

N° 51 - 2026

Sciences Eaux & Territoires



© Thiphaine Peroux

LES PLANS D'EAU FRANÇAIS FACE AUX CHANGEMENTS GLOBAUX : SIX ANS DE TRAVAIL POUR AMÉLIORER LES CONNAISSANCES, LEUR SURVEILLANCE ET LEUR GESTION

INRAE

Introduction

- 01 Le Pôle R&D ECLA : la science-action au service des écosystèmes lacustres**
Jean-Marc BAUDOIN, Jean GUILLARD

De la recherche à la production d'outils d'évaluation réglementaires : situation et perspectives

- 13 Les microalgues, sentinelles de l'état écologique des plans d'eau : les étapes clés de l'élaboration et du transfert d'un indicateur biologique**
Soizic MORIN, Albin MEYER, Christophe LAPLACE-TREYTURE, Sébastien BOUTRY, Vincent BERTRIN, Juliette ROSEBERY
- 19 Les indicateurs biologiques de l'ichtyofaune**
Maxime LOGEZ, Christine ARGILLIER
- 25 Un indicateur de l'état physique des lacs**
Nathalie REYNAUD, Héctor RODRIGUEZ-PEREZ, Hadrien FANTON, Christine ARGILLIER
- 31 Utiliser les réseaux trophiques comme indicateur fonctionnel du changement global**
Arnaud SENTIS, Camille LECLERC, Najwa SHARAF, Rosalie BRUEL, Nathalie REYNAUD, Victor FROSSARD

Les innovations du Pôle R&D ECLA pour une surveillance future avancée

- 41 L'ADN environnemental, un outil pour la biosurveillance des lacs : applications pour les populations piscicoles**
Isabelle DOMAIZON, Marine VAUTIER, Maxime LOGEZ, Jonas BYLEMANS, Cécile CHARDON, Alix HERVE, Cyrielle GALLIEGUE, Laury BOUVET, Jean-Marc BAUDOIN
- 55 Analyse du phytoplancton par l'ADN environnemental : nouveaux outils pour évaluer la qualité écologique des plans d'eau**
Clélia DURAN, Benjamin ALRIC, Christophe LAPLACE-TREYTURE, Isabelle DOMAIZON, Laurine VIOLLAZ, Frédéric RIMET
- 65 Les caméras acoustiques, de nouveaux outils non intrusifs pour l'étude de la vie aquatique**
Jean GUILLARD, Quentin GODEAUX, Hervé ROGISSART, Victor FROSSARD, Chloé GOULON, Stéphane JACQUET, François MARTIGNAC, Clément RAUTUREAU
- 71 La plongée scientifique, un outil essentiel pour l'étude des écosystèmes lacustres**
Stéphane JACQUET, Aurélien JAMONEAU, Vincent BERTRIN, Julien DUBLON, Jean-Marc BAUDOIN, Samuel WESTRELIN
- 77 La surveillance des lacs vue de l'espace : une nouvelle source d'information sur le territoire national**
Thierry TORMOS, Emeric LAVERGNE, Santiago PEÑA LUQUE, Nathalie REYNAUD, Nicolas GASNIER, Nicolas PICOT, Anne PUISSANT, Philippe GOUTEYRON, Pascal KOSUTH
- 83 FISHOLA, une application smartphone pour une pêche durable dans les lacs**
Chloé GOULON, Sébastien CACHERA, Thierry TORMOS, Nathalie REYNAUD, Jean GUILLARD

Les écosystèmes lacustres face aux pressions anthropiques locales et globales

- 89 Les évolutions thermiques des lacs français face au changement climatique : surveillance et prédiction**
Rosalie BRUEL, Najwa SHARAF, Olivia DESGUE-ITIER, Jordi PRATS, Nathalie REYNAUD, Tiphaine PEROUX, Thierry TORMOS, Pierre-Alain DANIS, Jean-Philippe JENNY
- 99 Les espèces exotiques dans les lacs français métropolitains**
Victor FROSSARD, Stéphane JACQUET, Cécile CHARDON, Isabelle DOMAIZON, Julien DUBLON, Jean GUILLARD, Alexandre LEVALLOIS, Clément RAUTUREAU, Jean-Claude RAYMOND, Hervé ROGISSART, Chloé VAGNON, Marine VAUTIER, Vincent BERTRIN
- 109 Les Salmonidés dans les lacs de montagne français**
Victor FROSSARD, Arnaud SENTIS, Jean GUILLARD, Jean-Claude RAYMOND, Damien PRONER, Manu VALLAT, Chloé VAGNON
- 117 Énergies renouvelables et écosystèmes lacustres : risques écologiques potentiels liés au développement des centrales photovoltaïques flottantes**
Héctor RODRIGUEZ PEREZ, Jean-Marc BAUDOIN, Fanny COLAS, Julien CUCHEROUSET
- 121 La plus grande retenue hydroélectrique de France (Petit-Saut, Guyane) et les Loutres géantes : situation et perspectives**
Marina CIMINERA, Cécile RICHARD-HANSEN, Jean-Marc BAUDOIN

Restauration et ingénierie écologiques : un enjeu majeur pour la gestion durable de la biodiversité

- 129 Un réseau de sites de démonstration pour évaluer l'efficacité des techniques de restauration des zones littorales des plans d'eau et faire avancer les connaissances en écologie de la restauration**
Marlène ROLAN-MEYNARD, Althaea PANGAUD, Samuel WESTRELIN, Jean-Claude RAYMOND, Julien DUBLON, Christine ARGILLIER
- 133 Enjeux fonctionnels de la restauration des roselières des grands lacs alpins**
Florent ARTHAUD, Baptiste BOGGIO, Jean-Christophe CLÉMENT
- 137 Atténuer l'impact du marnage artificiel sur la biodiversité des retenues : l'exemple du projet UROS et de ses îlots flottants**
Samuel WESTRELIN, Quentin SALMON, Julien DUBLON, Sébastien FONBONNE, Jean-Marc BAUDOIN
- 143 Végétaliser les retenues d'altitude pour atténuer leur impact sur la biodiversité**
Florent ARTHAUD, Benjamin GERFAND, Stéphanie GAUCHERAND, André EVETTE, Léo TIXIER, Pierre BERTELOOT, Samuel WESTRELIN

Accélérer le transfert des connaissances face aux urgences environnementales

- 149 Panorama des réseaux de surveillance des plans d'eau en France**
Thierry TORMOS, Nathalie REYNAUD
- 153 Centralisation et diffusion des données sur les lacs en France (DataECLA)**
Thierry TORMOS, Nathalie REYNAUD
- 157 Un centre d'expertise et de médiation scientifique sur les écosystèmes lacustres : informer, former et soutenir scientifiquement l'ensemble des acteurs**
Anne TESSIER, Florent ARTHAUD, Jean GUILLARD, Jean-Marc BAUDOIN
- 161 Les omics pour la gestion des milieux aquatiques : rencontre entre chercheurs, gestionnaires et analystes**
Frédéric RIMET, Benjamin ALRIC, Valentin VASSELON, Olivier MONNIER, Aurélie LACOEUILHE, Benoit PAIX, Nicolas POULET



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, le numéro de l'article et le DOI.

Le Pôle R&D ECLA: la science-action au service des écosystèmes lacustres

Jean-Marc BAUDOIN^{1,2,3}, Jean GUILLARD^{2,4}

¹ Service EcoAqua, DRAS, OFB, Aix-en-Provence, France.

² Pôle R&D ECLA, France.

³ Aix Marseille Univ., INRAE, RECOVER, 13182 Aix-en-Provence, France.

⁴ Univ. Savoie Mont Blanc, INRAE, CARTEL, Thonon-les-Bains, France.

Correspondance : Jean-Marc BAUDOIN, jean-marc.baudoin@ofb.gouv.fr

Les écosystèmes lacustres français abritent une biodiversité remarquable et rendent de nombreux services à la société mais ils sont soumis à des pressions croissantes. À l'interface entre science et gestion, le Pôle R&D ECLA¹ mobilise la recherche pour produire des connaissances et des outils opérationnels pour préserver, restaurer et accompagner l'adaptation des lacs face aux défis de l'Anthropocène. Ce numéro met en lumière vingt-trois résultats marquants issus du programme 2019-2024.

Introduction

La planète connaît actuellement une accélération des bouleversements environnementaux. Définie scientifiquement comme « la grande accélération » (Steffen, 2022 ; McNeill, 2023), cette période correspond à l'entrée dans une nouvelle ère, celle de l'Anthropocène. Elle se caractérise notamment par des impacts simultanés et interconnectés des activités humaines sur le climat, l'eau, la biodiversité, l'alimentation et la santé, défini comme le Nexus (IPBES, 2024a)². Dans ce contexte de crises mondiales, les écosystèmes aquatiques apparaissent particulièrement vulnérables et connaissent parmi les plus fortes érosions de biodiversité à l'échelle mondiale (WWF, 2024)³. Face à ce constat, la science ne peut se limiter à décrire et à prédire les évolutions en cours, elle doit également favoriser une appropriation plus rapide de ses résultats par la société et contribuer activement à la formulation de solutions pour atténuer, voire enrayer, les impacts de ces transformations. Ce repositionnement

de la science au cœur de la société, des entreprises et des politiques publiques, fait partie intégrante des stratégies proposées par l'IPBES pour engager des changements transformateurs permettant de lutter efficacement contre les crises du Nexus (IPBES, 2024b).

La création des pôles R&D, bien que plus ancienne, s'inscrit dans une logique similaire : appuyer scientifiquement la mise en œuvre des politiques publiques environnementales françaises en se plaçant à l'interface entre science et gestion. Cette démarche vise à accélérer le transfert des connaissances vers la société, à éclairer les processus de décision et à mettre à disposition des outils performants pour l'action.

Des parallèles peuvent être établis avec le domaine de la santé humaine, où, afin de structurer les démarches « science-action », des centres nationaux de référence ont été mis en place pour la prise en charge des maladies rares⁴. Leur organisation et leurs objectifs résonnent fortement avec ceux des pôles R&D, centrés sur les enjeux

1. Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres : <https://poleecla.fr/>

2. Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (en anglais : *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*).

3. Fonds mondial pour la nature (en anglais : *World Wildlife Fund*).

4. <https://fondation-maladiesrares.org/les-acteurs-nationaux-et-europeens/>

de « santé environnementale », en particulier pour la préservation et la restauration des écosystèmes aquatiques. Créés en 2007, en parallèle de l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema), devenu depuis l'Office français de la biodiversité (OFB), les pôles R&D constituent des équipes scientifiques pluridisciplinaires originales, associant des agents de l'OFB, établissement public dédié à la protection et à la restauration de la biodiversité, et des scientifiques issus d'organismes de recherche. Ensemble, ils forment des équipes nationales de référence sur des thématiques à forts enjeux pour la biodiversité. Leurs principales missions sont les suivantes :

- identifier les besoins prioritaires de R&D pour la mise en œuvre des politiques publiques, en intégrant une approche prospective ;
- réaliser ou coordonner les travaux de recherche jugés prioritaires ;
- développer des méthodes et des outils opérationnels et de référence ;
- accélérer le transfert des connaissances vers l'action, notamment via la formation, l'information (y compris la diffusion des données dans le respect des principes FAIR⁵) et la médiation scientifique ;
- assurer une expertise nationale au service de l'État, de ses services, de ses établissements publics et de l'ensemble des acteurs concernés.

Le pôle Recherche et Développement Écosystèmes lacustres (ECLA) a été mis en place en 2009 pour dynamiser la recherche finalisée sur les écosystèmes lacustres. Les milieux lenticques sont présents en très

grand nombre sur le territoire français, avec plus de huit cent mille plans d'eau (figure ❶), qui couvrent à eux seuls plus de 1 % du territoire et stockent environ dix-huit milliards de m³ d'eau (INPE, 2024)⁶. Ils concentrent à la fois une importante biodiversité (près de 6 % de la biodiversité nationale à eux seuls), de nombreux usages (récréatifs, énergétiques, agricoles, etc.), et assurent de multiples services écosystémiques (approvisionnement en eau potable, régulation des flux de carbone, etc.). Ils sont également soumis à de nombreuses pressions anthropiques, notamment les pollutions chimiques et le changement climatique. Cette forte concentration d'enjeux au sein de mêmes espaces naturels rend nécessaire la conciliation des usages et la prise de décision fondée sur des bases scientifiques à la fois robustes et indépendantes.

Historique du Pôle R&D ECLA

C'est en 2009 que le Pôle, initialement dénommé « Pôle d'étude et de recherche Hydroécologie des plans d'eau », est créé entre des équipes spécialisées du Cemagref (devenue Irstea puis INRAE) et de l'Onema (devenu Agence française de la biodiversité puis OFB). À cette époque, la directive européenne cadre sur l'eau (DCE, 2000) doit être déclinée en France et il existe de nombreuses lacunes en termes d'outils de surveillance et d'évaluation de l'état écologique des écosystèmes lacustres. Les scientifiques de l'Onema et du Cemagref sont alors regroupés en une équipe commune et s'emploient à développer les méthodes standardisées qui permettront de surveiller l'hydromorphologie, la physicochimie, et les compartiments biologiques, ainsi que de déterminer l'état écologique des lacs à travers différents outils de bioindication. Les réseaux de surveillance de la DCE étant majoritairement composés de plans d'eau supérieurs à cinquante hectares, ces développements ont prioritairement été pensés pour des masses d'eau de grandes dimensions.

Le Pôle R&D ECLA a progressivement été identifié par les acteurs de l'eau et de l'environnement, comme une structure de référence au niveau national et a ainsi été sollicité pour répondre à d'autres enjeux que ceux de la mise en œuvre de la DCE : effets du changement climatique, préservation d'espèces patrimoniales, lutte contre les espèces invasives, atténuation des effets délétères de certains usages et restauration écologique. Face à ces nombreuses sollicitations, des collaborations avec d'autres équipes de recherche se sont développées. C'est ainsi que dix ans après sa création, le Pôle a choisi d'embrasser une plus large gamme de thématiques scientifiques et d'augmenter ses compétences en s'associant à l'unité mixte de recherche CARTEL (INRA – USMB)⁷, à l'unité EABX⁸ du centre Irstea de Bordeaux, et au Pôle « étangs continentaux » de l'ONCFS⁹. Il devient ainsi le 1^{er} janvier 2019 le Pôle R&D Écosystèmes Lacustres (ECLA) (photo ❶). Anticipant d'un an la fusion de l'INRA et d'Irstea d'une part, et de l'AFB et de l'ONCFS d'autre part, le Pôle est devenu en 2020 une structure rassemblant trois organismes : l'OFB, INRAE et l'USMB. Ce partenariat scientifique a été prolongé en 2025 pour six années supplémentaires avec un nouveau programme scientifique tourné vers l'innovation, l'action et la médiation scientifique.

Photo ❶ – Séminaire de fondation du Pôle R&D Écosystèmes Lacustres à Evian-les-Bains, au bord du Léman, 28 mars 2019.



5. Ensemble de principes directeurs pour gérer les données de la recherche visant à les rendre faciles à trouver, accessibles, interopérables et réutilisables par l'homme et la machine (en anglais, FAIR : Findable, Accessible, Interoperable, Reusable).

6. INPE : Inventaire national des plans d'eau.

7. CARTEL : Centre alpin de recherche sur les réseaux trophiques et les écosystèmes limniques, alors unité mixte de recherche de l'Institut national de recherche en agriculture (INRAE) et de l'Université de Savoie Mont Blanc (USMB).

8. EABX : Écosystèmes aquatiques et changements globaux », alors unité de recherche de l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (Irstea).

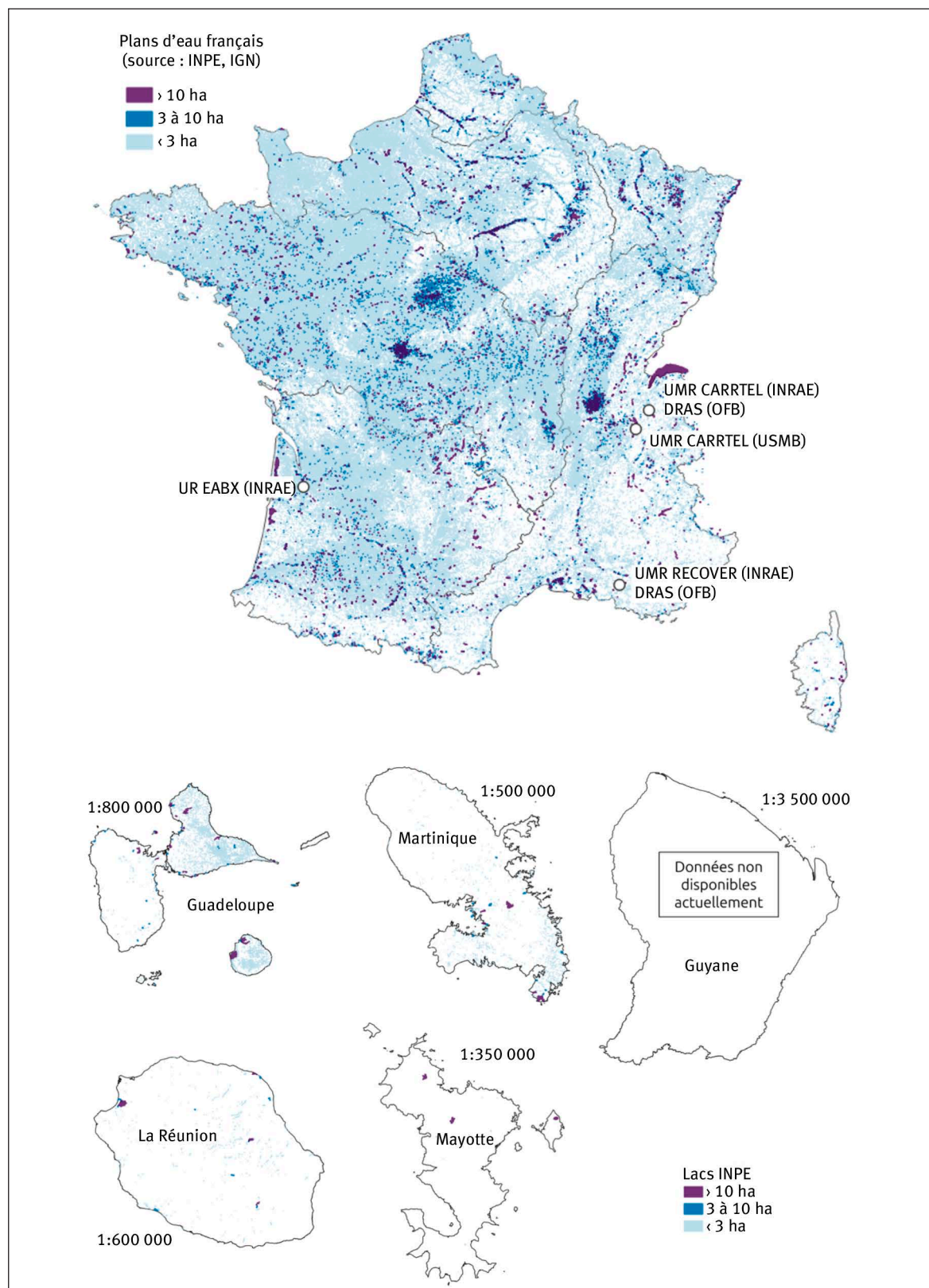
9. Office national de la chasse et de la faune sauvage.

Organisation et fonctionnement

Le collectif du Pôle est majoritairement (64 %) composé de chercheurs, dont un tiers sont en contrat à durée déterminée, qui pilotent, réalisent et valorisent les projets (une collection dédiée dans la base de données HAL

a été créée : https://hal.science/POLE_RD_ECLA). Les travaux sont conduits avec l'appui de personnels techniques spécialisés (techniciens, assistants ingénieurs et ingénieurs d'étude) impliqués à la fois dans des tâches scientifiques et techniques et dans l'animation et la coor-

Figure 1 – Cartographie des plans d'eau de France (INPE, 2024) et des implantations du Pôle R&D ECLA.



10. Un mésocosme est un système expérimental contrôlé qui reproduit, à une échelle intermédiaire, certaines caractéristiques d'un écosystème naturel. Il s'agit d'un compromis entre les expériences en laboratoire et les études sur le terrain.

dination des travaux avec des partenaires gestionnaires et les services territoriaux de l'OFB. Une des forces du Pôle R&D ECLA est de pouvoir s'appuyer sur des collaborations étroites avec les services territoriaux de l'OFB (services connaissances, laboratoires d'hydrobiologies) et les Agences de l'eau. Avec l'appui de ce maillage national d'experts, le Pôle peut rapidement acquérir un grand nombre de données sur l'ensemble du territoire, mais aussi déployer, tester, améliorer et valider à grande échelle les méthodes et outils qu'il développe.

Pour coordonner et animer ce collectif, le Pôle s'est doté de quatre niveaux d'organisation. Le premier se matérialise par quatre axes thématiques, qui structurent le programme scientifique, chaque axe étant animé par deux scientifiques (en général un OFB et un académique). L'objectif principal est de dynamiser l'animation scientifique des agents du Pôle autour des sujets portés dans l'axe thématique et de coordonner et prioriser la programmation des projets de recherche. Le second niveau d'organisation est la direction du Pôle, composée d'un directeur représentant l'OFB et un directeur adjoint représentant les organismes de recherche. La direction fait le lien avec les tutelles, les ministères en charge de l'environnement et de la recherche, les instances nationales et internationales, les acteurs scientifiques et de la gestion des plans d'eau. Elle est en charge de l'élaboration des orientations stratégiques du Pôle, de la programmation annuelle priorisée sur les plans scientifiques, techniques et budgétaires, et de l'organisation, la coordination et l'animation avec les responsables des axes thématiques. Le troisième niveau d'organisation est le comité de direction (CODIR) composé de la direction du Pôle et d'un représentant de chacune des unités de recherche constitutives afin d'assurer la pleine convergence des orientations du Pôle et des unités de recherche, de prioriser la programmation annuelle, et

de construire une vision prospective partagée des orientations scientifiques et des moyens humains. Enfin, le quatrième et dernier niveau d'organisation est celui du comité de pilotage (COPIL), composé des membres du CODIR et de représentants des directions des établissements partenaires du Pôle. Les principales missions de ce COPIL sont de vérifier que les objectifs du Pôle soient en adéquation avec la politique scientifique et les missions des établissements partenaires et de valider la programmation des projets de recherche.

Outre la mutualisation des moyens humains à travers cette organisation, l'une des grandes forces du Pôle R&D ECLA est aussi de partager les infrastructures scientifiques souvent très coûteuses et l'ensemble des moyens techniques des différentes équipes qui le composent. Les agents du Pôle ont ainsi accès à d'importants moyens, notamment des laboratoires et des plateformes d'analyse de haut niveau, des mésocosmes¹⁰, des chambres climatiques, des serveurs informatiques (dont des serveurs de calcul puissants), ou bien encore à d'importants moyens navigants (photo 2).

Programmation scientifique : bilan et perspectives

Le programme scientifique (2025-2030), fruit de réflexions collectives au sein du Pôle, a été construit à partir de l'analyse critique du précédent programme (2019-2024) et de la remontée des besoins de connaissances identifiés par les décideurs et les acteurs publics : ministère en charge de l'environnement, services territoriaux et centraux de l'OFB, Agences de l'eau, Offices de l'eau, directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement, parcs nationaux. Face à l'accélération des bouleversements environnementaux, le Pôle doit à son échelle, tenter de limiter l'érosion de la biodiversité et la dégradation du fonctionnement des écosystèmes lacustres en s'inscrivant pleinement dans une démarche « science-action ». Outre les objectifs de développement des connaissances scientifiques, une attention particulière a donc également été portée aux missions de valorisation, de transfert opérationnel et plus globalement de médiation scientifique du Pôle.

