disposition depuis 2018, de manière continue, des prévisions de débits jusqu'à 90 jours, pour aider à la gestion de l'eau en période d'étiage. L'intérêt croissant pour la plateforme est le reflet d'une préoccupation importante chez les gestionnaires du devenir de la ressource à long terme, dans un contexte de changement climatique progressif.

Les méthodes implémentées dans la plateforme font l'objet de recherches par les partenaires de la plateforme, avec l'objectif d'améliorer progressivement la qualité des résultats produits. Les premiers retours d'expérience ont notamment mis en évidence la nécessité d'améliorer la cohérence temporelle des scénarios météorologiques utilisés, la qualité des modélisations hydrologiques en basses eaux sur des points jaugés ou non jaugés, l'estimation des incertitudes associées aux prévisions, ou encore les méthodes de combinaison des modèles dans des approches multi-modèles. Cela a conduit au démarrage en 2021 du projet de recherche CIPRHES⁷ soutenu par l'Agence nationale de la recherche, qui vise à mettre en place une chaîne intégrée pour la prévision

hydrométéorologique des étiages et des sécheresses. Dans ce cadre, une première réunion d'un groupe utilisateurs élargi, en juin 2022, a également permis de dresser un inventaire des attentes des utilisateurs sur les fonctionnalités de la future interface.

Remerciements

Ces travaux ont reçu depuis 2011 le soutien financier de l'Office français de la biodiversité et la Direction de l'eau et de la biodiversité. Depuis 2021, le projet ANR CIPRHES (ANR-20-CE04-0009-02) contribue à l'amélioration des méthodes implémentées dans la plateforme PREMHYCE.

RÉFÉRENCES

Dufeu E., Mougins F., Foray A., Baillon M., Lamblin R., Hebrard F., Chaleon C., Romon S., Cobos L., Gouin P., Audouy J. N., Martin R., Poligot-Pitsch S., 2022. Finalisation de l'opération HYDRO 3 de modernisation du système d'information national des données hydrométriques. LHB, <https://doi.org/10.1080/27678490.2022.2099317>.

Tilmant F., Nicolle P., Bourgin F., Besson F., Delaigue O., Etchevers P., François D., Le Lay M., Perrin C., Rousset F., Thiéry D., Magand C., Leurent T., Jacob L., 2020. PREMHYCE : un outil opérationnel pour la prévision des étiages. La Houille Blanche, 106(5), 37-44. <https://doi.org/10.1051/lhb/2020043>.

Vidal J. P., Martin E., Franchistéguy L., Baillon M., Soubeyrou J. M., 2009. A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system. International Journal of Climatology, 30(11), 1627-1644. <https://doi.org/10.1002/joc.2003>.

7. CIPRHES :
Chaîne intégrée
pour la prévision
hydrométéorologique
des étiages et
des sécheresses :
[https://www6.
inrae.fr/ciprh/](https://www6.inrae.fr/ciprh/)



Les zones humides, espaces réglementés car fragiles et riches en biodiversité, remplissent de nombreuses fonctions naturelles nécessaires à l'équilibre des territoires.

GESTION DE L'HYDROMORPHOLOGIE ET DES ZONES HUMIDES

La seconde partie du numéro porte sur la gestion de l'hydromorphologie et des zones humides. Cette gestion commence par une bonne identification et caractérisation fonctionnelle, pour lesquelles les images haute-résolution peuvent apporter une aide. Elle se poursuit par l'identification et le suivi d'indicateurs hydrologiques pour suivre la bonne réussite des opérations de restauration et évaluer les impacts de projets d'aménagements. Enfin, les données relatives aux opérations de restauration, ici de berges, à l'aide des techniques de génie végétal peuvent être bancarisées dans une base de données des opérations de restauration à l'aide des techniques de génie végétal. Ces outils peuvent constituer des référentiels d'expérience. Ces trois étapes sont illustrées sur des objets et avec des approches variées, en lien avec des cas concrets.

- 25 **Granulométrie de surface des lits en tresses à partir d'images drone**
Frédéric LIÉBAULT, Michaël DESCHÂTRES, Laurent BORGNIET, Gabriel MELUN
- 31 **HYDRINDIC : suivre et évaluer l'efficacité des opérations de restauration/création de zones humides avec un indicateur hydrologique**
Hugo CLÉMENT, Stéphanie GAUCHERAND, Guillaume GAYET, Florence BAPTIST, Jérôme PORTERET, Pierre CAESSTEKER, Claire MAGAND, Anne VIVIER
- 35 **BD GeniVeg : une base de données française sur les ouvrages de protection de berges en génie végétal**
Delphine JAYMOND, André EVETTE, Frédéric BRAY, Solange LEBLOIS, Delphine JUNG, Anne VIVIER, Cécile DORGET



La granulométrie de surface des lits de rivière est un indicateur de première importance pour la qualité des habitats aquatiques.



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, les pages et le DOI.

Granulométrie de surface des lits en tresses à partir d'images drone

Frédéric LIÉBAULT¹, Michaël DESCHÂTRES¹, Laurent BORGNIET², Gabriel MELUN³

¹ Université Grenoble Alpes, INRAE, UR ETNA, Grenoble, France.

² Université Grenoble Alpes, INRAE, UR LESSEM, Grenoble, France.

³ Office français de la biodiversité (OFB), Direction de la recherche et de l'appui scientifique, Vincennes Cedex, France.

Correspondance : Frédéric LIÉBAULT, frederic.liebault@inrae.fr

La granulométrie de surface des lits fluviaux est un indicateur de première importance pour l'évaluation des conditions physiques qui contrôlent la qualité des habitats aquatiques. Une méthode spécifique aux lits en tresses a été développée et testée pour extraire la granulométrie de surface à partir d'images haute-résolution obtenues par drone. Cette note méthodologique présente les grandes lignes du protocole, les premiers résultats obtenus, ainsi que les perspectives offertes par ces premiers tests.

Introduction

La biodiversité des hydrosystèmes fluviaux est en grande partie conditionnée par l'hétérogénéité des conditions physiques qui définissent les habitats aquatiques et terrestres des lits fluviaux. Pour certains styles morphologiques de cours d'eau, comme les lits en tresses, le substrat alluvial constitue très souvent un élément majeur d'hétérogénéité spatiale. Établir un diagnostic des conditions physiques pour ce type de rivière nécessite de disposer d'une méthode permettant de retranscrire le plus fidèlement possible la granulométrie de surface des lits en tresses. Ceci est d'autant plus important que la granulométrie est un indicateur sensible aux modifications du régime sédimentaire de ces rivières, qui peuvent conduire à un basculement rapide vers un style morphologique dégradé de lit incisé à chenal unique. Dans les cas les plus extrêmes, la rivière s'incise dans ses propres alluvions et finit par mettre en affleurement le substratum rocheux, ce qui constitue une perte considérable d'habitats aquatiques (disparition des frayères et des habitats hyporhéiques¹).

Dans le cadre du protocole CarHyCE de l'Office français de la biodiversité (OFB) (Baudoin *et al.*, 2017), qui vise à établir un diagnostic physique à l'échelle d'un tronçon homogène, la granulométrie de surface est obtenue à partir d'un prélèvement au sol de type Wolman (100 particules prélevées de manière aléatoire et mesurées individuellement) réalisé sur un radier présentant la fraction granulométrique la plus grossière, et d'obser-

vations ponctuelles du type de substrat présent au droit des points de mesure de chaque transect. Dans le cas des lits en tresses, ce protocole n'offre qu'une image très partielle de la mosaïque granulométrique de surface, qui résulte de l'entrecroisement de macroformes sédimentaires multiples (seuils, mouilles, bancs, nappes de charriage). Les indicateurs qui en résultent restent donc limités pour des comparaisons inter-sites ou pour des suivis temporels.

Le développement parallèle des drones et des outils de restitution photogrammétrique offre aujourd'hui la possibilité d'obtenir une information spatiale très riche pour l'exploration par télédétection des états de surface des lits fluviaux. Une méthode spécifique aux lits en tresses a ainsi été développée et testée pour extraire la granulométrie de surface à partir d'images haute-résolution obtenues par drone. Cette note méthodologique présente les grandes lignes du protocole, les premiers résultats obtenus, ainsi que les perspectives offertes par ces premiers tests.

Protocole méthodologique

La méthode est fondée sur l'utilisation d'un drone (DJI Phantom 4 RTK) équipé d'une caméra haute-résolution (20 Mpxl) et d'un GPS embarqué en liaison avec une base GPS au sol pour la correction en cinématique temps réel (RTK)² du positionnement. Le géoréférencement direct du centre optique de chaque image obte-

1. Appliqué à un cours d'eau, ce terme se réfère à la zone sédimentaire saturée en eau, située au-dessous et à côté du lit de la rivière.
2. La cinématique temps réel (notée RTK pour *Real Time Kinematics*) est une technique de positionnement par satellite fondée sur l'utilisation de mesures de la phase des ondes porteuses des signaux émis par les différentes constellations de satellites. Une station de référence fournit des corrections en temps réel permettant d'atteindre une précision de l'ordre du centimètre (source : Wikipédia).

Encadré 1 – Photogrammétrie SfM (*Structure from Motion*).

La photogrammétrie SfM est une technique de restitution photogrammétrique par stéréoscopie qui consiste à obtenir une géométrie 3D d'un objet à partir d'une série d'images 2D superposées de cet objet. La différence fondamentale de la SfM par rapport aux approches photogrammétriques conventionnelles réside dans le fait que la géométrie 3D de l'objet imagé, la position et l'orientation de l'appareil de prises de vue sont résolues automatiquement, sans qu'il soit nécessaire de disposer de cibles préalablement géolocalisées. Cette résolution groupée repose sur un processus d'ajustement itératif (*bundle adjustment*) qui opère à partir d'objets communs automatiquement détectés sur les superpositions d'images. Cette technique est donc capable de restituer la structure 3D d'un objet à partir d'images superposées de l'objet prises selon différents angles, sans qu'il soit nécessaire de connaître la géométrie interne, la position et l'orientation de l'appareil de prises de vue. Cela s'apparente à reconstruire un objet en 3D à partir d'un capteur visuel en mouvement autour de cet objet, d'où le terme de *Structure from Motion*. L'origine de la SfM remonte aux années 1990 avec les développements issus de la vision assistée par ordinateur et de la reconnaissance automatique d'objets par traitement d'image. Son application en topographie s'est développée à partir des années 2010 avec l'apparition des premiers programmes SfM adaptés pour ce type d'usage (Westoby *et al.*, 2012).

nue avec cet équipement, de précision centimétrique, représente un avantage décisif pour les applications photogrammétriques, car il permet d'améliorer la qualité des restitutions topographiques, tout en réduisant le nombre de points de calage au sol. Les prises de vue sont traitées dans un programme (Agisoft Metashape 1.6.2) de restitution photogrammétrique de type *Structure from Motion* (SfM) (encadré 1) afin d'obtenir une ortho-image de haute-résolution (2-3 cm) et un nuage de points 3D de haute densité (1 500 points/m²), à partir duquel il est possible d'extraire la rugosité altimétrique de surface. Cette rugosité locale est ensuite utilisée comme un proxy de la granulométrie de surface, à partir d'une loi de calibration. Ce principe a déjà été éprouvé à partir de levés topographiques terrestres par laserscanning (Heritage et Milan, 2009), mais ces campagnes nécessitent un équipement onéreux et peu adapté lorsqu'il s'agit de couvrir un tronçon de plusieurs kilomètres de long. L'utilisation de données LiDAR aéroportées permet de couvrir rapidement de grandes surfaces, mais cela impose de passer par un prestataire pour l'acquisition et le traitement des données brutes. D'autre part, le coût de la prestation reste élevé et les densités de point au sol sont souvent

3. Les percentiles granulométriques sont des paramètres de description des distributions statistiques de tailles de grain qui permettent de diviser la distribution en 100 parts égales (la médiane correspond au percentile 50 %).

insuffisantes pour les applications granulométriques. Face à ces technologies, les drones offrent une solution avantageuse et pragmatique pour produire en autonomie et à moindre coût, sur des surfaces relativement importantes (environ 100 ha/jour), des nuages de points 3D de haute densité. Il est possible de couvrir des tronçons de 2 à 3 km à la journée. Nos premiers essais de cartographie granulométrique par drone ont été réalisés en 2015 sur le lit en tresses du Vénéon à partir de l'utilisation d'un quadricoptère équipé d'une caméra GoPro (5 Mpxl) de qualité standard (Vázquez-Tarrio *et al.*, 2017). Les résultats ont montré une bonne corrélation entre la rugosité altimétrique moyennée à l'échelle des bancs et les percentiles granulométriques³ mesurés sur ces mêmes bancs par des échantillonnages de type Wolman. Des résultats équivalents ont été obtenus sur une petite rivière à substrat grossier (Woodget et Austrums, 2017). Nous avons donc procédé à partir de 2020 à de nouvelles acquisitions avec le drone DJI Phantom 4 RTK, avec pour objectif d'optimiser la méthode de cartographie granulométrique des lits en tresses fondée sur la rugosité altimétrique locale.

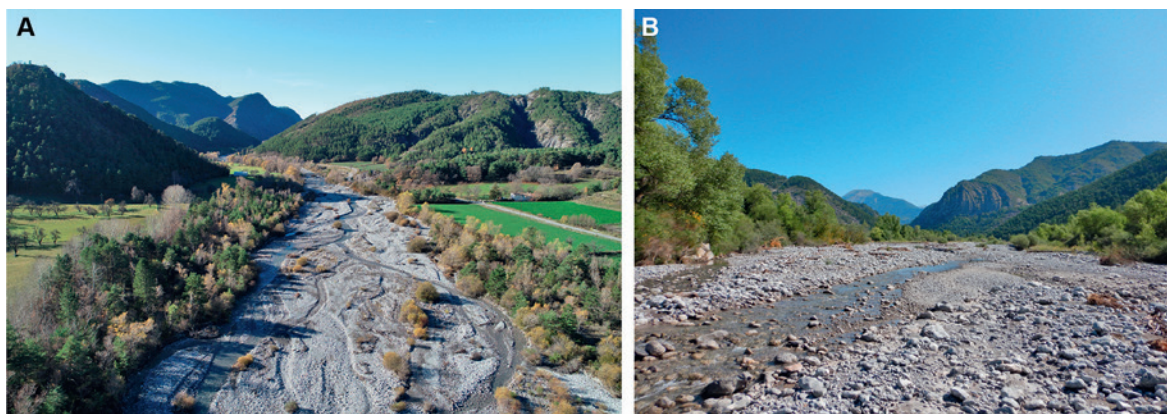
Les acquisitions ont été réalisées sur 12 rivières en tresses alpines aux caractéristiques hydrologiques et lithologiques (nature des roches) contrastées (figure 1, tableau 1). Les vols drone ont été réalisés en conditions d'étiage afin de minimiser les surfaces en eau et de bénéficier de conditions d'eau claire pour une bonne visibilité du substrat dans les chenaux en eau (printemps-été pour les rivières en régime méditerranéen, automne pour les rivières en régime nival ou nivo-glaciaire). Sur chaque rivière, un tronçon de longueur équivalente à 15 fois la largeur du lit actif a été sélectionné (conformément au protocole CarHyCE). Les vols drone ont été réalisés à une altitude relative de 70 m au-dessus du sol, de façon à obtenir des images de résolution centimétrique. Pour chaque tronçon, une soixantaine de points de calage au sol ont été matérialisés et mesurés avec un GPS différentiel de précision centimétrique (Leica Zeno, Trimble R2).

Afin d'obtenir une loi de calibration granulométrique (relation statistique entre la rugosité et la granulométrie

Tableau 1 – Sites d'étude sélectionnés pour le développement de la méthode de cartographie granulométrique de surface des lits en tresses à partir d'images drone.

Sites d'étude et coordonnées WGS84	Surface drainée (km ²)	Régime hydrologique	Lithologies dominantes du substrat alluvial	Longueur du tronçon (m)
Arigéol (44°11'13.50"N, 6°21'53.58"E)	63	Méditerranéen	Calcaires	980
Asse (43°53'35.45"N, 6°0'48.63"E)	617	Méditerranéen	Calcaires	1 900
Béoux (44°36'5.53"N, 5°51'20.69"E)	43	Méditerranéen	Calcaires	1 735
Bès (44°8'51.97"N, 6°14'32.87"E)	230	Méditerranéen	Calcaires, gypses	2 410
Bouinenc (44°8'12.13"N, 6°17'2.64"E)	40	Méditerranéen	Calcaires, marnes	425
Drac (44°39'8.75"N, 6°11'1.90"E)	248	Nival	Gneiss, grès, granites	2 020
Drôme (44°40'10.79"N, 5°24'30.91"E)	260	Méditerranéen	Calcaires	910
Ebron (44°44'46.19"N, 5°47'7.06"E)	9	Méditerranéen	Calcaires	900
Eygues (44°17'12.40"N, 5°0'17.07"E)	876	Méditerranéen	Calcaires	1 680
Galabre (44°9'21.46"N, 6°14'14.98"E)	34	Méditerranéen	Calcaires, gypses	300
Séveraisse (44°48'18.50"N, 6°6'3.03"E)	173	Nival	Gneiss	1 120
Torrent de Saint-Pierre (44°55'3.99"N, 6°25'13.94"E)	35	Glacio-nival	Gneiss, granites	1 800

Figure 1 – Exemple d'un lit en tresses sélectionné pour la cartographie granulométrique de surface à partir d'images drone haute-résolution : l'Arigéol dans les Alpes-de-Haute-Provence. (A) Vue aérienne oblique de la bande de tissage ; (B) Vue au sol vers l'amont des différents faciès sédimentaires de la bande active.



de surface), une dizaine de parcelles a été sélectionnée et marquée à la peinture avant le survol drone du site (figure 2A). Ces parcelles ont été systématiquement positionnées sur des surfaces planes de granulométrie homogène. Les faciès granulométriques dominants de chaque site ont été échantillonnés, dans une gamme comprise entre les graviers fins (2-4 mm de diamètre) et les petits blocs (25-50 cm de diamètre). Des parcelles de 1 m x 1 m ont été utilisées pour les faciès granulométriques de type graveleux ou caillouteux. Pour les faciès les plus grossiers (cailloux grossiers et petits blocs), des parcelles de 2 m x 2 m ont été utilisées, de façon à augmenter la taille de l'échantillon de grains pour l'extraction de la distribution granulométrique. Les parcelles ont été photographiées avec un drone DJI Mavic 2 à une hauteur de 2-3 m au-dessus du sol (figure 2B). Les distributions granulométriques des parcelles ont été extraites automatiquement à partir d'un code de traitement d'image d'usage courant en sédimentologie (*Digital Grain Size*, DGS) (Buscombe, 2013). Conformément aux recommandations de la littérature, un filtre médian⁴ a été appliqué sur les images préalablement à leur traitement dans DGS, afin d'atténuer les effets des variations de tex-

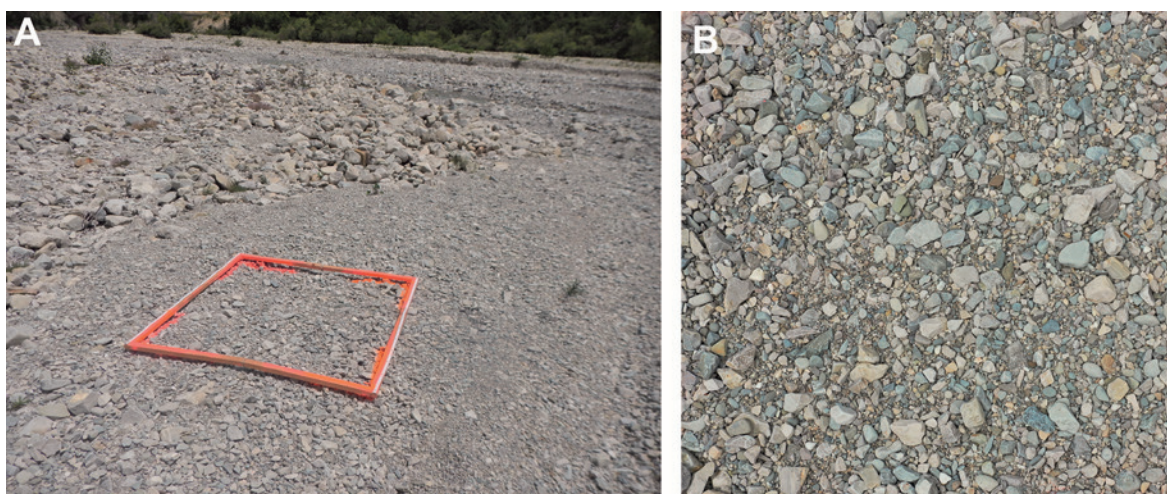
ture intra-grain (Chardon *et al.*, 2020). Une trentaine de parcelles ont été traitées en parallèle sur l'outil d'analyse d'image ImageJ (<https://imagej.nih.gov/ij/>) pour l'extraction manuelle des distributions granulométriques, afin de contrôler la qualité des percentiles DGS. Cette étape de contrôle s'est révélée indispensable pour corriger un biais systématique sur les percentiles DGS, déjà observé sur d'autres jeux de données (Chardon *et al.*, 2020). Les percentiles DGS corrigés ont finalement été comparés à la rugosité altimétrique de surface des parcelles obtenue après extraction des nuages de points 3D de chaque parcelle, et mesure de la rugosité sur le logiciel de traitement de nuages de points CloudCompare (<https://www.danielgm.net/cc/>). Cette procédure est identique à celle que nous avons utilisé sur le Vénéon (Vázquez-Tarrío *et al.*, 2017).