Les principales inflexions de ce nouveau programme ont été :

- d'intégrer un objectif d'action dans chacun de ses axes thématiques, pour passer du seul diagnostic des problèmes à la proposition de solutions. À la différence du programme précédent, la nature des axes n'est pas guidée par le triptyque « caractériser, évaluer, agir », mais par des thèmes scientifiques prioritaires dans lesquels le triptyque « caractériser, évaluer, agir » est décliné ;
- d'intégrer les questions relatives à l'Outre-Mer dans chacun des axes thématiques ;
- de dédier un axe thématique entier à la biodiversité lacustre pour répondre au besoin de connaissances au niveau national sur son état, ses trajectoires et sa gestion ;
- de repositionner la problématique des pollutions chimiques comme un enjeu majeur, en plus de celui des effets du changement climatique ;
- de s'emparer des problématiques émergentes de surfréquentation des espaces naturels et de développement des énergies renouvelables.

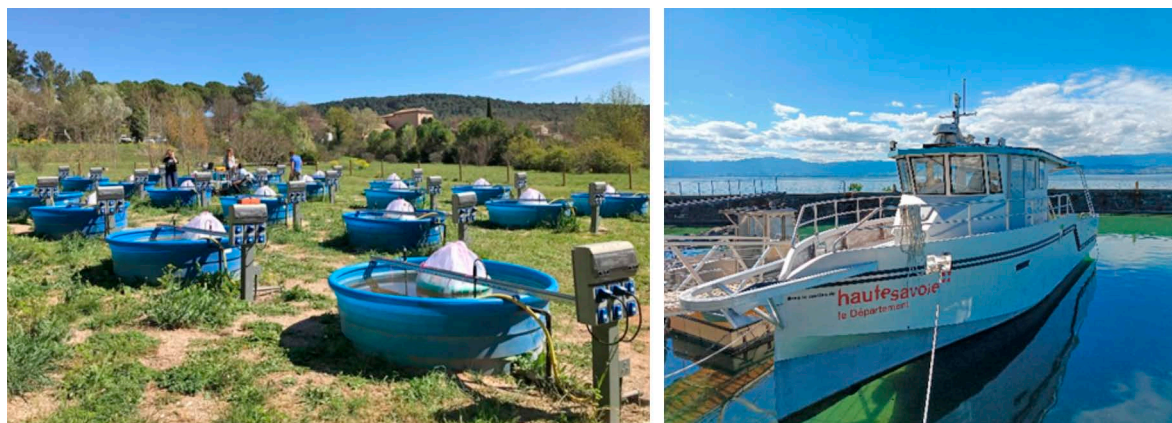
Encadré 1 – Composition en personnel du Pôle R&D ECLA.

Le Pôle rassemble près de quatre-vingts agents, soixante et un permanents auxquels s'ajoutent chaque année en moyenne près de vingt personnels contractuels. Le consortium est majoritairement représenté par des agents issus des établissements de recherche (86 %) et en particulier d'INRAE (73 %), les agents de l'OFB représentant quant à eux près de 14 % du personnel. Les effectifs sont répartis géographiquement sur les quatre sites des unités de recherche qui composent le Pôle (figure 1) :

- neuf agents de l'OFB, dont sept issus du service « Fonctionnement, préservation et restauration des écosystèmes aquatiques continentaux et marins » (EcoAqua) de la Direction de la Recherche et de l'Appui scientifique (DRAS), un issu du service Service Eau et Milieux Aquatiques (SEMA) de la Direction Surveillance, Évaluation, Données (DSUED) et un issu de l'Unité spécialisée Milieux lacustres (USML) de la Direction Régionale Auvergne-Rhône-Alpes ;
- neuf agents de l'équipe « Fonctionnement et restauration des hydrosystèmes continentaux » (FRESHCO) de l'UMR « Risques, écosystèmes, vulnérabilité, environnement, résilience » (RECOVER) d'INRAE et de l'AMU ;
- onze agents de l'équipe « Écologie des Communautés Végétales Aquatiques et impact des pressions multiples » (ECOVEA) de l'UR « Écosystèmes aquatiques et changements globaux » (EABX) d'INRAE ;
- trente-deux agents de l'UMR « Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Ecosystèmes Limniques » (CARTEL), dont vingt-six INRAE et six USMB.

C'est au sein des deux centres névralgiques du Pôle, sur les sites INRAE d'Aix-en-Provence et de Thonon-les-bains, que les neuf agents OFB sont accueillis pour former de véritables équipes mixtes qui travaillent ensemble au quotidien.

Photo ② – À gauche, plateforme expérimentale de l'unité RECOVER ; à droite, bateau de recherche La Mirandelle de Haute-Savoie de l'unité mixte de recherche CARTTEL.



Subdivisé en quatre axes thématiques qui se déclinent en grands objectifs et en actions prioritaires de recherche, le programme détaillé (2025-2030) est accessible ici : <https://poleecla.fr/recherche>

Afin d'illustrer ce programme scientifique dans ce numéro spécial de SET, nous proposons une série de vingt-trois articles basés sur les travaux du Pôle réalisés entre 2019 et 2024, en les déclinant dans cinq sections :

- section A : De la recherche à la production d'outils d'évaluation réglementaires : situation et perspectives (Axe 1) ;
- section B : Les innovations du Pôle R&D ECLA pour une surveillance future avancée (Axe 1) ;
- section C : Les écosystèmes lacustres face aux pressions anthropiques locales et globales (Axe 2 et Axe 3) ;
- section D : Restauration et ingénierie écologiques : un enjeu majeur pour la gestion durable de la biodiversité (Axe 3) ;
- section E : Accélérer le transfert des connaissances face aux urgences environnementales (Axe 4).

Axe 1 – État et gestion de la biodiversité lacustre

Les écosystèmes lacustres abritent une très grande diversité d'espèces, dont la gestion est un enjeu majeur des stratégies nationales et internationales pour la biodiversité. La mise en œuvre pratique des politiques environnementales se heurte encore à d'importantes lacunes de connaissances dues notamment à la difficulté de la mise en œuvre des observations, incompatibles avec une surveillance à large échelle et à haute fréquence. De plus, les méthodes classiquement utilisées sont souvent très impactantes pour les individus prélevés (mortalité, blessures, stress) et sélectives (difficulté à échantillonner certaines espèces). Il apparaît donc particulièrement difficile de fournir une évaluation robuste de l'état de la biodiversité lacustre au niveau national, de hiérarchiser les principales menaces qui pèsent sur elle et les tendances à venir. Outre ce manque de connaissances qui complique la prise de conscience des enjeux écologiques et le développement de mesures de gestion efficaces, la restauration de la biodiversité lacustre souffre, comme c'est le cas pour beaucoup d'autres milieux, du manque de retours d'expérience scientifiquement documentés. Le premier axe du projet scientifique 2025-2030 du Pôle R&D ECLA propose de lever ces verrous en se fixant trois objectifs, dans la continuité du précédent programme.

Objectif 1 – Améliorer la surveillance de la biodiversité lacustre, en développant et standardisant des méthodes innovantes et non invasives de suivi, en particulier avec l'ADN Environnementale (ADNe) mais aussi les méthodes hydroacoustiques et la télédétection spatiale.

- L'ADN environnemental, un outil pour la biosurveillance des lacs : applications pour les populations piscicoles – Coordinatrice de la rédaction de l'article : Isabelle Domaizon (section B).

<https://revue-set.fr/article/view/10060>

- Analyse du phytoplancton par l'ADN environnemental : nouveaux outils pour évaluer la qualité écologique des plans d'eau – Coordinateur de la rédaction de l'article : Frédéric Rimet (section B).

<https://revue-set.fr/article/view/9926>

- Les caméras acoustiques, de nouveaux outils non intrusifs pour l'étude de la vie aquatique – Coordinateur de la rédaction de l'article : Jean Guillard (section B) -

<https://revue-set.fr/article/view/10059>

- La plongée scientifique, un outil essentiel pour l'étude des écosystèmes lacustres – Coordinateur de la rédaction de l'article : Stéphane Jacquet (section B).

<https://revue-set.fr/article/view/9925>

- La surveillance des lacs vus de l'espace : une nouvelle source d'information sur le territoire national – Coordinateur de la rédaction de l'article : Thierry Tormos (section B).

<https://revue-set.fr/article/view/9928>

Objectif 2 – Évaluer l'état de la biodiversité lacustre en améliorant les connaissances sur l'état et la dynamique des populations d'espèces à enjeux et sur les communautés des milieux peu documentés (ex. : écosystèmes d'Outre-Mer), développer des indicateurs synthétiques d'état de la biodiversité lacustre afin d'alimenter l'Observatoire national de la biodiversité et les travaux de l'Union internationale pour la conservation de la nature, dresser un état de la biodiversité lacustre française et évaluer les tendances à moyen/long terme, en hiérarchisant les principales pressions anthropiques qui pèsent sur elle.

- Les microalgues, sentinelles de l'état écologique des plans d'eau : les étapes clés de l'élaboration et du transfert d'un indicateur biologique – Coordinatrice de la rédaction de l'article : Juliette Roseberry (section A).

<https://revue-set.fr/article/view/9565>

- Les indicateurs biologiques de l'ichtyofaune – Coordinatrice de la rédaction de l'article: Christine Argillier (section A). <https://revue-set.fr/article/view/9923>
- Un indicateur de l'état physique des lacs – Coordinatrice de la rédaction de l'article: Nathalie Reynaud (section A). <https://revue-set.fr/article/view/9927>
- Utiliser les réseaux trophiques comme indicateur fonctionnel du changement global – Coordinateur de la rédaction de l'article: Arnaud Sentis (section A). <https://revue-set.fr/article/view/10055>

Objectif 3 – Gérer la biodiversité lacustre, en développant des méthodes de préservation ou de restauration d'espèces menacées ; et analyser l'efficacité des méthodes de gestion concernant les espèces qui peuvent altérer la biodiversité originelle des lacs, leur fonctionnement, les services écosystémiques rendus, ou la santé humaine, en particulier les espèces invasives et les cyanobactéries.

- La plus grande retenue hydroélectrique de France (Petit-Saut, Guyane) et les loutres géantes: situation et perspectives – Coordinatrice de la rédaction de l'article: Marina Ciminera (section C). <https://revue-set.fr/article/view/9931>
- Les espèces exotiques dans les lacs français métropolitains – Coordinateur de la rédaction de l'article: Victor Frossard (section C). <https://revue-set.fr/article/view/9929>

AXE 2 – Trajectoire des écosystèmes lacustres et mesures d'atténuation face au changement climatique

Cet axe traite des effets du changement climatique sur les écosystèmes lacustres, l'une des principales causes d'érosion de la biodiversité. Ces systèmes sont particulièrement sensibles aux élévations de température car leur fonctionnement écologique est fortement dépendant de mouvements thermodynamiques au sein de la colonne d'eau. Outre les effets directs des conditions thermiques sur les biocénoses, le changement climatique pourrait donc profondément modifier le fonctionnement de ces écosystèmes et entraîner la disparition de nombreuses espèces. Il pourrait également interagir avec d'autres pressions anthropiques, comme l'eutrophisation, et contrecarrer les efforts de restauration écologique. Cet axe intègre une large gamme de thématiques allant des trajectoires thermiques des lacs à la restauration écologique. Il combine des approches interdisciplinaires et des méthodes innovantes pour mieux comprendre et atténuer les impacts du changement climatique sur les écosystèmes lacustres. Il s'organise autour de trois grands objectifs.

Objectif 1 – Surveiller les évolutions thermiques des lacs français, en appuyant le déploiement et le maintien du réseau national de suivi thermique des lacs français (RNT) ; et en développant des outils de prédiction des évolutions thermodynamiques des lacs en fonction des différents scénarios du GIEC¹¹

- Les évolutions thermiques des lacs français face au changement climatique: surveillance et prédiction – Coordinatrice de la rédaction de l'article: Rosalie Bruel (section C) – <https://revue-set.fr/article/view/10051>

Objectif 2 – Évaluer les effets du changement climatique sur les populations aquatiques les plus sensibles/ vulnérables, sur les communautés biologiques à l'échelle nationale et sur le fonctionnement des lacs (en particulier sur le cycle du carbone), et déterminer les évolutions probables en fonction des différents scénarios du GIEC ; développer des indicateurs synthétiques de vulnérabilité des lacs face au changement climatique et évaluer les écosystèmes français les plus menacés.

- Les Salmonidés dans les lacs de montagne français – Coordinateur de la rédaction de l'article: Victor Frossard (section C). <https://revue-set.fr/article/view/9930>

Objectif 3 – Développer et/ou évaluer l'efficacité de mesures de restauration ou de gestion visant à atténuer les effets du changement climatique.

AXE 3 – Usages et anthropisation des milieux lacustres

Outre les effets globaux du changement climatique, les écosystèmes lacustres sont également soumis à de nombreuses pressions locales, résultant des activités humaines. Les nombreux services écosystémiques qu'ils soutiennent ont été à l'origine du développement historique de l'urbanisation et des activités industrielles et agricoles autour des rives des lacs naturels et, parallèlement de nombreux écosystèmes artificiels ont été créés pour satisfaire différents usages (hydroélectricité, irrigation, eau potable, granulats, aquaculture...), leur fonctionnement et leur biodiversité pouvant alors s'éloigner fortement de ceux d'un écosystème naturel. Enfin, les écosystèmes lacustres sont des milieux emblématiques qui concentrent de nombreuses activités récréatives et culturelles.

Cet axe propose de réexaminer les pollutions historiques sous l'angle de l'effet synergique potentiel du changement climatique, de s'emparer de la question des effets des polluants émergents et des nouvelles problématiques de surfréquentation des espaces naturels et de développement des énergies renouvelables, notamment l'émergence du photovoltaïque flottant, tout en investiguant la recherche de solutions pour restaurer, renaturer les écosystèmes dégradés ou rechercher des mesures d'atténuation efficaces des principales pressions. Il se décompose en trois objectifs.

Objectif 1 – Évaluer les effets des pollutions chimiques, en particulier émergentes sur les différents niveaux d'intégration biologique ; développer des indicateurs de vulnérabilité des écosystèmes lacustres aux pressions chimiques, pour anticiper et prioriser la mise en place de mesures de gestion ; finaliser les derniers indicateurs DCE manquants pour les éléments de qualité physico-chimiques (oxygène, acidification, salinité).

Objectif 2 : Évaluer les effets de l'intensification de certains usages anthropiques des lacs sur la biodiversité et le fonctionnement des lacs, en particulier le développement du photovoltaïque flottant et l'augmentation des activités récréatives, en particulier dans les aires protégées.

11. Groupe d'expert intergouvernemental sur le climat

– Énergies renouvelables et écosystèmes lacustres : risques écologiques potentiels liés au développement des centrales photovoltaïques flottantes – Coordinateur de la rédaction de l'article : Hector Rodriguez-Perez (section C). <https://revue-set.fr/article/view/10056>

Objectif 3 – Proposer des mesures efficaces de restauration écologique et de mitigation des pressions.

– Un réseau de sites de démonstration pour évaluer l'efficacité des techniques de restauration des zones littorales des plans d'eau et faire avancer les connaissances en écologie de la restauration – Coordinatrice de la rédaction de l'article : Marlène Rolan-Meynard (section D). <https://revue-set.fr/article/view/10057>

– Enjeux fonctionnels de la restauration des roselières des grands lacs alpins – Coordinateur de la rédaction de l'article : Florent Arthaud (section D). <https://revue-set.fr/article/view/9932>

– Atténuer l'impact du marnage artificiel sur la biodiversité des retenues : l'exemple du projet UROS et de ses îlots flottants – Coordinateur de la rédaction de l'article : Samuel Westrelin (section D). <https://revue-set.fr/article/view/9933>

– Végétaliser les retenues d'altitudes pour atténuer leur impact sur la biodiversité – Coordinateur de la rédaction de l'article : Florent Arthaud (section D). <https://revue-set.fr/article/view/9934>

AXE 4 – Valorisation et transfert des connaissances

L'axe 4, centré sur les actions de valorisation et de transfert, est un axe transversal indissociable des activités de recherche du Pôle R&D ECLA. Les actions dans cet axe visent notamment à garantir la mise en visibilité et le rayonnement des travaux, le partage de l'expertise et des connaissances auprès de différents publics, ainsi que le transfert des résultats issus de la recherche vers la sphère opérationnelle. Ces actions recoupent en grande partie les missions d'un futur Centre d'expertise et de médiation scientifique, au sein duquel elles auront vocation à s'intégrer.

Cet axe est découpé en quatre objectifs principaux.

Objectif 1 : Gérer des données et diffuser l'information, organiser et mettre à disposition des produits et informations numériques au travers d'outils et de plates-formes ; alimenter et valoriser les projets de recherche des différents partenaires scientifiques, ainsi qu'appuyer la mise en œuvre des politiques publiques (notamment la directive cadre européenne sur l'eau).

– Centralisation et diffusion des données sur les lacs en France (DataECLA) – Coordinatrice de la rédaction de l'article : Nathalie Reynaud (section E). <https://revue-set.fr/article/view/9936>

– FISHOLA, une application smartphone pour une pêche durable dans les lacs – Coordinatrice de la rédaction de l'article : Chloé Goulon (section E). <https://revue-set.fr/article/view/10053>

– Panorama des réseaux de surveillance des plans d'eau en France – Coordinateur de la rédaction de l'article : Thierry Tormos (section E). <https://revue-set.fr/article/view/9935>

Objectif 2 – Fournir une expertise de haut niveau sur les milieux lacustres au niveau national. Fort de plus de dix années d'existence et d'un large consortium d'experts dans diverses thématiques en lien avec la limnologie, le Pôle R&D ECLA est particulièrement compétent pour aider à répondre aux nombreuses questions actuelles de société concernant l'usage et la préservation des milieux lacustres.

– Les omics pour la gestion des milieux aquatiques : rencontre entre chercheurs, gestionnaires et analystes – Coordinateur de la rédaction de l'article : Frédéric Rimet (section B) – <https://revue-set.fr/article/view/9937>

Objectif 3 – Œuvrer à la diffusion des connaissances issues du monde académique relatives aux écosystèmes lacustres constituée depuis sa création, l'une des principales missions du Pôle R&D ECLA.

L'objectif est spécifiquement dédié à l'organisation ou la participation à des actions de formation auprès de publics aussi bien professionnels qu'étudiants, sur des sujets ciblés tels que le fonctionnement, la surveillance, la restauration ou les enjeux sur les écosystèmes lacustres.

Objectif 4 : L'amélioration de la communication vers le grand public est l'une des missions qui incomberont au futur Centre d'expertise et de médiation scientifique. Dans un contexte de développement du Pôle R&D ECLA, les actions visent à coordonner et améliorer la communication sur les activités du Pôle et, de manière plus générale, sur les écosystèmes lacustres pour contribuer à mieux faire connaître ces milieux et leurs communautés, et sensibiliser un large public aux problématiques associées.

– Un centre d'expertise et de médiation scientifique sur les écosystèmes lacustres : informer, former et soutenir scientifiquement l'ensemble des acteurs – Coordinatrice de la rédaction de l'article : Anne Tessier (section E). <https://revue-set.fr/article/view/10058>

Conclusion

Dans le contexte d'un Anthropocène marqué par l'intensification des pressions environnementales, les écosystèmes lacustres apparaissent comme des sentinelles particulièrement sensibles des changements globaux. La structuration du Pôle R&D ECLA (OFB – INRAE – USMB), est un dispositif original et intégré qui permet de renforcer l'articulation entre production de connaissances scientifiques et action publique. Les travaux menés au cours des dernières années, ainsi que les perspectives pour la période 2025-2030, témoignent de la capacité du Pôle à mobiliser des approches variées et des outils innovants pour mieux comprendre, surveiller et gérer ces milieux complexes. Qu'il s'agisse de l'évaluation de la biodiversité, de l'analyse des impacts du changement climatique, de la prise en compte des pressions anthropiques ou du développement de solutions de restauration, les résultats produits contribuent à éclairer les décisions publiques et à améliorer les pratiques de gestion. Au-delà de la production scientifique, la force d'ECLA réside également dans sa capacité à structurer le transfert des connaissances vers les gestionnaires, les décideurs et plus largement la société.

Cette interface science-gestion constitue un levier essentiel pour répondre aux défis actuels, dans un contexte où les enjeux liés à l'eau, à la biodiversité et au climat sont étroitement imbriqués. En consolidant ses actions de recherche, d'expertise et de valorisation, le Pôle R&D ECLA, soutenu par ses trois tutelles (OFB – INRAE – USMB), s'inscrit pleinement dans une dynamique de transformation des politiques environnementales, en apportant des solutions pour assurer la préservation des écosystèmes lacustres. ■

REMERCIEMENTS

Merci à Patrick Lavarde, premier directeur général de l'Onema, qui a eu cette vision « avanguardiste » de l'intérêt de la création de Pôles R&D. Merci à Christine Argillier qui a été à l'initiative de la création du Pôle R&D « Hydroécologie des plans d'eau » et qui en a été la première directrice de 2009 à 2012. Merci à Martin Daufresne, directeur adjoint du Pôle R&D « Hydroécologie des plans d'eau » de 2013 à 2018. Merci à Anne Tessier pour son aide indispensable à la bonne réalisation de ce numéro spécial ainsi qu'aux coordinateurs des articles qui ont permis la finalisation des papiers. Merci à l'ensemble du personnel permanent et en CDD qui a oeuvré pour le Pôle depuis le début, sous ses différentes appellations. C'est votre travail qui a permis son existence, son renforcement et ce numéro spécial.

RÉFÉRENCES

- DCE. (2000). *Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.*
- INPE. (2024). *Inventaire national des plans d'eau, août 2024.* Inspection générale de l'environnement et du développement durable.
- IPBES. (2024a). *Rapport «Nexus» : Affronter ensemble cinq crises mondiales interconnectées en matière de biodiversité, d'eau, d'alimentation, de santé et de changement climatique, décembre 2024.* <https://www.ipbes.net/nexus/media-release>
- IPBES. (2024b). *Rapport «Évaluation du changement transformateur» : Les causes sous-jacentes de la perte de biodiversité, les facteurs déterminants du changement transformateur et les options pour réaliser la Vision 2050 pour la biodiversité, décembre 2024.* <https://www.ipbes.net/transformation-change/media-release>
- McNeill, J. R. (2023). Great Acceleration. In: Wallenhorst, N., Wulf, C. (eds), *Handbook of the Anthropocene*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-25910-4_134
- Steffen, W. (2022). The Earth System, the Great Acceleration and the Anthropocene. In: Williams, S.J., Taylor, R. (eds), *Sustainability and the New Economics*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-78795-0_2
- WWF. (2024). *Rapport Planète Vivante 2024 - Un système en péril.* World Wildlife Fund, Gland, Suisse.

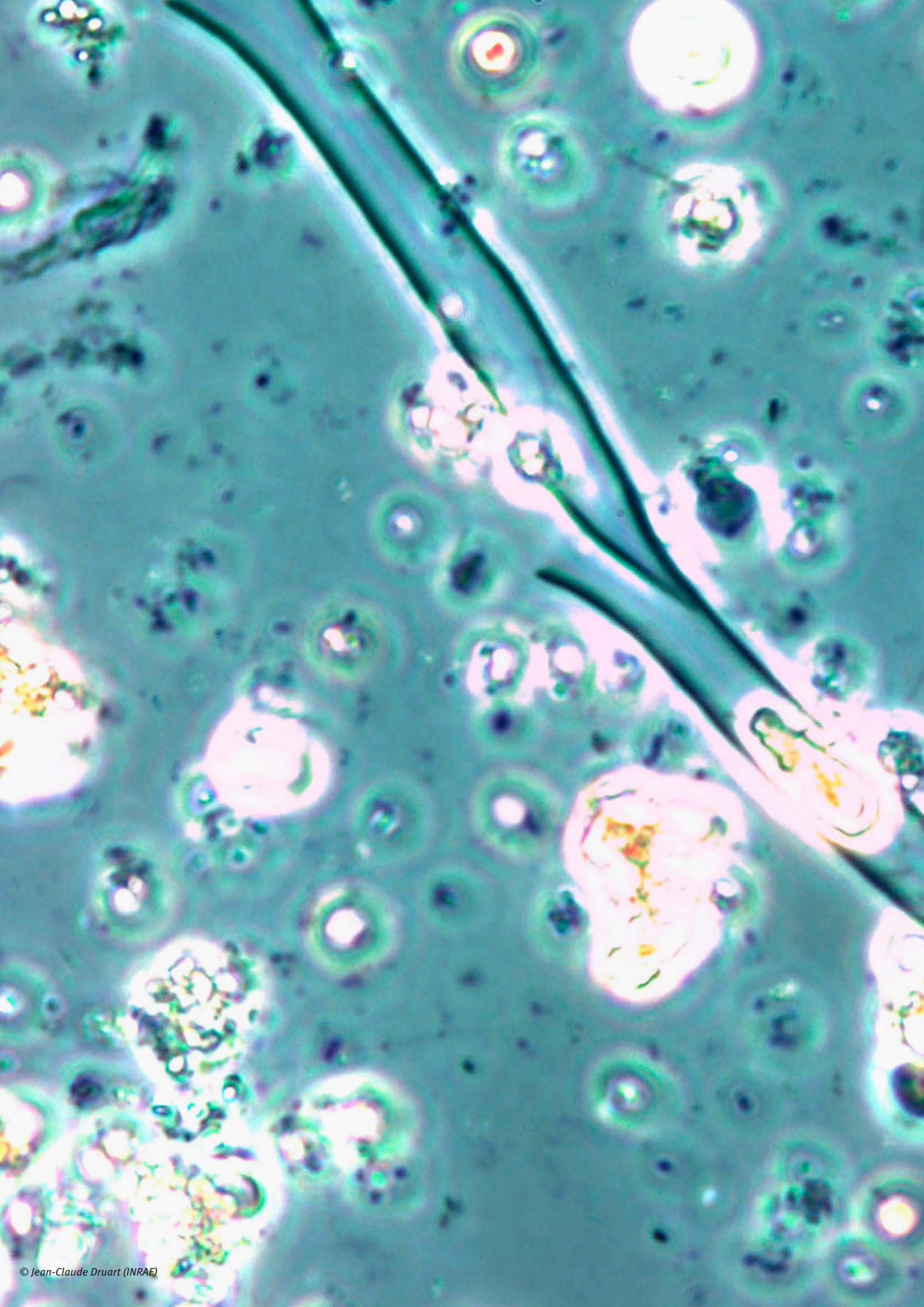




DE LA RECHERCHE À LA PRODUCTION D'OUTILS D'ÉVALUATION RÉGLEMENTAIRES : SITUATION ET PERSPECTIVES

Cette partie présente les nouveaux indices, indicateurs élaborés et standardisés ou les indices, indicateurs réactualisés servant à évaluer au niveau d'un compartiment, biotique et abiotique, la qualité écologique des lacs, comme requis dans le cadre de la directive cadre sur l'eau, mais aussi à évaluer les effets du changement climatique. Chaque article présente la mobilisation des connaissances, les concepts utilisés, les limites/difficultés et les perspectives.

- 13 Les microalgues, sentinelles de l'état écologique des plans d'eau : les étapes clés de l'élaboration et du transfert d'un indicateur biologique**
Soizic MORIN, Albin MEYER, Christophe LAPLACE-TREYTURE, Sébastien BOUTRY, Vincent BERTRIN, Juliette ROSEBERY
- 19 Les indicateurs biologiques de l'ichtyofaune**
Maxime LOGEZ, Christine ARGILLIER
- 25 Un indicateur de l'état physique des lacs**
Nathalie REYNAUD, Héctor RODRIGUEZ-PEREZ, Hadrien FANTON, Christine ARGILLIER
- 31 Utiliser les réseaux trophiques comme indicateur fonctionnel du changement global**
Arnaud SENTIS, Camille LECLERC, Najwa SHARAF, Rosalie BRUEL, Nathalie REYNAUD, Victor FROSSARD





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, le numéro de l'article et le DOI.

Les microalgues, sentinelles de l'état écologique des plans d'eau : les étapes clés de l'élaboration et du transfert d'un indicateur biologique

Soizic MORIN^{1,2}, Albin MEYER^{1,2}, Christophe LAPLACE-TREYTURE^{1,2}, Sébastien BOUTRY^{1,2}, Vincent BERTRIN^{1,2}, Juliette ROSEBERY^{1,2}

¹ INRAE, EABX, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas-Gazinet, France.

² Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Soizic MORIN, soizic.morin@inrae.fr

Les microalgues — organismes unicellulaires vivant en suspension ou fixés sur des substrats — jouent un rôle clé dans l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau. Ces organismes, sensibles aux perturbations environnementales, constituent des bioindicateurs privilégiés. Pour répondre aux exigences de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), la France a développé deux indicateurs complémentaires basés sur ces organismes : l'indice phytoplancton lacustre (IPLAC) et l'indice biologique diatomées en plans d'eau (IBDL). Cet article retrace les principales étapes de leur conception et de leur mise en œuvre, mettant en lumière l'apport essentiel de la recherche pour éclairer les politiques de gestion des milieux aquatiques.

Introduction

Les microalgues comptent parmi les principaux producteurs primaires des plans d'eau, avec les macrophytes. Ces microalgues unicellulaires vivent sous forme fixée (phytobenthos), principalement dans les zones peu profondes des plans d'eau, ou en suspension dans la colonne d'eau (phytoplancton). Elles assurent un large éventail de fonctions écologiques (émission d'oxygène et piégeage du carbone, production de matière organique, cycle des nutriments, épuration des eaux, ressource trophique contribuant au transfert d'éléments vers les consommateurs primaires...). Ces organismes cosmopolites sont extrêmement diversifiés (Guiry et Guiry, 2023) et montrent face à la pollution des degrés de résistance très différents en fonction des espèces. Leur taux de multiplication élevé, leur interaction constante avec leur environnement chimique (substances dissoutes environnantes), en font ainsi d'excellents indicateurs d'eutrophication et de qualité générale des eaux (Wu *et al.*, 2017).

Le phytoplancton et le phytobenthos (ici vu sous la seule fraction des diatomées benthiques) sont ainsi des éléments biologiques identifiés par la directive cadre sur l'eau (DCE) pour participer à la définition et à l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau. Chaque pays membre est tenu de disposer d'indicateurs basés sur ces maillons biologiques, et de les mettre en œuvre selon un programme de surveillance précis.

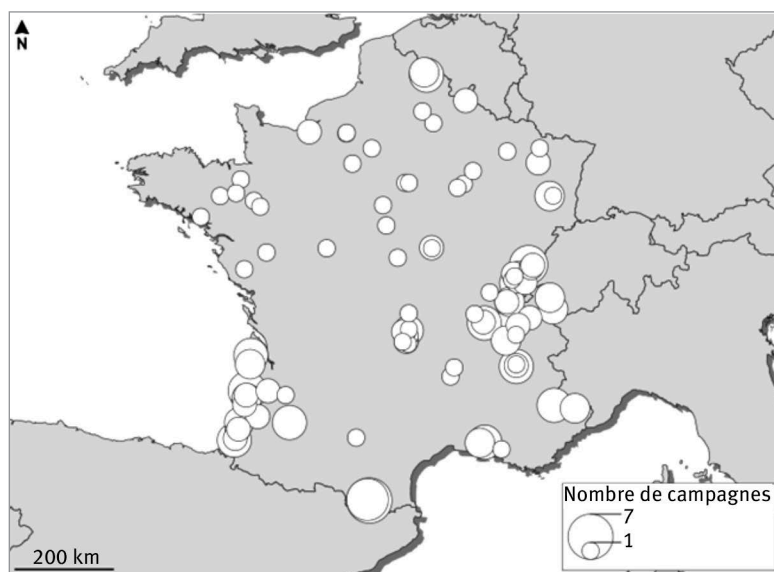
Dans ce contexte, un premier indicateur de l'état écologique des plans d'eau basé sur le phytoplancton a été développé pour la France en 2013. Il s'agit de l'indice phytoplancton lacustre (IPLAC; Feret et Laplace-Treyture, 2013; Laplace-Treyture et Feret, 2016). Cet indice multimétrique, incluant une métrique de biomasse algale (calée sur les concentrations en chlorophylle-a) et une métrique de composition spécifique (calée sur les préférences trophiques des taxons observés), permet de retranscrire l'état trophique général des plans d'eau.

Historiquement, les indices basés sur les communautés de diatomées benthiques ont été quant à eux développés pour les rivières, puis ont été appliqués tels quels aux plans d'eau par la majorité des États membres (Poikane *et al.*, 2016). Ce fut notamment le cas pour la France avec l'indice biologique diatomées (IBD). Mais le premier exercice dédié d'intercalibration européenne révéla une faible corrélation entre les valeurs de l'IBD en plan d'eau et le phosphore total (Kelly *et al.*, 2014) : de nombreux taxons lacustres étaient notamment absents de la liste des espèces clés utilisées pour le calcul de l'IBD, entraînant une faible pertinence de cet indice pour l'évaluation des plans d'eau.

Il était donc nécessaire de développer un indice diatomique dédié à ces masses d'eau. Une campagne exceptionnelle d'acquisition de données fut ainsi organisée à l'été 2015 (basée sur des recommandations précises d'échantillonnage, Morin *et al.*, 2010), et poursuivie jusqu'en 2017 dans le cadre des réseaux de surveillance de l'état écologique des plans d'eau. Une version préliminaire de l'indice a alors été proposée sur la base de ces données. La représentativité spatiale et temporelle a ensuite été accrue par des prélèvements floristiques et physico-chimiques complémentaires, entre 2018 et 2020, permettant d'obtenir une assise plus conséquente du jeu de données, et d'optimiser ainsi la sensibilité et la robustesse de l'indice. Une version stabilisée de l'indice, nommée indice biologique diatomées en plans d'eau (IBDL) a ainsi été produite en 2021 (Tison-Rosebery *et al.*, 2023).

Dans cet article, nous proposons d'illustrer *via* la présentation de l'IPLAC – basé sur le phytoplancton – et de l'IBDL – basé sur les diatomées du phytobenthos – les différents aspects liés au cycle de vie d'un indicateur biologique tel qu'exigé par la DCE, et dédié au contexte français. De son développement à son transfert aux opérateurs de terrain et acteurs de la politique publique de gestion des milieux aquatiques, le scientifique mobilise toute son expertise aux différentes étapes de ce processus afin de fournir un outil fiable et efficace. Il en assure également la mise à jour régulière afin de suivre l'évolution de la taxonomie et maintenir ainsi la pertinence des évaluations produites.

Figure 1 – Plans d'eau échantillonnés et nombre de campagnes réalisées pour l'acquisition des données biologiques mobilisées pour le développement de l'IBDL.



Construction d'un nouvel indice

Cette phase initiale de la vie d'un indicateur est ici illustrée par l'IBDL.

L'acquisition de données : une étape cruciale

Au niveau européen, selon les pays, l'échantillonnage des diatomées préalable au calcul d'un indice en milieu lacustre peut être réalisé sur substrat minéral dur ou sur substrat végétal. Nous avons donc proposé un protocole d'échantillonnage (Morin *et al.*, 2010) préconisant le prélèvement sur les deux types de substrats lors des campagnes dédiées à la mise en place de l'indice, ceci afin de pouvoir *a posteriori* évaluer la possibilité d'échantillonner exclusivement sur l'un des types de substrats.

Les diatomées ont ainsi été collectées durant la période estivale, chaque année de 2015 à 2020, au niveau d'unités d'observation (UO) dans 93 plans d'eau. Les UO sont définies par le protocole français d'échantillonnage des macrophytes en milieu lacustre NF T90-328 (AFNOR, 2022), le choix de prélever les diatomées à cette échelle permettant de combiner ultérieurement les évaluations fournies par ces deux maillons biologiques, tel que préconisé par la DCE.

Des données biotiques et abiotiques complètes ont été obtenues pour 1 021 échantillons (figure 1). Des données floristiques correspondant aux deux types de substrat échantillonnés étaient disponibles pour 732 UO. Au total 1 091 taxons ont été dénombrés, dont 10 % au niveau du genre.

Quelle méthode utiliser à partir des données récoltées ?

Les données abiotiques ont révélé des gradients de pression discontinus, avec une sous-représentation de données issues de lacs en mauvaise condition écologique. Cette situation relativement commune, soulignée par plusieurs auteurs en charge de la mise au point d'indices biologiques (Bennion *et al.*, 2014), rend difficile la construction de profils écologiques fiables pour les taxons présents.

Dans l'optique de proposer un indice multimétrique et compte tenu de la spécificité des gradients environnementaux relevés, nous avons opté pour la méthode d'analyse nommée « *Threshold Indicator Taxa ANalysis* » ou TITAN (Baker *et al.*, 2010). Associant l'identification de seuils de rupture dans les communautés à la détermination de taxons indicateurs, cette méthode permet de constituer une liste définie de taxons d'alerte selon la variable environnementale considérée, et de pallier ainsi la discontinuité du gradient environnemental au sein de nos données. TITAN présente également l'avantage de prendre en compte les taxons ayant une faible occurrence et/ou une faible abondance.

L'indice biologique diatomées en plans d'eau, un indice applicable à tout type de plan d'eau

En utilisant cette méthode, nous avons construit un indice multimétrique basé sur quatre gradients de pression (phosphore total, azote Kjeldahl, matières en suspension, demande biologique en oxygène) et 590 taxons indiciaires dont 121 taxons d'alerte.

Si l'on compare pour un même plan d'eau les évaluations données par l'IBDL et l'IBML (indice biologique macrophytes en lacs), il est intéressant de noter que

l'IBDL apparaît généralement moins déclassant (pour 18 échantillons sur 22). La littérature comparant les résultats de différents indices lacustres, bien que rare, converge en effet vers une surestimation de la qualité de l'eau par les diatomées. Ainsi les indices basés sur les diatomées peinent généralement à détecter de nouveaux plans d'eau impactés, qui n'auraient pas été déjà détectés par les indices macrophytiques (Kolada *et al.*, 2016).

Pourtant, la réponse rapide du phytobenthos aux conditions du milieu justifie leur utilisation en routine (Schneider *et al.*, 2019) en tant qu'alertes précoces de toute perturbation environnementale.

D'autre part, nos résultats montrent que les valeurs des métriques d'IBDL calculées à partir des listes de taxons échantillonnés sur des substrats minéraux ou sur des macrophytes pour une même UO convergent. Les résultats d'IBDL sont donc directement comparables quel que soit le substrat échantillonné. Cet aspect les rend incontournables lorsque les pressions hydrologiques dans les zones littorales lacustres limitent le développement des macrophytes, du fait notamment d'une amplitude du marnage annuel trop élevée (estimée à partir de 2 m) pour garantir leur développement. De plus, le calcul d'IBML peut être irréalisable pour les plans d'eau dont les communautés de macrophytes sont naturellement pauvres en espèces, voire absentes (Schneider *et al.*, 2019). L'IBDL peut quant à lui être mis en œuvre dans tout type de plans d'eau.

Révisions d'un indice existant

Les performances et la robustesse d'un indicateur DCE dépendent fortement de nombreux paramètres, qu'il s'agisse par exemple de facteurs humains liés à l'acquisition des données (prélèvements, dénombrements, identifications taxonomiques) ou de facteurs statistiques, reliés aux approches choisies et au jeu de données ayant permis le développement de l'indicateur. L'IBDL et l'IPLAC sont ainsi calculés à partir d'une liste de taxons de référence, pour lesquels l'écologie a pu être décrite à partir des données disponibles lors de la phase de développement. Cependant, la taxonomie de ces taxons n'est pas figée dans le temps. Face à l'évolution de la taxonomie, il peut donc s'avérer pertinent de réaliser des mises à jour, afin de mieux prendre en compte cette évolution ainsi que les nouvelles données acquises. Cette étape de révision est ici illustrée pour l'indicateur le plus ancien, l'IPLAC.

Pour l'IPLAC, une baisse régulière et continue de la contributivité des communautés phytoplanctoniques, c'est-à-dire de la proportion des taxons pris en compte dans les calculs, est ainsi observée depuis la fin du développement de l'indicateur, à raison d'une baisse d'environ 1 % par an. Au long terme, cette baisse pourrait limiter les performances et la pertinence de cet indicateur. Une révision de cet indicateur a ainsi été menée en 2024. Elle a permis de remonter la contributivité, en passant d'environ 40 % à plus de 60 % des taxons identifiés pris en compte dans l'indice (figure 2), tout en conservant des performances similaires quant à la capacité de l'indice à représenter le niveau trophique des lacs. La part des espèces identifiées et prises en compte dans l'indice a aussi fortement augmenté passant de 60 % à près de 100 %.

Cette révision a aussi permis de mieux décrire l'écologie de nombreux taxons, grâce à la multiplication des données disponibles permettant cette description. Pour certains taxons, dont les profils avaient été décrits sur la base de leur présence dans un petit nombre de lacs et d'années, cette révision a mené à des changements radicaux, mais plus réalistes, de la description de leurs préférences trophiques (figure 3). Par exemple, la cyanobactérie *Aphanocapsa elachista*, qui était auparavant considérée comme indicatrice de lacs hyper-eutrophes, présente des préférences plus mésotrophes après révision (cf. le point vert sur la figure 3). À l'opposé, l'algue verte *Lemmermannia triangularis* présentait avant la révi-

Figure 2 – Comparaison de la richesse relative des taxons contributifs (%) de l'IPLAC, révisé ou non, par rapport à la richesse totale de l'ensemble des taxons quantifiés, respectivement pour 1907 et 1946 échantillons.

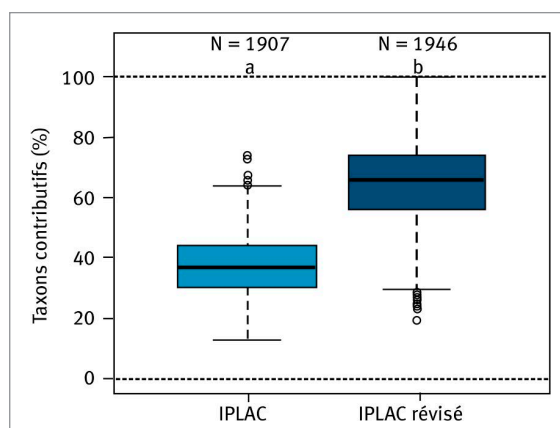
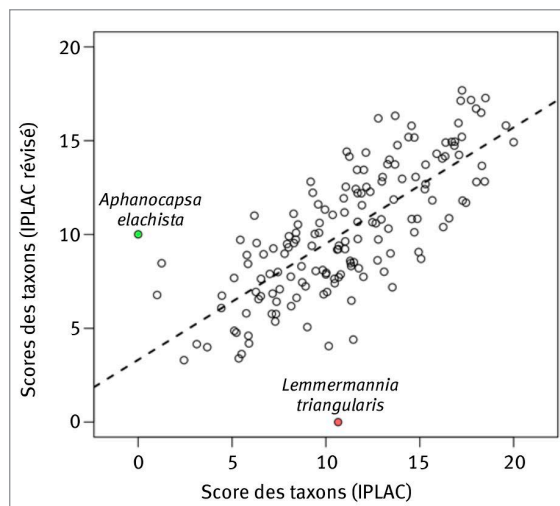


Figure 3 – Comparaison des préférences trophiques des taxons contributifs pour la méthode IPLAC originale et pour la méthode révisée. Ces préférences sont exprimées sous la forme de scores compris entre 0 et 20, respectivement pour des taxons retrouvés dans des milieux hyper-eutrophes à oligotrophes. S = 160 taxons. Deux taxons sont mis en avant sur ce graphique (respectivement la cyanobactérie *Aphanocapsa elachista*, représentée avec un point vert, et l'algue verte *Lemmermannia triangularis*, représentée avec un point rouge) afin d'illustrer que la révision de l'IPLAC a pu mener à des changements conséquents des scores de certains taxons.



sion un score proche de 10, indiquant des préférences pour des conditions mésotrophes, et elle présente maintenant un score égal à zéro, indiquant ainsi qu'il s'agit du taxon retrouvé de fait dans les conditions les plus eutrophes du jeu de données (cf. le point rouge sur la figure 3).

Intercalibration européenne des méthodes et résultats d'indices

L'intercalibration européenne consiste à valider la compatibilité des méthodes d'évaluation utilisées par les différents États membres, d'harmoniser et d'ajuster le type de résultats et les valeurs qu'elles fournissent. Pour une pression équivalente, les méthodes des différents États membres doivent fournir un résultat comparable en niveau d'évaluation (niveau d'état écologique). Le processus d'intercalibration de l'IBDL est ici explicité.

Fixation des seuils d'état écologique

L'évaluation de l'état écologique d'une masse d'eau s'exprime en ratio de qualité écologique (EQR), défini comme l'état observé par rapport à l'état de référence. L'échelle des EQR est divisée en cinq classes (très bon, bon, moyen, médiocre et mauvais état écologique ; figure 4). L'état de référence est dérivé des évaluations obtenues sur les plans d'eau de référence, considérés comme exempts de pression humaine significative¹.

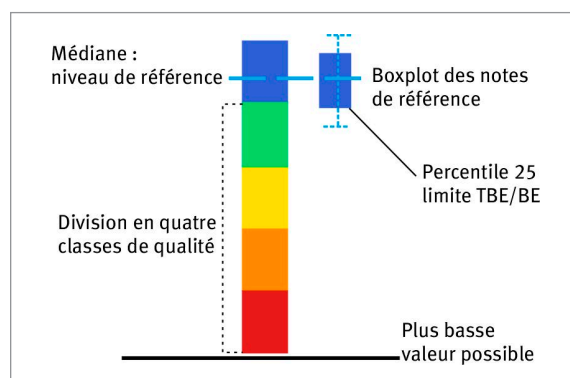
La limite très bon état/bon état a été fixée au 25^e percentile des notes de référence, selon la technique la plus communément adoptée par les pays membres participant à l'exercice d'intercalibration. Les limites inférieures ont été obtenues par divisions en parts égales du reste de la distribution.

Les différents seuils d'état écologique proposés, exprimés en EQR pour l'indice biologique diatomées en lacs (IBDL), sont reportés dans le tableau 1.

Tableau 1 – Seuils d'état écologique exprimés en EQR, pour l'IBDL.

Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
[1-0,8[	[0,8-0,6[	[0,6-0,4[	[0,4-0,2[	[0,2-0[

Figure 4 – Principe de mise en place d'une grille d'évaluation de l'état écologique à partir des valeurs obtenues de métrique (TBE: très bon état ; BE: bon état). Très bon, bon, moyen, médiocre et mauvais état écologique sont respectivement représentés en bleu, vert, jaune, orange et rouge.



Intercalibration des seuils d'état écologique et potentiel impact sur l'état des lieux

Les seuils très bon et bon doivent être intercalibrés entre États membres, afin de vérifier que notre système d'évaluation est compatible avec le standard européen (« common view »). La très bonne corrélation entre les scores d'IBDL et le gradient de phosphore total (R^2 de 0,64 à 0,81 selon le type de lac considéré, avec une p value $< 0,001$), critère clé pour considérer l'indice comme prêt à être intégré dans le processus (Kelly *et al.*, 2014), a permis de mener l'exercice d'intercalibration. Cet exercice a abouti à la validation de nos seuils d'état écologique.

L'IBDL a ainsi intégré le panel d'indicateurs mobilisés pour la surveillance et l'évaluation des plans d'eau français. Le comité national de pilotage (CNP), qui réunit les directeurs des DREALs et DEALs², des Agences et Offices de l'eau, de l'Office français de la biodiversité et de la Direction de l'eau et de la biodiversité, a commandité une étude d'impact pour évaluer l'influence de l'ajout de ce nouvel indicateur sur le taux de masses d'eau en bon état/bon potentiel écologique puis a consécutivement validé la révision de l'arrêté d'évaluation.

Transfert aux utilisateurs

Le transfert opérationnel de ces méthodes vers les acteurs de la surveillance de l'état écologique des plans d'eau nécessite de standardiser les techniques de prélèvement des microalgues et les techniques de calcul des indices. Normes, formations, bases de données et scripts de calcul ont donc été produits et mis à disposition des acteurs de la gestion des milieux aquatiques.

Normes d'échantillonnage

La norme en vigueur NF T90-354 « Qualité de l'eau – Échantillonnage, traitement et analyse de diatomées benthiques en cours d'eau et canaux » (AFNOR, 2016) est actuellement en cours de révision afin d'intégrer les préconisations de prélèvement de ces microalgues en plans d'eau, ce qui facilitera la mise en œuvre de l'IBDL. Pour la mise en œuvre de l'IPLAC, la norme expérimentale, XP T90-719 « Qualité de l'eau – Échantillonnage du phytoplancton dans les eaux intérieures » (AFNOR, 2017) a été développée spécifiquement pour définir la méthode d'échantillonnage. Elle devrait être révisée dans les prochains mois, dans le cadre de la révision systématique, pour passer de norme expérimentale à norme valide. Elle est complétée par la norme européenne NF EN 15-204 (AFNOR, 2006) qui définit les règles de dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée. Cette dernière est associée à un fascicule de documentation publié en 2024, FD T90-779 (AFNOR, 2024) qui en précise spécifiquement pour la France certaines modalités de mise en œuvre.

1. La liste des lacs de référence a été établie à partir de la circulaire DE/MAGE/BEMA 04/N 18 n° 2004-08 DCE du 23/12/04 relative à la constitution et la mise en œuvre du réseau de sites de référence pour les eaux douces de surface en application de la DCE.

2. Les directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) et directions de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DEAL) dans les départements et régions d'outre-mer.

Formation des opérateurs

En partenariat avec l'Office français de la biodiversité, les acteurs en charge des prélèvements de diatomées lacustres ont été formés en amont de la mise en place de la campagne exceptionnelle d'acquisition des données, dédiée au développement de l'IBDL.

Une formation dédiée aux évaluateurs Cofrac³ sur la méthode de prélèvement du phytoplancton a été mise en œuvre en 2016. Des formations à l'identification du phytoplancton ont aussi été mises en place afin d'augmenter les compétences des taxonomistes des laboratoires et de leur transmettre des connaissances sur l'indicateur IPLAC et son calcul avec le logiciel Phytobs (voir ci-dessous).

Mise à disposition des scripts et des bases de données

La base de données utilisée pour le développement de l'IBDL, ainsi que le script du programme permettant le calcul de cet indice sous le logiciel R sont libres d'accès et disponibles sur le site <https://doi.org/10.57745/PDKBGB>. Il est également possible de calculer les indices, IBDL et IPLAC, via le portail de l'évaluation des eaux (<https://seee.eaufrance.fr/>).

Logiciels

Pour la surveillance du phytoplancton, il a été développé dès 2009 un logiciel libre (Laplace-Treytore *et al.*, 2017), nommé Phytobs qui peut être téléchargé depuis la page dédiée (<https://hydrobio-dce.hub.inrae.fr/telecharger/logiciels/phytobs>). Il assiste l'opérateur pour le dénombre-

ment au microscope, permet la bancarisation et le transfert des données selon le Schéma national des données sur l'eau (SNDE) et permet le calcul de l'indice IPLAC et son exploitation. Il fait l'objet de mises à jour régulières (annuelles) pour tenir compte de l'évolution de la taxonomie et répondre aux attentes des utilisateurs. L'IPLAC, dans sa version révisée, y sera implémenté prochainement.

Conclusion

Au sein du Pôle R&D ECLA (Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres)⁴, chercheurs, techniciens et ingénieurs collaborent afin de développer les outils de biosurveillance exigés par la directive cadre sur l'eau. La France s'est ainsi dotée d'indices performants basés sur les flores phytobenthiques et phytoplanctoniques des plans d'eau. Les équipes travaillent également à faire vivre ces méthodes, en formant les acteurs de la gestion de l'eau à leur application, et en veillant à leur mise à jour régulière dans un contexte où les changements globaux impactent significativement la dynamique temporelle des communautés. Aujourd'hui, face aux difficultés d'identification des taxons par microscopie traditionnelle, méthode chronophage et exigeante sur le plan de la systématique, des travaux explorent le potentiel du métabarcoding ou de la reconnaissance automatisée d'images comme alternatives, ou compléments, à l'analyse morphologique des microalgues pour la surveillance des plans d'eau. ■

3. Comité français d'accréditation.

4. <https://poleecla.fr/>

EN SAVOIR PLUS...

Afin d'obtenir davantage de précisions sur les aspects méthodologiques liés au développement de l'IBDL, il est possible de se reporter à la publication : Tison-Rosebery, J., Boutry, S., Bertrin, V., Leboucher, T., & Morin, S. (2023). A new diatom-based multimetric index to assess lake ecological status. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(10), 1202. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11855-w>

La méthode mise en œuvre pour la révision de l'IPLAC est détaillée dans le rapport : Meyer, A. & Laplace-Treytore, C. (2024). *Révision de l'indice Phytoplancton Lacustre (IPLAC) : refonte des notes spécifiques - Projet ReviPLAC*, <https://hal.inrae.fr/hal-05136578v1>

Toutes les informations relatives à l'étude du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en œuvre de la DCE peuvent être retrouvées sur le site Hydrobio-dce : <https://hydrobio-dce.hub.inrae.fr/methodes-dce/methodes-plans-d-eau/phytoplancton>

RÉFÉRENCES

- AFNOR. (2006). Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). NF EN 15204.
- AFNOR. (2016). Qualité de l'eau – Échantillonnage, traitement et analyse de diatomées benthiques en cours d'eau et canaux. Association française de normalisation, Norme NF 90 T-354.
- AFNOR. (2017). Qualité de l'eau - Échantillonnage du phytoplancton dans les eaux intérieures, XP T 90-719.
- AFNOR. (2022). Qualité de l'eau - Échantillonnage des communautés de macrophytes en plans d'eau. Norme NF T90-328.
- AFNOR. (2024). Aide à l'application de la norme NF EN 15-204: 2006, FD T90-779.
- Baker, M. E., & King, R. S. (2010). A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology and Evolution* 1(1), 25-37. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00007.x>
- Bennion, H., Kelly, M. G., Juggins, S., Yallop, M. L., Burgess, A., Jamieson, J., & Krokowski, J. (2014). Assessment of ecological status in UK lakes using benthic diatoms. *Freshwater Science*, 33(2), 639-654. <https://doi.org/10.1086/675447>
- Feret, T., & Laplace-Treytore, C. (2013). *IPLAC: L'indice Phytoplancton LACustre : Méthode de développement, description et application nationale. Rapport final*. Irstea Groupement de Bordeaux, unité de recherche Réseaux, épuration et qualité des eaux. Rapport, 69 p.
- Guiry, M. D., Guiry, G. M. (2023). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>.
- Kelly, M., Urbanic, G., Acs, E., Bennion, H., Bertrin, V., Burgess, A., Denys, L., Gottschalk, S., Kahlert, M., Karjalainen, S.M., Kennedy, B., Kosi, G., Marchetto, A., Morin, S., Picinska-Faltynowicz, J., Poikane, S., Rosebery, J., Schoenfelder, I., Schoenfelder, J., Varbiro, G. (2014). Comparing aspirations: intercalibration of ecological status concepts across European lakes for littoral diatoms. *Hydrobiologia*, 734, 125-141. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1874-9>

RÉFÉRENCES (SUITE)

- Kolada, A., Pasztaleniec, A., Bielczyńska, A., & Soszka, H. (2016). Phytoplankton, macrophytes and benthic diatoms in lake classification: Consistent, congruent, redundant? Lessons learnt from WFD-compliant monitoring in Poland. *Limnologia*, 59, 44-52. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.05.003>
- Laplace-Tretyure, C., Hadoux, E., Plaire, M., Dubertrand A., & Esmieu, P. (2017). Phytobs v3.0 : Outil de comptage du phytoplancton en laboratoire et de calcul de l'IPLAC. Version 3.0. Application JAVA. <https://hydrobio-dce.hub.inrae.fr/telecharger/logiciels/phytobs>
- Laplace-Tretyure, C., & Feret, T. (2016). Performance of the Phytoplankton Index for Lakes (IPLAC): A multimetric phytoplankton index to assess the ecological status of water bodies in France. *Ecological Indicators*, 69, 686-698. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.025>
- Morin, S., Valade, D., Tison-Rosebery, J., Bertrin, V., Cellamare, M., & Dutartre, A. (2010). *Utilisation du phytobenthos pour la bioindication en plans d'eau : État de l'art des méthodes disponibles et test de métriques sur les plans d'eau aquitains*. Rapport scientifique. Irstea. <https://hal.inrae.fr/hal-02594105v1>
- Poikane, S., Kelly, M., & Cantonati, M. (2016). Benthic algal assessment of ecological status in European lakes and rivers: Challenges and opportunities. *Science of the Total Environment*, 568, 603-613. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.027>
- Schneider, S. C., Hjermann, D. O., & Edvardsen, H. (2019). Do benthic algae provide important information over and above that provided by macrophytes and phytoplankton in lake status assessment? Results from a case study in Norway. *Limnologia*, 76, 28-40. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.02.001>
- Stevenson, R. J., & Rollins, S. L. (2017). Ecological assessment with benthic algae. Dans G. A., Lamberti, & F. Richard Hauer, *Methods in stream ecology* (pp. 277-292). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813047-6.00015-2>
- Tison-Rosebery, J., Boutry, S., Bertrin, V., Leboucher, T., & Morin, S. (2023). A new diatom-based multimetric index to assess lake ecological status. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(10), 1202. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11855-w>
- Union Européenne (2000). Water Framework Directive. *J. Ref. OJL*, 327, 1-73.
- Wu, N., Dong, X., Liu, Y., Wang, C., Baattrup-Pedersen, A., & Riis, T. (2017). Using river microalgae as indicators for freshwater biomonitoring: Review of published research and future directions. *Ecological Indicators*, 81, 124-131. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.066>



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, le numéro de l'article et le DOI..

Les indicateurs biologiques de l'ichtyofaune

Maxime LOGEZ^{1,3} et Christine ARGILLIER^{2,3}

¹ INRAE, RIVERLY, 5 rue de la Doua, 69625 Villeurbanne Cedex, France.

² INRAE, Aix Marseille Université, RECOVER, 13182, Aix-en-Provence, France.

³ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Maxime LOGEZ, maxime.logez@inrae.fr

En France, plus de dix ans de recherche ont permis de développer deux indicateurs, l'IIL et l'IIR, basés sur l'ichtyofaune pour évaluer l'état écologique des lacs naturels et des retenues. Ces travaux ont également exploré les incertitudes liées aux modèles, à la date d'échantillonnage et aux interactions entre pressions, permettant d'envisager un indice de vulnérabilité pour anticiper les risques de perte de biodiversité. Ces résultats constituent une base solide pour le développement de nouveaux indicateurs, notamment dans le cadre des actions de restauration des milieux.

Introduction

Les poissons sont depuis très longtemps connus pour rendre compte de la qualité écologique des milieux aquatiques. Depuis presque vingt ans, des travaux approfondis sont menés au sein du Pôle R&D ECLA (Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres)¹ pour développer et affiner des indices poissons adaptés aux différents contextes lacustres du territoire métropolitain. Ces outils, basés sur différentes caractéristiques des communautés piscicoles, permettent de répondre au cadre réglementaire de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), de mieux comprendre les pressions exercées sur les plans d'eau dans différents contextes hydrologiques et géographiques et d'orienter les actions de gestion. Cet article revient sur les principales avancées méthodologiques, les limites et les perspectives d'évolution de ces indices.

La bioindication en milieux aquatiques est une science relativement récente, l'idée d'utiliser les macroinvertébrés pour décrire la pollution organique des cours d'eau étant attribuée à Kolkwitz (1909) au début du vingtième

siècle. L'utilisation de l'ichtyofaune en tant que bioindicateur est beaucoup plus récente encore. Elle a été largement influencée par les travaux de Karr (1981) au début des années 1980, pour rendre compte de « l'intégrité biotique » des cours d'eau américains, en réponse aux besoins exprimés par la mise en œuvre du *Clean Water Act* publié en 1972 aux États-Unis. La directive cadre européenne sur l'eau publiée en 2000 a repris les grands principes de ce texte et c'est ainsi que de nombreux développement d'indicateurs utilisant l'ichtyofaune ont été lancés dans les années 2000 en Europe. C'est aussi dans ce contexte réglementaire que nous avons initié les travaux de développement d'indicateur poissons du bon état et du bon potentiel écologique pour respectivement des lacs naturels et des retenues françaises.

D'un point de vue législatif, les indicateurs poissons doivent être composés de plusieurs métriques qui renseignent la composition, l'abondance et optionnellement la structure en âge des communautés. Ils doivent répondre significativement à des gradients d'intensité de

1. <https://poleecla.fr/>

stress (e.g. eutrophisation, altération des berges) pour permettre de classer les plans d'eau dans l'une des cinq catégories de classes d'état : très bon, bon, moyen, médiocre et mauvais, l'enjeu étant d'obtenir l'ensemble des plans d'eau en état au moins bon en 2027 au plus tard.

Lors de la publication de la DCE et du lancement de ce travail, la connaissance des peuplements piscicoles des lacs français était très fragmentaire, les données hétérogènes et rarement inscrites dans le temps. À quelques exceptions près (les grands lacs alpins, certains lacs d'altitude et quelques lacs aquitains), il en était de même des caractéristiques physiques, chimiques et environnementales des plans d'eau. Ces éléments ont nécessairement pénalisé les démarches entreprises pour développer les indices alors très attendus par les autorités en charge de la mise en œuvre de la loi sur l'eau. Cet état de fait est à mettre en regard de la richesse environnementale de notre territoire national qui se traduit, dans le cadre de l'exercice discuté, par une grande diversité de masses d'eau qui complexifie la tâche pour le développement d'un indice applicable sur l'ensemble des écosystèmes lacustres.

Des travaux exploratoires

Le développement des indices poissons au sein du Pôle R&D ECLA ont débuté avec un travail exploratoire conduit sur un nombre encore limité de plans d'eau (34 lacs naturels et 104 retenues) échantillonnés entre 2005 et 2009 à l'aide d'un protocole standardisé (CEN, 2005). Ces analyses ont notamment permis de définir des choix méthodologiques. Les résultats préliminaires montraient un changement dans la structure des communautés de poissons en réponse à des pressions de type urbanisme ou agriculture (Launois *et al.*, 2011a). Ils montraient la nécessité de distinguer les plans d'eau selon leur origine naturelle ou anthropique dans la construction des indicateurs mais suggéraient aussi la difficulté d'assigner des objectifs environnementaux par type de plans d'eau (i.e. groupes de plans d'eau qui se ressemblent sur la base de divers critères tels que l'écorégion, l'altitude, la taille, l'alcalinité, etc.) comme la directive le préconisait. En effet, l'atteinte d'un compromis entre (i) un nombre de plans d'eau par type suffisant pour construire un modèle robuste de réponse de l'ichtyofaune aux pressions, (ii)

une faible variabilité environnementale naturelle au sein des types et (iii) inversement, un fort gradient de pression incluant des sites en condition de référence ou très peu impactés par les facteurs de stress, était quasiment impossible (Launois *et al.*, 2011b). En l'absence de plans d'eau exempts de pressions, ces travaux ont aussi montré l'intérêt d'une approche dite « par *hindcasting* » (estimation *a posteriori*) de définition des conditions de référence par plans d'eau. Les travaux de thèse de Petr Blabolil centrés sur les réservoirs sont venus conforter ces résultats préliminaires (Blabolil *et al.*, 2016).

La construction des indices poisson DCE pour les lacs naturels et les retenues

Considérant les difficultés identifiées au cours des travaux exploratoires, l'opportunité de construire et d'utiliser une base de données européenne avec les partenaires du projet européen WISER (*Water bodies in Europe: Integrative Systems to assess Ecological Status and Recovery*, Contract n°226273) a été saisie pour progresser dans la construction d'un indice poisson dédié à l'évaluation de l'état écologique des lacs naturels français. Pour les retenues, l'option a été prise d'exploiter les données nationales, leur nombre étant plus en adéquation avec les exigences liées à la méthode de construction de l'indice que pour les lacs naturels. Néanmoins, quelle que soit l'origine des plans d'eau, ce sont des indices « site spécifique » (en opposition à « type spécifique » ; Roset *et al.*, 2007) qui ont été développés par modélisation des relations entre les propriétés des communautés piscicoles et les facteurs de stress qu'elles subissent, tout en tenant compte de la variabilité environnementale naturelle. Des données de pêche collectées selon un protocole d'échantillonnage aux filets maillants standardisé, NF EN 14757 (CEN, 2015) ont été mobilisées.

Deux indices, l'un pour les lacs naturels, l'autre pour les retenues, ont été construits en plusieurs étapes. La première consistait à définir une liste de métriques (i.e. caractéristiques du peuplement de poissons) candidates qui satisfasse les exigences de la DCE. La majorité des métriques testées prenaient en compte la densité ou la biomasse des individus capturés ainsi que leurs caractéristiques biologiques/écologiques (e.g. régime trophique, type de pontes, etc.). La deuxième étape consistait à modéliser statistiquement les valeurs observées de ces métriques en fonction de variables environnementales naturelles et de pressions anthropiques connues pour structurer les communautés piscicoles. Seules les métriques dont une part significative de leur variabilité pouvait être expliquée par les deux types de variables étaient conservées. La troisième étape consistait à calculer les ratios de qualité écologique (EQR) pour mesurer les écarts entre les valeurs observées des métriques et celles attendues en conditions de référence. La quatrième étape consistait à sélectionner et agréger les métriques en un indice final, pour limiter leur redondance et maximiser la réponse de l'indicateur aux pressions anthropiques. Les notes des indices ont ensuite été ramenées sur une échelle variant de 0 (mauvais état) à 1 (très bon état pour les lacs naturels et très bon potentiel² pour les retenues). La dernière étape consistait à définir des seuils pour transposer ces notes en classe d'état. La pertinence de la classification des

Encadré 1 – Définition des conditions de références pour les indices IIL (indice ichtyofaune lacustre), et IIR (indice ichtyofaune pour les retenues).

La spécificité des indices poissons pour les plans d'eau a été de relier statistiquement les valeurs observées des métriques à des variables environnementales (ex. : la profondeur) et des variables de pressions (ex. : le phosphore total). Pour un plan d'eau donné, les valeurs attendues des métriques en absence de pression, en « condition de référence », sont obtenues par prédiction *via* les modèles statistiques, en utilisant les conditions environnementales observées (ex. : la profondeur) et en fixant les valeurs de pressions à 0. Cette méthode présente l'avantage de ne pas avoir à définir de plans d'eau de références sur lesquels calibrer les modèles statistiques (comme ça peut être fait pour de nombreux autres indicateurs), mais de pouvoir attribuer une valeur de référence propre à chaque plan d'eau.

² Le bon potentiel correspond au meilleur état écologique atteignable sans compromettre les usages du plans d'eau.

lacs qui résulte de l'utilisation des indices a été « validée » par un groupe d'experts nationaux.

L'indice ichtyofaune lacustre, IIL, développé pour les lacs naturels (Argillier *et al.*, 2013 ; Logez *et al.*, 2015) et l'IIR, indice développé pour les retenues (Miguet *et al.*, 2018a ; 2018b), répondent à des facteurs de stress liés à l'eutrophisation des plans d'eau. Les deux indices sont constitués de trois métriques. L'IIL est défini pour une campagne de prélèvement par (i) la biomasse par unité d'effort d'échantillonnage (g par m² de filet par nuit de 12 h) de toutes les espèces de la communauté, et par les effectifs par unité d'effort (ii) de toutes les espèces de la communauté, et (iii) des espèces omnivores (Argillier *et al.*, 2013 ; Logez *et al.*, 2015). L'IIR est défini pour une campagne de prélèvement par les biomasses par unité d'effort (i) de toutes les espèces de la communauté, (ii) des espèces planctivores et (iii) des espèces non natives hors salmonidés (Miguet *et al.*, 2018a ; 2018b). Ce dernier rend donc compte aussi de l'introduction d'espèces susceptibles de provoquer des déséquilibres dans le fonctionnement des retenues.

Les indices ont été construits conformément aux exigences réglementaires fixées par la DCE (types de métriques, corrélations avec les stress, définition des références, mesures des EQRs, définition des classes d'état). Une étape réglementaire supplémentaire a consisté à montrer qu'ils n'étaient ni plus, ni moins sévères que les indices poissons développés par les pays voisins partageant des types de plans d'eau analogues. Cette comparaison que l'on nomme intercalibration a dû être réalisée pour les plans d'eau des zones européennes dites « Central-Baltique » et « Alpes ». Cet exercice nous a conduit à revoir légèrement les seuils des classes d'état très bon/bon et bon/moyen.

Les incertitudes associées à l'utilisation de ces indices

Au-delà du développement de ces indicateurs nous avons exploré quelques sources d'incertitudes associées à l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau.

Incertainitudes associées au modèle

Nous nous sommes intéressés à l'incertitude statistique autour de l'estimation des paramètres des relations métriques-variables environnementales afin d'évaluer l'incertitude (la variabilité) autour de la valeur attendue des métriques et *in fine* de la note de l'indice obtenue pour chaque plan d'eau (Logez *et al.*, 2019). Pour chaque métrique, on réalise 1 000 tirages aléatoires des coefficients du modèle statistique qui la relie aux variables environnementales. Chaque tirage permet ainsi d'obtenir une valeur attendue de métrique en absence de pression. Pour un lac donné (i.e. une condition environnementale) et pour chaque métrique, on obtient ainsi une distribution de valeurs de référence dont chaque valeur est comparée à la valeur de la métrique observée (issue de l'échantillonnage). Au final une distribution de notes d'indice était obtenue au lieu de l'unique note classiquement générée. À partir de cette distribution, on a pu estimer la probabilité d'appartenance du lac à chaque classe d'état. Les sorties de ces travaux sont particulièrement pertinentes pour la prise de décision surtout lorsque plusieurs indices donnent des informations divergentes.