Premiers résultats

À partir des 119 placettes granulométriques collectées sur les 12 tronçons du jeu de données, il a été possible d'ajuster des régressions linéaires entre les percentiles usuels de la distribution granulométrique de surface et

4. Un filtre médian est une technique classique utilisée en prétraitement d'image pour réduire le bruit et améliorer la détection des bords des objets.

Figure 2 – Exemple de placette granulométrique utilisée pour établir une loi de calibration entre les percentiles de la distribution granulométrique de surface et la rugosité altimétrique locale. (A) Placette de 1 m x 1 m positionnée sur un banc de graviers fins ; (B) Extraction de l'image rapprochée de la placette obtenue à l'aide d'un drone DJI Mavic 2 en vol stationnaire à quelques mètres au-dessus du sol.



les percentiles équivalents calculés sur les distributions de rugosité des nuages de points SfM. La régression linéaire obtenue pour la médiane de la distribution (D_{50}) montre que la rugosité altimétrique locale est un très bon proxy de la taille médiane des grains en surface, avec un R^2 de 0,79 et une RMSE (erreur quadratique moyenne) de 8,5 mm (soit 24 % du D_{50} moyen du jeu de données, égal à 36 mm). La calibration du proxy a été obtenue pour des valeurs de D_{50} comprises entre 22 et 82 mm. Cette loi a été utilisée pour établir des cartes granulométriques distribuées sur l'ensemble des surfaces sédimentaires non végétalisées de la bande active, incluant les zones submergées. Les conditions d'eau claire lors des missions drone ont en effet permis l'extraction de points topographiques dans les chenaux en eau.

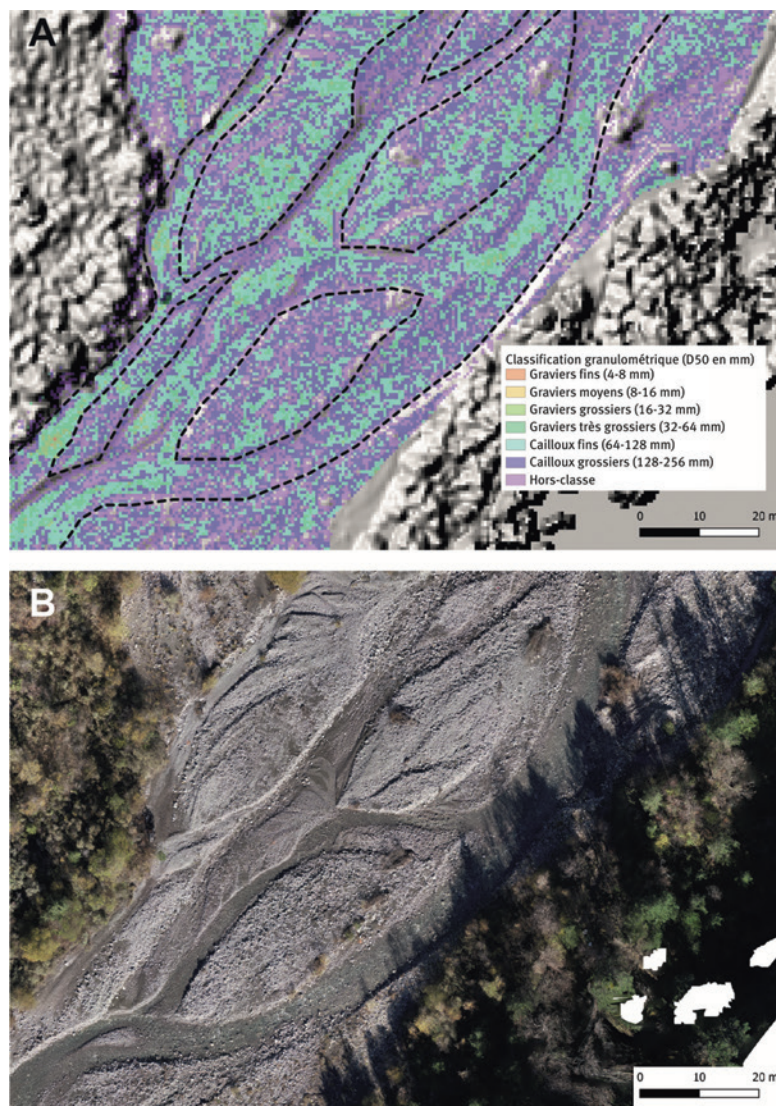
Plusieurs étapes sont nécessaires pour produire ces cartes. La première consiste à filtrer la végétation présente dans la bande active à partir d'un algorithme

5. La norme Wentworth est une échelle internationale de classes granulométriques fondée sur une progression logarithmique de base 2.

de classification automatique disponible dans Cloud-Compare. L'étape suivante consiste à calculer la rugosité altimétrique pour chaque point du nuage photogrammétrique SfM. Une rugosité moyenne est ensuite calculée selon une grille de résolution 0,5 m. Le raster (image matricielle) de rugosité est ensuite converti en raster de D_{50} à partir de la loi de calibration obtenue sur l'ensemble des sites. Les pixels sont ensuite rangés par classes granulométriques en suivant la norme Wentworth⁵ couramment utilisée en géomorphologie fluviale. Les valeurs de rugosité moyenne qui dépassent les valeurs observées sur les parcelles de calibration sont considérées comme hors-classe. Ces pixels correspondent souvent à des dépôts de bois mort ou à des talus en forte pente.

Un exemple est présenté ici sur le site de l'Arigéol (figure 3). La comparaison des textures sédimentaires visibles sur l'ortho-image SfM avec la classification granulométrique de surface montre une très bonne correspondance qualitative. La mosaïque sédimentaire du lit en tresses semble bien capturée par la rugosité de surface, y compris dans les chenaux en eau. On voit très clairement apparaître les patches de graviers qui ont tendance à recouvrir des dépôts caillouteux plus grossiers. Ces patches correspondent ici à des nappes de charriage qui se forment préférentiellement dans les chenaux, mais qui peuvent aussi recouvrir partiellement les bancs. Des alternances de patches fins et grossiers apparaissent aussi le long des chenaux, traduisant les successions de zones de surcreusement (mouilles) et de dépôt (seuils) qui se sont formées lors des dernières crues.

Figure 3 – Exemple de cartographie granulométrique de surface obtenue sur le site de l'Arigéol à partir de la rugosité altimétrique du nuage de points 3D SfM. (A) Classification granulométrique de surface projetée sur l'ombrage du modèle numérique de surface SfM avec en pointillés les limites approximatives des chenaux ; (B) Ortho-image SfM du site.



Conclusion et perspectives

Les nuages de points SfM-3D tirés de l'imagerie drone haute-résolution permettent d'obtenir une cartographie distribuée de la granulométrie des surfaces sédimentaires qui composent la bande active des lits en tresses. Les calibrations obtenues à partir d'un jeu de données, composé d'une centaine de placettes granulométriques distribuées sur une dizaine de rivières en tresses, confirment que la rugosité altimétrique locale est un très bon proxy du D_{50} de surface. Ces cartes permettent d'obtenir une image très détaillée et spatialement continue de l'hétérogénéité du substrat des lits en tresses, qui reste très difficile à obtenir à partir de relevés de terrain. Les développements méthodologiques qui sont présentés ici ouvrent des perspectives intéressantes non seulement pour le suivi des habitats aquatiques et terrestres des lits en tresses, notamment dans le cadre de projets de restauration, mais aussi pour la gestion sédimentaire de ces rivières. La détection automatique des patches de graviers présente notamment un réel intérêt en matière de cartographie des dépôts sédimentaires facilement mobilisables au sein de la bande active, et donc d'évaluation de la disponibilité sédimentaire à l'échelle du tronçon. La combinaison de cette information avec d'autres indicateurs morphométriques plus classiques est également une piste à explorer pour améliorer notre capacité à diagnostiquer les trajectoires d'évolution morphologique de ces rivières, qui sont pour la plupart proches du point de basculement vers un style morphologique dégradé, à chenal unique (Terrier *et al.*, 2019).

RÉFÉRENCES

Baudoin J. M., Boutet-berry L., Cagnant M., Gob F., Kreutzenberger K., Lamand F., Malavoi J. R., Marmonier P., Pénil C., Rivière C., Sadot M., Tamisier V., Tual M., 2017. Carhyce – Caractérisation hydromorphologique des cours d'eau, protocole de recueil de données hydromorphologiques à l'échelle de la station sur les cours d'eau prospectables à pied. Agence Française pour la Biodiversité, Collection Guides et Protocoles, 52 p.

Buscombe D., 2013. Transferable wavelet method for grain-size distribution from images of sediment surfaces and thin sections, and other natural granular patterns. *Sedimentology*, 60(7), 1709-1732, <https://doi.org/10.1111/sed.12049>.

Chardon V., Schmitt L., Piégay H., Lague D., 2020. Use of terrestrial photosieving and airborne topographic LiDAR to assess bed grain size in large rivers: a study on the Rhine River. *Earth Surface Processes and Landforms*, 45(10), 2314-2330, <https://doi.org/10.1002/esp.4882>.

Heritage G. L., Milan D. J., 2009. Terrestrial Laser Scanning of grain roughness in a gravel-bed river. *Geomorphology*, 113 (1-2), 4-11, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.03.021>.

Terrier B., Piégay H., Liébault F., Dufour S., Belletti B., Le Lay Y. F., Marmonier P., Comby E., Tacon S., Boca F., Faton J. M., Gourhand A., Marteau B., Rappé B., Wawrzyniak V., 2019. Les rivières en tresses, éléments de connaissance. Collection Eau et Connaissance, Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 116 p, https://www.eaurmc.fr/upload/docs/application/pdf/2019-09/guide_riviere_en_tresses_v27_complet.pdf.

Vázquez-Tarrío D., Borgniet L., Liébault F., Recking A., 2017. Using UAS optical imagery and SfM photogrammetry to characterize the surface grain size of gravel bars in a braided river (Vénéon River, French Alps). *Geomorphology*, 285, 94-105, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.01.039>.

Westoby M., Brasington J., Glasser N., Hambrey M., Reynolds J., 2012. "Structure-from-Motion" photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology*, 179, 300-314, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.08.021>.

Woodget A. S., Austrums R., 2017. Subaerial gravel size measurement using topographic data derived from a UAV-SfM approach. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(9), 1434-1443. <https://doi.org/10.1002/esp.4139>.



Disposer d'informations sur le fonctionnement hydrologique d'une zone humide est essentiel pour évaluer le résultat d'une opération de restauration.



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, les pages et le DOI.

HYDRINDIC : suivre et évaluer l'efficacité des opérations de restauration/création de zones humides avec un indicateur hydrologique

Hugo CLÉMENT¹, Stéphanie GAUCHERAND¹, Guillaume GAYET², Florence BAPTIST³, Jérôme PORTERET⁴, Pierre CAESSTEKER⁵, Claire MAGAND⁶, Anne VIVIER⁶

¹ Université Grenoble Alpes, INRAE, UR LESSEM, Grenoble, France.

² Office français de la biodiversité (OFB), UMS PatriNat OFB-CNRS-MNHN, équipe Évaluation et Suivi, France.

³ Soltis-environnement/Biotope, Moirans France.

⁴ Conservatoire d'espaces naturels de Savoie, Le-Bourget-du-Lac, France.

⁵ Office français de la biodiversité (OFB), Direction Acteurs et citoyens, service Usages et gestion de la biodiversité, France.

⁶ Office français de la biodiversité (OFB), Direction de la recherche et de l'appui scientifique, Vincennes, France.

Correspondance : Hugo CLÉMENT, hugo.clement@inrae.fr

Un grand nombre d'opérations de restauration/création de zones humides voient le jour en France. Leur efficacité doit être évaluée à court, moyen et long terme. C'est le cas des opérations de compensation qui sont désormais soumises à obligation de résultat et doivent, pour démontrer l'efficacité de leurs opérations de restauration/création, disposer d'indicateurs robustes et facilement mobilisables. L'indicateur HYDRINDIC a ainsi été construit pour permettre le suivi et l'évaluation de l'efficacité des opérations de restauration/création de zones humides d'un point de vue hydrologique.

Au cours du siècle dernier, l'agriculture, l'urbanisation, les activités industrielles... ont réduit de moitié la surface des zones humides en France (Bernard, 1994), qui sont pourtant d'intérêt général (Art. L211-1-1 du Code de l'environnement). Face à ce constat alarmant, les lois sur le développement des territoires ruraux de 2005 et l'eau et les milieux aquatiques de 2006 ont impulsé une dynamique de préservation et de restauration de ces milieux. Le porteur d'un projet d'aménagement doit désormais démontrer l'efficacité de son opération de restauration/création de zone humide effectuée dans le cadre de la compensation écologique découlant de la séquence « Éviter-Réduire-Compenser » (ERC). Néanmoins, les gains induits par la compensation écologique sont rarement évalués de manière satisfaisante (peu de suivi dans le temps des mesures mises en œuvre).

Il existe désormais une méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides (MNEFZH) qui permet de suivre un certain nombre d'indicateurs de fonctions réalisées par ces milieux et de suivre le devenir de zones

humides en voie de restauration/création d'un point de vue fonctionnel. Pour autant, la profondeur et les fluctuations de la nappe d'eau ne font toujours pas l'objet de suivis piézométriques, que ce soit dans les zones pressenties pour recevoir des opérations de restauration (en amont des travaux) ou dans les zones humides en voie de restauration/création (après travaux). En outre, les indicateurs basés sur le sol ou la végétation peuvent avoir un temps de réponse long (plusieurs années ou décennies selon l'altitude et le type de végétation) alors que la réponse hydrologique est rapide (de quelques jours à sept ans) (Connell et Slatyer, 1977 ; Clewell et Lea, 1990 ; Meyer *et al.*, 2010). L'absence de données hydrologiques représente un frein important à l'efficacité des opérations de restauration/création de zones humides, qu'elles soient entreprises dans le cadre de la compensation écologique ou dans tout autre contexte. Évaluer le résultat d'une opération de restauration sur une zone humide sans disposer d'information sur le fonctionnement hydrologique de celle-ci est également problématique.

Contexte de l'évaluation des opérations de restauration/création de zones humides d'un point de vue hydrologique

Il existe des projets R&D qui sont actuellement menés dans un objectif d'évaluation du succès des opérations de restauration en zone humide. C'est le cas de NAPROM notamment (« NAPpes Rivières : Observation Modélisation »), mais celui-ci vise un type précis de zones humides (zones humides alluviales uniquement) et exige un paramétrage important du modèle. D'autres outils comme ceux de la boîte à outils de suivi des zones humides RhoMeO par exemple, exigent un recul temporel important avec une répétition des mesures sur de nombreuses années et visent à mesurer une amélioration de la condition d'une zone humide donnée plutôt que l'atteinte d'un objectif prédéfini.

Un indicateur hydrologique à vocation opérationnelle

Disposer d'un indicateur hydrologique robuste et surtout simple dans sa mise en œuvre et dans son interprétation, ne nécessitant pas nécessairement d'état initial, contribuerait à améliorer le suivi et l'évaluation du succès des opérations de restauration, que ce soit dans les dossiers « Loi sur l'eau » ou plus généralement pour toute action de restauration de zones humides.

Des sites correspondant à l'objectif de restauration/création (SCORs) comme base de comparaison

Le principe de l'indicateur repose sur la comparaison annuelle de chroniques piézométriques (relevé de la profondeur de nappe dans le temps à l'aide de plusieurs piézomètres) entre une zone humide en voie de restauration/création et des zones humides qui correspondent à l'objectif de restauration/création (SCORs). Les données piézométriques annuelles récoltées sur les SCORs (étape de suivi) permettent de construire une enveloppe de référence, c'est-à-dire une gamme de variations de profondeur de nappe « autorisée » pour objectiver une conclusion sur le succès vraisemblable de la restauration/création d'un point de vue hydrologique (fonctionnement hydrologique considéré comme optimal pour préserver des fonctions hydrologiques, biogéochimiques, des communautés spécifiques, etc.). Cette enveloppe de référence est construite pour une année de suivi en calculant la moyenne et l'écart type de la profondeur de nappe sur les SCORs, sur la base d'au moins une mesure hebdomadaire.

Pour un site en voie de restauration/création, l'indicateur HYDRINDIC correspond ainsi au pourcentage de données piézométriques récoltées sur une année contenues dans une enveloppe de référence (étape d'évaluation). L'opération de restauration/création peut être considérée comme un succès lorsque les variations de profondeur de nappe libre au cours de l'année dans le site en voie de restauration/création sont similaires à celles mesurées dans les SCORs. Cet indicateur permet donc de vérifier que le fonctionnement hydrologique obtenu après opération de restauration/création correspond aux objectifs visés.

Une première utilisation aux États-Unis

Un tel indicateur a été développé et validé pour prédire le succès des opérations de restauration de zones humides de montagne au cours d'un projet commun Irstea – *Colorado State University* en 2013-2014 (Gaucherand *et al.*, 2013, Cooper *et al.*, 2017). Cet indicateur a été étendu à une variété de milieux aux États-Unis entre 2015 et 2018 (Sueltenfuss et Cooper, 2019) et proposé comme indicateur standard de la performance des opérations de restaurations à l'*Army Corps of Engineers* (l'agence américaine en charge du suivi des mesures compensatoires en zones humides).

Un projet de deux ans pour une application en France métropolitaine

Afin de valider cet indicateur (nommé HYDRINDIC) en France métropolitaine pour le suivi et l'évaluation des opérations de restauration en zones humides (y compris hors cadre ERC), nous avons lancé un projet de deux ans, réunissant les acteurs impliqués dans la restauration/création de zones humides : l'Office français de la biodiversité, l'Eurométropole de Strasbourg, le Conservatoire d'espaces naturels de Savoie et Biotope, un bureau d'étude en environnement.

Les principaux objectifs ont été de populariser l'utilisation de piézomètres dans les projets de restauration/création de zones humides, y compris dans le cadre de la compensation écologique, et de proposer un indicateur facile à calculer à partir des données collectées grâce à l'utilisation d'un tableur automatisé et d'un outil en ligne.

Test de l'indicateur sur des zones humides variées et à l'échelle nationale

Nous avons contacté quatre-vingt-dix acteurs travaillant sur la restauration des zones humides en France, y compris des acteurs impliqués dans la compensation écologique, afin de trouver des sites d'étude. Nous avons sélectionné treize zones humides en voie de restauration, comprenant des prairies humides, des tourbières, des boisements humides, etc. comme sites d'étude. Pour chaque site en voie de restauration/création sélectionné, nous avons identifié un ou plusieurs sites correspondant à l'objectif de restauration/création. Ces SCORs sont des zones humides ordinaires, localisées à proximité du site en voie de restauration/création et correspondant à un objectif réaliste (en termes d'habitat et de fonctionnement) pour la zone humide en voie de restauration/création. Des études floristiques et pédologiques ont été réalisées sur tous les sites.

Matériel mobilisé pour le calcul d'HYDRINDIC

Les sites ont été équipés d'au moins trois piézomètres avec des sondes autonomes (mesures automatiques à intervalle régulier) enregistrant quotidiennement la profondeur de la nappe pendant au moins un an. On entend ici par « piézomètres », des tubes en PVC de 2 mètres (puit d'observation), crépinés sur toute leur longueur, enfoncés verticalement dans le sol permettant de mesurer la profondeur de nappe. Les trous d'installation des piézomètres ont été creusés à l'aide d'une tarière

Figure 1 – Exemple d'une installation type d'un piézomètre (a) comprenant un tube PVC crépiné entouré par un géotextile afin d'éviter le colmatage du tube par des sédiments fins, un bouchon supérieur et un cadenas de verrouillage de l'installation, (b) une sonde autonome d'enregistrement des profondeurs de nappe suspendu par une cordelette âme Kevlar dans le tube. Pour ce type de sonde, les données sont extraites *via* un socle de communication USB sur lequel est placé la sonde et un ordinateur portable comprenant le logiciel du fournisseur. Crédit photographique : Hugo Clément (INRAE).



manuelle. Un exemple du matériel utilisé est présenté en figure 1. Après une année de suivi piézométrique des sites, HYDRINDIC a été calculé pour toutes les zones humides en voie de restauration/création retenues (exemple : figure 2).

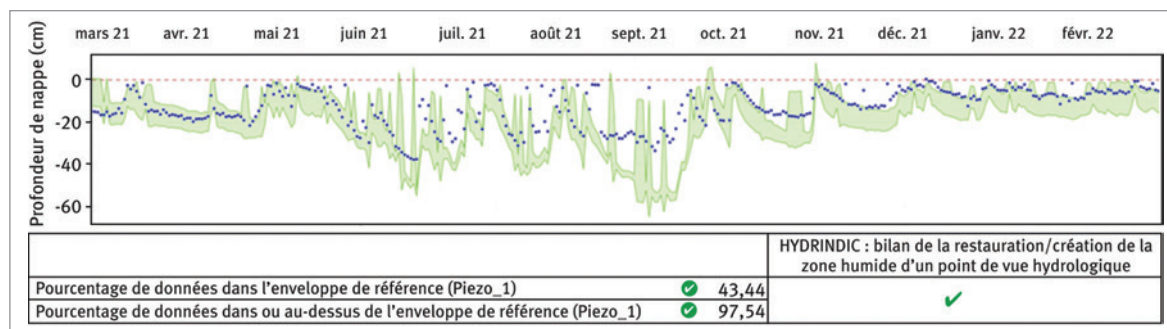
Création d'outils opérationnels pour l'utilisation d'HYDRINDIC

Le calcul de l'indicateur doit se faire sur une année de données uniquement à partir de données journalières ou hebdomadaires. Deux critères sont à prendre en compte pour déterminer si un site semble en bonne voie de restauration/création sur le plan hydrologique : l'hydropériode et l'inclusion des données récoltées dans l'enveloppe de référence (indicateur). Pour ce faire, deux outils sont proposés à l'attention des utilisateurs de l'indicateur (tableur type et outils en ligne). Ils sont construits dans le but de faciliter l'analyse des données de terrain et l'interprétation des résultats (visualisation

graphique). Ils sont accessibles à tous et destinés principalement à un public technique non spécialisé en statistique. Nous avons créé un tableur pré-rempli contenant des macros dans lesquelles les utilisateurs peuvent entrer leurs données piézométriques brutes. Un outil en ligne développé sous R à l'aide du package « Shiny » permet aux utilisateurs de calculer automatiquement l'indicateur sans nécessiter de grandes connaissances en statistiques. Enfin, nous avons élaboré un guide méthodologique qui détaille chaque étape depuis le choix des zones humides de référence (SCORs) et l'installation des piézomètres jusqu'à l'interprétation des résultats. Nous avons demandé à un ingénieur du bureau d'études Biotopie de tester HYDRINDIC en utilisant le guide afin de vérifier son opérationnalité.

L'ensemble des informations et documents nécessaires à l'utilisation de l'indicateur HYDRINDIC sont disponibles *via* ce lien : <https://hydrindic-inrae.shinyapps.io/hydrindic-inrae/> ou sur demande par mail adressé à hugo.clement@inrae.fr et stephanie.gaucherand@inrae.fr

Figure 2 – Profondeur journalière de la nappe enregistrée via un piézomètre (points bleus) sur un site de compensation (prairie humide) et son enveloppe de référence (enveloppe verte) d'après les profondeurs journalières enregistrées sur trois piézomètres au sein de SCORs en Isère sur la période de mars 2021 à mars 2022. Le calcul d'HYDRINDIC permet d'objectiver et de confirmer la bonne direction de restauration du site (hydropériode similaire et pourcentage de données dans et au-dessus de l'enveloppe de référence ayant atteint les seuils fixés) vers le développement favorable d'une prairie hygrophile (fonctionnement hydrologique considéré comme optimal).



HYDRINDIC : un indicateur attendu pour répondre aux besoins des services de l'État et des acteurs de la restauration écologique

Un indicateur opérationnel

Sur les quatre-vingt-dix acteurs de la restauration écologique et services de l'État contactés, soixante-deux ont répondu, montrant un grand intérêt pour le projet. L'installation de piézomètres sur les sites et l'analyse des données se sont avérées aisées à mettre en place et nous ont permis de promouvoir l'utilisation de ces équipements auprès des parties prenantes.

Limites

La partie la plus difficile a été le choix des sites de référence (SCORs). Certaines parties prenantes ont été confuses, s'attendant à devoir rechercher des zones humides de grande qualité écologique alors que les SCORs correspondent pour la plupart à des zones humides ordinaires mais fonctionnelles. Trouver ces SCORs nécessite un effort de prospection en dehors du seul site en voie de restauration/création et nécessite également l'obtention des autorisations pour instal-

ler des piézomètres. L'installation des piézomètres doit également tenir compte de l'exploitation du site, le cas échéant (fauche, pâturage...).

Intérêts et perspectives

Nous avons montré qu'HYDRINDIC peut être utilisé comme une norme de performance hydrologique (au sens de Sueltenfuss et Cooper, 2019) dans le contexte français d'atténuation des effets des changements climatiques, où la surveillance ne commence généralement qu'après les travaux de restauration/création. Cependant, il est recommandé de l'utiliser dans le cadre d'une approche BACI (*Before After Control Impact*) (Green, 1979) pour contribuer à améliorer la conception des projets de restauration/création des zones humides. De plus, HYDRINDIC semble être d'une grande utilité lorsqu'il s'agit d'identifier les causes de l'échec de la restauration/création des zones humides.

En 2022, dans la continuité du projet Hydrindic, nous avons débuté le projet Hydrindic 2 qui consiste en l'utilisation de l'indicateur HYDRINDIC pour quantifier les impacts indirects des projets d'aménagement sur les zones humides.

RÉFÉRENCES

- Bernard P., 1994. Les zones humides, rapport d'évaluation. Comité Interministériel de l'évaluation des politiques publiques, La documentation Française, 169 p.
- Clewell A. F., Lea R., 1990. Creation and restoration of forested wetland vegetation in the southeastern United States. *Wetland Creation and Restoration: the Status of the Science* (eds J. A. Kusler & M. E. Kentula), Island Press, Washington, DC., 616 p.
- Connell J. H., Slatyer R.O., 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization, *The American Naturalist*, vol. 111.
- Gaucherand S., Cooper D. J., Hazen C., 2013. Wetland restoration in the context of mitigation due to mountain recreational development: relevance of short-term success criteria, 5th World Conference on Ecological Restoration, Madison.
- Green R. H., 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. John Wiley and sons, New-York, NY.
- Meyer C. K., Whiles M. R., Baer S. G., 2010. Plant Community Recovery following Restoration in Temporally Variable Riparian Wetlands. *Restoration Ecology*, 18(1), 52-64, <https://doi.org/10.1111/j.1526-100x.2008.00451.x>.
- Sueltenfuss J. P., Cooper D. J., 2019. A new approach for hydrologic performance standards in wetland mitigation. *Journal of Environmental Management*, 231, 1154-1163, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.001>.



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, les pages et le DOI.

BD GeniVeg : une base de données française sur les ouvrages de protection de berges en génie végétal

Delphine JAYMOND¹, André EVETTE¹, Frédéric BRAY¹, Solange LEBLOIS¹, Delphine JUNG², Anne VIVIER³, Cécile DORGET¹

¹ Université Grenoble Alpes, INRAE, UR LESSEM, Grenoble, France.

² Office français de la biodiversité (OFB), Pérols, France.

³ Office français de la biodiversité (OFB), Vincennes Cedex, France.

Correspondance : Delphine JAYMOND, delphine.jaymond@inrae.fr

Depuis 2017, INRAE et l'Office français de la biodiversité développent une base de données recensant les ouvrages français de génie végétal pour la protection des berges de cours d'eau : BD GeniVeg. Destinée aux gestionnaires pour faire connaître les ouvrages réalisés, mais également aux chercheurs pour capitaliser des données et faire avancer les connaissances sur ces techniques, cette base comporte aujourd'hui plus de mille ouvrages. Partiellement disponible en ligne, elle permet de faire un premier état des lieux de ces techniques en France en 2020. Son enrichissement doit se poursuivre ces prochaines années afin de mieux couvrir le territoire français et de fournir encore plus d'informations sur les avantages et limites de ces techniques.

Dans les zones où la pression foncière est forte, l'espace disponible pour les forêts riveraines est souvent réduit et les endiguements et protections de berges associées y sont fréquents. La place disponible pour la conservation ou la restauration d'un espace de mobilité pour le cours d'eau (EBF : espace de bon fonctionnement) est ainsi souvent limitée. En conséquence, les aménagements construits dans l'objectif de protéger les enjeux humains (habitations, infrastructures...) des risques d'érosion sont très contraints. D'une façon générale, les ouvrages de protection de berges sont de trois types :

- les ouvrages de génie civil constitués de maçonneries en pierre ou en béton, de gabions ou d'enrochements ;
- les ouvrages de génie végétal constitués de végétaux vivants ou morts et qui utilisent les caractéristiques des plantes pour protéger les berges contre l'érosion ;
- les ouvrages mixtes qui associent ces deux techniques.

Les ouvrages de génie végétal s'intègrent mieux aux paysages et à leur environnement écologique que les ouvrages de génie civil. Généralement moins chers et moins gourmands en carbone fossile, ils contribuent à un meilleur retour de la biodiversité et des fonctions écologiques associées (corridor, zone tampon...) et ils

permettent également un meilleur contrôle du développement des espèces exotiques envahissantes.

Toutefois, il existe un manque de connaissances et de retour d'expérience sur les ouvrages existants, ce qui constitue un frein au développement de ces techniques. En effet, actuellement, on sait très peu de choses sur l'évolution dans le temps de ces ouvrages, notamment en ce qui concerne leur résistance mécanique ou la dynamique de leur végétation. Ces lacunes ont pour conséquences de privilégier encore trop souvent les techniques de génie civil là où des techniques de génie végétal pourraient être utilisées. C'est ainsi qu'est né le projet de recenser les ouvrages en berge de cours d'eau qui comportent des techniques de génie végétal dans une base de données. Ce projet est développé en coopération entre INRAE et l'Office français de la biodiversité depuis 2017. Il a pour but la construction d'une base de données, son alimentation, son actualisation et la mise en place d'une visualisation cartographique en ligne. Le développement de cette base de données a comme objectif premier de permettre aux gestionnaires d'avoir accès à des informations sur des ouvrages existants et ainsi de pouvoir s'appuyer sur des cas concrets

pour développer de nouveaux ouvrages. Ces données peuvent également permettre à un public non averti et curieux d'aller voir ce qui s'est fait dans ce domaine près de chez lui. De plus, cette base de données offre aux chercheurs des outils pour améliorer les connaissances sur ces ouvrages. Une telle base de données permet ainsi de disposer d'un échantillon important d'ouvrages à analyser.

Description de la base de données

La base de données couvre l'ensemble du territoire français, métropolitain et d'outre-mer. Sa structure a été créée en langage SQL avec le système de gestion de bases de données PostGreSQL (imports automatisés via le logiciel R) et de façon à être extensible à l'échelle européenne. Elle contient des liens vers des bases de données déjà existantes telles que les codes INSEE pour les communes et est compatible avec la base de données européenne Riverwiki.

La figure 1 présente le schéma relationnel simplifié de la base de données. Le cadre bleu montre la base de données construite, avec les différentes tables (représentées par les rectangles avec leur description à l'intérieur). Le cadre vert contient les bases de données extérieures auxquelles font référence certains champs de la base de données. Par exemple, le code INSEE des communes sert de lien entre la table « OUVRAGE » au sein de la base de données et une table listant les communes européennes issues d'une autre base de données.

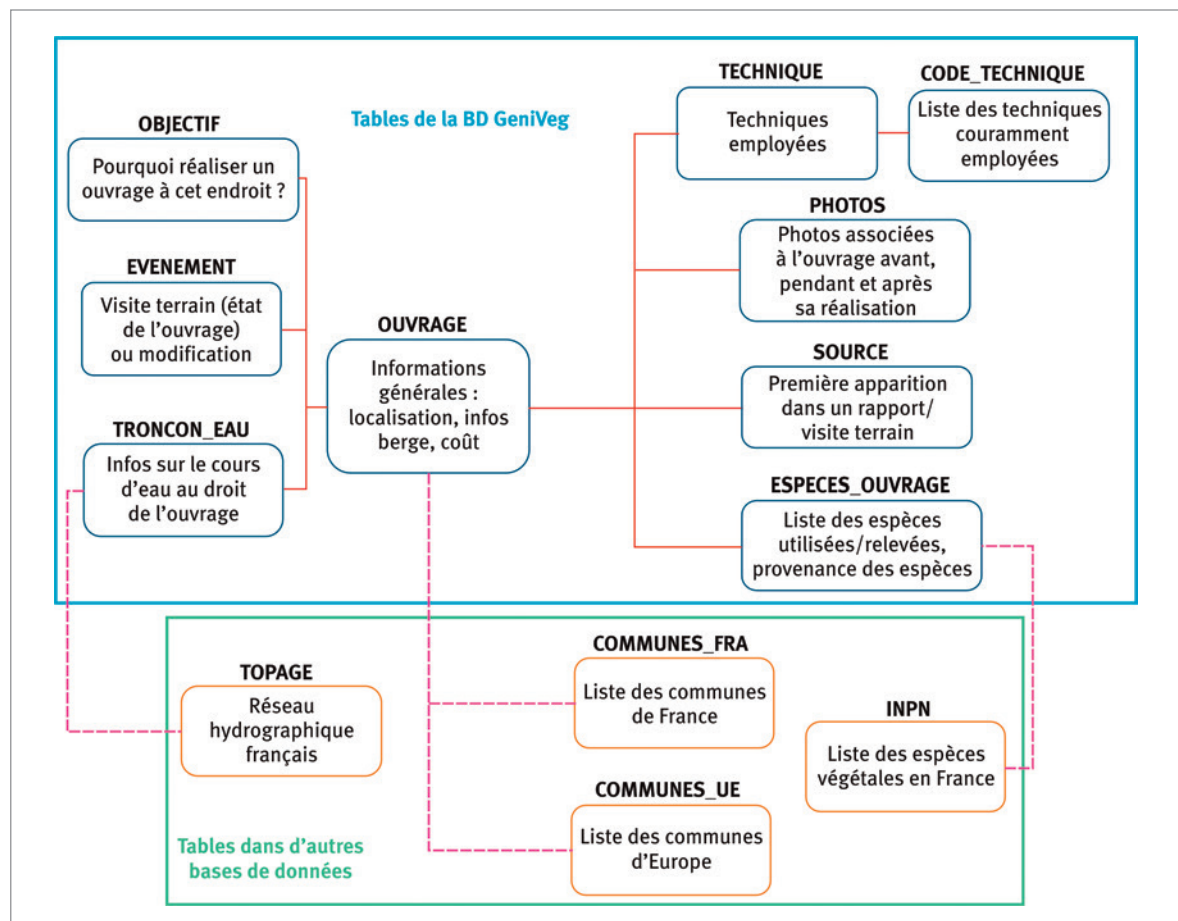
La table centrale (« OUVRAGE ») regroupe les informations générales sur l'ouvrage (localisation, date de réalisation, hauteur et pente de la berge, position dans le méandre, coûts lors de la réalisation et actualisés en 2016, année précédant la création de la base de données). Elle renvoie ensuite à d'autres tables thématiques, entre autres :

- « TECHNIQUE » : description des techniques employées (type de technique, maître d'ouvrage, d'œuvre et entreprises impliquées) ;
- « TRONCON_EAU » : caractéristiques du tronçon de cours d'eau au droit de l'ouvrage (largeur, pente, débits importants, granulométrie) ;
- « EVENEMENT » : compte-rendu des visites terrain ou des modifications faites sur l'ouvrage (date, état de l'ouvrage, type de modification, commentaires).

Un ouvrage est défini comme un aménagement de berge réalisé d'un seul tenant et avec une seule technique en pied de berge (d'autres techniques peuvent être utilisées en milieu et haut de berge). Au moins une des techniques utilisées sur l'ouvrage doit être en génie végétal au sens large, c'est-à-dire construit pour tout ou partie à l'aide de matériel végétal vivant (fascines, boutures...) ou mort (tunage...). Cette base de données recense les ouvrages en berge de cours d'eau et sur les rivages de plans d'eau (lacs, étangs).

Le remplissage de la base de données est en cours, et si le nombre d'ouvrages présents dans la base est élevé, les connaissances acquises sur chacun d'entre eux sont

Figure 1 – Schéma relationnel de la base de données GeniVeg.



très hétérogènes. Ainsi, si pour certains ouvrages, on ne dispose que d'une référence avec une localisation relativement floue, pour d'autres on dispose des plans techniques de réalisation, de relevés botaniques et/ou d'une série chronologique de photographies. Les ouvrages proviennent de sources diverses : références bibliographiques (rapports, articles), travaux de recherche antérieurs (stages, thèses, projets), contacts auprès des gestionnaires de cours d'eau (entretiens téléphoniques, visites sur le terrain), des bureaux d'étude ou encore de recherches sur internet. Le remplissage est actuellement réalisé uniquement par l'équipe d'INRAE développant cette base de données. Cela permet de vérifier les données dans le détail et évite les problèmes d'import liés à une trop grande hétérogénéité des sources.

Chaque année, une ou plusieurs régions ont été ciblées pour réaliser des visites de nouveaux ouvrages à inclure dans la base. Les régions qui n'ont encore que peu d'ouvrages mentionnés dans la base de données ont été choisies en priorité.

La base de données est consultable sous forme cartographique sur le site internet Genibiodiv¹. Ce site bilingue français/anglais consacré au génie végétal pour la protection des berges de rivière propose, à un public large, différents types de contenus : publications, articles techniques et films courts de vulgarisation. Pour chaque ouvrage présent sur la cartographie en ligne, il est possible de télécharger une fiche PDF, générée à la volée, qui présente les principales informations sur l'ouvrage (localisation, réalisation, techniques employées) ainsi que des photos avant, pendant et après les travaux lorsqu'elles sont disponibles. La génération automatique des fiches permet de prendre en compte toute modification ou correction au sein de la base de données en temps réel. Le choix des champs présents sur la fiche résulte des discussions sur le terrain avec les gestionnaires de cours d'eau, ainsi qu'un questionnaire en ligne diffusé en 2018-2019 à destination de tous les acteurs de la gestion des cours d'eau (gestionnaires, bureaux d'études, recherche, public). Les ouvrages présentés sur cette cartographie sont choisis en fonction de leur taux de remplissage, des photos disponibles et de leur représentativité (géographique, techniques utilisées, etc.).

Une première vue générale des ouvrages de génie végétal en France

La base comportait 1 233 ouvrages à la fin 2020. Le tableau 1 présente les taux de remplissage de quelques variables disponibles dans la base de données.

Avec cette base de données, il est possible de faire un premier état des lieux du génie végétal en berge de cours d'eau en France. Dans la suite de cet article, on ne tiendra compte que des ouvrages pour lesquels la technique de pied de berge est indiquée, soit 772 ouvrages (figure 2a). C'est en effet très généralement en pied de berge que s'exercent les contraintes les plus fortes pour les ouvrages.

Les techniques de pied de berge les plus courantes en France sont les fascines de saules (26 %) et d'hélophytes (14 %) pour le génie végétal pur et les enrochements (22 %) pour des ouvrages en techniques mixtes (figure 2c). On trouve également beaucoup de peignes (11 %), de tressages (8 %) et de caissons végétalisés (5 %). La distribution géographique des ouvrages recensés n'est ni exhaustive ni homogène : ce projet nous a permis de cibler les régions Occitanie, Bretagne, Normandie et Grand Est en plus de Rhône-Alpes où est située l'équipe qui travaille sur cette base de données (carte figure 2a). Le choix des régions s'est fait en fonction de la bibliographie disponible, des opportunités et aussi en renforçant les enquêtes dans les zones où peu

1. <https://genibiodiv.inrae.fr/base-de-donnees-des-ouvrages>

Tableau 1 – Proportion de données disponibles pour quelques variables.

Variable	Longueur de l'ouvrage	Position par rapport au cours d'eau ou à l'étendue d'eau (rive gauche, droite, rivage)	Position par rapport au méandre	Exposition de l'ouvrage	Ombrage sur l'ouvrage	Pente de la berge
Taux de remplissage	75,4 %	61,6 %	47,6 %	41,4 %	26,5 %	22,2 %

Figure 2 – a) Carte des 772 ouvrages ; b) Table des codes des techniques ; c) Proportion et nombre d'ouvrages dans la base selon la technique employée en pied de berge.