Figure 1 – Relation (corrélation de $-0,59$) entre les notes de l'IIR (en ordonnée) et le niveau d'eutrophisation des retenues (en abscisse ; valeurs synthétiques issues du premier axe d'une analyse en composante principale (78,12 % de la variabilité expliquée) intégrant la quantité de phosphore et la couverture non naturelle des sols. Les points reprennent les codes couleur de la directive cadre sur l'eau associés aux classes d'états, bleu pour « très bon », vert pour « bon », jaune pour « moyen », orange pour « médiocre » et rouge pour « mauvais » (adaptée de Miguet *et al.*, 2018a).

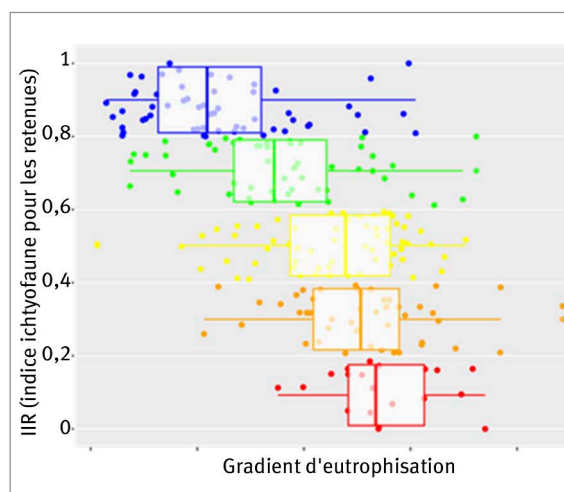
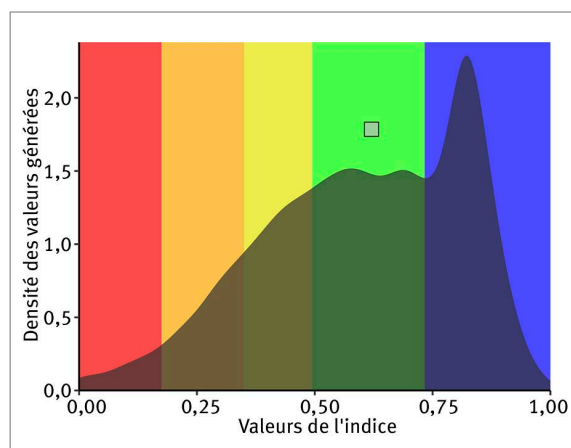


Figure 2 – Distribution des valeurs de l'indice IIL pour le lac du Bourget, obtenue par le tirage aléatoire des coefficients des relations statistiques métriques – variables environnementales. À chaque tirage aléatoire, une valeur attendue de métrique est générée et permet de calculer *in fine* une valeur d'indice (calcul de l'écart observé/prédict ; passage en EQR, etc.). Pour une campagne de pêche, une observation, cette opération est répétée 1 000 fois. Une distribution de 1 000 valeurs est ainsi obtenue, dont la densité est représentée en noir sur le graphique. Les bandes colorées représentent les classes d'états. Dans cet exemple, plus de deux tiers des notes théoriques d'indice se situent dans les classes « bon » à « très bon » (majorité des 1 000 valeurs d'indice situées entre 0,494 et 1 ; adaptée de Logez *et al.*, 2019), ce qui est cohérent avec la valeur observée de l'indice (carré gris sur le graphique) qui est en « bon » état.

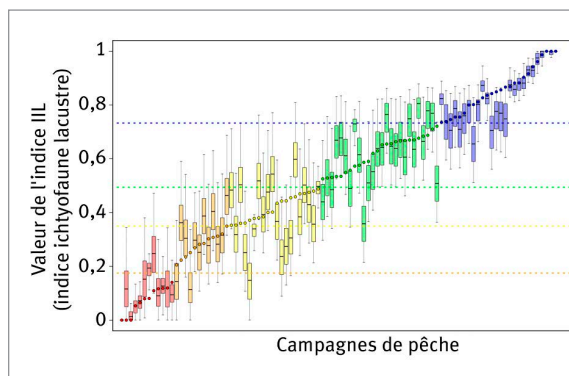


Incertitudes induites par la variation de la date d'échantillonnage

Ce travail a porté sur l'incertitude associée aux valeurs observées des métriques. Bien que le protocole d'échantillonnage des poissons soit standardisé (CEN 2015), une certaine variabilité dans la date d'échantillonnage est autorisée et certains « dépassements », parfois sous contraintes techniques (e.g. abaissement très important du niveau d'eau en automne), ont pu être observés. Par simulation, nous avons analysé la sensibilité à la date d'échantillonnage de la valeur des trois métriques constituant de l'IIL avant d'évaluer les conséquences sur le calcul de l'indice et la classe d'état qui en résulte. Les valeurs des métriques intervenant dans la définition de l'IIL (CPUE³ et BPUE⁴ dans une moindre mesure) dépendent en partie du jour de la campagne, en raison probablement de la forte variabilité du nombre de juvéniles capturés selon la période d'échantillonnage. Nous avons montré également que dans plus d'un tiers des cas, une modification de la date d'échantillonnage modifie la valeur de l'IIL et entraîne un changement de la classe d'état avec parfois le franchissement de la limite bon-moyen, dans un sens ou dans l'autre. Ces travaux nous ont amené à préconiser une standardisation maximale

3. Capture par unité d'effort.
4. Biomasse par unité d'effort.

Figure 3 – Illustration de l'impact potentiel de la date d'échantillonnage sur la note de l'indice, pour différentes campagnes de pêches (en abscisse). Chaque boîte à moustache représente la variabilité de la note d'IIL en fonction du nombre de jours écoulés depuis le 1^{er} janvier (dates théoriques à laquelle la pêche pourrait être réalisée) pour une campagne d'échantillonnage. Les points représentent la note de l'indice calculée à partir des données observées pour chaque campagne (adaptée de Miguet *et al.*, 2017).



Encadré 2 – Le concept de vulnérabilité.

Le concept de vulnérabilité a émergé dans les années 1970 en lien avec l'évaluation des risques pour les sociétés confrontées à des « catastrophes », puis plus généralement à la dégradation de leur environnement. Aujourd'hui, il est de plus en plus mobilisé pour asseoir les stratégies de gestion environnementale. La définition de la vulnérabilité inclut généralement deux idées principales : la susceptibilité du système à subir des dommages et sa capacité à s'adapter et/ou à se rétablir face aux dangers qui le menacent. Elle est généralement décrite par trois composantes : l'exposition aux stress, la sensibilité de l'écosystème et sa résilience.

des dates des campagnes de pêche surtout au sein d'un même lac pour faciliter l'analyse des trajectoires de l'état des écosystèmes. Les résultats de ces travaux ont été pris en compte dans le développement de l'IIR, les modèles métrique-environnement intégrant aussi la date d'échantillonnage comme variable explicative des métriques.

Incertitudes associées aux interactions de pressions

Les indicateurs IIL et IIR ont été développés pour répondre essentiellement à l'eutrophisation alors que les lacs sont généralement soumis à de nombreux stress (Nøges *et al.*, 2016) dont les effets sont susceptibles d'être supérieurs ou inférieurs à de simples effets additifs. Nous avons exploré les biais éventuels liés à la non-intégration d'effets interactifs entre l'eutrophisation, la température de l'eau et l'abondance des espèces non-natives, dans l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau avec les deux indices. Les résultats préliminaires mériteraient d'être confortés mais nous avons montré qu'il existe des interactions significatives entre l'eutrophisation et les deux autres pressions (température en particulier) (Miguet *et al.*, 2019; Bouraï *et al.*, 2020). *In fine*, la prise en compte d'interactions entre pressions pourrait modifier légèrement l'évaluation de l'état écologique des lacs naturels et surtout du potentiel écologique des retenues.

Des indicateurs d'état écologique aux indicateurs de vulnérabilité

Outre l'évaluation de l'état des masses d'eau, la DCE exige leur protection et c'est pour répondre à cet objectif que la mobilisation du concept de vulnérabilité nous a paru opportun (encadré 2). Suivant ces principes, avec l'appui de la Fondation pour la recherche sur la biodiversité, un premier indicateur a pu être développé et proposé pour enrichir la base des indicateurs d'eau douce de l'Observatoire national de la biodiversité (Da Silva Rocha *et al.*, 2024). Cet indicateur a été pensé pour mobiliser au mieux les données acquises au niveau national et évaluer la vulnérabilité de la biodiversité lacustre à l'instant présent. Il ne prédit pas les risques sous différents scénarios d'évolution des conditions environnementales. Il intègre des données relatives aux pressions et menaces sur la biodiversité (climatiques, hydromorphologiques, physico-chimiques et liées aux espèces invasives), et des données relatives à la biodiversité en tant que telle par considération des fonctions associées aux espèces, via l'évaluation de la sensibilité et de la résilience de l'ichtyofaune et des communautés phytopanctoniques. La sensibilité a été évaluée par les critères de rareté, de tolérance et d'aire de répartition géographique des espèces. La résilience a été estimée par la redondance fonctionnelle des communautés (importance du partage de traits fonctionnels). Nous avons montré ainsi qu'en 2021, seulement 30% des lacs de l'Hexagone avaient une biodiversité peu vulnérable.

Conclusion

Les indicateurs IIL et IIR développés au sein du Pôle R&D ECLA sont aujourd'hui inscrits dans les textes d'application de la DCE et déployés sur le territoire métropolitain et la Corse. Ces deux indices utilisent des régressions sta-

tistiques pour prédire les valeurs attendues des métriques en fonction des caractéristiques environnementales de chaque lac. Ces relations sont globalement satisfaisantes, même si elles peuvent être localement moins pertinentes du fait de contraintes locales non prises en compte dans les modèles.

Néanmoins, tous les plans d'eau métropolitains n'ont pas encore d'indicateurs (cas des gravières par exemple) et des besoins réglementaires étant encore non satisfaits, les travaux doivent se poursuivre. De plus, l'IIL et l'IIR ne s'appliquent pas aux plans d'eau des outre-mer qui présentent des caractéristiques très différentes et qui sont trop peu nombreux et trop différents des plans d'eau de métropole pour permettre le déploiement d'une approche statistique telle que celle utilisée dans le cas présent. Pour ces lacs, les indices restent à développer et s'appuieront nécessairement sur un autre type d'approche, mobilisant vraisemblablement davantage l'expertise.

Bien que l'IIR réponde aux introductions d'espèces non natives dont certaines sont par ailleurs volontairement introduites pour diversifier l'offre halieutique, les indices poissons développés sont tous deux utilisés pour rendre compte de l'eutrophisation des plans d'eau. De nombreux travaux ont été entrepris pour établir des relations pressions-impacts entre l'ichtyofaune et les altérations hydromorphologiques, sans grand succès à ce jour. Ces échecs sont probablement en partie dus au protocole d'échantillonnage des poissons qui ne donne qu'une vision partielle des peuplements, parce que très sélectif. D'autre part, les valeurs de certaines variables hydromorphologiques structurantes pour les communautés (e.g. le marnage) sont très difficiles à collecter à l'échelle nationale.

Si d'éventuels travaux étaient entrepris pour mettre à jour ces indices poisson ou pour en développer de nouveaux répondant par exemple à d'autres stress (hydrologie, température), il serait pertinent de s'appuyer sur l'expérience des développements des deux indices existants. Il faudrait pouvoir ajuster les modèles statistiques en intégrant les interactions entre pressions (cf travail sur les incertitudes). Comme cela a été fait dans le développement de l'IIR, il faudrait également prendre en compte la part de variabilité des métriques liée à la date d'échantillonnage. Quel que soit le milieu considéré, d'autres indicateurs plus sensibles à de faibles changements environnementaux que les indicateurs existants, restent à construire pour répondre à un besoin de suivi des trajectoires des lacs faisant l'objet d'actions de restauration. Il s'agit également de penser à la protection des écosystèmes et dans cette perspective, les travaux prometteurs initiés sur de nouveaux indicateurs prédictifs du risque de perte de biodiversité et donc de perturbation des plans d'eau sont à poursuivre. L'indice de vulnérabilité pourrait par exemple s'enrichir d'autres facteurs de stress et intégrer la sensibilité et la résilience d'autres communautés biologiques.

Pour répondre à l'ensemble de ces objectifs, le développement des nouvelles techniques d'inventaires de la biodiversité (utilisant l'ADNe par exemple ou l'écho-acoustique) pourrait être mis à profit. ■

RÉFÉRENCES

- Argillier, C., Caussé, S., Gevrey, M., Pédrón, S., De Bortoli, J., Brucet, S., Emmrich, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T., Mehner, T., Olin, M., Rask, M., Volta, P., Winfield, I. J., Kelly, F., Krause, T., Palm, A., & Holmgren, K. (2013). Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia*, 704(1), 193-211. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1282-y>
- Blabolil, P., Logez, M., Ricard, D., Prchalová, M., Říha, M., Sagouis, A., Peterka, J., Kubečka, J., & Argillier, C. (2016). An assessment of the ecological potential of Central and Western European reservoirs based on fish communities. *Fisheries Research*, 173, 80-87. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.05.022>
- Bourai, L., Logez, M., Laplace-Treytore, C., & Argillier, C. (2020). How do eutrophication and temperature interact to shape the community structures of phytoplankton and fish in Lakes? *Water*, 12(3), 779. <https://doi.org/10.3390/w12030779>
- CEN. (2005). Water quality - Sampling of fish with multimesh gillnets. European Committee for Standardization, EN 14757, Brussels (2005).
- CEN. (2015). Water quality - Guidance on the estimation of fish abundance with multi-mesh gillnets. European standard. European Committee for Standardisation. Ref. No. EN 14757:2015.
- Da Silva Rocha, B., Jamoneau, A., Logez, M., Laplace-Treytore, C., Reynaud, N., & Argillier, C. (2024). Measuring vulnerability to biodiversity loss in lakes: An integrated index (IVCLA). *Science of the Total Environment*, 908, 168205. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168205>
- Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6, 21-27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:A0BIUF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:A0BIUF>2.0.CO;2)
- Kolkwitz, R., & Marsson, M. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 2(1-2), 126-152. <https://doi.org/10.1002/iroh.19090020108>
- Launois, L., Veslot, J., Irz, P., & Argillier, C. (2011a). Selecting fish-based metrics responding to human pressures in French natural lakes and reservoirs: towards the development of a fish-based index (FBI) for French lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, 20, 120-132. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00467.x>
- Launois, L., Veslot, J., Irz, P., & Argillier, C. (2011b). Development of a fish-based (FBI) of biotic integrity for French lakes using the hindcasting approach. *Ecological Indicators*, 11(6), 1572-1583. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.028>
- Logez, M., Maire, A., & Argillier, C. (2015). *Principes et méthodes de calcul de l'Indice Ictyofaune Lacustre, IIL*. Rapport Irstea et Agence Française pour la Biodiversité.
- Logez, M., Maire, A., & Argillier, C. (2019). Monte-Carlo methods to assess the uncertainty related to the use of predictive multimetric indices. *Ecological Indicators*, 96, 52-58. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.051>
- Miguet, P., Logez, M., & Argillier, C. (2017). *Incertitudes liées à l'échantillonnage. Effet de la date de la campagne de pêche sur l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau par l'ichtyofaune – Rapport AQUAREF*. Irstea, France. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.25527.44962>
- Miguet, P., Logez, M., & Argillier, C. (2018a). *Développement de l'Indice Ictyofaune pour l'évaluation du potentiel écologique des Retenues, l'IIR. Programme 2016/2018 – Thème 22.1 « État écologique, biodiversité et fonctionnement des écosystèmes lacustres » - Action n°12 « Indicateur ichtyofaune de l'état écologique pour les plans d'eau »*. Rapport Irstea et Agence française pour la biodiversité.
- Miguet, P., Logez, M., & Argillier, C. (2018b). *Guide méthodologique de calcul de l'Indice Ictyofaune pour les Retenues (IIR). Rapport final. Programme 2016/2018 – Thème 22.1 « État écologique, biodiversité et fonctionnement des écosystèmes lacustres » - Action n°12 « Indicateur ichtyofaune de l'état écologique pour les plans d'eau »*. Rapport Irstea et Agence française pour la biodiversité.
- Miguet, P., Logez, M., & Argillier, C. (2019). *Incertitudes liées aux interactions de pressions*. Rapport AQUAREF, Irstea, France.
- Nôges, P., Argillier, C., Borja, Á., Garmendia, J. M., Hanganu, J., Kodeš, V., Pletterbauer, F., Sagouis, A., & Birk, S. (2016). Quantified biotic and abiotic responses to multiple stress in freshwater, marine and ground waters. *Science of The Total Environment*, 540, 43-52. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.045>
- Roset, N., Grenouillet, G., Goffaux, P., Pont, D., & Kestemont, P. (2007). A review of existing fish assembly indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology*, 14, 393-405. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2007.00589.x>



Un indicateur de l'état physique des lacs

Nathalie REYNAUD^{1,3}, Héctor RODRIGUEZ-PEREZ^{2,3}, Hadrien FANTON^{1,3}, Christine ARGILLIER^{1,3}

1 INRAE, Aix Marseille Université, RECOVER, 13182, Aix-en-Provence, France.

2 OFB, DRAS, Service EcoAqua, Aix-en-Provence, France.

3 Pôle R&D ECLA, France

Correspondance : Nathalie REYNAUD, nathalie.reynaud@inrae.fr

Développé sous l'impulsion de la directive cadre sur l'eau, l'indice LHYMO s'appuie sur des données de suivis in situ protocolés, enrichies d'informations à différentes échelles spatiales, pour quantifier le degré d'altération des caractéristiques hydromorphologiques des lacs. Grâce à cette méthode, la France dispose aujourd'hui d'une cartographie nationale harmonisée de l'état hydromorphologique de ses lacs, définie au travers de quinze métriques d'évaluation. Si l'influence des métriques sélectionnées sur les communautés est par ailleurs confirmée, celle-ci devra encore être précisée en vue d'affiner la sensibilité biologique de l'indice LHYMO.

Introduction

Si la santé d'un écosystème se mesure fréquemment au travers de la diversité biologique qu'il abrite, il est néanmoins essentiel de s'intéresser également aux facteurs de forçage, naturels mais aussi d'origine humaine, qui conditionnent cette biodiversité. Ainsi, l'évaluation de l'état écologique des lacs au sens de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) dépend non seulement des communautés biologiques et des conditions physico-chimiques, mais également des paramètres et processus physiques qui le structurent et sont désignés sous le terme « d'hydromorphologie ». À ce titre, le contexte réglementaire impose que des opérations de surveillance et d'évaluation de la qualité hydromorphologique des lacs soient mises en œuvre, *a minima* sur les plans d'eau de plus de cinquante hectares.

Il est par ailleurs communément admis que les altérations hydromorphologiques, fortement influencées par les activités humaines, représentent l'une des catégories de pression qui touchent le plus les milieux aquatiques en Europe (European Environment Agency, 2024), avec des impacts majeurs sur leur fonctionnement écologique. Complémentairement aux obligations réglementaires, il apparaît donc indispensable de recenser ces altérations et de les quantifier, afin d'en mesurer l'ampleur et de pouvoir prendre des mesures adaptées de préservation et/ou de restauration des milieux et de leur biodiversité. Dès sa création en 2010, le Pôle R&D ECLA (Pôle Recherche & Développement Écosystèmes Lacustres)¹

s'est emparé de ces questions en vue de répondre aux attentes de l'Europe. Ce contexte et les opportunités offertes en termes de recherche, ont par ailleurs largement contribué à améliorer les connaissances globales sur l'hydromorphologie lacustre en France, qui continuent aujourd'hui d'alimenter des projets visant à mieux comprendre son rôle sur le fonctionnement des lacs et les communautés biologiques qu'ils hébergent.

De la description physique des lacs...

À la suite des premiers travaux de recherche bibliographique, visant à faire le point sur les méthodes de caractérisation de l'hydromorphologie des lacs et à identifier les principales relations connues entre hydromorphologie et bioindicateurs lacustres (de Bortoli et Argillier, 2006), le Pôle R&D ECLA était mis en relation par l'intermédiaire des Agences de l'eau avec un groupe de travail européen promouvant l'application de la méthode dite du « Lake Habitat Survey » (LHS; Rowan *et al.*, 2006) en vue de sa normalisation. Cette méthode, dédiée à la caractérisation de la morphologie des zones littorales lacustres, a été appliquée assez largement en Europe y compris en France, ce qui a permis d'en identifier les forces et les faiblesses. Bien qu'intéressante de par certains critères utilisés pour décrire les habitats littoraux et leur altération, ainsi que par les indices proposés, elle s'est avérée plutôt lourde à mettre en œuvre et susceptible de produire des résultats très variables selon les opérateurs. De plus, la méthode repose sur une description

1. <https://poleecla.fr/>

parcellaire avec une caractérisation fine de seulement quelques zones autour du lac et ne donne donc qu'une vision partielle, parfois même erronée (notamment sur les grands lacs) de la qualité et de la diversité des habitats. Par ailleurs, il s'est avéré que le lien entre les indices proposés par le LHS et les communautés de poissons était difficile à établir (Rebière *et al.*, 2013). Ainsi, afin de collecter les données les plus fiables possible sur tout le pourtour des lacs sans trop accroître le temps d'échantillonnage *in situ*, une suite de nouvelles méthodes, combinant observations de terrain et procédures de traitements géomatiques, a été développée pour déterminer les caractéristiques hydromorphologiques à différentes échelles spatiales. Les protocoles dénommés Charli et Alber, normalisés AFNOR en 2017, visent respectivement à décrire les habitats des rives et du littoral et l'altération des berges, alors que les protocoles Corila et Bavela s'intéressent aux caractéristiques des corridors rivulaires et du bassin versant susceptibles d'induire des altérations du fonctionnement hydromorphologique (Argillier *et al.*, 2021). Ces méthodes ont commencé à être introduites dans les procédures de suivi en routine en 2012, préalablement à leur intégration à l'arrêt de surveillance en application de la DCE l'année suivante. Les données de qualité collectées au travers de ces différents protocoles constituent les données d'entrées majoritaires pour le calcul de l'indice de caractérisation de l'hydromorphologie lacustre qui fut développé par la suite.

... à l'évaluation de l'état hydromorphologique...

Une démarche heuristique pragmatique

Jusqu'au milieu des années 2010, aucune méthode publiée n'avait encore pu démontrer son aptitude à répondre entièrement aux exigences de la DCE. L'urgence réglementaire et les attentes opérationnelles ont donc précipité les premiers pas en vue du développement d'un outil d'évaluation national de l'hydromorphologie des lacs. Ceux-ci se sont néanmoins déroulés dans un contexte délicat, dû notamment : (1) au peu de données nationales fines et fiables de caractérisation de l'hydromorphologie lacustre encore disponibles, en raison du développement récent des protocoles de description

in situ et de l'absence de suivi de routine historique hors LHS, et (2) à l'arrêt des échantillonnages macro-invertébrés, compartiment biologique le plus prompt à répondre rapidement aux altérations d'ordre hydromorphologique, du fait de résultats jugés peu pertinents pour la DCE et dans l'attente du déploiement d'un protocole de suivi mieux adapté. Par ailleurs, les premiers travaux d'analyse ont soulevé la difficulté d'établir des conditions de référence globales ou par catégories de lacs pour quantifier les altérations, en raison de l'hétérogénéité hydromorphologique naturelle des lacs français et d'une forte anthropisation pouvant constituer des facteurs confondants (encadré ❶). De façon générale, cette étape s'avère particulièrement délicate dans les processus d'évaluation et avait déjà nécessité des adaptations pour le développement d'autres indicateurs comme pour les poissons (Logez et Argillier, 2026).