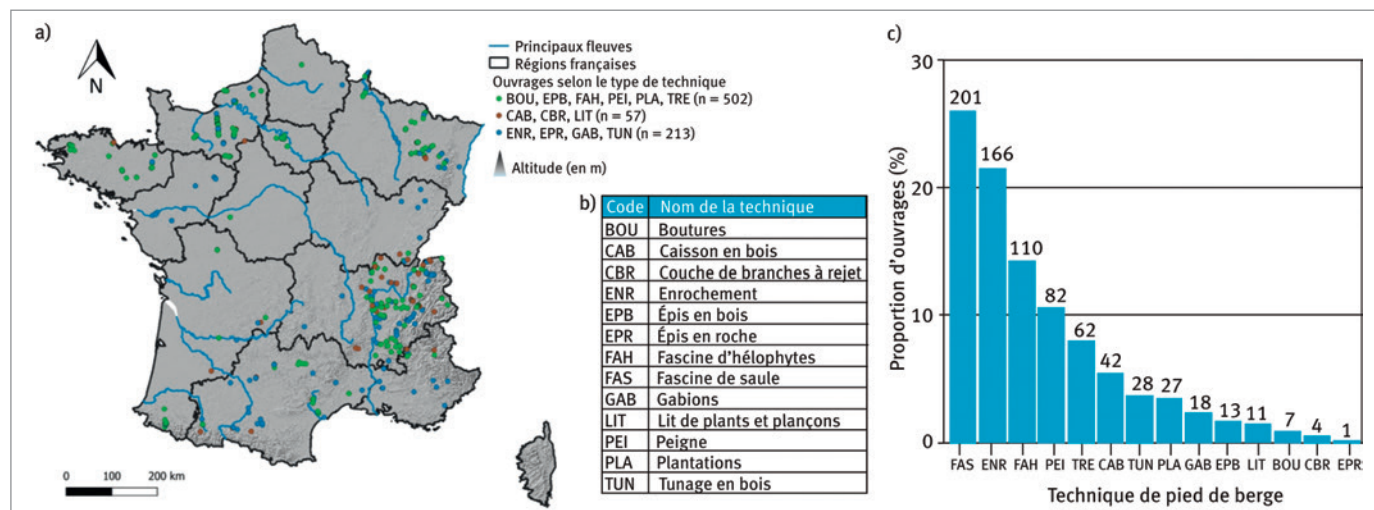
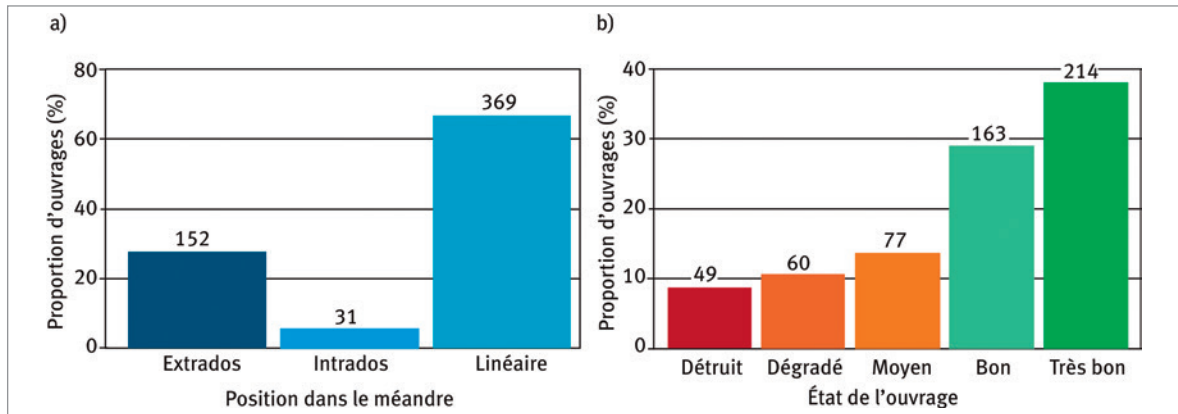


Figure 3 – a) Proportion et nombre d'ouvrages selon la position dans le méandre et b) l'état de l'ouvrage.



d'information était recensée jusque-là. La figure 3 présente la répartition des ouvrages de génie végétal selon leur position dans le méandre (567 données disponibles) et selon l'état de l'ouvrage (574 données disponibles) (voir encadré 1 pour la définition de l'état de l'ouvrage). Les ouvrages dans les tronçons linéaires (67 %, figure 3a) ainsi que ceux en très bon état (38 %, figure 3c) sont les plus représentés dans la base de données. Le faible nombre d'ouvrages en intrados² était attendu du fait de contrainte plus faible : un cours d'eau érode préférentiellement en extrados² et peut tendre à sédimenter en intrados. Le grand nombre d'ouvrages dans les tronçons linéaires pourrait être mis en lien avec le fait que les tronçons rectifiés sont souvent linéaires et abritent potentiellement des enjeux à protéger.

Les ouvrages détruits représentent eux 9 % des ouvrages recensés. Il est parfois difficile de recenser les ouvrages détruits : absence de trace sur le terrain, de document signalant leur existence, hésitation des gestionnaires à les montrer lors de visite sur le terrain. On peut tout de même en conclure que les ouvrages de génie végétal sont majoritairement en bon état en France. Les techniques utilisées semblent souvent bien maîtrisées par les personnes les appliquant, avec une connaissance empirique adaptée aux enjeux érosifs des cours d'eau et au territoire.

D'autres variables caractéristiques du tronçon de cours d'eau au droit de l'ouvrage sont intéressantes, comme

par exemple la pente et la largeur du cours d'eau. Des tests statistiques de comparaison des médianes indiquent que les caissons végétalisés, les lits de plants et plançons et les couches de branches à rejet sont plutôt situés sur des cours d'eau avec une pente forte, tandis que les enrochements, gabions, épis en roche et tunage en bois sont plutôt présents sur les cours d'eau larges. Les fascines, peignes, tressages, épis en bois, boutures et plantations sont quant à eux plutôt utilisés sur les cours d'eau de faible pente et de faible largeur.

Des analyses réalisées en 2020 sur 282 ouvrages ont montré que l'aspect temporel, et plus spécifiquement l'âge de l'ouvrage, est le facteur qui se démarque des analyses comme ayant le plus d'impact sur l'état d'un ouvrage de génie végétal. D'après le modèle réalisé, un ouvrage jeune en bon état a plus de chance de rester en bon état en vieillissant qu'un ouvrage jeune déjà catégorisé en état « moyen ». Les ouvrages récents ayant déjà subi des altérations et qualifiés de « moyen » seraient plus enclins quant à eux à passer à un état « dégradé ». En effet, les ouvrages de génie végétal se fortifient avec le temps sous réserve du bon développement de la végétation. La résistance d'un ouvrage les premières années après sa mise en place repose souvent essentiellement ou en partie sur des éléments de structure temporaires comme les géotextiles biodégradables, les rondins, les ramilles anti-affouillement ou les fascines mortes. Si cette structure temporaire se dégrade, la végétation

2. Intrados (à l'intérieur de la courbe) par opposition à extrados (à l'extérieur de la courbe).

Encadré 1 – Création d'un indice d'état de l'ouvrage.

Une variable quantitative à cinq niveaux a été créée afin de décrire l'état d'un ouvrage : détruit, dégradé, moyen, bon, très bon. L'évaluation porte sur trois aspects : la structure de l'ouvrage dans son ensemble, le développement de la végétation attendue et l'efficacité de l'ouvrage par rapport aux objectifs de sa réalisation. La végétation attendue correspond à la végétation plantée ou semée lors de la réalisation de l'ouvrage (il est donc important de prendre en compte l'âge de l'ouvrage pour estimer son état) et dont on attend un développement (ce qui exclut par exemple les pieux morts ou les ramilles anti-affouillement). Cette note est attribuée à l'aide des descriptions dans les rapports ou de visite directement sur le terrain.

Photos présentant les états d'un ouvrage tel qu'évalués sur le terrain par les opérateurs.

	Très bon	Bon	Moyen	Dégradé	Détruit
Structure	Moins de 10 % est abîmée.	Entre 10 et 25 % est abîmée.	Entre 25 et 50 % est abîmée.	Plus de 50 % est abîmée.	Traces seulement.
Végétation attendue	Plus de 75 % est développée.	Entre 50 et 75 % est développée.	Entre 25 et 50 % est développée.	Moins de 25 % est développée.	Absence de la végétation attendue.
Objectif	Rempli.	Principalement rempli.	Plutôt rempli.	À peine rempli.	Non rempli.

n'aura souvent pas l'occasion de se développer et ne pourra donc pas venir prendre le relais afin de stabiliser la berge. Ce résultat montre une nouvelle fois l'importance du suivi des ouvrages en génie végétal dans les premières années après leur mise en place. Les autres variables étudiées dans le modèle étaient : la position dans le méandre, la largeur du cours d'eau, la pente du cours d'eau, l'exposition et l'ombre de la berge, mais le modèle réalisé n'a pas permis de conclure quant à leur influence sur l'état d'un ouvrage.

Conclusion

À partir de la base de données GeniVeg, le présent article donne une première image générale des ouvrages de génie végétal pour la protection des berges de cours d'eau développés en France. Cette base de données recense un grand nombre d'ouvrages en génie végétal pour la protection de berges en France. Sur le plan spatial, la prospection doit maintenant être dirigée vers les régions actuellement sous-représentées ainsi que vers une amélioration du taux de remplissage des données pour les ouvrages connus.

L'enrichissement de cette base de données est essentiel pour avoir une vision plus complète du génie végétal pour la protection des berges de cours d'eau à l'échelle française. Il serait en effet intéressant d'évaluer les contraintes mécaniques auxquelles les ouvrages ont pu résister sur la base d'un très large échantillon pour aller au-delà des valeurs présentées dans Leblois *et al.* (2016). De même, le recueil d'expérience des pathologies et échecs observés sur un grand nombre d'ouvrages devrait permettre de mieux définir et classer les défaillances qui peuvent survenir. L'objectif serait ainsi de proposer des recommandations de conception à même d'éviter un certain nombre d'échecs qui auront pu être observés.

Des contacts sont actuellement pris avec d'autres partenaires européens pour le développement de cette base de données. Elle est en effet unique à l'échelle internationale et représente un outil de retour d'expérience intéressant pour le développement et l'adaptation de ces solutions fondées sur la nature aux prochains défis auxquels nous devons faire face, comme le changement climatique.

Remerciements

Nous tenons à remercier l'ensemble des personnes qui ont pris le temps de nous répondre, de nous recevoir et de nous transmettre des données sur les ouvrages en génie végétal ainsi que Abigail Killick et Camille Guilleoteau qui ont réalisé leurs stages autour de cette base de données.

Pour en savoir plus

Site internet Genibiodiv :

<https://genibiodiv.inrae.fr/>

RÉFÉRENCES

- Adam P., Debiais N., Gerber F., Lachat B., 2008. Le génie végétal, Un manuel technique au service de l'aménagement et de la restauration des milieux aquatiques, Paris, Ministère de l'écologie, du développement et de l'aménagement durables. La Documentation française, 290 p.
- Dorget C., 2020. État des lieux du génie végétal sur les berges de cours d'eau, rapport de Master 2, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, Grenoble.
- Frossard P.-A., Evette A., 2009. Le génie végétal pour la lutte contre l'érosion en rivière : une tradition millénaire en constante évolution. Ingénieries Eau-Agriculture-Territoires, numéro spécial Écologie de la restauration et ingénierie écologique, 99-109, <https://revue-set.fr/article/view/6322>.
- Leblois S., Evette A., Recking A., Favier G., 2016. Amélioration des méthodes de dimensionnement des ouvrages de génie végétal en berges de cours d'eau par une approche empirique. Sciences Eaux & Territoires, article hors-série, 7 p., <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2016.HS.05>.



La surveillance de l'état écologique des cours d'eau nécessite un inventaire et un suivi de la biodiversité aquatique.

BIODIVERSITÉ DES MILIEUX AQUATIQUES

La troisième partie du numéro porte sur la biodiversité des milieux aquatiques, notamment sur la détection d'alarmes précoces de l'impact du changement global, par le suivi de la biodiversité, par la détection de changements de rupture dans les espèces et les populations. Des aspects méthodologiques sont également présentés, notamment l'utilisation de méthodes non intrusives (hydroacoustique) pour l'étude de populations de poissons en lac, et plus généralement de l'écologie des systèmes lacustres. Enfin, un cas présente les techniques de suivi de la biodiversité aquatique adaptées aux spécificités des petits cours d'eau tropicaux.

- 43** **Dynamique temporelle de la biodiversité en cours d'eau**
Juliette ROSEBERY, Yorick REYJOL, Thibault LÉBOUCHER, Virginie ARCHAIMBAULT, Jérôme BELLARD, David CARAYON, Martial FERREOL, Mathieu FLOURY, Alienor JELIAZKOV, Évelyne TALÈS, Bertrand VILLENEUVE, Sophia I. PASSY
- 49** **Optimisation d'une méthode non intrusive de l'étude des populations de poissons en lac : l'hydro-acoustique**
Jean GUILLARD, Jean-Marc BAUDOIN, Chloé GOULON
- 55** **Inventaire de biodiversité des poissons et crustacés d'eau douce par pêche à l'électricité en petits cours d'eau tropicaux: réglages, efficacité et recommandations**
Jean-Marc ROUSSEL, Gaëtan POTTIER, Didier AZAM, Régis VIGOUROUX, Frédéric MARCHAND, Nicolas BARGIER, Marie NEVOUX, Julien RAITIF, Caroline PENIL, Eddy COSSON, Laurent BEAULATON



Caractériser la dynamique temporelle de la biodiversité des rivières est cruciale pour développer des stratégies de conservation efficaces.



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, les pages et le DOI.

Dynamique temporelle de la biodiversité en cours d'eau

Juliette ROSEBERY¹, Yorick REYJOL², Thibault LÉBOUCHER¹, Virginie ARCHAIMBAULT³, Jérôme BELLIARD³, David CARAYON⁴, Martial FERREOL⁵, Mathieu FLOURY⁶, Alienor JELIAZKOV³, Évelyne TALÈS³, Bertrand VILLENEUVE¹, Sophia I. PASSY⁷

¹ INRAE, UR EABX, Cestas, France.

² Office français de la biodiversité (OFB), Vincennes, France.

³ Université Paris Saclay, INRAE, UR HYCAR, Antony, France.

⁴ INRAE, UR ETTIS, Cestas, France

⁵ INRAE, UR RIVERLY, Villeurbanne, France.

⁶ Université Claude Bernard Lyon 1, CNRS, ENTPE, UMR 5023 LEHNA, Villeurbanne, France.

⁷ Université du Texas-Arlington, Département de biologie, Arlington, États-Unis.

Correspondance : Juliette ROSEBERY, juliette.rosebery@inrae.fr

Les milieux aquatiques sont parmi les écosystèmes les plus impactés par les changements globaux, notamment sur le plan de la biodiversité. La recherche de signaux permettant de mesurer l'érosion de cette biodiversité est cruciale afin d'en déterminer les causes, puis de développer des stratégies de conservation efficaces. Dans ce contexte, les chercheurs de cette étude ont cherché à caractériser la dynamique temporelle récente de la biodiversité des rivières en France métropolitaine concernant différents organismes clés (diatomées, macro-invertébrés et poissons), à partir d'un large panel de mesures de la biodiversité, au cours des deux dernières décennies. Leurs résultats ont permis de fournir de nouvelles informations sur le sujet.

Introduction

De nombreux avis scientifiques convergent vers l'idée qu'une « sixième phase d'extinction massive », dont l'homme serait l'agent principal, est en cours. La moitié de la surface terrestre continentale (libre de glace) a été transformée en zones agricoles ou urbaines et un tiers des forêts a été détruit. Depuis 1600, on estime que 906 espèces végétales et animales connues se sont éteintes, et que 20 000 espèces sont aujourd'hui menacées d'extinction, un nombre qui a doublé depuis 2000 (Union internationale pour la conservation de la nature, 2015). Le taux actuel d'extinction est cent à mille fois supérieur aux taux historiques enregistrés dans les chroniques fossiles (Lamkin et Miller, 2016). La recherche de signaux permettant de mesurer l'érosion de la biodiversité est cruciale afin d'en déterminer les causes, puis de développer des stratégies de conservation efficaces.

Il est toutefois surprenant de constater que les différents travaux publiés sur le sujet n'aboutissent pas tous aux mêmes conclusions en ce qui concerne l'évolution

récente de la biodiversité locale (Magurran *et al.*, 2018). Cette observation peut trouver des explications dans les mesures réalisées pour évaluer les changements survenus. S'il ne fait aucun doute que la biodiversité décline à l'échelle mondiale, les études à l'échelle locale, souvent basées sur l'analyse de la richesse spécifique (alpha-diversité), ne partagent pas toujours les mêmes conclusions. Les tendances en matière de richesse locale ne parviennent en effet pas à détecter tous les changements importants dans la composition des communautés, comme le remplacement d'espèces rares à forte valeur patrimoniale par des espèces communes. Par conséquent, de plus en plus d'auteurs se focalisent aujourd'hui davantage sur l'étude des « réarrangements de la biodiversité » plutôt que sur la « perte de biodiversité » (Magurran *et al.*, 2019).

L'étude d'un taxon ou d'un trait fonctionnel unique peut également biaiser l'interprétation que l'on peut apporter à la dynamique temporelle de la biodiversité, chacun répondant différemment aux conditions du milieu et pouvant

donc évoluer de façon distincte. Les publications récentes préconisent donc l'étude simultanée de différents maillons biologiques, si possible appartenant à différents niveaux trophiques de l'écosystème, et présentant des temps de génération et des capacités de dispersion différents. L'étendue temporelle de la base de données à analyser, influence également l'évaluation de la dynamique de la biodiversité : une échelle temporelle intermédiaire (décennale ou multi-décennale) semble adaptée ; les modifications qui interviennent au sein des communautés sont alors majoritairement en lien avec les modifications du milieu, sans que les processus évolutifs de spéciation viennent interférer.

Si l'on considère les milieux aquatiques, qui, pourtant, sont peut-être les écosystèmes les plus impactés par les changements globaux (Dudgeon *et al.*, 2006), très peu d'études intègrent les aspects cités ci-dessus. Alahuhta *et al.* (2019) ont passé en revue les quinze dernières années de recherche sur la biodiversité des écosystèmes aquatiques, et ont souligné le fait que les articles étudiés s'intéressaient majoritairement à la richesse taxonomique (et secondairement à la diversité fonctionnelle), en ne considérant généralement qu'un seul organisme (les macro-invertébrés étant les plus étudiés, suivis par les poissons, puis les macrophytes et les diatomées), sur une zone géographique souvent très restreinte.

Dans ce contexte, la finalité du projet a consisté à caractériser la dynamique temporelle récente de la biodiversité aquatique des cours d'eau de France métropolitaine, à détecter d'éventuels signaux d'érosion ou de réarrangements de la biodiversité, concernant différents organismes clés (diatomées, macro-invertébrés et poissons) au cours des deux dernières décennies.

Première étape, construire et analyser une base de données originale

Le jeu de données construit et exploité dans cette étude comprend des prélèvements de diatomées benthiques, de poissons et de macro-invertébrés provenant respectivement de 258, 222 et 253 sites distincts. Toutes ces données ont été acquises entre 1994 et 2013 dans le

cadre du programme national de surveillance des cours d'eau, selon des protocoles normalisés. Chaque prélèvement a été associé aux conditions environnementales du milieu prélevé : variables physico-chimiques classiques (hors micropolluants toxiques) et variables climatiques.

Les données relatives aux diatomées ont été acquises entre 1998 et 2013, soit au total 2 613 échantillons pour 977 espèces dénombrées. Concernant les macro-invertébrés, 2 868 échantillons ont été collectés entre 1996 et 2013, et représentent 133 familles. Enfin, la faune piscicole a été échantillonnée entre 1994 et 2013, soit 3 638 échantillons pour 49 espèces répertoriées.

La trajectoire de la diversité temporelle de chaque assemblage (diatomées, poissons et macro-invertébrés) sur chaque site a été déterminée en utilisant une série de métriques dont la richesse taxonomique, l'équitabilité¹, la bêta-diversité², ainsi que les richesses et diversité fonctionnelles.

Pour chaque variable environnementale et chaque métrique, à l'échelle du site, des modèles ont été ajustés en fonction du temps et des paramètres de tendance ont été calculés pour mesurer l'importance et la significativité de l'éventuel changement temporel survenu.

Afin de compléter les analyses par une étude plus précise des changements intervenus au niveau de la composition des communautés, nous avons cherché à mettre en évidence quels taxons et quels traits avaient été favorisés au cours de la période ou au contraire défavorisés. Nous avons ajusté les modèles linéaires correspondant aux abondances cumulées de chaque taxon ou trait en fonction du temps et calculé la pente de tendance pour mettre en évidence un éventuel changement temporel.

Les analyses ont été effectuées au niveau des espèces pour les diatomées et les poissons, des familles pour les macro-invertébrés, ainsi qu'au niveau des traits pour les trois groupes biologiques.

Les principales observations sont présentées ci-après, sachant que le lecteur pourra se reporter à la publication Tison-Rosebery *et al.* (2022) afin d'obtenir davantage de détails méthodologiques et davantage de résultats.

Figure 1 – Dynamique temporelle des variables environnementales. En ordonnées : pourcentage de sites.

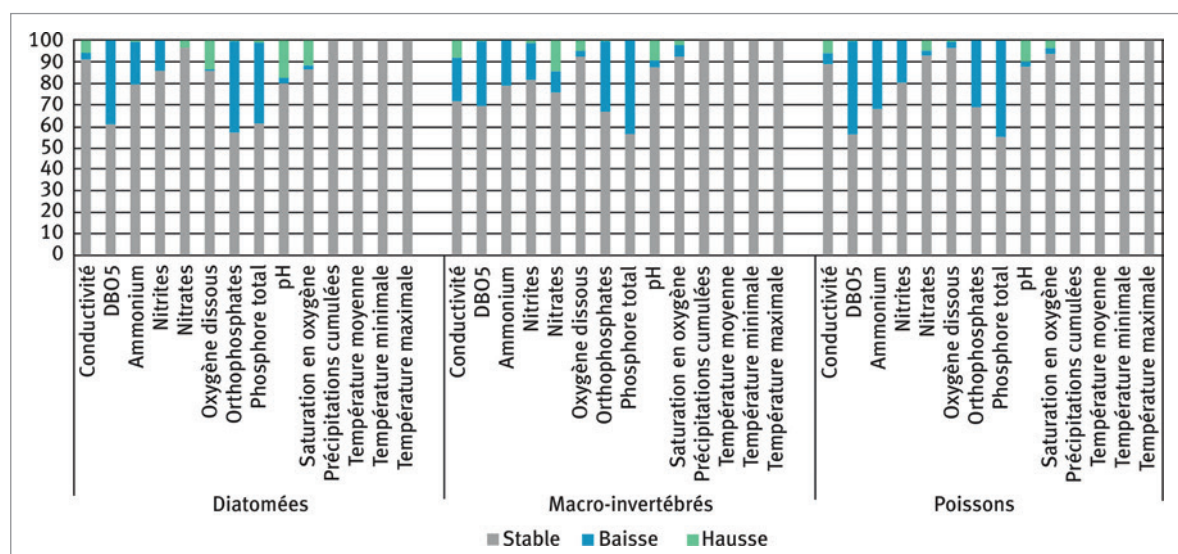
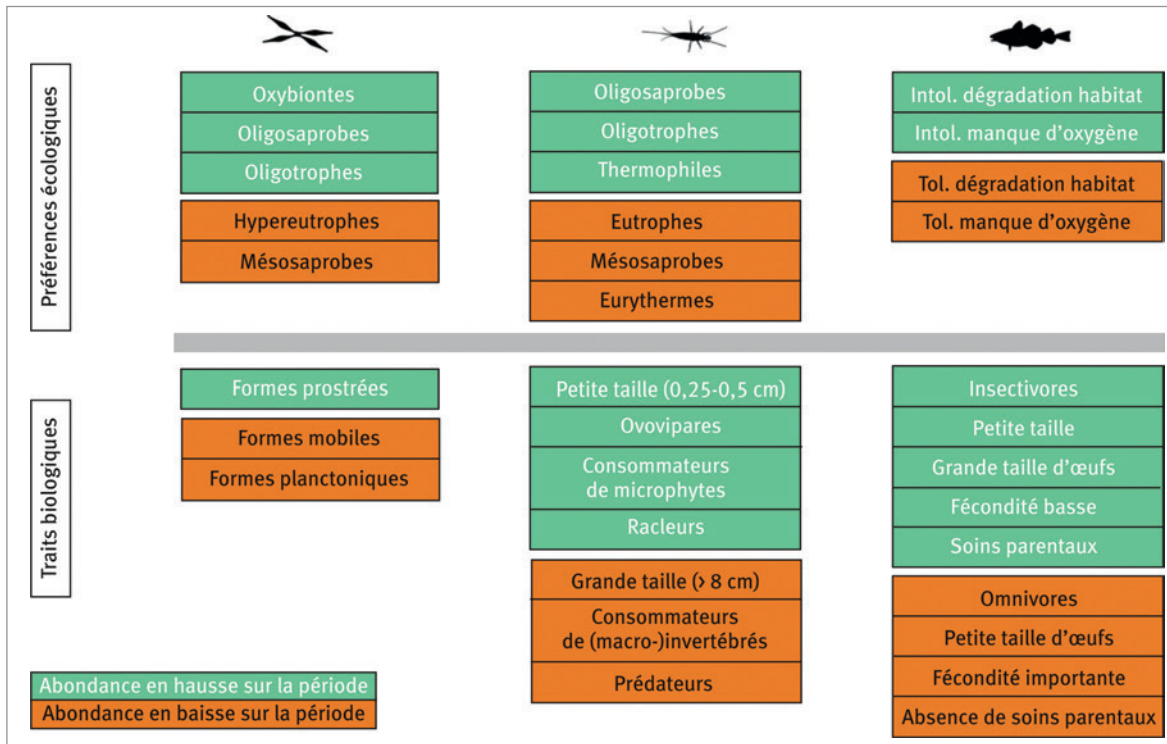


Figure 2 – Traits favorisés (en vert) ou défavorisés (en orange) au cours de la période étudiée.



Une possible ré-oligotrophisation des cours d'eau ? Dans un contexte de changement climatique perceptible

Les tendances physico-chimiques observées ont révélé une amélioration globale de la qualité de l'eau, caractérisée par une diminution significative des concentrations en nutriments (phosphore total, orthophosphates et ammonium) et une baisse de la demande biologique en oxygène (figure 1).

En conséquence, une augmentation des taxons sensibles à l'eutrophisation corrélée à une diminution des taxons eutrophes et tolérants est observée dans chacun des trois groupes biologiques étudiés (figure 2), ce qui est cohérent avec la tendance émergente observée de ré-oligotrophisation des eaux douces au niveau européen (Verbeek *et al.*, 2018).

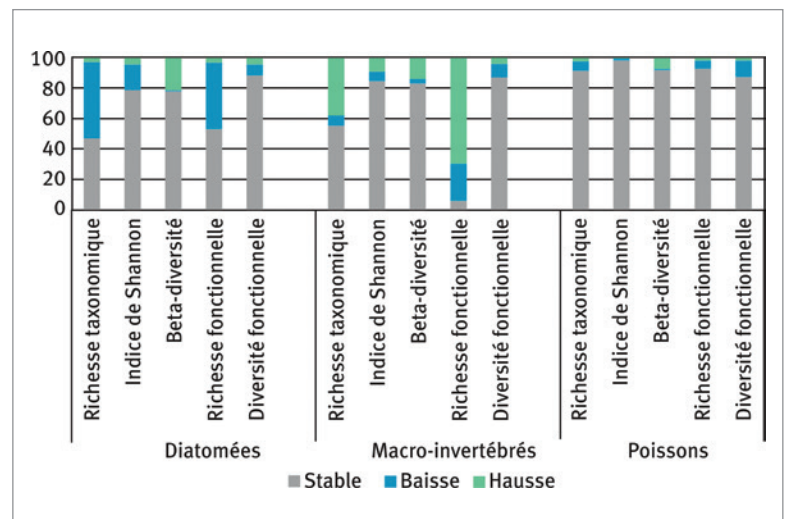
En ce qui concerne les diatomées, l'abondance des espèces mobiles, généralement eutrophes, a diminué alors que les espèces prostrées, capables de faire face aux limitations de ressources, ont proliféré. Les tendances temporelles des macro-invertébrés sont également cohérentes avec les améliorations observées de la qualité de l'eau en France au cours des deux dernières décennies. Nous avons observé en particulier un rétablissement significatif des taxons sensibles à la pollution tels que les Brachycentridae. Les changements fonctionnels des communautés de poissons ont également révélé un déclin de la tolérance et des traits eurytopiques (qualité de l'eau, préférences d'habitat et de régime alimentaire), comme déjà remarqué par Dézerald *et al.* (2020). L'influence du réchauffement climatique dans nos résultats a été en revanche difficile à détecter. Aucun changement significatif des données climatiques n'a été observé, mais il faut toutefois préciser que la variable

utilisée ici pour la température (approximation de la température de l'eau à partir de la température de l'air) n'est pas optimale. Cependant, les tendances observées pour les préférences des macro-invertébrés vis-à-vis de la température suggèrent que les taxons spécialistes des eaux chaudes sont de plus en plus abondants (augmentation des thermophiles sans changement des psychrophiles, c'est-à-dire des organismes tolérants aux températures basses).

De plus, concernant les macro-invertébrés, l'augmentation du polyvoltinisme³ et la diminution des espèces de grande taille indiquent une instabilité de l'habitat en termes de fréquence, d'amplitude, ou d'imprévisibilité

3. En biologie, caractère d'une espèce présentant plusieurs générations annuelles.

Figure 3 – Dynamique temporelle des métriques de biodiversité. En ordonnées : pourcentage de sites.



des perturbations. La baisse d'abondance des espèces de poissons possédant la plupart des traits associés à la « stratégie périodique », c'est-à-dire une fécondité élevée, une durée de vie longue, une petite taille d'œuf, l'absence de soins parentaux, va dans ce sens également. Plusieurs indices convergent donc vers l'hypothèse d'une instabilité croissante des conditions environnementales actuelles, comme signal potentiel du changement climatique.

L'évolution temporelle de la biodiversité dépend du groupe biologique considéré

Les tendances temporelles d'évolution de la diversité se sont avérées variables selon la métrique et le groupe biologique considéré, mais se sont révélées davantage marquées pour les diatomées et les macro-invertébrés (figure 3).

Concernant les diatomées, les changements temporels les plus marqués ont été observés au niveau de la richesse spécifique et fonctionnelle, qui diminuent dans 58,6 % et 53,1 % des sites, respectivement. En revanche, la richesse taxonomique des macro-invertébrés a connu une tendance temporelle positive dans la majorité des cas (51,8 %). Chez les poissons, les métriques de diversité n'ont montré aucune tendance temporelle dans la plupart des sites. Nous avons néanmoins observé une légère tendance à la baisse de la richesse taxonomique et fonctionnelle (respectivement dans 15,8 et 14,4 % des sites).

La littérature concernant la dynamique des communautés de diatomées dans les rivières au cours des dernières décennies est très rare, ce qui rend nos résultats difficiles à interpréter, mais d'autant plus significatifs. Les concentrations en nutriments sont connues pour influencer de manière significative la richesse relative des espèces de diatomées sensibles et tolérantes. L'oligotrophisation implique la perte des espèces généralistes qui sont de mauvaises compétitrices pour les ressources. Cette exclusion compétitive tend à réduire la richesse spécifique et pourrait expliquer par conséquent la diminution observée de la biodiversité des diatomées même si la qualité de l'eau (du point de vue de la charge en nutriments) s'est améliorée sur la période.

Les tendances temporelles des communautés de poissons sont semblables à celles observées pour les diatomées, bien que moins marquées. Nos résultats semblent ainsi contredire plusieurs études qui observent plutôt une augmentation de la richesse spécifique locale, en particulier en France (voir par exemple Buisson *et al.*, 2013 ; Maire *et al.*, 2019), suite à l'établissement d'un nombre croissant d'espèces non indigènes et à l'expansion spatiale

d'espèces d'eaux chaudes ou tempérées. Même si les espèces montrant une augmentation d'abondance significative dans notre étude sont toutes non indigènes, nos résultats restent contradictoires. Quoi qu'il en soit, la relative stabilité des métriques de biodiversité des communautés de poissons pourrait s'expliquer par la longévité beaucoup plus importante de ces organismes, impliquant une dynamique s'exprimant sur de plus longues périodes. Les tendances temporelles des communautés de macro-invertébrés diffèrent clairement de celles des diatomées et des poissons, avec en particulier une augmentation de la richesse taxonomique au cours de la période. Ces observations sont cohérentes avec une méta-analyse des tendances pluri-décennales de la biodiversité en Europe (Pilotto *et al.*, 2020), et avec des études antérieures menées en France (Van Looy *et al.*, 2016 ; Flourey *et al.*, 2017) pour lesquelles les auteurs postulent que la diversification des macro-invertébrés suite à l'amélioration de la qualité de l'eau a pu jusqu'à présent compenser l'impact du changement climatique.

Des convergences fonctionnelles entre les communautés

Comme indiqué précédemment, nous avons observé une convergence entre diatomées, macro-invertébrés et poissons concernant la dynamique des traits en lien avec la tolérance aux nutriments.

Cependant, le phénomène supposé de ré-oligotrophisation des eaux douces peut également influencer la structure trophique des communautés de consommateurs, selon la théorie de la cascade trophique. Plus précisément, le passage d'une flore diatomique où les formes mobiles et planctoniques dominent, à une flore diatomique principalement constituée d'espèces prostrées, ont vraisemblablement induit des changements fonctionnels aux niveaux trophiques supérieurs. Il en résulte en effet des biofilms fins, favorisant les macro-invertébrés capables de se nourrir de diatomées étroitement liées au substrat. Une augmentation significative des consommateurs de microphytes (Glossosomatidae) et des racleurs (Elmidae) est précisément observée (figure 2). Ensuite, l'augmentation de la diversité des macro-invertébrés peut expliquer l'augmentation significative des espèces de poissons insectivores (*Cottus gobio*).

La convergence inter-maillons en termes de cooccurrence de traits permet de délimiter des patrons fonctionnels, pertinents pour le suivi des tendances temporelles et spatiales de la biodiversité, et pour le suivi des programmes de conservation. Ici, les traits favorisés chez les diatomées, les macro-invertébrés et les poissons convergent et représentent un patron de « ré-oligotrophisation ».

Malheureusement, des échantillons de ces trois groupes biologiques ont été collectés simultanément dans moins de dix sites, ce qui ne nous a pas permis de tester statistiquement cette hypothèse. Nous recommandons que les futures études consacrées au suivi temporel de la biodiversité des cours d'eau envisagent la collecte simultanée de plusieurs maillons biologiques afin de mieux suivre et comprendre les effets du changement global sur la diversité aquatique.

Encadré 1 – Équipes impliquées.

INRAE, UR EABX, F-33612 Cestas, France.
 Université de Paris Saclay, INRAE, UR HYCAR, F-92160 Antony, France.
 INRAE, UR ETBX, F-33612 Cestas, France.
 INRAE, UR RIVERLY, F-69625 Villeurbanne, France.
 Université Claude Bernard Lyon 1, CNRS, ENTPE, UMR 5023 LEHNA, F-69622, Villeurbanne, France.
 Université du Texas à Arlington, Arlington, États-Unis.

Conclusion

Cette étude a fourni de nouvelles informations sur la dynamique temporelle récente de la biodiversité dans les cours d'eau. La diminution générale des concentrations en nutriments peut avoir induit le gain observé des diatomées, macro-invertébrés et poissons sensibles à l'eutrophisation. Alors que les tendances temporelles de la richesse taxonomique se sont avérées clairement différentes selon le groupe considéré, nous avons remarqué une forte convergence de traits, représentant un patron de « ré-oligotrophisation ».

Cependant cette étude présente certaines limites, ouvrant sur de nouvelles perspectives de recherche. Tout d'abord, les études à venir devront proposer des approches multi-taxons basées sur la collecte simultanée de différents maillons biologiques, afin de confirmer les convergences de traits observées et pourquoi pas d'en délimiter de nouvelles.

Ensuite et surtout, un effort devra être réalisé au niveau de la caractérisation environnementale des sites échantillonnés. Concernant les variables hydro-climatiques (température de l'eau réelle, hauteurs d'eau et/ou débits) afin de mieux appréhender l'effet du changement climatique sur les communautés, mais aussi concernant les concentrations en micropolluants. Si une ré-oligotrophisation des eaux douces est probablement en cours, l'augmentation des micropolluants menace encore la biodiversité de nos rivières.

RÉFÉRENCES

- Alahuhta J., Erős T., Kärnä O., Soininen J., Wang J., Heino J., 2019. Understanding Environmental Change through the Lens of Trait-Based, Functional, and Phylogenetic Biodiversity in Freshwater Ecosystems. *Environmental Reviews*, 27(2), 263-73, <https://doi.org/10.1139/er-2018-0071>.
- Buisson L., Grenouillet G., Villéger S., Canal J., Laffaille P., 2013. Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change. *Global Change Biology*, 19(2), 387-400, <https://doi.org/10.1111/gcb.12056>.
- Dézerald O., Mondy C. P., Dembski S., Kreutzenberger K., Reyjol Y., Chandesris A., Valette L., Brosse S., Toussaint A., Belliard J., Merg M. L., Usseglio-Polatera P., 2020. A diagnosis-based approach to assess specific risks of river degradation in a multiple pressure context: insights from fish communities. *Science of the Total Environment*, 734, 139467, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139467>.
- Dudgeon D., Arthington A. H., Gessner M. O., Kawabata Z. I., Knowler D. J., Lévêque C., Naiman R. J., Prieur-Richard A. H., Soto D., Stiassny M. L. J., Sullivan C. A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, John Wiley & Sons, Ltd 81(02), 163, <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>.
- Floury M., Souchon Y., Looy K.V., 2017. Climatic and trophic processes drive long-term changes in functional diversity of freshwater invertebrate communities. *Ecography*, 41(1): 209-218, <https://doi.org/10.1111/ecog.02701>.
- Union internationale pour la conservation de la nature, 2015. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. www.iucnredlist.org.
- Lamkin M., Miller A. I., 2016. On the challenge of comparing contemporary and deep-time biological-extinction rates. *BioScience*, 66(9), 785-789, <https://doi.org/10.1093/biosci/biw088>.
- Magurran A. E., Deacon A. E., Moyes F., Shimadzu H., Dornelas M., Phillip D. A., Ramnarine I. W., 2018. Divergent biodiversity change within ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(8), 1843-1847, <https://doi.org/10.1073/pnas.1712594115>.
- Magurran A. E., Dornelas M., Moyes F., Henderson P. A., 2019. Temporal β diversity – A macroecological perspective. *Global Ecology and Biogeography*, 28(12), 1949-1960, <https://doi.org/10.1111/geb.13026>.
- Maire A., Thierry E., Viechtbauer W., Daufresne M., 2019. Poleward shift in large-river fish communities detected with a novel meta-analysis framework. *Freshwater Biology*, 64(6), 1143-1156, <https://doi.org/10.1111/fwb.13291>.
- Pilotto F., Kühn I., Alber R., Alignier A., Andrews C., Bäck J. et al., 2020. Meta-analysis of multidecadal biodiversity trends in Europe. *Nature Communications*, 11(1), <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-020-17171-y>.
- Tison-Rosebery J., Leboucher T., Archaimbault V., Belliard J., Carayon D., Ferréol M., Floury M., Jeliakov A., Tales E., Villeneuve B., Passy S., 2022. Decadal biodiversity trends in freshwater ecosystems reveal recent community rearrangements. *Science of the Total Environment*, 823, 153431, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153431>.
- Van Looy K., Floury M., Ferréol M., Prieto-Montes M., Souchon Y., 2016. Long-term changes in temperate stream invertebrate communities reveal a synchronous trophic amplification at the turn of the millennium. *Science of The Total Environment*, 565, 481-488, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.193>.
- Verbeek L., Gall A., Hillebrand H., Striebel M., 2018. Warming and oligotrophication cause shifts in freshwater phytoplankton communities. *Global Change Biology*, 24(10), 4532-4543, <https://doi.org/10.1111/gcb.14337>.



Dans les milieux lacustres, l'étude des populations de poissons est une priorité environnementale. Des travaux menés dans le cadre du partenariat OFB-INRAE portent sur des méthodes de suivi et de surveillance non intrusives.



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, les pages et le DOI.

Optimisation d'une méthode non intrusive de l'étude des populations de poissons en lac : l'hydro-acoustique

Jean GUILLARD^{1,2}, Jean-Marc BAUDOIN^{2,3}, Chloé GOULON^{1,2}

¹ Univ. Savoie Mont Blanc, INRAE, CARTEL, Thonon-les-Bains, France.

² Pôle ECLA, OFB-INRAE-USMB, Aix-en-Provence, France.

³ Office français de la biodiversité (OFB), Aix-en-Provence, France.

Correspondance : Jean GUILLARD, jean.guillard@inrae.fr

L'hydro-acoustique est une méthode non intrusive d'échantillonnage des populations de poissons en écosystèmes lacustres qui permet d'estimer leur abondance et d'étudier leurs relations avec l'écosystème. Des travaux menés dans le cadre du partenariat OFB-INRAE ont permis de valider et préciser les recommandations de la norme européenne de méthode d'échantillonnage de poissons lacustres par hydro-acoustique, et d'apporter des éléments d'amélioration vis-à-vis des protocoles recommandés. En parallèle, plusieurs projets ont utilisé les données acoustiques générées afin de répondre à des enjeux de gestion ou des questions d'écologie.

Introduction

L'étude des populations de poissons en milieux lacustres est principalement basée sur la méthodologie standard européenne (NF EN 14757) utilisant des filets maillants pour capturer des individus et procéder à des mesures biométriques. Ces méthodes demandent des ressources humaines importantes durant plusieurs jours sur le terrain et conduisent à la mort ou la mutilation des animaux prélevés, ce qui est de moins en moins acceptable dans le cadre d'une surveillance écologique. Par ailleurs, les études réalisées pour la standardisation des pêches aux filets maillants montrent une importante sélectivité des espèces et des tailles prélevées, en fonction des engins utilisés, ce qui conduit à une vision partielle des peuplements de poissons, et notamment des structures en taille et de la biomasse. L'hydro-acoustique est une méthode reconnue (Simmonds et MacLennan, 2005) pour l'évaluation des populations de poissons et pour l'étude de leurs relations avec l'écosystème, aussi bien dans le milieu marin que dans les lacs, les réservoirs et les cours d'eau (Rudstam *et al.*, 2012). Cette méthode, non intrusive, fait partie intégrante des procédures d'échantillonnage des peuplements de poissons utilisables pour la surveillance des lacs et des grands cours d'eau qu'impose la directive cadre sur l'eau (DCE) et a fait l'objet d'une normalisation par le Comité européen de normalisation

(CEN). Les recherches réalisées par l'UMR CARTEL¹ dans le cadre des projets de l'Office français de la biodiversité (OFB) puis au sein du Pôle R&D ECLA² doit permettre de disposer d'une nouvelle méthode standardisée pour l'échantillonnage des peuplements de poissons lacustres (tailles et biomasse), à la fois non impactante pour les espèces suivies et peu consommatrice de moyens humains pour les structures la déployant. Cela s'avère particulièrement intéressant dans le cadre des programmes de surveillance DCE, mais aussi pour tout autre suivi scientifique ou réglementaire sur des milieux aquatiques profonds. Ces travaux méthodologiques réalisés à partir des protocoles inscrits dans la norme, mais aussi le développement et la mise en œuvre d'un engin autonome de surface, en collaboration avec la société CT2MC, ainsi que des approches novatrices utilisant les performances de la nouvelle génération de sondeurs, permettent notamment des avancées pour améliorer le déploiement de la méthode hydro-acoustique à des fins de gestion et de projets de recherches.

Protocoles d'utilisations et normalisation

Dans le cadre de la standardisation des méthodes européennes pour la surveillance des masses d'eau, la méthode hydro-acoustique a fait l'objet d'une norme

1. Unité mixte de recherche INRAE-USMB CARTEL : Centre alpin de recherche sur les réseaux trophiques et les écosystèmes limniques.