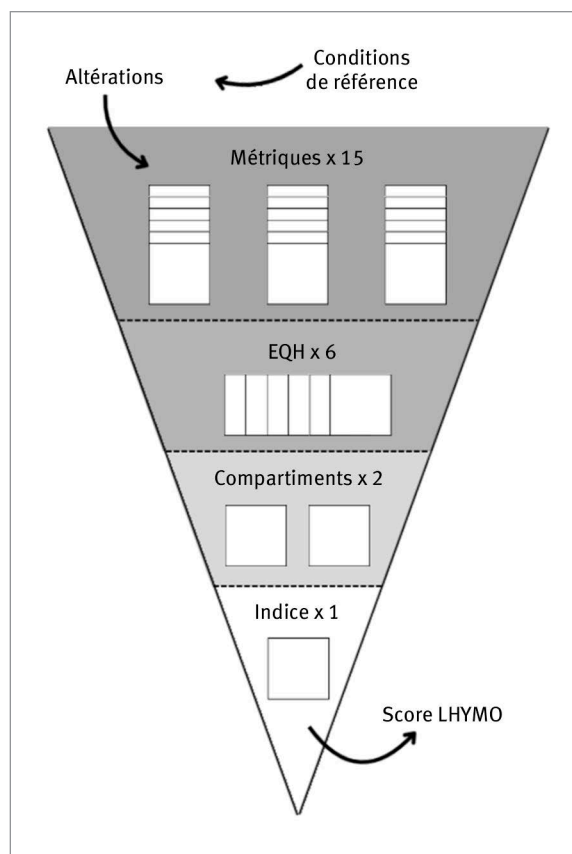
L'annexe V de la DCE (directive 2000/60/EC) recense six critères, dits « éléments de qualité relatifs à l'hydromorphologie » (EQH), à prendre en compte pour l'évaluation de l'état écologique des lacs (tableau ❶). En nous concentrant sur ces EQH, nous nous sommes attachés à identifier les altérations de l'hydromorphologie lacustre dont les répercussions physiques sur l'habitat sont connues pour impacter les communautés d'organismes aquatiques. Nous nous sommes inspirés initialement des rares travaux déjà menés en Europe sur le sujet (Rowan *et al.*, 2006; McParland et Barret, 2009) et avons bénéficié graduellement des avancées du contexte normatif européen (Boon *et al.*, 2019), ainsi que des échanges et partages d'expérience au sein du groupe de travail ECOSTAT dédié à l'hydromorphologie lacustre.

L'indice LHYMO (acronyme anglophone pour *Lake HYdroMORphology*), développé par le Pôle R&D ECLA, propose une évaluation quantitative des conditions hydromorphologiques des lacs et de leur altération. La méthode à l'origine de cet indice a été conçue selon une approche privilégiant la quantification locale et directe des altérations, tout en intégrant une prise en compte des pressions s'exerçant à plus large échelle. Elle est basée sur un système d'évaluation hiérarchique (figure ❶) intégrant des conditions de référence propres à chaque altération afin d'en quantifier l'ampleur. Chaque couple

Tableau ❶ – Métriques incluses dans l'indice LHYMO.

Catégorie	EQH	Altérations
Hydrologie	Quantité et dynamique du débit d'eau	• Fluctuations saisonnières du niveau d'eau • Obstacles à l'écoulement sur le bassin versant • Tributaires modifiés
	Temp de résidence	• Prélèvements d'eau • Volumes d'eau retenus en amont
	Connexion à la masse d'eau souterraine	• Bétonnage des berges
Morphologie	Variation de la profondeur du lac	X
	Quantité, structure et substrat du lit	• Apport de graviers • Apport de sable • Envasement du littoral • Extraction de matériaux
	Structure de la rive	• Absence de ripisylve • Artificialisation des berges • Compactage des berges • Érosion des berges • Gestion de la végétation aquatique

Figure 1 – Système hiérarchique d'évaluation de l'indicateur LHYMO. Métriques et EQH sont détaillés dans le tableau 1.



altération/condition de référence est traduit au travers d'équations mathématiques en grandeurs numériques (métriques) représentant un degré de déviation par rapport à la référence, dont la valeur est normalisée sur une échelle allant de 0 à 1 (déviation la plus forte à la plus faible).

Le jeu de métriques final utilisé pour le calcul de l'indicateur (tableau 1) a été déterminé de façon à représenter les différents EQH et cibler des pressions de différentes natures (marnage, perméabilité, continuité, végétation, etc.), tout en limitant les effets de redondance entre métriques (Carrière *et al.*, 2023). La sélection et l'intégration des métriques a également été fortement conditionnée par la disponibilité des données nécessaires à leur calcul. Les données mobilisées sont ainsi majoritairement issues de jeux de données nationaux, librement accessibles et régulièrement mis à jour, afin de couvrir l'ensemble du territoire français et de pouvoir suivre l'évolution des conditions hydromorphologiques des lacs dans le temps. Dans sa version actuelle, l'indicateur LHYMO est constitué de quinze métriques dont le nombre varie de 1 à 5 par EQH. Aucune métrique n'a pu être incluse pour représenter les altérations relatives à l'EQH «Variation de la profondeur du lac».

Une approche originale des conditions de référence

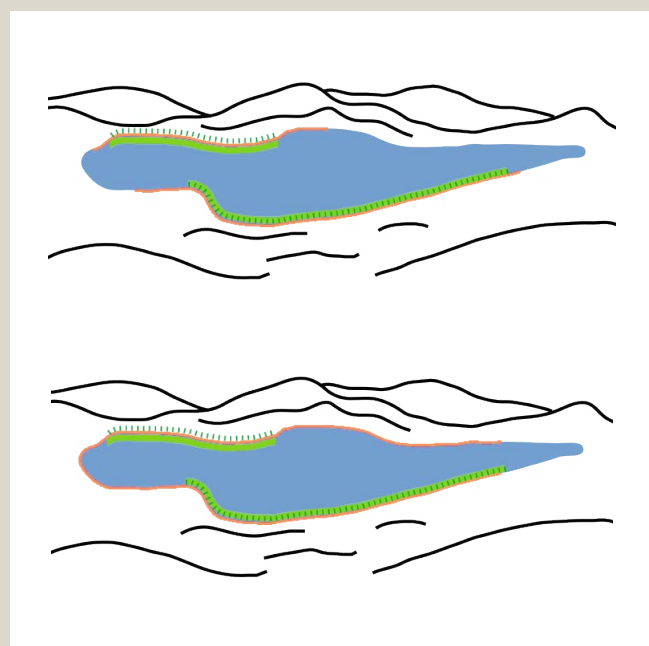
L'une des principales originalités de la méthode réside dans la définition de conditions de référence (encadré 1), calculées indépendamment pour chaque métrique et chaque lac en tenant compte de certaines de leurs caractéristiques naturelles, et sans recours à la modéli-

Encadré 1 – Définir les conditions de référence : explication par l'exemple.

La question de la référence est une notion centrale en bioindication car c'est à partir de cette référence que va être déterminé l'état d'un écosystème. Dans les cas où la comparaison avec des systèmes dits «de référence» considérés comme exempts de toute altération humaine ne serait pas adaptée, les documents de guidage pour l'application de la DCE ouvrent la possibilité d'utiliser d'autres méthodes. En raison du nombre conséquent d'altérations présent en compte dans l'indice LHYMO (quinze altérations) et de l'hétérogénéité naturelle des caractéristiques hydromorphologiques des lacs français, l'utilisation d'une approche alternative s'est avérée indispensable. Selon l'approche choisie, les conditions de référence sont définies pour chaque métrique d'altération en fonction des caractéristiques propres à chaque lac. Cette méthodologie permet de prendre en compte la variabilité intrinsèque et l'hétérogénéité des lacs français, sans toutefois nécessiter le recours à l'expertise *a posteriori* ou à la modélisation. Elle permet par ailleurs d'intégrer facilement dans le calcul des conditions de référence les contraintes techniques obligatoires pour les masses d'eau artificielles (MEA) et les masses d'eau fortement modifiées (MEFM). Cette approche permet également de disposer d'une vision plus fine des conditions de référence qu'au travers de systèmes de classement ou de comparaison par catégories ou typologies de lac.

À titre d'exemple (figure 2), l'absence de végétation aquatique sur la zone littorale est considérée exclusivement au regard des zones favorables à sa présence (dites «zones colonisables»), qui dépendent des caractéristiques physiques intrinsèques du lac : pente littorale plutôt faible et substrat peu grossier. À surface et diversité de végétation aquatique équivalente, un lac disposant d'une zone colonisable plus restreinte sera donc considéré moins altéré qu'un lac avec une zone colonisable plus importante. Par ailleurs, l'absence de végétation sur une zone de barrage ne sera pas non plus considérée comme une altération en soit, la présence du barrage constituant une condition inhérente à l'existence même des lacs de retenue.

Figure 2 – Exemple sur deux systèmes-lac théoriques présentant la même proportion de zone littorale végétalisée (en vert) pour différentes proportions de zones colonisables (en orange) : en haut, un lac peu altéré ; en bas, un lac partiellement altéré.



sation à partir de l'ensemble des lacs. Ce choix méthodologique a notamment permis de pallier les contraintes liées à l'importante hétérogénéité hydromorphologique des plans d'eau français, rendant les approches typologiques standards inadaptées, en intégrant directement cette variabilité naturelle dans la définition des conditions de référence et donc dans le calcul des métriques d'altération. Cette démarche a également rendu possible le développement d'un indicateur unique pour les lacs naturels et ceux d'origine anthropique (plans d'eau naturels, artificiels et fortement modifiés dans le jargon de la DCE), malgré une différence de philosophie dans les objectifs à atteindre (bon état ou bon potentiel), en prenant en compte les contraintes d'usage des lacs d'origine anthropique dans la définition de leur état de référence.

Un processus participatif

Agents de terrain de l'Office français de la biodiversité et des Agences de l'eau ont été partie prenante du processus de construction et de validation de l'indicateur. Les

nombreuses années de recul concernant la surveillance des masses d'eau, nous ont permis de bénéficier de leur expertise pour affiner la méthode tout au long de son développement, garantir la pertinence des éléments mis en évidence par l'indicateur et ainsi la robustesse des résultats de l'évaluation. Une ultime phase de consultation a notamment permis de fixer le choix de la méthode d'agrégation des métriques pour l'attribution du score final de l'indicateur. Parmi les différentes options (mathématiques, statistiques et/ou combinatoires) envisagées, la méthode plébiscitée pour la cohérence de ses résultats s'appuie sur le principe du *One-Out, All-Out* (OOAO), qui consiste à retenir comme score final la valeur la plus basse parmi l'ensemble des métriques. S'il peut paraître sévère, ce principe, par ailleurs préconisé dans le cadre réglementaire de la DCE, constitue en réalité un principe de précaution : en effet, l'attribution d'un score faible, signe de dysfonctionnements majeurs, impose la mise en place de mesures de protection, voire de restauration.

État actuel des lacs en France hexagonale

Les résultats actuels de l'évaluation hydromorphologique des lacs français au travers de l'indicateur LHYMO ($n = 169$) montrent une distribution équilibrée des valeurs sur l'ensemble de la plage des valeurs possibles, aussi bien pour les lacs naturels que pour les lacs d'origine anthropiques, avec une valeur médiane comparable de $0,48 (\pm 0,28)$ (figure 3). Ces résultats tendent à confirmer que les contraintes liées aux usages sur les lacs d'origine anthropique sont bien considérées par les conditions de référence et ne conduisent donc pas à une pénalité systématique de l'état hydromorphologique pour ce type de milieux, conformément aux exigences de la DCE.

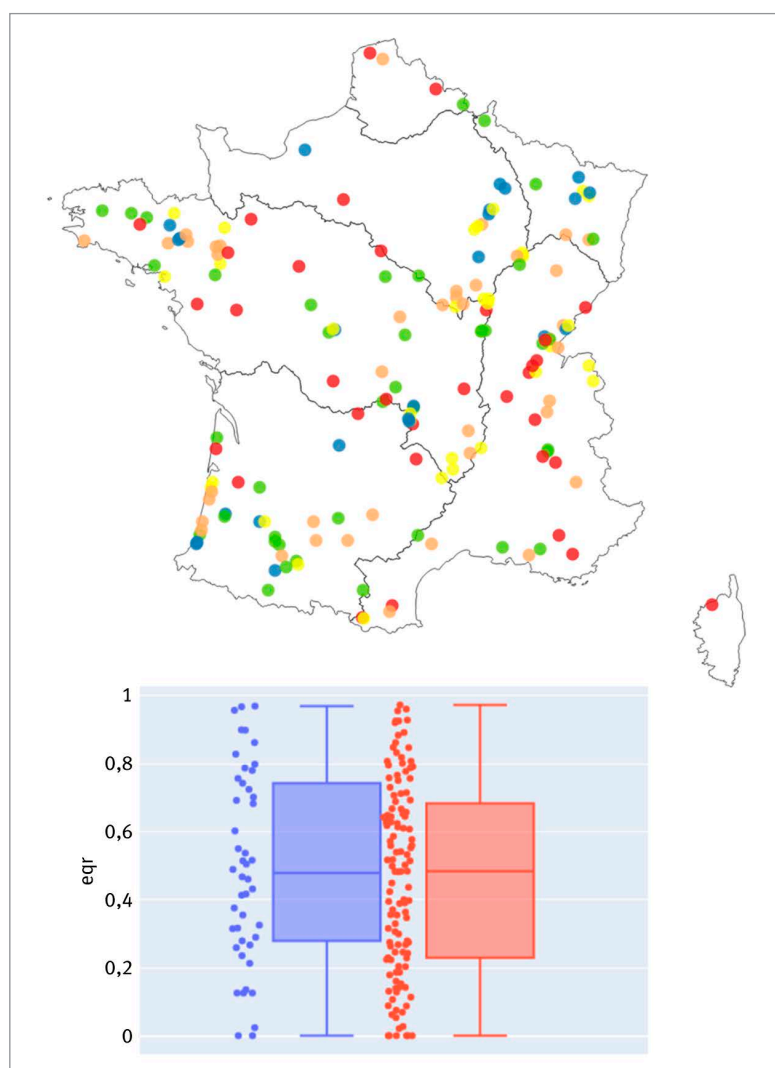
La totalité des lacs ciblés en application de la DCE (superficie < 50 ha) ne sont cependant pas encore en mesure d'être évalués. Par comparaison avec le nombre de lacs disposant de données de caractérisation *in situ* (protocoles Alber et Charli) pleinement exploitables (soit sans erreur) ($n = 373$), on constate que la très grande majorité des évaluations manquantes sont dues au moins en partie ($> 95\%$) voire exclusivement ($> 89\%$) à l'absence de données hydrologiques concernant les variations de niveau d'eau (marnage), le reste pouvant être quasi-intégralement attribué aux méconnaissances sur les volumes des lacs ($> 10\%$). Une importante marge de progression dans l'évaluation est donc possible en améliorant la collecte et/ou l'accès à ces informations.

Ces résultats partiels permettent néanmoins d'ores et déjà d'identifier les sources majoritaires de dégradation de l'hydromorphologie et de prioriser les mesures d'actions à l'échelle des territoires. Les informations renvoyées par l'indicateur peuvent par ailleurs également être mobilisées hors cadre réglementaire, par exemple pour établir des diagnostics écologiques avec une portée plus spécifique.

... et son impact sur les organismes aquatiques

Dans l'optique d'aboutir rapidement à un outil opérationnel, la méthode développée pour l'indicateur LHYMO s'affranchit initialement de la quantification du degré d'impact des altérations sur les communautés biologiques. Les résultats de l'indicateur n'offrent donc une

Figure 3 – Résultats de l'application de l'indice LHYMO à l'échelle de la France hexagonale. La carte montre les classes d'état des lacs évalués selon les seuils de classes standards à intervalles équivalents de 0,2 points (rouge : mauvais ; orange : médiocre ; jaune : moyen ; vert : bon ; bleu : très bon). Les boîtes à moustaches (boxplots) montrent la répartition des valeurs de l'indice pour les lacs naturels (bleu) et non naturels (rouge).



évaluation de l'état des lacs qu'au travers d'un prisme strictement physique. Sur le plan réglementaire (DCE), les EQH sont néanmoins attendus soutenir l'état des communautés biologiques, ce qui suppose une relation entre le degré d'altération hydromorphologique évalué et les caractéristiques de ces communautés. Une meilleure prise en compte des réponses biologiques face aux dégradations de l'hydromorphologie représente par ailleurs une opportunité intéressante pour affiner la sensibilité de l'indicateur LHYMO, afin de proposer des scores permettant de mieux rendre compte des enjeux de biodiversité sur les lacs. Pour combler cette lacune, nous avons exploré avec plusieurs approches la réponse de quatre compartiments biologiques (microalgues – phytoplancton, plantes aquatiques – macrophytes, macroinvertébrés et poissons) aux altérations de l'hydromorphologie considérées dans l'indice LHYMO.

Relation avec les indices biologiques

Dans une première approche, visant en particulier à répondre à une demande émanant de la Commission européenne, nous avons comparé les scores obtenus pour l'indice LHYMO à ceux des indices biologiques relatifs aux différents compartiments considérés : l'indice phytoplancton lacustre (IPLAC), l'indice biologique macrophytique en lac (IBML), l'indice macro-invertébrés lacustres (IML), l'indice ichtyofaune lacustre (IIL) et l'indice ichtyofaune pour les retenues (IIR) (ces deux derniers ayant été combinés comme s'il s'agissait d'un seul indice). Les relations statistiques entre les indices ont été établies en calculant leur taux de corrélation, le résultat attendu étant dans tous les cas une corrélation positive entre les indices (ie une meilleure qualité hydromorphologique correspond à un meilleur état des communautés biologiques).

À partir de l'analyse de ces données, seul l'IML s'est avéré significativement corrélé à l'indice LHYMO ($p = 0,009$). L'existence d'une corrélation positive ($\rho = 0,34$) tend à valider la pertinence de l'indice LHYMO dans sa capacité à évaluer les conditions hydromorphologiques des lacs en tant qu'élément de soutien pour les communautés aquatiques. Néanmoins, le faible taux de corrélation indique que les évaluations résultant du calcul des deux indices ne sont pas toujours congruentes.

Ces résultats sont cohérents si on considère le contexte de développement des bioindicateurs considérés. À l'exception de l'IML, ceux-ci ont en effet été construits majoritairement avant le déploiement des protocoles de suivi de l'hydromorphologie lacustre et sont conçus pour répondre essentiellement aux pressions liées au niveau trophique des lacs (eutrophisation). L'IML a *contrario* s'appuie à la fois sur des critères physico-chimiques et hydromorphologiques pour son évaluation, ce qui explique l'existence d'une corrélation avec l'indice LHYMO mais également les différences d'évaluation parfois observées entre les deux indices.

Influence sur les communautés

Dans une seconde approche plus exploratoire, nous avons cherché à mettre en évidence les relations entre la composition des différentes communautés biologiques et les altérations hydromorphologiques. Pour ce faire, nous avons mobilisé les données d'abondances taxonomiques utilisées pour le calcul des bioindicateurs cités précé-

demment et les avons confrontées, pour chaque lac, aux valeurs normalisées des métriques composant l'indice LHYMO dans des analyses statistiques multi-variées.

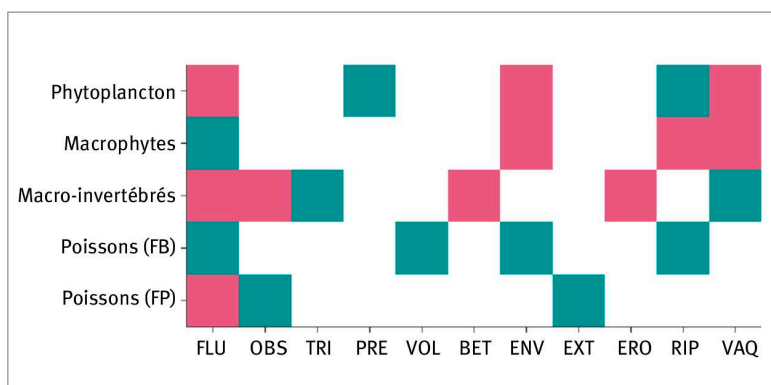
Cette série d'analyses préliminaires montre que des corrélations significatives existent pour les quatre compartiments biologiques étudiés (figure 4). Selon les premiers résultats, les métriques hydromorphologiques dans leur ensemble permettent ainsi d'expliquer environ 15 % de la variabilité des communautés végétales (macrophytes et phytoplancton), 10 à 20 % de celles des poissons et plus de 30 % de celles des macroinvertébrés. Il ressort par ailleurs que l'influence des différents types d'altérations hydromorphologiques sur les abondances taxonomiques est très variable selon les compartiments : alors que les métriques liées à la morphologie des habitats littoraux (envasement, gestion de la végétation et fragmentation de la ripisylve) contribuent majoritairement pour les communautés végétales, les métriques hydrologiques (fluctuations saisonnières des niveaux d'eau et obstacles à l'écoulement notamment) semblent davantage influencer les communautés de poissons et de macroinvertébrés. Ces corrélations pourraient donc refléter des sensibilités propres à chacun des compartiments.

Toutefois, ces résultats, bien qu'encourageants, nécessitent encore d'être affinés. Les analyses se poursuivent afin de préciser la réponse des communautés aux altérations hydromorphologiques, avec l'objectif d'intégrer ces informations dans une future version améliorée de l'indicateur LHYMO.

Conclusion

Les nombreux travaux menés depuis la création du Pôle R&D ECLA sous l'impulsion de la DCE ont conduit à des avancées significatives dans l'appréhension des questions liées à l'hydromorphologie lacustre. Ils permettent aujourd'hui aux scientifiques et gestionnaires de disposer d'outils opérationnels et de données homogènes pour le

Figure 4 – Contribution des métriques de l'indice LHYMO vis-à-vis de l'abondance taxonomique des communautés biologiques. Les corrélations les plus significatives ($p < 0,01$) sont indiquées en rose, les moins significatives ($p < 0,05$) sont indiquées en vert. Les cases blanches correspondent à une absence de corrélation. Les métriques n'étant significatives pour aucun des compartiments sont volontairement exclues de la figure. FB : filets benthiques ; FP : filets pélagiques. FLU : fluctuations saisonnières des niveaux d'eau ; OBS : obstacles à l'écoulement ; TRI : tributaires modifiés ; PRE : prélèvements d'eau ; VOL : volumes retenus à l'amont ; BET : bétonnage des berges ; ENV : envasement ; EXT : extraction de matériaux ; ERO : érosion des berges ; RIP : absence de ripisylve ; VAQ : gestion de la végétation aquatique.



suivi et l'évaluation de l'altération des conditions hydromorphologiques des lacs au niveau national. La vision actuelle de l'état hydromorphologique rendue au travers de l'indice multimétriques LHYMO repose sur une considération exclusivement physique, mais des travaux d'analyse se poursuivent en vue de quantifier et d'intégrer les réponses des communautés biologiques, avec des premiers résultats prometteurs. Des efforts restent également à poursuivre quant à la collecte d'information vis-à-vis de certains types d'altérations (fluctuations de niveau d'eau et modification de la profondeur) afin d'améliorer encore la représentativité de l'indice.