2. Pôle de recherche et développement « Ecosystèmes Lacustres » OFB-INRAE-USMB.

élaborée en 2014 (prEN 15910, *Water quality – Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods*). Ce document décrit les protocoles à mettre en place pour échantillonner et évaluer les populations de poissons dans les grandes rivières et les lacs en utilisant un équipement hydro-acoustique. Les méthodes d'acquisition, les paramètres à choisir ainsi que le traitement des données sont explicités. Nos travaux avaient pour objectif de préciser les conditions d'acquisition de certains paramètres inscrits dans la norme afin que les données issues de l'utilisation de ces méthodes puissent être comparées entre elles avec fiabilité, que ce soit entre écosystèmes ou au sein d'un même écosystème. La norme est accompagnée de références de travaux publiés. Les travaux présentés ci-après ont approfondi la connaissance de l'influence potentielle sur la qualité des données de la variabilité de certains paramètres des protocoles d'acquisition de la norme. Les résultats de ces travaux ont pour vocation à être inclus dans sa prochaine révision.

Comparaison jour-nuit

La norme CEN, au même titre que les procédures publiées pour les grands lacs nord-américains, recommande que les campagnes d'hydro-acoustique soient effectuées de nuit. En effet, la nuit, les poissons se dispersent dans la colonne d'eau permettant ainsi la détection des échos individuels et donc l'estimation des tailles des poissons. *A contrario*, le jour, le comportement grégaire des poissons empêche d'obtenir des estimations fiables des tailles. Cependant, l'échantillonnage de jour est plus sûr et moins coûteux que celui de nuit. Par ailleurs, les références sur lesquelles la norme s'appuie sont souvent anciennes et la plupart du temps centrées sur un seul écosystème.

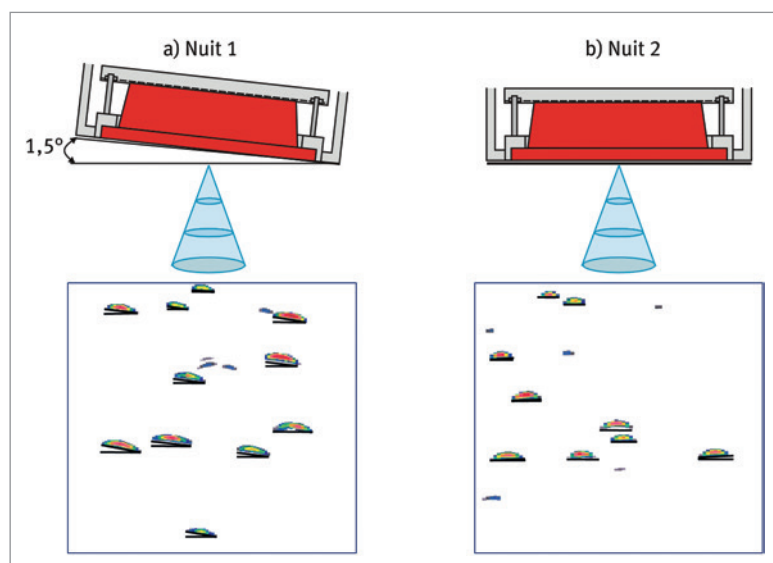
Le travail d'analyse effectué par Girard *et al.* (2020) a utilisé des données acquises de jour et de nuit provenant de quatorze lacs naturels de différentes tailles. Les données sont issues de deux strates de profondeur, définies en

fonction de la thermocline qui structure la distribution des communautés dans les lacs de région tempérée. Les trois métriques les plus utilisées de la méthode hydro-acoustique ont été comparées : un proxy de densité de poissons (l'énergie rétrodiffusée par les cibles), les distributions en taille (à partir de l'énergie renvoyée par les cibles isolées) et finalement les estimations de biomasse par unité de surface, issues de ces deux premières métriques. Les analyses ont montré une corrélation significative entre les résultats diurnes et nocturnes, mais la biomasse estimée dans la couche supérieure est surestimée pour les campagnes de jour en raison des estimations incorrectes de la taille des poissons. Pour la couche la plus profonde, les estimations de la biomasse diurne ou nocturne ne différaient pas significativement. Cette étude réalisée à l'échelle de quatorze lacs confirme que l'échantillonnage hydro-acoustique dans les lacs tempérés doit être effectué la nuit pour obtenir des estimations précises des biomasses de poissons. Cette étude confirme le protocole inscrit dans la norme mais l'approche multi-lacs lui donne une portée plus générale.

Influence du positionnement du transducteur

Le travail suivant effectué par Blanluet *et al.* (2020) a concerné une spécificité méthodologique des suivis en milieu d'eau douce. En effet, les campagnes hydro-acoustiques en eau douce, mis à part dans les grands lacs nord-américains ou d'Afrique de l'Est, sont la plupart du temps effectuées à partir de petites embarcations. Sur ce type de bateaux, le transducteur qui est l'appareil qui génère les ondes sonores et les réceptionne, est en général positionné sur une perche fixée sur le côté du bateau. Du fait d'une installation la plupart du temps artisanale, à l'opposé des installations pérennes sur les navires de recherche, le transducteur peut être mal aligné avec l'axe horizontal, en particulier lorsque le bateau navigue. Les réponses acoustiques des poissons étant fortement directionnelles, l'angle du transducteur, quand il n'est pas positionné horizontalement, peut impliquer une atténuation des énergies rétrodiffusées par les cibles individuelles. Le calcul des tailles étant basé sur ces valeurs, se posait la question du biais pouvant en résulter en termes de sous-estimation des tailles et donc des biomasses. Pour tester *in situ* l'influence d'un léger décalage de l'orientation du transducteur et donc les conséquences sur les résultats, nous avons comparé les estimations hydro-acoustiques provenant de deux nuits consécutives d'échantillonnage sur le lac d'Annecy, donc similaires en termes de résultats, sauf que la première a été réalisée avec un angle de transducteur d'environ $1,5^\circ$ par rapport à l'horizontal et que pour la seconde, le transducteur était parfaitement positionné. Nous avons montré que l'effet d'un tel angle était négligeable sur les estimations des distributions en tailles et donc sur les évaluations de la biomasse. En conclusion, un faible décalage de l'horizontalité du transducteur ($\sim 1,5^\circ$) ne dégrade pas la qualité des données acoustiques, permettant aux utilisateurs de ces méthodes en eau douce d'être confiants sur leur installation, même en cas de positionnement imparfait.

Figure 1 – Positionnement du transducteur avec un angle de $1,5^\circ$ en nuit 1 (a) et horizontal en nuit 2 (b). Source : figure modifiée de Blanluet *et al.* (2020).



Influence de la fréquence d'acquisition

En Europe, les campagnes hydro-acoustiques sont effectuées en utilisant différentes fréquences selon les pays. Il était donc nécessaire d'évaluer si les résultats ainsi

obtenus avec ces différents paramètres d'acquisition pouvaient être considérés comme similaires. La fréquence de 38 kHz, très utilisée dans les grands lacs nord-américains et en Scandinavie, n'avait jamais été comparée aux autres fréquences en eau douce. Mouget *et al.* (2020) ont donc comparé *in situ* la fréquence de 38 kHz avec deux autres fréquences (70 et 200 kHz), couramment utilisées et qui avaient déjà été comparées entre-elles dans des travaux précédents. Ainsi, de nouvelles données ont été acquises dans les lacs d'Annecy et du Bourget avec un protocole déjà publié de comparaison des fréquences. Cette étude a montré que les estimations de densité, de distributions en taille et de biomasse étaient similaires quelle que soit la fréquence, pour des densités de poissons de faibles à modérées. Par contre, pour des densités de poissons élevées, supérieures à 600 poissons/ha, les résultats étaient plus variables (même entre les fréquences de 70 et 200 kHz) et doivent faire l'objet de travaux supplémentaires pour comprendre à partir de quels seuils les données divergent. En pratique, les différences observées sont suffisamment faibles, même pour les densités élevées, pour pouvoir être considérées comme négligeables pour des travaux de recherche ou dans le cadre de suivis réglementaires de populations de poissons. Ces résultats ont vocation à être pris en compte lors de la révision de la norme CEN.

Continuité des séries chronologiques

Le dernier travail réalisé par Rautureau *et al.*, (2022) sur les protocoles d'acquisition a eu pour but de comparer l'écho-sondeur scientifique le plus fréquemment utilisé en Europe, l'EK60 (Simrad Kongsberg Maritime AS, Horten, Norvège) au nouveau modèle (EK80) récemment développé et commercialisé par la même société. La question de la similarité des données obtenues par ces deux générations d'écho-sondeurs est d'une importance majeure dans le contexte de la continuité des séries temporelles et de la comparaison d'écosystèmes. Des travaux récents effectués dans le milieu marin ont déjà abordé cette comparaison en se focalisant sur le proxy de densité mais sans avoir analysé avec précision les divergences possibles sur les tailles individuelles, métriques très utilisées en eau douce et nécessaires pour les calculs de densité numérique ou pondérale. Le projet a donc visé à tester l'hypothèse selon laquelle, à une fréquence donnée, les proxys des tailles individuelles enregistrés *in situ* simultanément par un EK60 et un EK80 étaient statistiquement similaires, après avoir vérifié que les proxys de densités étaient bien semblables, conformément aux travaux effectués en mer. Les données ont été enregistrées dans deux lacs périalpins en utilisant les deux générations d'écho-sondeurs de façon simultanée. Les proxys de densités étaient bien similaires et si des différences ont été trouvées entre les deux générations d'écho-sondeurs pour les distributions en tailles, les différences n'étaient pas assez importantes pour affecter les calculs de biomasse utilisés dans le cadre de suivis des peuplements par les scientifiques, ni dans le cadre de la gestion des pêches ou de travaux de surveillance réglementaire. La continuité des séries temporelles et la comparaison d'écosystèmes sont donc assurées quand on utilise l'un ou l'autre écho-sondeur.

Très ancrés dans des approches méthodologiques de validation de paramètres d'acquisition, ces travaux

permettent de contribuer à l'amélioration des méthodes et à consolider la norme européenne. En outre, ils s'avèrent particulièrement importants dans le cadre des programmes de surveillance de la DCE, dont l'un des

Figure 2 – Comparaisons des valeurs d'énergie rétrodiffusée en S_A ($m^2 \cdot ha^{-1}$), proxy de la densité de poissons, pour les couches inférieures à la thermocline dans les lacs du Bourget et d'Annecy. Les boîtes à moustache montrent la médiane, le premier et le troisième quartile pour la boîte centrale. Les lignes externes représentent l'amplitude des données. Les points correspondent aux valeurs extrêmes. Les valeurs sont comparées entre elles (38 vs 70, 38 vs 200, 70 vs 200 kHz) : « o » indique qu'il n'y a pas de différence statistique entre les résultats ; une et deux étoiles sur le graphique indiquent une différence significative aux niveaux de signification de 10 % et 5 %, respectivement, entre le grand axe (en noir) et la ligne 1:1 (en pointillés). Source : figure modifiée de Mouget *et al.* (2019).

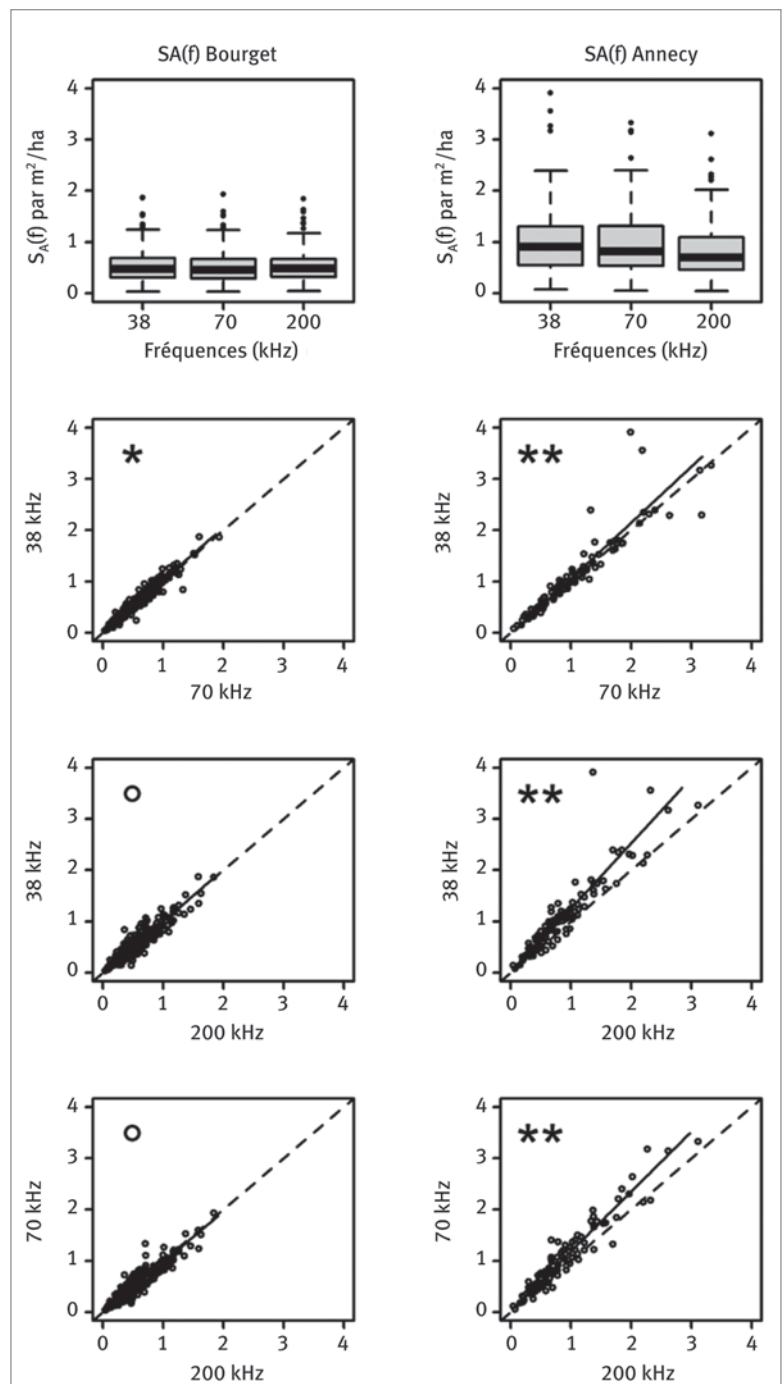
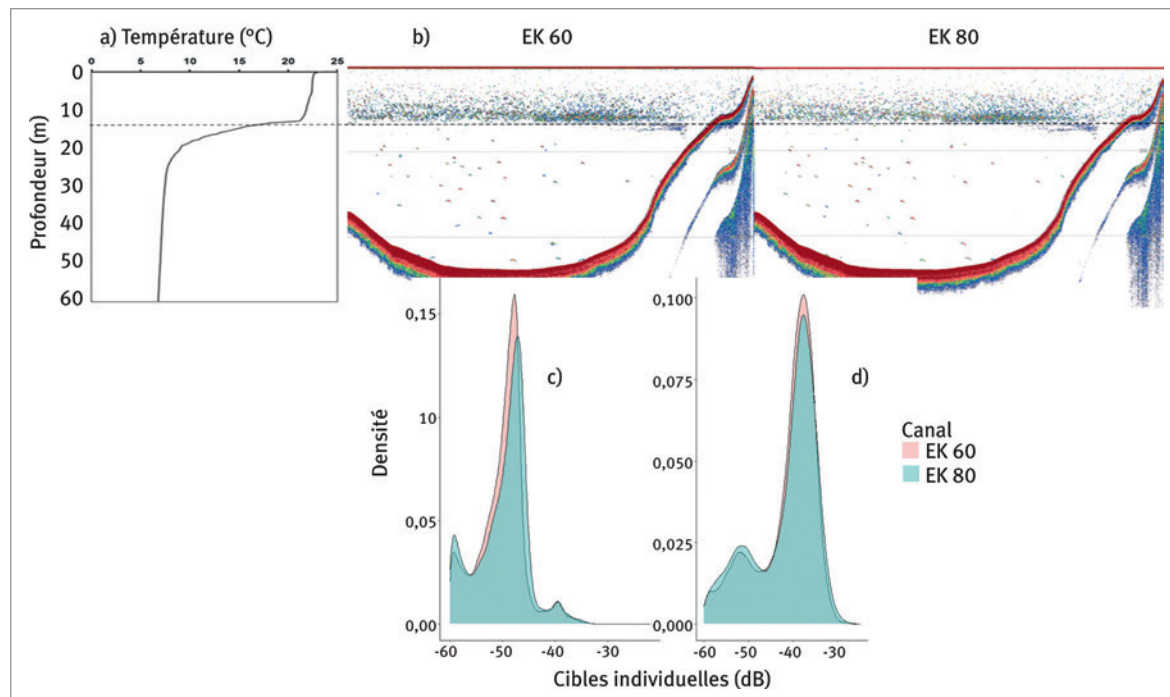


Figure 3 – (modifiée de Rautureau *et al.*, 2022). a) Profil de température acquis dans le lac d'Annecy (14 septembre 2020) ; b) Échogrammes enregistrés dans le lac d'Annecy, à gauche EK60 et à droite EK80, en utilisant un seuil de -66 dB ; la ligne pointillée montre la séparation entre les couches. Données de l'Observatoire des lacs (<http://www6.inra.fr/soere-ola%20@SOERE%20OLA-IS>) ; c) et d) Distributions de densité des cibles individuelles (écho unique) (en dB) pour les deux couches ; (c) couche de surface : le mode principal correspond majoritairement aux percidés et cyprinidés de l'année, à environ -48 dB ; (d) couche profonde : le mode principal correspond aux salmonidés adultes, à environ -37 dB ; le deuxième mode correspond aux salmonidés juvéniles, environ -50 dB (rose pour les valeurs EK60, vert pour les valeurs EK80).



objectifs est la recherche constante d'innovations en termes de suivis écologiques, afin d'améliorer la robustesse et la précision des méthodes, la réduction des coûts de la surveillance ou bien encore l'impact de la surveillance sur les communautés biologiques indicatrices utilisées.

Arbres et poissons, l'apport de l'écho-sondeur large bande

À l'échelle mondiale, la demande croissante d'hydro-électricité fait que le nombre de réservoirs connaît une augmentation considérable, ouvrant aussi de nouvelles zones potentielles de pêche. Cependant, ces réservoirs ont souvent été mis en eau sans que les forêts n'aient été coupées au préalable et donc de nombreux arbres immergés restent présents, particulièrement en zone tropicale. Ces arbres empêchent de réaliser des évaluations des densités des populations de poissons avec les méthodes standardisées : l'échantillonnage aux filets maillants est très difficile et les arbres submergés sont confondus avec des bancs de poissons sur les échogrammes. En effet, les échos renvoyés par les deux types de cibles sont très souvent similaires en termes de formes et d'énergie renvoyée lorsqu'on utilise des sondeurs classiques en bande étroite comme par exemple l'EK60. Pour surmonter cette difficulté, Blanluet *et al.* (2022) ont utilisé les propriétés large bande des nouveaux sondeurs EK80 (les ondes sonores sont émises sur un large spectre de fréquence, par exemple de 90 à 150 kHz pour un transducteur centré sur 120 kHz) pour mettre au point

une méthode originale permettant de distinguer les bancs de poissons des arbres submergés. Un algorithme de classification a été utilisé pour trier les écho-traces sur les échogrammes acquis par le sondeur EK80 en mode à large bande centré sur deux fréquences 120 et 200 kHz. Le taux de discrimination atteint un niveau supérieur à 90 % de classement entre des arbres et des bancs. Il est ainsi possible de distinguer de façon satisfaisante les bancs de poissons des arbres submergés dans les réservoirs, ouvrant la possibilité d'utiliser plus largement les méthodes hydro-acoustiques dans ces lacs artificiels afin de mieux connaître les populations de poissons et leurs évolutions. Cela s'avère aussi particulièrement intéressant pour les programmes de surveillance réglementaires de la DCE. En effet, en France, les masses d'eau lacustres sont très majoritairement représentées par des retenues artificielles où les arbres immergés sont fréquents. C'est notamment le cas sur la plus grande masse d'eau lacustre artificielle du territoire de l'Union européenne. Il s'agit de la retenue hydroélectrique de Petit-Saut en Guyane française où la masse d'eau résulte de l'immersion de plus de 350 km² de forêt tropicale.