Grâce à ces travaux, la France est aujourd'hui reconnue comme l'un des états membres européens leaders sur la question de l'hydromorphologie lacustre. À ce titre, le Pôle R&D ECLA a été impliqué dans l'élaboration et l'évolution des normes européennes, et contribue encore activement à de nombreux groupes de travail et publications au niveau européen visant à organiser la recherche et faire avancer les connaissances sur ce sujet d'intérêt majeur. ■

Encadré – En savoir plus

Accès aux données : <http://dataecla.fr/>

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient tout particulièrement les directions régionales de l'Office français de la biodiversité et les responsables « plans d'eau » des Agences de l'eau pour la programmation et/ou la réalisation des campagnes de description des caractéristiques hydromorphologiques, ainsi que leur contribution au développement de l'indice LHYMO. Nous remercions aussi chaleureusement toutes les personnes ayant contribué aux travaux sur l'hydromorphologie lacustre au sein du Pôle R&D ECLA : Jean-Marc BAUDOIN, Samuel ALLEAUME, Carole HEYD, Delphine REBIERE, Delphine NICOLAS, Aurore GAY, Alexandra CARRIERE et les nombreux stagiaires.

RÉFÉRENCES

- Argillier, C., Reynaud, N., & Baudoin, J. M. (2021). De nouveaux protocoles pour caractériser l'hydromorphologie lacustre. *Sciences Eaux & Territoires*, (37), 54-55. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2021.4.10>
- Boon, P., Argillier, C., Boggero, A., Ciampittello, M., England, J., Peterlin, M., Radulović, S., Rowan, J., Soszka, H., & Urbanič, G. (2019). Developing a standard approach for assessing the hydromorphology of lakes in Europe. *Aquatic Conservation Marine And Freshwater Ecosystems*, 29(4), 655-669. <https://doi.org/10.1002/aqc.3015>
- de Bortoli, J., & Argillier, C. (2006). *Hydromorphologie lacustre, mesure de son altération et réponses biologiques - Étude bibliographique. Rapport d'étude Cemagref, Montpellier*. <https://hal.inrae.fr/hal-02588514>
- Carriere, A., Reynaud, N., Gay, A., Baudoin, J. M., & Argillier, C. (2023). LHYMO : A new Water Framework Directive compliant multimetric index to assess lake hydromorphology and its application to French lakes. *Aquatic Conservation Marine And Freshwater Ecosystems*, 34(1). <https://doi.org/10.1002/aqc.4029>
- European Environment Agency. (2024). *Europe's state of water 2024 : The need for improved water resilience (EEA Report No. 07/2024)*. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/europes-state-of-water-2024>
- Logez, M., & Argillier, C. (2026). Les indicateurs biologiques de l'ichtyofaune. *Sciences Eaux & Territoires*, (51), article 9923. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2026.51.9923>
- McParland, C., & Barrett, O. (2009). *Hydromorphological Literature Reviews for Lakes (Science Report No. SCo60043/SR1)*. Environment Agency. <https://assets.publishing.service.gov.uk/media/5a7c3a44ed915d7d70d1d70f/schoo309bprb-e-e.pdf>
- Rebière, D., Argillier, C., Raymond, J. C., Foissy, J. M. & Richard, S. (2013). *Impacts des pressions anthropiques locales sur les peuplements piscicoles en zone littorale des lacs français (Rapport final)*. Onema/Irstea. <https://hal.inrae.fr/hal-02599805>
- Rowan, J. S., Carwardine, J., Duck, R. W., Bragg, O. M., Black, A. R., Cutler, M. E. J., Soutar, I., & Boon, P. J. (2006). Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(6), 637-657. <https://doi.org/10.1002/aqc.786>



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, le numéro de l'article et le DOI.

Utiliser les réseaux trophiques comme indicateur fonctionnel du changement global

Arnaud SENTIS^{1,4}, Camille LECLERC^{1,4}, Najwa SHARAF^{1,4}, Rosalie BRUEL^{2,3,4}, Nathalie REYNAUD^{1,4}, Victor FROSSARD^{2,4}

¹ Aix-Marseille Univ., INRAE, UMR RECOVER, Aix-en-Provence, France.

² Université Savoie Mont Blanc, INRAE, UMR CARRTEL, 75 bis avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains, France.

³ OFB, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, Service EcoAqua, Thonon-les-Bains, France.

⁴ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Arnaud SENTIS, arnaud.sentis@inrae.fr

Face au changement global, les écosystèmes aquatiques subissent des transformations profondes, souvent difficiles à anticiper. Pourtant, un levier méconnu pourrait éclairer ces dynamiques : les réseaux trophiques. En analysant « qui mange qui ? » dans deux-cent-cinquante-sept plans d'eau français, cette étude révèle comment la température, la morphologie des lacs et les espèces exotiques envahissantes redessinent la biodiversité fonctionnelle. Un outil inédit pour intégrer la complexité écologique dans la gestion des milieux, au-delà des approches taxonomiques classiques, et mieux anticiper les impacts à venir.

Prendre en compte les réseaux trophiques dans la surveillance

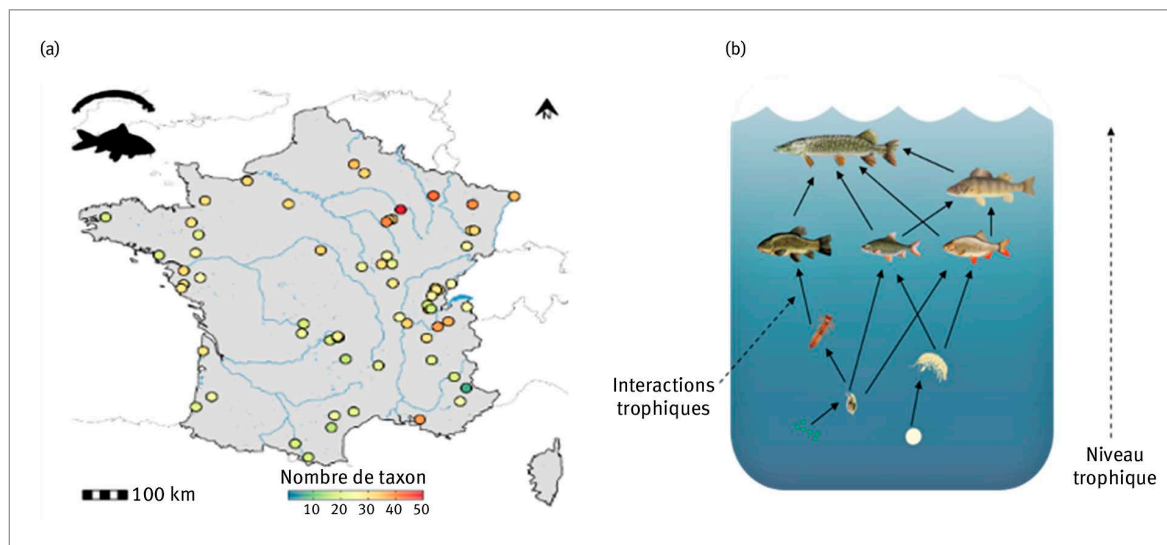
La directive cadre européenne sur l'eau (DCE, 2000) a profondément modifié les politiques de surveillance et de gestion des écosystèmes aquatiques en Europe. Elle a conduit à la mise en œuvre d'un vaste dispositif de collecte d'informations biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques* visant à évaluer l'état écologique des masses d'eau et à définir les mesures nécessaires à leur préservation ou leur restauration. Dans ce cadre, l'évaluation des plans d'eau repose très majoritairement sur des indicateurs réglementaires élaborés d'après différents compartiments biologiques (algues microscopiques, macrophytes*, macro-invertébrés*, poissons), chacun étant échantillonné selon des protocoles standardisés permettant la comparaison entre plans d'eau dans le temps et dans l'espace.

Ces indicateurs s'appuient principalement sur la composition taxonomique des communautés (nombre d'espèces, abondance relative), et mettent en évidence les écarts entre les valeurs mesurées sur un plan d'eau et celles attendues pour un état de référence supposé peu perturbé. Ils se sont révélés efficaces pour mettre en

évidence certains impacts, en particulier ceux liés aux pressions chimiques et à l'accumulation excessive de nutriment (eutrophisation*) (Argillier *et al.*, 2013 ; Lyche-Solheim *et al.*, 2013). Récemment, de nouveaux travaux commencent à intégrer les effets de l'hydromorphologie sur certains compartiments biologiques (Carrière, *et al.*, 2024 ; Dedieu et Verneaux, 2022). Toutefois, ceux-ci n'intègrent pas de manière explicite les interactions écologiques au sein des communautés. Or, de nombreux travaux montrent qu'il est difficile de prédire la réponse d'un écosystème en extrapolant à partir d'un seul groupe taxonomique car les interactions écologiques peuvent modifier la réponse écosystémique à une perturbation (Petchey *et al.*, 2004 ; Woodward, 2009).

Dans ce contexte, la prise en compte de la structure des réseaux trophiques et des interactions entre espèces peut constituer une nouvelle étape afin d'aborder de manière intégrative le fonctionnement des plans d'eau et leurs qualités écologiques. Un réseau trophique décrit l'ensemble des interactions de prédation entre organismes, déterminant les flux de matière et d'énergie dans un écosystème. Sa structure influence directement des processus clés tels que la productivité, la régulation des

Figure 1 – (a) Distribution spatiale de la richesse taxonomique des macroinvertébrés et des poissons, au sein des soixante-sept plans d'eau étudiés. (b) Représentation schématisée d'un réseau trophique. Les icônes proviennent de PhyloPic et ian.umces.edu/media-library sous les licences CCo 1.0 et CC BY-NC 3.0.



populations ou le cycle des nutriments (Abdala-Roberts *et al.*, 2025), ainsi que la stabilité et la résilience des communautés face aux perturbations (Donohue *et al.*, 2016). La prise en compte de la structure trophique dans l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau apparaît donc comme une étape nécessaire pour dépasser les limites des indicateurs actuels et tendre vers une vision intégrée du fonctionnement des écosystèmes.

Le changement climatique renforce encore cette nécessité car les écosystèmes aquatiques sont particulièrement vulnérables aux variations de température, qui régulent le métabolisme des organismes, la productivité globale et les interactions trophiques (Woodward *et al.*, 2010). Le changement climatique peut ainsi induire des modifications profondes de la structure des communautés et de leurs réseaux trophiques, en favorisant par exemple les espèces de petite taille ou en réduisant la longueur des chaînes alimentaires (Bonnaffé *et al.*, 2024), qui ne peuvent être captées avec les indicateurs standards. Parallèlement, le réchauffement de l'eau interagit avec d'autres pressions anthropiques (eutrophisation, dégradation des habitats, espèces exotiques*), rendant cruciale l'évaluation de l'importance relative de ces facteurs dans la structuration des communautés lacustres (Abdala-Roberts *et al.*, 2025 ; Spiller *et al.*, 2025 ; Woodward *et al.*, 2010).

Dans cet article, nous proposons de synthétiser les efforts récents menés au sein du pôle R&D ECLA (Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres)¹ pour exploiter les réseaux trophiques comme indicateurs des changements globaux (Leclerc *et al.*, 2025 ; Leclerc *et al.*, 2023). En mobilisant à la fois les données des suivis DCE, des reconstitutions de trajectoires thermiques sur plusieurs décennies et des indicateurs de structure en taille des communautés, cet article explore le potentiel des réseaux trophiques comme indicateurs fonctionnels* intégrés des impacts du changement climatique et des pressions anthropiques sur les écosystèmes lacustres. Nous présentons d'abord nos résultats concernant les principales variables environnementales

qui influencent la structure des réseaux trophiques. Nous mettons ensuite en évidence le rôle des espèces exotiques et la manière dont elles peuvent reconfigurer les réseaux trophiques lorsqu'elles sont favorisées par le changement climatique. Enfin, nous discutons de la manière dont cette approche intégrée peut améliorer la capacité à anticiper les réponses des communautés face au changement climatique et contribuer à la mise en place d'outils opérationnels pour la gestion et la conservation des écosystèmes lacustres, adaptés aux défis du vingt-et-unième siècle.

Quelles sont les variables environnementales qui impactent la structure des réseaux trophiques ?

Dans cette première partie, nous cherchons à évaluer l'influence relative de trois types de facteurs environnementaux clés – la productivité, la température et les caractéristiques de l'habitat – sur la structure des réseaux trophiques lacustres, à partir d'informations indiquant la présence ou l'absence d'interactions trophiques entre les organismes. Pour ce faire, nous avons reconstruit et analysé la structure des réseaux de soixante-sept plans d'eau français (naturels et artificiels) en mobilisant des données taxonomiques et environnementales issues des programmes de surveillance liés à la DCE (figure 1). Les inventaires de biodiversité incluaient les poissons et les macro-invertébrés. Les poissons ont été échantillonnés entre 2005 et 2019 selon le protocole standardisé de pêche aux filets maillants dit « nordique », tandis que les macro-invertébrés ont été collectés entre 2017 et 2019 à partir d'échantillons stratifiés par type d'habitat. Afin d'harmoniser les niveaux taxonomiques et de permettre la comparaison entre plans d'eau, les macro-invertébrés ont été regroupés au niveau de la famille. Quatre groupes fonctionnels supplémentaires (zooplancton, phytoplancton, protistes et bactéries) ont été intégrés, de manière à mieux représenter les niveaux trophiques basaux et la longueur des chaînes alimentaires. Ensuite,

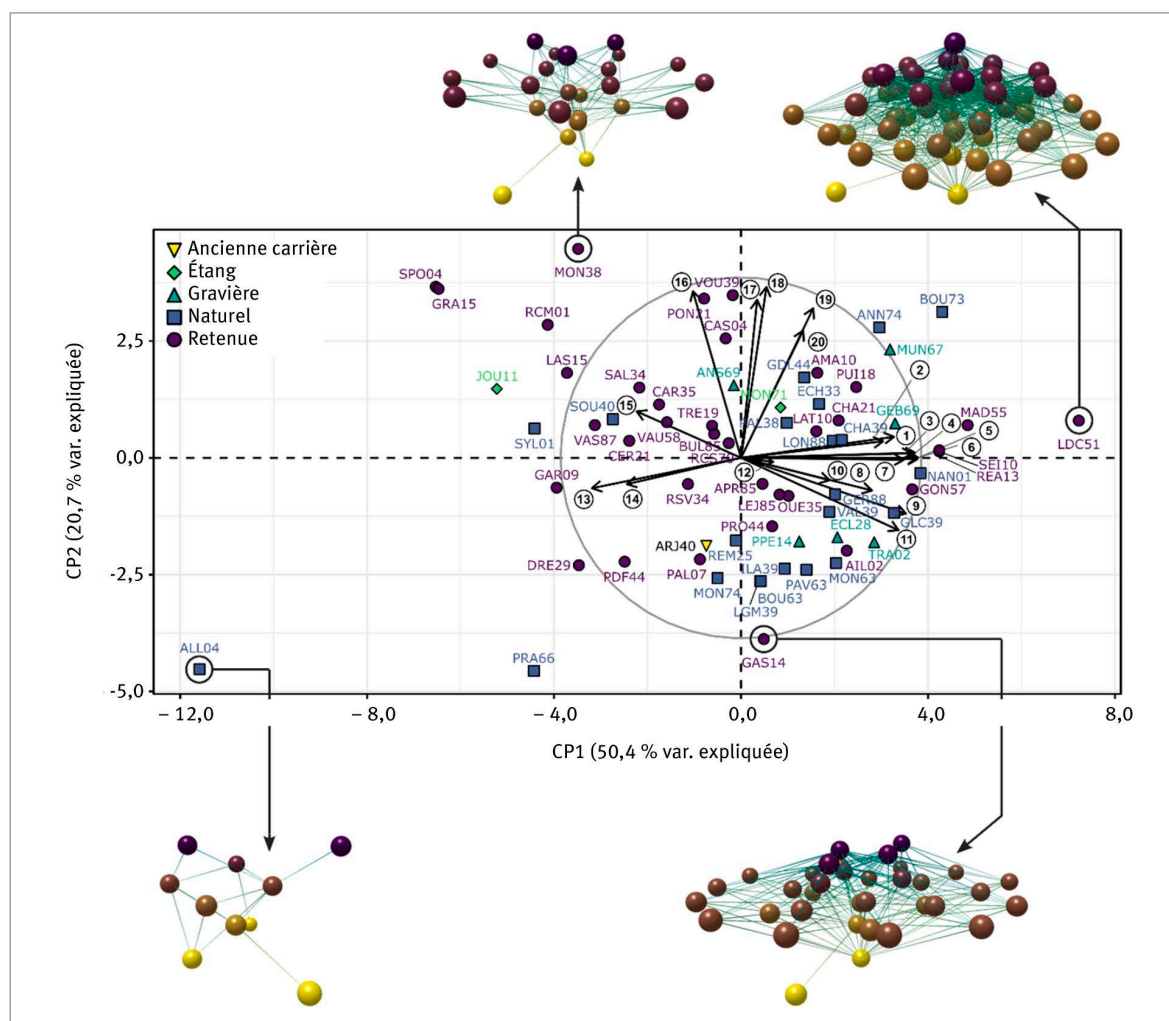
1. <https://poleecla.fr>

à partir de tailles corporelles moyennes des taxons collectés dans la littérature, nous avons intégré ces données dans un modèle allométrique* basé sur le concept de niche trophique (aNM) pour inférer les interactions proies-prédateurs entre organismes (Vagnon *et al.*, 2021). Ce modèle repose sur l'idée que la présence/absence d'interaction entre deux organismes dépend de leur rapport de taille. Ainsi, ce modèle estime pour chaque consommateur, la position et le centre de sa niche alimentaire, ainsi que l'étendue des potentielles proies accessibles en fonction de sa taille corporelle, permettant de générer, pour chaque plan d'eau, des matrices de présences/absences de liens trophiques entre organismes.

Caractérisation des réseaux trophiques lacustres

Une fois les structures des réseaux reconstruites, les variations des structures trophiques entre plans d'eau ont ensuite été caractérisées. Pour cela, nous avons calculé vingt métriques décrivant la complexité, la diversité verticale, les niveaux trophiques et les stratégies alimentaires des espèces dans les réseaux. Ces métriques ont été projetées sur un espace multivarié à l'aide d'une analyse en composantes principales* (ACP) afin de limiter la redondance liée aux corrélations entre descripteurs et de résumer les variations globales des structures trophiques entre plans d'eau (figure 2).

Figure 2 – Analyse en composantes principales (ACP) des métriques des réseaux trophiques calculées pour les soixante-sept plans d'eau pour lesquels les réseaux trophiques ont été reconstruits. Cette analyse permet de résumer les métriques de réseaux corrélées en quelques axes synthétiques facilitant l'interprétation des données. Chaque numéro indique une propriété des réseaux trophiques : 1. Vulnérabilité, 2. Similitude trophique maximale, 3. Nombre de liens, 4. Richesse taxonomique totale, 5. Densité de liens, 6. Généralité, 7. Écart-type de la vulnérabilité, 8. Fractions de nœuds intermédiaires, 9. Écart-type de la généralité, 10. Connectance, 11. Richesse taxonomique macro-invertébrés, 12. Ratio moyen de masse corporelle, 13. Fraction de nœuds basaux, 14. Coefficient de regroupement, 15. Fraction de nœuds de niveau supérieur, 16. Taille corporelle moyenne, 17. Niveau trophique maximal, 18. Niveau trophique moyen, 19. Richesse taxonomique piscicole, 20. Longueur moyenne de la chaîne alimentaire. Des visualisations de réseaux trophiques obtenus à l'aide de Network3D (Yoon *et al.*, 2004) sont ajoutées. Pour chacun de ces réseaux trophiques, la couleur des nœuds reflète la position trophique : le jaune identifie les taxons aux positions trophiques inférieures et le violet identifie les taxons ayant la position trophique la plus élevée. Les lignes représentent des liens trophiques entre taxons. Figure adaptée de Leclerc *et al.* (2023).



Le premier axe, descripteur de diversité trophique*, reflète la richesse en taxons et macro-invertébrés, le nombre et la densité des liens, ainsi que la proportion de taxons intermédiaires. Le second axe, descripteur de structure verticale, est lié à la richesse en poissons, à la taille corporelle moyenne, à la longueur des chaînes alimentaires et aux niveaux trophiques moyens et maximums. Cette ACP permet ainsi de distinguer des réseaux trophiques riches en taxons et en interactions et verticalement structurés (valeurs positives des axes 1 et 2) de réseaux plus simples et peu riches en espèces (valeurs négatives).

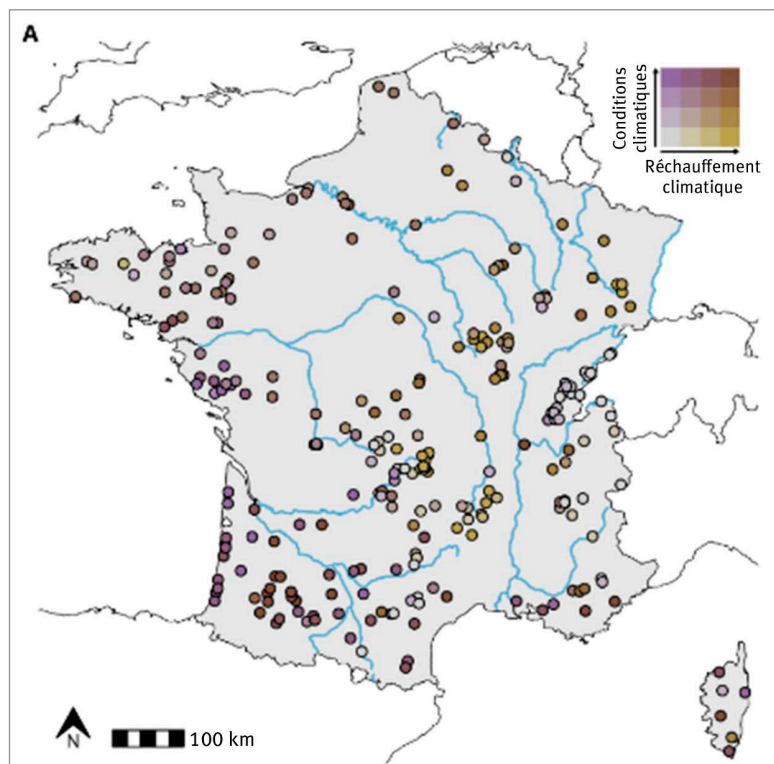
Rôle des variables environnementales naturelles et anthropiques

Chaque plan d'eau a été caractérisé par neuf variables environnementales regroupées en trois catégories : l'habitat (indice de développement du littoral, surface et profondeur maximale du plan d'eau), la productivité (concentrations en carbone organique dissous, nitrates, phosphore total) et la température (moyenne annuelle, saisonnalité et l'isothermalité qui mesure à quel point la température varie d'un mois à l'autre par rapport aux variations de température observées sur toute l'année). Les relations entre structures trophiques et variables environnementales ont été analysées avec des modèles additifs généralisés (GAMs), intégrant un contrôle de l'autocorrélation spatiale via des résidus spatiaux indépendants des variables explicatives.