Embarcation autonome de surface équipée d'écho-sondeurs

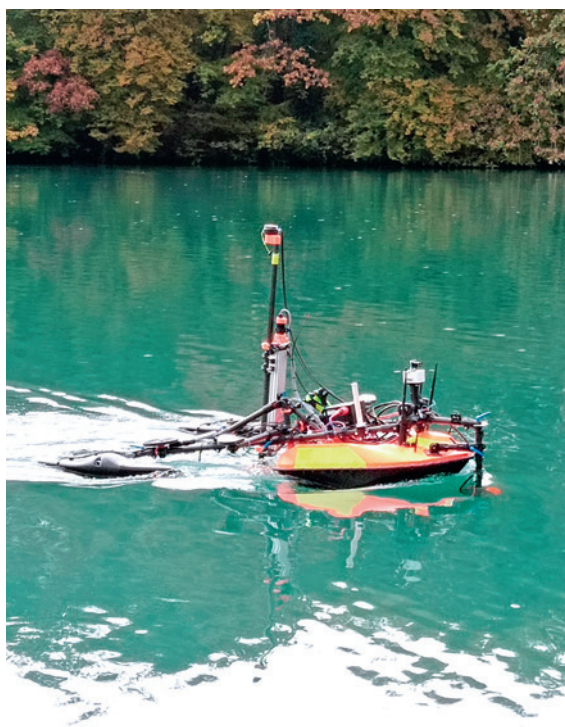
Les véhicules de surface sans pilote (*Unmanned surface vehicles*, USV) sont de plus en plus utilisés dans les environnements marins et d'eau douce pour permettre la collecte de données. Ils offrent aux scientifiques la possibilité d'effectuer des surveillances rapides, d'augmenter la

fréquence d'échantillonnage et de façon moins onéreuse. On peut ainsi obtenir des observations dans des zones difficiles à atteindre, répéter les acquisitions pour accroître le nombre d'informations, tant sur le plan spatial que temporel. Avec la collaboration de la société CT2MC, dans le cadre d'un projet financé par l'ADEME³, l'UMR CARRTEL a conçu un engin entièrement autonome appelé HARLE : *Hydroacoustic Autonomous boat for Remote fish detection in Lake* (Goulon et al., 2021). L'engin est alimenté électriquement et équipé de la dernière génération de sondeurs scientifiques (EK80). Pour le valider, le HARLE a été utilisé en parallèle d'une campagne hydro-acoustique conventionnelle, avec un bateau, dans un lac périalpin. Les données de base et les valeurs de biomasse de poissons obtenues par les deux approches, engin entièrement autonome ou bateau, ont été analysées et sont similaires. Nous avons montré que le HARLE a un grand potentiel comme outil de suivi des populations de poissons en eau douce. Depuis cette première version prototype, des améliorations tant sur le plan de l'autonomie que du pilotage et de la précision spatiale ont été apportées avec l'aide du partenariat avec l'OFB, avec en particulier l'ajout d'un transducteur supplémentaire pour échantillonner les zones proches de la surface. L'engin a pu être testé et déployé dans plusieurs projets pour répondre à différents objectifs tels que : cartographier et quantifier dans un petit lac l'émission de bulles de méthane issues de la dégradation de la matière organique, effectuer des suivis de populations de poissons dans le Rhône et mesurer l'impact de tirs sismiques sur les poissons du Léman. L'opérationnalisation de ces engins autonomes offre également d'importantes perspectives pour la surveillance réglementaire, à la fois pour réduire le coût des suivis écologiques sans dégrader la qualité de l'information, mais aussi pour accéder à des zones difficiles non navigables ou protégées réglementairement.

Conclusion

Ces travaux ont permis de conforter la validation et préciser les recommandations de la norme européenne de méthode d'échantillonnage de poissons lacustres par hydro-acoustique et d'apporter des éléments d'amélioration vis-à-vis des protocoles recommandés. Publiés dans des revues internationales, ces travaux ont aussi vocation à être intégrés dans les textes réglementaires lors de la prochaine révision de cette norme. De plus, des travaux originaux ont pu être menés utilisant les capacités de la nouvelle génération de sondeurs d'émettre en large bande, ouvrant ainsi des perspectives pour améliorer le suivi des populations de poissons en réservoirs ou d'autres milieux aquatiques dont le fond serait marqué par la présence d'arbres submergés. Enfin, le développement d'un engin autonome a pu être conforté par le soutien de l'OFB, permettant de passer d'un prototype à un outil fonctionnel qui a ainsi pu être déployé dans plusieurs projets scientifiques avec des perspectives d'application à des fins de gestion de la pêche et des

Photo 1 – Le HARLE en action sur le Rhône.
Crédit photographique : © Clément Rautureau.



populations de poissons. En parallèle, ces méthodes ont été utilisées dans le cadre de projets de recherche en écologie halieutique afin de mieux cerner l'impact des fluctuations annuelles des populations de perches sur le réseau trophique d'un lac oligotrophe, l'effet de tirs sismiques sur les populations de poissons du Léman et d'identifier les facteurs environnementaux responsables de la variabilité du recrutement de la perche dans deux lacs périalpins. Elles ont également été utilisées en réservoir tropical afin d'étudier l'impact des forçages anthropiques sur les populations de poissons face à une pêche intensive et au changement climatique. Enfin, des propositions de gestion visant à limiter les conséquences de vidanges de barrage sur les populations de poissons ont été faites, basées sur les estimations des populations de poissons par hydro-acoustique. Enfin, l'hydro-acoustique, dont l'usage dans les écosystèmes d'eau douce s'intensifie (Pollom et Rose, 2016), en complément de l'utilisation de l'ADN-E, pourrait à terme limiter l'utilisation des méthodes destructives, comme les filets maillants, pour l'étude des populations de poissons lacustres. Le couplage de ces deux innovations technologiques ouvre ainsi des perspectives opérationnelles prometteuses, notamment pour une surveillance écologique DCE du futur, à la fois robuste, précise, moins consommatrice de moyens humains, et beaucoup plus respectueuse des espèces animales utilisées pour la bio-indication.

3. Agence de la transition écologique.

RÉFÉRENCES

- Blanluet A., Gastauer S., Cattaneo F., Goulon C., Grimardias D., Guillard J., 2022. Discrimination between schools and submerged trees in reservoirs: A preliminary approach using narrowband and broadband acoustics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 79(5), 738-748, <https://doi.org/10.1139/cjfas-2021-0087>.
- Blanluet A., Goulon C., Lebourges-Dhaussy A., Eymar-Dauphin P., Guillard J., 2020. Effect of a transducer horizontality default on lake fish stock assessment. *Acoustics Australia*, 48(3), 473-479. <https://doi.org/10.1007/s40857-020-00206-1>.
- Girard M., Goulon C., Tessier A., Vonlanthen P., Guillard J., 2020. Comparisons of day-time and night-time hydroacoustic surveys in temperate lakes. *Aquatic Living Resources*, 33(9), <https://doi.org/10.1051/alr/2020011>.
- Goulon C., Le Meaux O., Vincent-Falquet R., Guillard J., 2021. Hydroacoustic Autonomous boat for Remote fish detection in Lake (HARLE): an unmanned autonomous surface vehicle to monitor fish population in Lakes. *Limnology and Oceanographic Methods*, 19(4), 280-292. <http://doi.org/10.1002/lom3.10422>.
- Simmonds J., MacLennan D., 2005. *Fisheries Acoustics: Theory and Practice (Fish and Aquatic Resources)*, 2e édition, Wiley-Blackwell, 472 p.
- Mouget A., Goulon C., Axenrot T., Balk H., Lebourges-Dhaussy A., Godlewska M., Guillard J., 2019. Including 38 kHz in the standardization protocol for hydroacoustic fish surveys in temperate lakes. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 5(4), 332-345, <https://doi.org/10.1002/rse2.112>.
- Pollom R. A., Rose G. A., 2016. A global review of the spatial taxonomic and temporal scope of freshwater fisheries hydroacoustics research. *Environmental Reviews*, 24(3), 333-347. <https://doi.org/10.1139/er-2016-0017>.
- Rautureau C., Goulon C., Guillard J., 2022. In situ TS detections using two generations of echo-sounder, EK60 and EK80: the continuity of fishery acoustic data in lakes. *Fisheries Research*, 249, 106237, <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106237>.
- Rudstam L. G., Jech J. M., Parker-Stetter S. L., Horne J. K., Sulliva P. J., Mason D. M., 2012. Fisheries hydroacoustics, in: A.V. Zale, D.L. Parrish, T.M. Sutton (eds.), *Fisheries Techniques*, Third Edition, Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, p. 40, <https://doi.org/10.47886/9781934874295>.



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, les pages et le DOI.

Inventaire de biodiversité des poissons et crustacés d'eau douce par pêche à l'électricité en petits cours d'eau tropicaux : réglages, efficacité et recommandations

Jean-Marc ROUSSEL^{1,2}, Gaétan POTTIER³, Didier AZAM^{2,4}, Régis VIGOUROUX³, Frédéric MARCHAND^{2,4}, Nicolas BARGIER³, Marie NEVOUX^{1,2}, Julien RAITIF¹, Caroline PENIL⁵, Eddy COSSON⁶, Laurent BEAULATON^{2,7}

¹ INRAE, UMR DECOD, Rennes, France.

² Pôle MIAME, Gestion des migrateurs amphihalins dans leur environnement, OFB, INRAE, Institut Agro, Université Pau et Pays de l'Adour, France.

³ SARL HYDRECO-Guyane, Kourou, France.

⁴ INRAE, U3E, OFB, Rennes, France.

⁵ Office français de la biodiversité (OFB), SOAD, Vincennes, France

⁶ Office français de la biodiversité (OFB), SEMA, Vincennes, France

⁷ Office français de la biodiversité (OFB), SEEX, U3E, Rennes, France.

Correspondance : Jean-Marc ROUSSEL, jean-marc.rousseau@inrae.fr

Méthode classiquement utilisée pour les inventaires de biodiversité des poissons et crustacés dans le cadre de la surveillance réglementaire de l'état écologique des cours d'eau, la pêche à l'électricité pose un certain nombre de difficultés en territoires ultramarins tropicaux. Des recherches et des essais au laboratoire et in situ ont permis de définir des conditions spécifiques de son application aux petits cours d'eau (inférieurs à six mètres de large) tropicaux et d'identifier les réglages électriques les plus efficaces pour la capture, l'estimation de la richesse spécifique et de l'abondance des espèces, et le respect de la santé animale.

Introduction

La pêche à l'électricité consiste à délivrer un courant électrique dans l'eau au moyen de deux électrodes pour permettre la capture des organismes aquatiques tels que les poissons. Les caractéristiques du courant appliqué, les appareils utilisés et les modes opératoires mis en œuvre doivent faire l'objet de la plus grande attention, pour la sécurité des opérateurs, l'efficacité de capture et le bien-être des animaux. Les tensions et intensités électriques utilisées pouvant induire une électrisation plus ou moins sévère. Tous les opérateurs du chantier de pêche à l'électricité doivent avoir suivi une formation sur la prévention du risque électrique, et être habilités pour les postes clés d'ouverture/fermeture du circuit et de supervision de la sécurité de l'opération. Les consignes de protection individuelle et de sécurité doivent être scrupuleusement respectées. Pour les organismes aquatiques, vertébrés notamment, le champ électrique dans l'eau, s'il est assez puissant, va générer différents comportements

incluant l'attraction vers l'anode (électrode positive) puis l'immobilisation, ce qui permet leur capture. Mais différentes pathologies internes (déplacements vertébraux et fractures, hémorragies) peuvent également survenir, pouvant aller jusqu'à entraîner la mort du poisson. Il convient donc, pour le respect du bien-être animal, de connaître et d'appliquer les réglages adaptés pour réaliser des opérations de pêche à l'électricité. Bien pratiquée en revanche, la pêche à l'électricité n'est pas intrusive et permet la remise à l'eau des poissons après l'inventaire.

Les études pionnières sur la pêche à l'électricité en eau douce ont pour beaucoup été réalisées en France dans les années 1960-1970 (Vibert et Cuinat, 1961 ; Cuinat, 1965 ; Gosset *et al.*, 1971 ; Gosset, 1976 ; Lamarque, 1977). Elles ont permis de définir les principes physiques de la propagation du courant électrique dans l'eau, en fonction des types de courant (continu ou pulsé de différentes fréquences) et de la forme des électrodes utilisées. Ces travaux ont été repris et développés ensuite

par de nombreuses équipes dans le monde, notamment pour répondre à des enjeux scientifiques touchant à la connaissance de l'écologie des poissons et des écosystèmes aquatiques. La pêche à l'électricité est maintenant utilisée pour le suivi réglementaire des masses d'eau dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), pour laquelle il existe des indicateurs de qualité basés sur la caractérisation des communautés de poissons. Elle permet également de suivre l'évolution démographique de populations à fort enjeu de conservation et/ou à fort potentiel halieutique, tels que les poissons migrateurs amphihalins. Ainsi, la pratique de la pêche à l'électricité en écosystèmes tempérés a fait l'objet de mises au point méthodologiques, comme cette parution récente en France aux éditions de l'Office français de la biodiversité (OFB) « Guides et Protocoles » (Pottier *et al.*, 2022a).

Dans les eaux peu profondes (moins de 60 cm de profondeur), la pêche à l'électricité peut avantageusement remplacer d'autres méthodes d'inventaires par capture (filets, nasses), en offrant la possibilité d'une prospection à pied par l'opérateur et une remise à l'eau des spécimens capturés. Cependant, il existe plusieurs facteurs qui influencent son efficacité. D'une part, l'efficacité varie selon les caractéristiques biologiques des animaux ciblés, notamment leur morphologie, taille corporelle et comportement de nage. D'autre part, les caractéristiques de l'habitat pêché (profondeur, surface à prospecter d'une berge à l'autre en rivière, anfractuosités du substrat, végétation aquatique...) peuvent fortement influencer la capacité d'attraction de l'animal et sa capture par l'opérateur. Cela souligne la nécessité de faire des réglages électriques adaptés pour optimiser les chances d'attraction vers l'anode (ou taxie anodique). Enfin, l'efficacité de la pêche à l'électricité est fondamentalement liée à la conductivité de l'eau qui change la propagation du signal électrique autour de l'anode. On sait qu'en eau peu conductrice, il devient nécessaire d'utiliser des puissances électriques plus importantes pour induire une taxie anodique équivalente et l'immobilisation de l'animal.

Ces connaissances sur la pêche à l'électricité et ses limites ont été produites essentiellement grâce à des recherches conduites en milieux tempérés et sur les poissons, ce qui a contribué à son développement en France métropolitaine notamment. En revanche, son efficacité a été très peu testée sur les crustacés. De plus, sa mise en œuvre souffre d'un retard dans les territoires ultramarins tropicaux, malgré des essais anciens et prometteurs (Lamarque et Gosset, 1977). En fait, la pêche à l'électricité se heurte à plusieurs difficultés qui rendent son utilisation plus complexe dans les eaux douces tropicales. D'une part, ces eaux peuvent être très faiblement minéralisées et la conductivité y atteint des niveaux extrêmement bas par endroit. D'autre part, les communautés de poissons et de crustacés y sont riches d'espèces aux morphologies et comportements variés qui sont autant de facteurs rendant incertaine la définition d'un courant électrique et donc d'une efficacité de pêche similaire pour l'ensemble des espèces ciblées.

Les écosystèmes aquatiques d'eau douce des territoires ultramarins français en zone intertropicale représentent un enjeu de gestion particulier. On y trouve des hot spots

de biodiversité parmi les plus riches au monde, comme sur le bouclier des Guyanes en Amérique du Sud où le taux d'endémisme atteint des niveaux records pour la zone néo-tropicale (Abell *et al.*, 2008). Les milieux insulaires tropicaux abritent des espèces de poissons et crustacés à fort enjeu de conservation avec notamment des espèces amphihalines sensibles dont le cycle de vie nécessite des migrations entre rivière et océan. Ainsi, la protection des écosystèmes aquatiques d'eau douce est un objectif essentiel dans les territoires français ultramarins tropicaux, pour lesquels il y a donc un besoin crucial d'outils opérationnels de surveillance de la biodiversité. Pour répondre à ces objectifs, trois projets¹ ont été mis en place dans le cadre de conventions de coopération INRAE-OFB, impliquant les unités DECOD et U3E de Rennes², le Pôle OFB pour la gestion des migrateurs amphihalins dans leur environnement (MIAME), et en partenariat étroit avec l'entreprise HYDRECO-Guyane. L'ambition est de faire avancer les connaissances fondamentales sur l'efficacité des inventaires de biodiversité par pêche à l'électricité et d'aller vers des recommandations utiles pour la maîtrise d'œuvre et la maîtrise d'ouvrage de la pêche à l'électricité en petits cours d'eau tropicaux. Pour cela, une série d'expérimentations a été menée en milieu contrôlé au laboratoire et *in situ* sur des cours d'eau de Guyane, des Antilles et de La Réunion. Trois objectifs spécifiques ont été suivis, et font l'objet des paragraphes suivants de cet article :

- définir le type de courant électrique qui permet d'optimiser la capture des crustacés,
- valider l'efficacité des inventaires par pêche à l'électricité en petits cours d'eau tropicaux,
- minimiser les dommages corporels aux animaux.

Définir le type de courant électrique pour la capture des crustacés

Contrairement aux poissons, il existe très peu d'études sur l'efficacité de la pêche à l'électricité pour capturer les crustacés qu'il s'agisse de crevettes ou de crabes. Certaines observations mettent en avant des réactions de type taxie anodique chez les crustacés en présence de courant continu de faible tension, ou d'un courant pulsé à très basse fréquence. Cependant, comparer les efficacités d'attraction de plusieurs types de courant (continu ou pulsé de différentes fréquences, sous différentes tensions) n'est pas chose triviale qu'il s'agisse de crustacés ou de poissons. L'électricité qui se propage dans l'eau décroît à mesure que l'on s'éloigne de l'électrode, n'électrifiant ainsi qu'une zone restreinte autour de chaque électrode. Quel que soit le type de courant, le volume de cette zone autour de l'anode est fonction de plusieurs paramètres dont la tension délivrée à l'électrode et la conductivité de l'eau. Il faut donc pouvoir standardiser les conditions de champ électrique dans l'eau pour pouvoir étudier correctement la taxie anodique des crustacés.

Pour y parvenir, nous avons retenu le calcul de la densité de puissance (en $\mu\text{W}\cdot\text{cm}^{-3}$) tel que proposé par Kolz (1989). Ce calcul simple s'obtient à partir des mesures du gradient de tension autour de l'anode, à l'aide d'un oscilloscope, et de la conductivité ambiante de l'eau (Pottier *et al.*, 2022a). Il permet d'ajuster la tension délivrée à l'anode pour obtenir la densité de puissance

1. Pêche à l'électricité en eaux à conductivité extrêmement basse (partenariat OFB-INRAE) ; TAC-Réunion, fonctionnement des populations de truite arc-en-ciel et impacts sur les écosystèmes de La Réunion (partenariat OFB-INRAE) ; PAPE, protocole antillais de pêche à l'électricité (Appel à manifestation d'intérêt OFB « Développements en matière de surveillance et d'évaluation DCE de l'état des eaux et des milieux aquatiques », HYDRECO Guyane-INRAE).
2. DECOD : unité mixte de recherche (UMR) « Dynamique et durabilité des écosystèmes : de la source à l'océan » ; U3E : unité expérimentale d'écologie et d'écotoxicologie aquatique.

standardisée pour comparaison. Ainsi, nous avons étudié la taxie anodique chez les crustacés en les plaçant dans un petit aquarium rectangulaire muni de deux électrodes rectangulaires à chaque extrémité. Ce dispositif a permis de recréer un champ électrique homogène aux caractéristiques suivantes : courant continu ou courant pulsé craténel à 2, 5 ou 40 Hz, à densité de puissance basse ($30 \mu\text{W}\cdot\text{cm}^{-3}$) ou élevée ($80 \mu\text{W}\cdot\text{cm}^{-3}$).

Cinq espèces de crustacés de différentes familles (deux *Atyidae*, deux *Palaemonidae* et un *Xiphocarididae*), de taille variable (de 11 à 91 mm du rostre au telson) ont été étudiées. Il est tout d'abord montré que les réglages en densité de puissance faible entraînent une meilleure taxie anodique que les réglages en densité de puissance forte (figure 1). À forte puissance en effet, seul le courant pulsé à très basse fréquence offre une probabilité de taxie anodique proche de 50 % en moyenne dans nos tests. En revanche, on obtient des meilleurs résultats de taxie anodique avec un courant continu de faible puissance (figure 1), ce qui plébiscite ce réglage pour la pêche des crustacés à l'électricité. Cette conclusion obtenue en milieu expérimental tranche avec l'idée souvent admise, parmi la communauté des utilisateurs de la pêche à l'électricité, qu'une forte puissance serait plus efficace pour capturer les animaux.

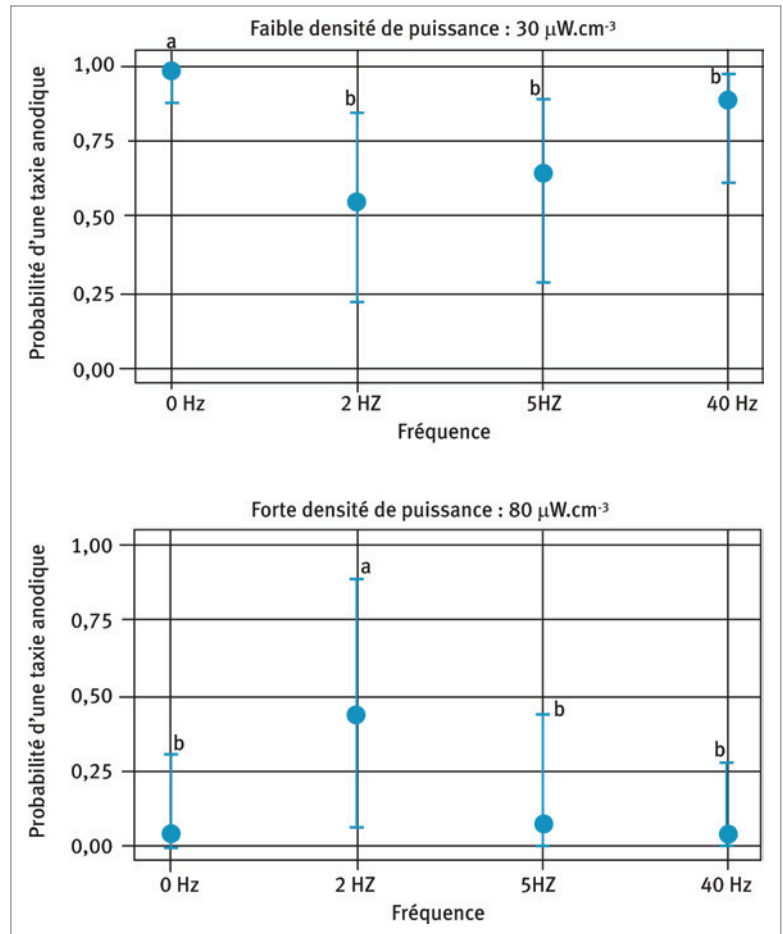
Valider l'efficacité de la pêche à l'électricité en petits cours d'eau tropicaux

La faible conductivité de certains cours d'eau tropicaux, en Guyane notamment implique de compenser la résistance imposée par l'eau en délivrant une plus forte tension aux électrodes. Or, il s'avère que les appareils utilisés jusqu'à présent ne sont pas assez puissants pour le faire (Pottier *et al.*, 2020a). Un prototype d'engin de pêche plus puissant et permettant les réglages souhaités a été commandé et spécialement fabriqué par une entreprise française pour répondre aux besoins pour nos tests. Il a été utilisé sur 27 rivières guyanaises ayant des conductivités basses à très basses (jusqu'à $16 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) pour vérifier l'efficacité de la pêche à l'électricité sous ces conditions. Sur chaque rivière, des secteurs ont été délimités par la pose de filets empêchant toute entrée ou sortie de poissons pendant les inventaires. Sur chaque secteur ainsi clos, trois passages de pêche successifs avec capture des poissons sans remise à l'eau ont été réalisés d'aval en amont, afin d'estimer les abondances des différentes espèces en place avec un modèle d'épuisement (Carle et Strub, 1978).

Au total, 5 800 poissons appartenant à 93 espèces différentes ont été capturés à l'électricité, en utilisant un courant continu réglé à une forte densité de puissance ($190 \mu\text{W}\cdot\text{cm}^{-3}$ à 50 cm de l'anode en moyenne). Les poissons non capturés dans les secteurs d'étude ont ensuite été comptés après empoisonnement de chaque secteur avec un biocide ciblant les poissons (la roténone). Ceci a permis de calculer l'efficacité réelle de la pêche à l'électricité. Ainsi, nous avons montré qu'à la fin du troisième passage de pêche, près de 95 % des espèces est capturée en moyenne, ce qui représente environ 90 % de l'abondance totale des poissons présents sur les secteurs d'étude (figure 2).

Des tests ont également été réalisés sur 9 rivières antillaises où cohabitent des communautés diversifiées de

Figure 1 – Probabilité d'observer une taxie anodique chez plusieurs espèces de crustacés des Antilles, en fonction de la densité de puissance et du type de courant délivré dans l'eau. Les lettres différentes indiquent une différence significative (test *post-hoc* de Tukey, p value < 0,05).



crustacés et de poissons. Cette fois-ci, nous avons utilisé le courant continu à faible densité de puissance ($30 \mu\text{W}\cdot\text{cm}^{-3}$ à 50 cm de l'anode), suivant les résultats obtenus précédemment en milieux contrôlés pour les crustacés. À cette puissance cependant, il n'était pas certain que les inventaires soient efficaces pour les poissons. Nous

Figure 2 – Pourcentage d'espèces (richesse spécifique) et d'abondances cumulées de poissons des petits cours d'eau de Guyane, au cours des passages successifs de pêche à l'électricité (enlèvements) par rapport à la communauté en place.

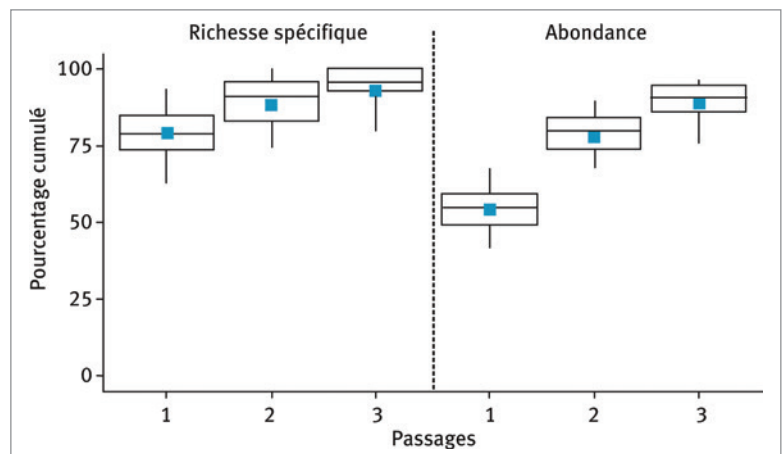
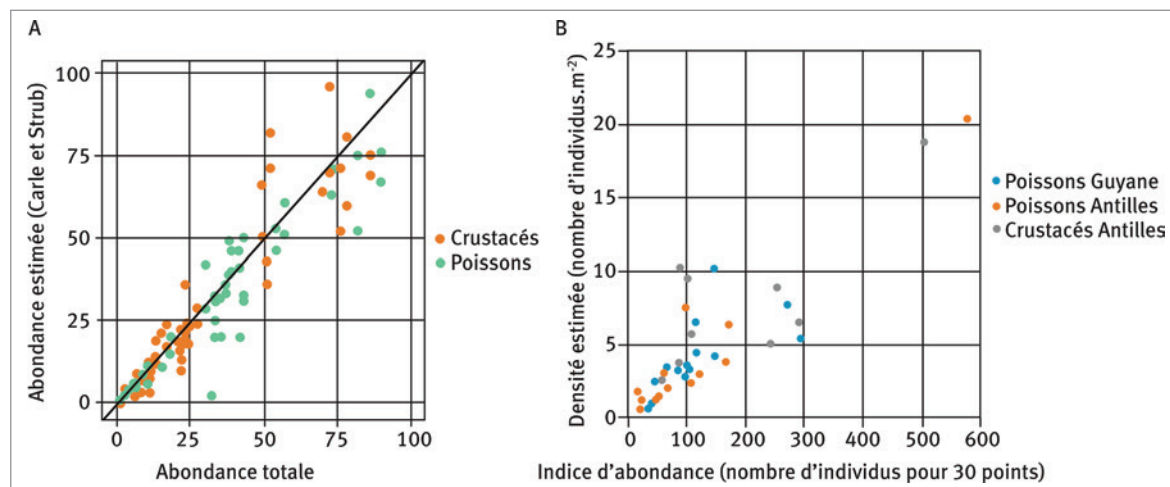


Figure 6 – Relation entre les estimations de densités de poissons et crustacés par enlèvements successifs et A) Les densités vérifiées sur secteurs clos sur des petits cours d'eau des Antilles ; B) Le nombre d'individus capturées pour 30 points d'échantillonnage ponctuel d'abondance (EPA) en Guyane et aux Antilles.



avons procédé de la même manière par pêche à l'électricité avec enlèvements successifs sans remise à l'eau en secteurs clos par des filets. En revanche, l'utilisation d'un biocide a été remplacée par une vérification manuelle scrupuleuse du substrat et de la végétation aquatique susceptibles d'abriter des animaux. Plus de 10 000 crustacés de 10 espèces différentes et plus de 1 600 poissons de 8 espèces différentes ont ainsi été manipulés.

Pour poissons et crustacés, les résultats montrent que toutes les espèces présentes sur les secteurs sont détectées à l'issue des trois passages de pêche à l'électricité. De plus, les densités estimées par le modèle d'épuisement sont très fortement corrélées aux densités totales observées après les opérations de vérification (figure 6a). Ce résultat vaut pour les crustacés et pour les poissons, ce qui montre l'intérêt d'utiliser le courant continu de faible densité de puissance pour la pêche à l'électricité en communauté mixte. Ce résultat est surprenant, il permet de relancer la réflexion sur les réglages électriques à recommander pour une bonne efficacité sur les poissons ; des développements dans ce sens sont en cours dans le cadre d'une thèse qui commence sur le sujet dans l'équipe.

Les pêches à l'électricité par enlèvements successifs sont coûteuses et mobilisent un grand nombre de personnes sur le chantier de pêche. Pour ces raisons, elles sont souvent remplacées par des protocoles allégés de type échantillonnage ponctuel d'abondance (EPA). Dans ce cas, le secteur d'étude est sous-échantillonné, l'opérateur prospectant de manière discontinue avec son anode la surface et le volume disponible sur le secteur. Nous avons comparé EPA et pêche par enlèvements successifs sur 13 et 15 secteurs de cours d'eau clos par des filets, respectivement aux Antilles et en Guyane. Les résultats montrent que les indices d'abondance obtenus pour 30 points d'EPA sont fortement corrélés aux densités estimées par enlèvements successifs (figure 6b). Ainsi, la pêche à l'électricité est opérationnelle pour les inventaires classiques et les inventaires par EPA, sur poissons et crustacés en petits cours d'eau tropicaux, pourvu que les bons réglages électriques soient effectués.

Minimiser les dommages corporels aux animaux

Les opérations de pêche à l'électricité peuvent impacter les animaux, notamment les vertébrés comme les poissons peuvent y être sensibles. Cette considération paraît centrale en milieu tropical, où les communautés fortement diversifiées hébergent des espèces bénéficiant d'un statut de protection fort, et parmi lesquelles certaines peuvent être particulièrement sensibles à l'électricité. D'une manière générale, l'utilisation de courant continu doit être privilégiée car il entraîne une mortalité moindre que le courant pulsé (Snyder, 2003), en particulier lorsque l'appareil de pêche est réglé sur des fortes fréquences (Pottier *et al.*, 2020b). Durant nos pêches à l'électricité, nous avons manipulé plus de 7 000 poissons d'une centaine d'espèces différentes. Nous avons enregistré des mortalités très faibles, estimées à 1,8 % de mortalité en Guyane (courant continu, forte densité de puissance), contre 0,2 % aux Antilles (courant continu, faible densité de puissance). Cela suggère que l'utilisation des faibles densités de puissance en courant continu pourrait réduire encore la mortalité directe lors des pêches à l'électricité. Cet axe doit être privilégié pour les recherches à venir sur le sujet.

Si la mortalité directe reste faible dans les études qui la mentionnent, le passage du poisson dans le champ électrique engendre également des dommages corporels non létaux qui restent assez mal considérés. Dans notre étude aux Antilles, nous avons utilisé un échographe de terrain (Nevoux *et al.*, 2021) pour vérifier l'alignement vertébral des poissons capturés à l'électricité qui représente l'un des traumatismes les plus observés en pêche à l'électricité (Pottier *et al.*, 2020b). Sur plus de 700 poissons échographiés, un problème vertébral est détecté dans 1 % des cas (Pottier *et al.*, 2022b). Cependant, une seule espèce sur les huit étudiées, appartenant au genre *Eleotris*, a été touchée. Pour cette espèce (*Eleotris perniger*) particulièrement, le taux de dommage vertébral s'élève à plus de 4 %, signalant une sensibilité particulière à l'électricité. Chez une autre espèce appartenant au même genre (*Eleotris klunzingeri*) à La Réunion, nous avons pu constater par échographie les effets particulièrement

Figure 4 – Photographies issues d'échographie de colonne vertébrale de Cabot noir (*Eleotris klunzingeri*) de La Réunion, après capture à l'électricité en courant pulsé (60 Hz) ou en courant continu, révélant des tensions musculaires (flèches jaunes), torsion cervicale et désalignement vertébral (flèches oranges).



traumatisants du courant pulsé sur l'alignement vertébral (figure 4). Pourtant utilisé en routine, le courant pulsé est à proscrire des inventaires par pêche à l'électricité sur les stations où des *Eleotris* sont présents et un courant continu de faible puissance est recommandé. Au-delà de cet exemple, il paraît central de considérer, lors de la planification d'une opération de pêche, la possible présence d'espèces fragiles face à l'électricité. Force est de constater que les connaissances dans le domaine sont actuellement trop partielles et doivent maintenant être renforcées.

Conclusion

Nos travaux sur la pêche à l'électricité apportent plusieurs conclusions utiles pour la conduite des inventaires de biodiversité dans les petits cours d'eau tropicaux peu profonds. Tout d'abord, il est possible de pêcher efficacement les crustacés à l'électricité, en appliquant un courant continu de basse densité de puissance dans l'eau. De plus, nous montrons pour la première fois qu'il est possible de pêcher, avec un même réglage électrique, des crustacés et des poissons lors du même inventaire. Ce résultat est important pour les cas des départements d'outremer tropicaux insulaires où ces communautés mixtes poissons-crustacés sont courantes. De plus, nous montrons que si les réglages des appareils de pêche sont adéquats, la pêche à l'électricité génère des inventaires d'espèces représentatifs des communautés en place, ceci même dans les cas de sites hébergeant des richesses spécifiques élevées et des communautés mixtes poissons et crustacés. Qu'il s'agisse d'inventaires ponctuels d'abondance (EPA) ou d'inventaires complets par enlèvements successifs, la composition et l'abondance de poissons et crustacés obtenues sont corrélées aux densités en place sur les stations. Un bon réglage de l'appareil de pêche est donc profitable aux deux types d'inventaires,

complet ou ponctuel. Dans ce type de cours d'eau tropicaux peu profonds abritant des communautés mixtes de poissons et crustacés, nous préconisons d'utiliser un courant continu de basse densité de puissance (30 μ W. cm^{-3} à 50 cm de l'anode). Enfin, notre étude rapporte des taux très bas de mortalité directe et de dommages vertébraux aux poissons lors des opérations de pêche à l'électricité en courant continu de basse densité de puissance. Toutefois, la présence possible d'espèces fragiles face à l'électricité requière une attention particulière, telle qu'identifiée pour deux espèces du genre *Eleotris*. L'utilisation d'un échographe portable peut permettre, si un cas douteux est rencontré sur le terrain, de vérifier l'absence de danger pour la survie des individus.

Si nos travaux amènent des avancées opérationnelles pour les utilisateurs de la pêche à l'électricité, ils soulignent aussi un défaut actuel de métrologie sur les chantiers d'inventaire de biodiversité s'appuyant sur cet outil. En effet, la propriété du champ électrique autour de l'anode est rarement vérifiée. Les opérateurs peuvent se référer au guide paru dans la collection « Guides et Protocoles » de l'OFB (Pottier *et al.*, 2022a), pour standardiser leurs réglages, garantir la qualité des données produites et pour comparer des inventaires réalisés sur des sites différents et par des équipes de pêche différentes. Pour cela, nous proposons que la densité de puissance soit systématiquement ajustée sur chaque site avant la pêche. En ce sens, des travaux à venir viseront à proposer une procédure simple permettant à l'utilisateur de mesurer la densité de puissance sur le terrain. Une telle procédure devrait être inscrite, à terme, dans le *modus operandi* des bonnes pratiques de pêche à l'électricité en eau douce. Il conviendra aussi d'étendre l'étude des effets de la densité de puissance sur la taxie anodique chez les poissons, ce qui permettra de proposer aux utilisateurs le meilleur réglage pour répondre aux objectifs attendus des inventaires qu'ils programment.

RÉFÉRENCES

- Abell R., Thieme M. L., Revenga C., Bryer M., Kottelat M., Bogutskaya N., Coad B., Mandrak N., Balderas S. C., Bussing W., Stiassny M. L. J., Skelton P., Allen G. R., Unmack P., Naseka A., Ng R., Sindorf N., Robertson J., Armijo E., Petry P., 2008. Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience*, 58(5), 403-414, <https://doi.org/10.1641/b580507>.
- Carle F. L., Strub M. R., 1978. A New Method for Estimating Population Size from Removal Data. *Biometrics*, 34(4), 621-630, <https://doi.org/10.2307/2530381>.
- Cuinat R., 1965. L'appareil de pêche électrique Electro-Pullman Moyen Coupable (EPMC). Collection de la station d'hydrobiologie appliquée de Biarritz, 15 p.
- Gosset C., 1976. Un appareil de pêche à courant continu à haute performance : le « Héron ». *Le Pisciculteur Français*, 47, 25-29.
- Gosset C., Lamarque P., Charlon N., Garaïcochea C., 1971. Un nouvel appareil de pêche électrique portable : le « Martin-Pêcheur ». *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture*, 242, 34-46.
- Kolz A. L., 1989. A power transfer theory for electrofishing. Electrofishing, a power related phenomenon. Fish and Wildlife Service, Technical Report, Washington DC USA 22, 11-12.
- Lamarque P., 1977. Un appareil de pêche à l'électricité pour les eaux de forte conductivité (eaux saumâtres et marines). *Cybiurn 3^e Série*, 1, 75-94.
- Lamarque P., Gosset C., 1977. Compte rendu de mission en Amazonie. Document interne INRAE.
- Nevoux M., Marchand F., Forget G., Huteau D., Tremblay J., Destouches J. P., 2021. Field assessment of precocious maturation in salmon parr using ultrasound imaging. *Peer Community Journal*, 1, e62, <http://dx.doi.org/10.24072/pcjournal.58>.
- Pottier G., Beaumont W. R., Marchand F., Le Bail P. Y., Azam D., Rives J., Vigouroux R., Roussel J. M., 2020a. Electrofishing in streams of low water conductivity but high biodiversity value: challenges, limits and perspectives. *Fisheries Management and Ecology*, 27(1), 52-63, <https://doi.org/10.1111/fme.12384>.
- Pottier G., Nevoux M., Marchand F., 2020b. Electrofishing eel, salmon and trout: impact of waveform and frequency on capture-per-unit-effort and spinal damage. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 421, 42, <https://doi.org/10.1051/kmae/2020034>.
- Pottier G., Azam D., Beaulaton L., Vigneron T., Rives J., Marchand F., Pénil C., 2022a. La pêche scientifique à l'électricité dans les milieux aquatiques continentaux. Office français de la biodiversité, collection « Guides et Protocoles », 136 p., <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-guides-protocoles/peche-scientifique-lelectricite-dans-milieux-aquatiques-continentaux>.
- Pottier G., Bargier N., Bennevault Y., Vigouroux R., Azam D., Marchand F., Nevoux M., Roussel J. M., 2022b. Optimizing electrofishing settings for shrimp and fish in shallow tropical streams. *Fisheries Research*, 256, 106457, <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106457>.
- Snyder D. E., 2003. Electrofishing and its harmful effects on fish. Information and Technology Report USGS/BRD/ITR-2003-0002U.S. Geological Survey Biological Resources Division. U.S. Government Printing Office, Denver, CO.
- Vibert R., Cuinat R., 1961. Possibilités actuelles de la pêche électrique en France. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture*, 200, 89-98.

INRAE – DipSO

Imprimé en France par Dupli-Print Mayenne – 2023

73, rue Saint-Léonard, 53100 Mayenne

N° 2971606E – Dépôt légal : février 2023

Sciences Eaux & Territoires

est une revue de transfert éditée par INRAE

Son objectif est de proposer une information claire et lisible de haute qualité scientifique et technique

qui permette de nourrir le processus de l'action et/ou de la décision des différents intervenants publics et privés dans le domaine du développement rural et de l'environnement.

La revue développe un lien entre la recherche et l'action.

Elle est envisagée comme un outil d'aide à la décision et à l'accompagnement de l'action sur le terrain, en diffusant une information structurée sur des méthodologies d'action, des synthèses sur les innovations techniques ou technologiques et les dernières avancées de la recherche finalisée dans une optique interdisciplinaire, dans les domaines couverts par INRAE et ses partenaires.

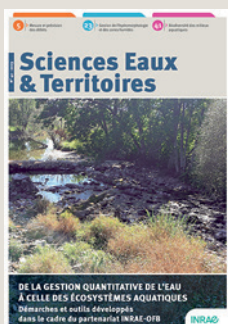
Le lectorat de la revue

Le lectorat visé est un public d'ingénieurs, de gestionnaires et de cadres des services techniques des collectivités territoriales, des services déconcentrés de l'État, des instituts techniques, des établissements d'enseignement technique et supérieur, et des entreprises intervenant à leurs côtés.

De manière plus générale, cette revue s'adresse à tous les acteurs et praticiens intervenant sur la gestion des espaces ruraux et périurbains, qu'ils soient publics ou privés.

revue-set.fr

Télécharger librement les articles
sur le site de la revue Sciences Eaux & Territoires



Numéro 42,
Année 2023
N°ISSN : 2109-3016

Directeur de la publication : Philippe Mauguin

Coordination scientifique du numéro : Bénédicte Augeard et Chantal Gascuel

Comité éditorial : Jacques Baudry, Nathalie Bertrand, Stéphanie Gaucherand, Véronique Gouy, Alain Hénaut, Ghislain Huyghe, Emmanuelle Jannès-Ober, Nicolas de Menthière, Delphine Mézière, Sébastien Michel, Thierry Mougey, Gaëlle Tallec et Michel Vallance.

Coordination éditoriale : Sabine Arbeille

Secrétariat de rédaction et suivi d'édition : Valérie Pagneux

Infographie : Françoise Peyriguer

Contact édition et administration :

INRAE-DipSO – 1 rue Pierre-Gilles de Gennes – CS 10030 – 92761 Antony Cedex

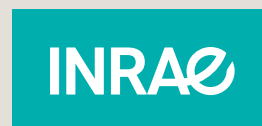
Tél. : 01 40 96 61 21 – E-mail : set-revue@inrae.fr

Numéro paritaire : 0511 B 07860 – Dépôt légal : à parution

Impression : Jouve Mayenne

Illustration de couverture : C. Delus.

Illustrations du sommaire : G. Dramais, M. Deschâtres, B. Dumont (INRAE).



Tous les articles édités par la revue Sciences Eaux & Territoires sont publiés sous l'entière responsabilité de leurs auteurs.

INRAE