Les résultats montrent que les variables environnementales expliquent une proportion significative de la variance des descripteurs composites : 32,4 % pour la diversité trophique et 64,3 % pour la structure verticale. La saisonnalité thermique a le plus fort impact sur la structure verticale, les plans d'eau à saisonnalité marquée présentant des chaînes alimentaires plus longues et une forte proportion de poissons. La température annuelle moyenne a également un effet positif sur la structure verticale, tandis que la diversité trophique est plutôt influencée par l'isothermalité, avec un effet unimodal : des valeurs intermédiaires favorisent des réseaux riches et densément connectés. Les caractéristiques de l'habitat, notamment la profondeur maximale, la surface et l'indice de développement du littoral, ont aussi un rôle important : les plans d'eau profonds, étendus et aux rives complexes favorisent la structure verticale, alors que la diversité trophique augmente avec la surface mais diminue avec la complexité du littoral. La productivité influence surtout la diversité trophique : des niveaux intermédiaires de carbone organique dissous et de nitrates favorisent des réseaux larges et densément connectés.

En résumé, la structure verticale des réseaux trophiques est principalement déterminée par la température et la morphologie des plans d'eau, tandis que la diversité trophique dépend surtout de la taille et de la complexité du littoral, ainsi que de niveaux intermédiaires de nutriments. Ces résultats mettent en évidence l'influence combinée de l'environnement physique et chimique sur la complexité et la composition des réseaux trophiques dans les plans d'eau français.

Figure 3 – Localisation géographique et caractéristiques de la température lacustre des 257 plans d'eau analysés. En haut à droite, carte bivariable choroplèthe des conditions climatiques (°C) et du réchauffement de l'eau (°C déc⁻¹).



2. IPPN: Inventaire national du patrimoine naturel.

Quand climat et espèces exotiques redessinent les réseaux trophiques

Le changement climatique et les invasions biologiques sont deux des principales pressions qui transforment les écosystèmes aquatiques (Jaureguiberry *et al.*, 2022). Pourtant, leurs effets sont encore souvent étudiés séparément. Il est cependant essentiel de comprendre comment ces deux facteurs interagissent pour façonner la composition, la structure en taille et l'organisation trophique des communautés. Pour répondre à cette question, nous avons analysé 430 communautés piscicoles réparties dans 257 plans d'eau français, en mobilisant des métriques de composition (richesse totale et richesse en espèces exotiques déterminé selon leur statut INPN²), de spectre de taille (distribution des tailles corporelles) et de structure trophique (connectance*, niveau trophique maximal). Les conditions thermiques des plans d'eau ont été caractérisées à l'aide de simulations de température de l'épilimnion, permettant de relier le climat actuel et les tendances de réchauffement de l'eau observées au cours des soixante dernières années à la structure des réseaux trophiques.

Les résultats montrent que la température moyenne de l'eau varie de 5,8 à 18,4 °C selon les plans d'eau, et que le réchauffement de l'eau observé au cours des dernières décennies s'étend de -0,18 à +0,74 °C par décennie (figure 3). La richesse spécifique des communautés s'échelonne de trois à dix-huit espèces par plan d'eau, dont zéro à six exotiques. Fait marquant, les espèces

Encadré 1 – Glossaire

Analyse en composantes principales (ACP): méthode statistique permettant de résumer un grand nombre de variables corrélées en quelques axes synthétiques facilitant l'interprétation des données.

Changement global: ensemble des pressions environnementales d'origine anthropique (changement climatique, pollution, modification des habitats, espèces exotiques) affectant les écosystèmes.

Connectance: proportion des interactions trophiques réalisées par rapport au nombre total d'interactions possibles dans un réseau.

Diversité trophique: mesure combinant la richesse en espèces et la diversité des interactions alimentaires au sein d'un réseau.

Espèce exotique: espèce introduite volontairement ou accidentellement en dehors de son aire de répartition naturelle.

Eutrophisation: enrichissement excessif en nutriments (azote, phosphore) d'un milieu aquatique, entraînant une prolifération d'algues et des déséquilibres écologiques.

Hydromorphologie: caractéristiques physiques d'un plan d'eau ou d'un cours d'eau (forme des berges, profondeur, régime hydrologique, connectivité) influençant les habitats aquatiques.

Indicateur fonctionnel: indicateur renseignant sur le fonctionnement écologique (flux d'énergie, interactions, stabilité), au-delà de la seule composition en espèces.

Longueur de chaîne alimentaire: nombre d'étapes de transfert d'énergie entre les producteurs primaires et les prédateurs situés au sommet du réseau.

Macrophytes: plantes aquatiques visibles à l'œil nu (immergées, flottantes ou émergentes) jouant un rôle important dans la structure des habitats et la qualité de l'eau.

Macroinvertébrés: invertébrés aquatiques de taille suffisante pour être observés sans microscope (insectes, mollusques, crustacés), souvent utilisés comme bioindicateurs.

Modèle allométrique: modèle reliant des caractéristiques biologiques (notamment la taille corporelle) aux interactions écologiques.

Modèle d'équations structurelles (SEM): approche statistique analysant simultanément plusieurs relations causales afin de distinguer effets directs et indirects entre variables.

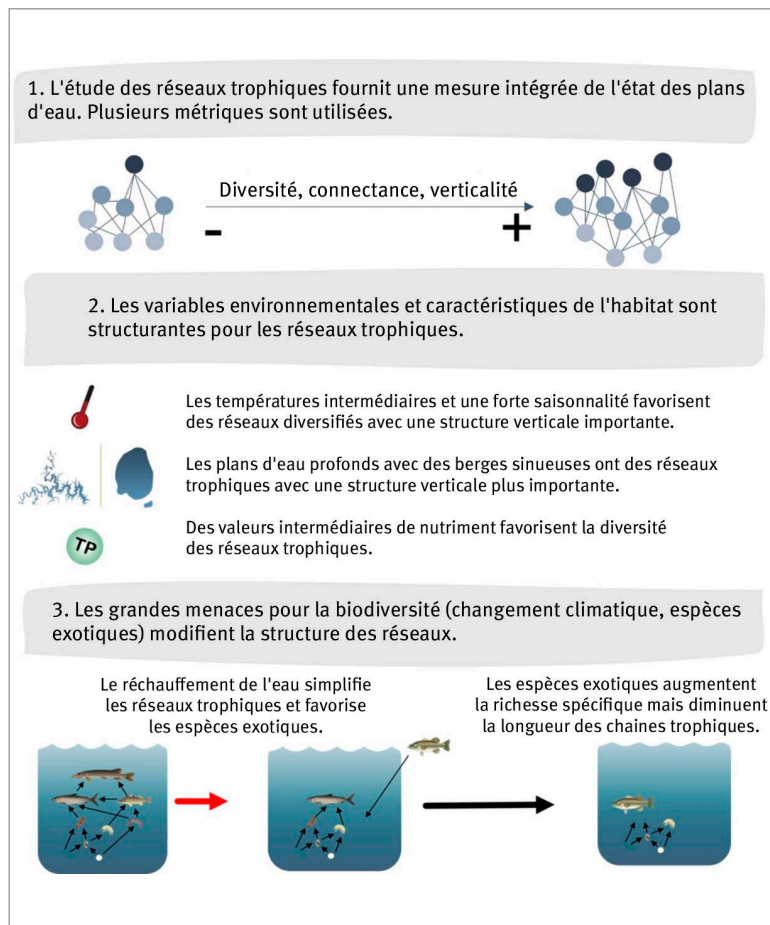
Réseau trophique: ensemble des relations alimentaires entre organismes d'un écosystème, décrivant « qui mange qui » et les flux de matière et d'énergie.

exotiques sont en moyenne de plus grande taille que les espèces indigènes, une tendance robuste à travers la majorité des échantillons.

Par la suite, nous avons eu recours à des modèles d'équations structurelles* (SEM), une approche qui permet d'intégrer plusieurs variables prédictives et de réponses dans un même réseau causal, afin d'évaluer à la fois les effets directs (effet immédiat d'une variable sur une autre) et les effets indirects (effet passant par des variables intermédiaires). L'analyse par SEM révèle que le réchauffement de l'eau influence directement la composition des communautés piscicoles, mais que ses effets sur la structure trophique sont largement indirects, influencés par les invasions biologiques (figure 4). Les espèces exotiques jouent ainsi un rôle pivot: leur nombre augmente avec la température, ce qui accroît la diversité totale, mais s'accompagne d'une réduction de la connectance, signe d'une simplification des réseaux trophiques (figure 4). En parallèle, la richesse totale des espèces favorise un spectre de taille plus élevé (c'est-à-dire une plus grande diversité de tailles corporelles dans la communauté) et des niveaux trophiques maximaux plus importants, suggérant que des communautés diversifiées soutiennent mieux la présence de prédateurs supérieurs et une structuration verticale complexe.

Ces résultats mettent en évidence la complexité des réponses écologiques au changement climatique. Les conditions thermiques affectent directement la composition spécifique et la présence d'espèces exotiques, mais modifient aussi indirectement l'organisation trophique des communautés. Ainsi, les impacts du changement climatique ne se limitent pas à la biodiversité, mais touchent également les traits fonctionnels (taille corporelle) et la longueur des chaînes alimentaires* qui finalement se répercutent pour modifier les interactions écologiques.

Figure 4 – Représentation schématique des principaux résultats. (1) les réseaux comme mesure intégrée de l'état des plans d'eau ; (2) les variables qui influencent la structure des réseaux trophiques ; (3) le changement global et les réseaux trophiques.



En conclusion, cette étude propose l'une des premières analyses empiriques intégrées des effets conjoints du climat et des invasions biologiques sur les réseaux trophiques lacustres. Elle souligne la nécessité d'adopter une approche multifacette, intégrant diversité, traits fonctionnels et structure des interactions, pour mieux comprendre et prédire la vulnérabilité des communautés aquatiques face au changement global.

Conclusion

Nos résultats montrent que la reconstruction des réseaux trophiques à partir de données de suivi lacustres, couplée à des jeux de données environnementaux, constitue une approche robuste pour identifier les effets relatifs de la température, de la productivité et des caractéristiques de l'habitat sur la structure des communautés aquatiques (figure 4). Les données utilisées proviennent des réseaux de contrôle opérationnel et de surveillance mis en place dans le cadre de la DCE. Cette approche est particulièrement intéressante d'un point de vue opérationnel, car elle exploite les données existantes sans nécessiter de collectes supplémentaires.

La structure des réseaux trophiques ainsi reconstruits peut être synthétisée à l'aide de composantes principales, fournissant des axes synthétiques qui permettent de comprendre la variation de la structure des réseaux le long de gradients environnementaux complexes. Cette approche permet également de se concentrer sur des variables réponse ciblées, comparables entre plans d'eau. Par exemple, nos travaux sur un ensemble de lacs et rivières montrent que la longueur des chaînes trophiques diminue avec l'augmentation des températures (Bonnaffé *et al.*, 2024). Il semble donc pertinent de suivre cette métrique spécifique pour détecter les effets du changement climatique sur les communautés lacustres.

Il est également essentiel de considérer les interactions entre le changement climatique et les autres facteurs du changement global. Nous avons ainsi mis en évidence que les conditions climatiques, influencées par le réchauffement de l'eau, affectent significativement la richesse, la composition et la structure des communautés lacustres, mais que ces effets sont en partie influencés par les espèces exotiques. Dans les écosystèmes déjà fortement impactés par les espèces exotiques, cette interaction renforce l'importance de développer des outils de suivi intégrés basés sur la structure des réseaux trophiques pour orienter les politiques de gestion et de conservation.

Ces résultats ouvrent de nouvelles perspectives opérationnelles. La structuration des réseaux trophiques et leurs caractéristiques peuvent servir à développer de nouveaux indicateurs capables de suivre la santé et la résilience des communautés lacustres. Ces indicateurs intégreraient non seulement la diversité, mais aussi la structure verticale et la longueur des chaînes alimentaires, offrant ainsi des métriques plus fines que les indicateurs classiques basés uniquement sur la richesse spécifique ou la biomasse. L'intégration de ces indicateurs dans les programmes d'évaluation opérationnels permettrait de détecter plus précocement les effets combinés du changement climatique et des invasions biologiques, et ainsi d'adapter et hiérarchiser les actions de gestion et de restauration. À terme, le développement de séries temporelles biologiques à long terme sera indispensable pour analyser l'évolution des réseaux trophiques dans le temps, dépasser les approches spatiales comparatives et mieux anticiper la stabilité ou la réorganisation future des communautés lacustres face au changement climatique. ■

RÉFÉRENCES

- Abdala-Roberts, L., Puentes, A., Finke, D. L., Marquis, R. J., Montserrat, M., Poelman, E. H., Rasmann, S., Sentis, A., Symons, C. C., Van Dam, N. M., Wimp, G., Björkman, C., & Mooney, K. A. (2025). Connecting the dots : Managing species interaction networks to mitigate the impacts of global change. *eLife*, 14. <https://doi.org/10.7554/elife.98899>
- Argillier, C., Caussé, S., Gevrey, M., Pédrón, S., De Bortoli, J., Brucet, S., Emmrich, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T., Mehner, T., Olin, M., Rask, M., Volta, P., Winfield, I. J., Kelly, F., Krause, T., Palm, A., & Holmgren, K. (2013). Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia*, 704(1), 193-211. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1282-y>
- Bonnaffé, W., Danet, A., Leclerc, C., Frossard, V., Edeline, E., & Sentis, A. (2024). The interaction between warming and enrichment accelerates food-web simplification in freshwater systems. *Ecology Letters*, 27(8), e14480. <https://doi.org/10.1111/ele.14480>
- Carrière, A., Reynaud, N., Gay, A., Baudoin, J., & Argillier, C. (2024). LHYMO : A new Water Framework Directive-compliant multimetric index to assess lake hydromorphology and its application to French lakes. *Aquatic Conservation Marine And Freshwater Ecosystems*, 34(1), e402. <https://doi.org/10.1002/aqc.4029>
- DCE. (2000). Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32000L0060>
- Dedieu, N., & Verneaux, V. (2022). *Indice Macroinvertébrés Lacustres (IML) - Appui scientifique à la mise en oeuvre de la Directrice Cadre Européenne sur l'Eau 2017-2022 - [GUIDE TECHNIQUE] : Notice d'application et de calcul*. Université de Bourgogne Franche-Comté, Laboratoire Chrono-environnement - UMR 6249 CNRS-UFC. <https://id.eaufrance.fr/met/1497>
- Donohue, I., Hillebrand, H., Montoya, J. M., Petchey, O. L., Pimm, S. L., Fowler, M. S., Healy, K., Jackson, A. L., Lurgi, M., McClean, D., O'Connor, N. E., O'Gorman, E. J., & Yang, Q. (2016). Navigating the complexity of ecological stability. *Ecology Letters*, 19(9), 1172-1185. <https://doi.org/10.1111/ele.12648>
- Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D. E., Coscieme, L., Golden, A. S., Guerra, C. A., Jacob, U., Takahashi, Y., Settele, J., Díaz, S., Molnár, Z., & Purvis, A. (2022). The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*, 8(45), eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>

RÉFÉRENCES

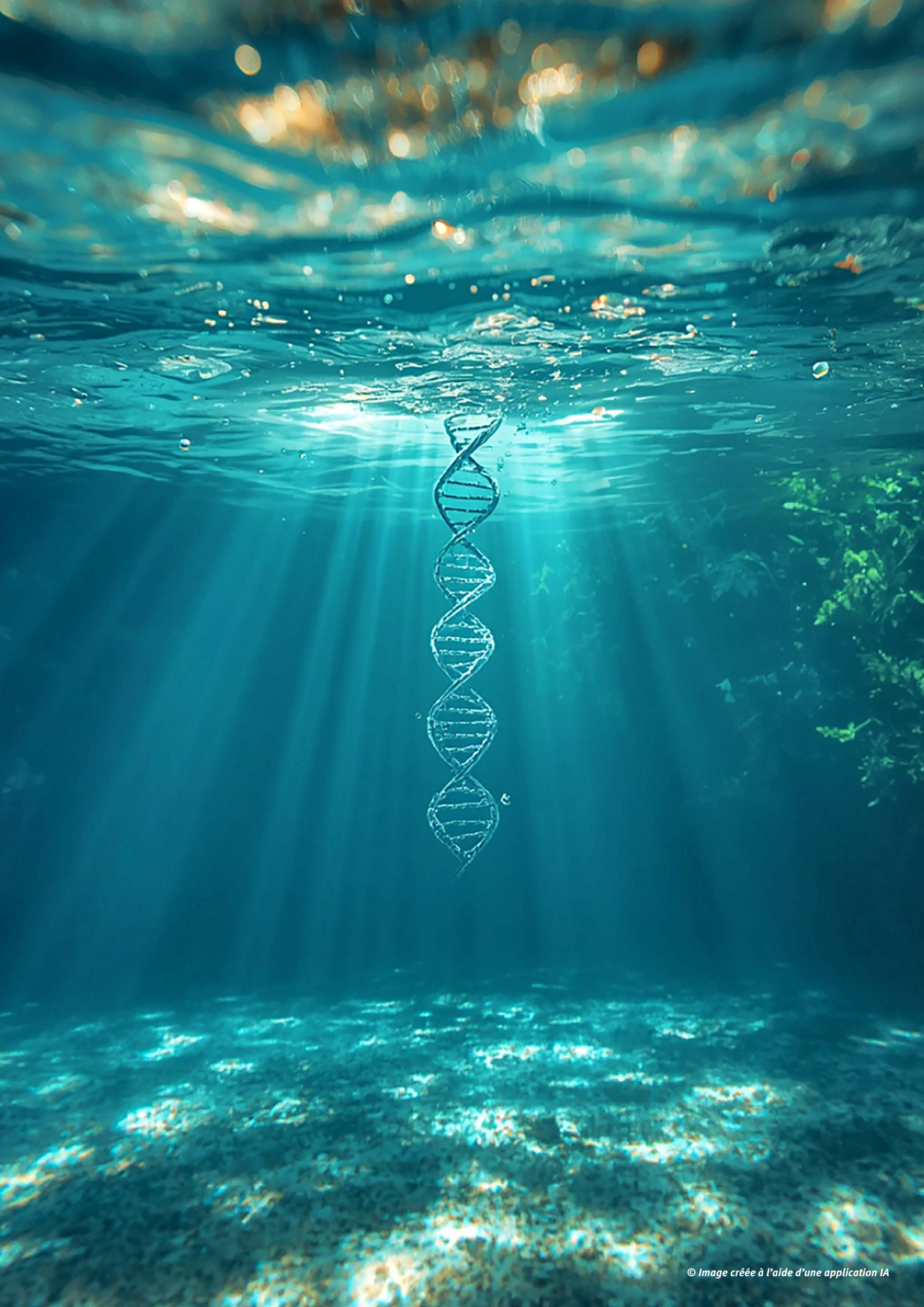
- Leclerc, C., Frossard, V., Sharaf, N., Bazin, S., Bruel, R., & Sentis, A. (2025). Climate Impacts on Lake Food-Webs Are Mediated by Biological Invasions. *Global Change Biology*, 31(3), e70144. <https://doi.org/10.1111/gcb.70144>
- Leclerc, C., Reynaud, N., Danis, P., Moatar, F., Daufresne, M., Argillier, C., Usseglio-Polatera, P., Verneaux, V., Dedieu, N., Frossard, V., & Sentis, A. (2023). Temperature, productivity, and habitat characteristics collectively drive lake food web structure. *Global Change Biology*, 29(9), 2450-2465. <https://doi.org/10.1111/gcb.16642>
- Lyche-Solheim, A., Feld, C. K., Birk, S., Phillips, G., Carvalho, L., Morabito, G., Mischke, U., Willby, N., Søndergaard, M., Hellsten, S., Kolada, A., Mjelde, M., Böhmer, J., Miler, O., Pusch, M. T., Argillier, C., Jeppesen, E., Lauridsen, T. L., & Poikane, S. (2013). Ecological status assessment of European lakes : a comparison of metrics for phytoplankton, macrophytes, benthic invertebrates and fish. *Hydrobiologia*, 704(1), 57-74. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1436-y>
- Petchey, O. L., Downing, A. L., Mittelbach, G. G., Persson, L., Steiner, C. F., Warren, P. H., & Woodward, G. (2004). Species loss and the structure and functioning of multitrophic aquatic systems. *Oikos*, 104(3), 467-478. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13257.x>
- Spiller, A., Comte, L., Geldmann, J., & Iversen, L. (2025). The interconnected nature of multiple threats is impacting freshwater biodiversity. *Biology Letters*, 21(2), 20240544. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2024.0544>
- Vagnon, C., Cattaneo, F., Goulon, C., Grimardias, D., Guillard, J., & Frossard, V. (2021). An allometric niche model for species interactions in temperate freshwater ecosystems. *Ecosphere*, 12(3). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3420>
- Woodward, G. (2009). Biodiversity, ecosystem functioning and food webs in fresh waters : assembling the jigsaw puzzle. *Freshwater Biology*, 54(10), 2171-2187. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02081.x>
- Woodward, G., Perkins, D. M., & Brown, L. E. (2010). Climate change and freshwater ecosystems : impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions Of The Royal Society B Biological Sciences*, 365(1549), 2093-2106. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0055>
- Yoon, I., Williams, R., Levine, E., Yoon, S., Dunne, J., & Martinez, N. (2004). *Webs on the Web (WOW) : 3D visualization of ecological networks on the WWW for collaborative research and education*. Proceedings Of SPIE, The International Society For Optical Engineering/Proceedings Of SPIE. <https://doi.org/10.1117/12.526956>



LES INNOVATIONS DU PÔLE R&D ECLA POUR UNE SURVEILLANCE FUTURE AVANCÉE

Cette partie aborde les nouvelles méthodes mises au point pour surveiller les écosystèmes lacustres de manière non invasives, à grande échelle, à haute fréquence et à moindre coût. Cet aspect non invasif est important dans un contexte de protection et de gestion durable de la biodiversité.

- 41 **L'ADN environnemental, un outil pour la biosurveillance des lacs : applications pour les populations piscicoles**
Isabelle DOMAIZON, Marine VAUTIER, Maxime LOGEZ, Jonas BYLEMANS, Cécile CHARDON, Alix HERVE, Cyrielle GALLIEGUE, Laury BOUVET, Jean-Marc BAUDOIN
- 55 **Analyse du phytoplancton par l'ADN environnemental : nouveaux outils pour évaluer la qualité écologique des plans d'eau**
Clélia DURAN, Benjamin ALRIC, Christophe LAPLACE-TREYTURE, Isabelle DOMAIZON, Laurine VIOLLAZ, Frédéric RIMET
- 65 **Les caméras acoustiques, de nouveaux outils non intrusifs pour l'étude de la vie aquatique**
Jean GUILLARD, Quentin GODEAUX, Hervé ROGISSART, Victor FROSSARD, Chloé GOULON, Stéphan JACQUET, François MARTIGNAC, Clément RAUTUREAU
- 71 **La plongée scientifique, un outil essentiel pour l'étude des écosystèmes lacustres**
Stéphan JACQUET, Aurélien JAMONEAU, Vincent BERTRIN, Julien DUBLON, Jean-Marc BAUDOIN, Samuel WESTRELIN
- 77 **La surveillance des lacs vue de l'espace : une nouvelle source d'information sur le territoire national**
Thierry TORMOS, Emeric LAVERGNE, Santiago PEÑA LUQUE, Nathalie REYNAUD, Nicolas GASNIER, Nicolas PICOT, Anne PUISSANT, Philippe GOUTEYRON, Pascal KOSUTH
- 83 **FISHOLA, une application smartphone pour une pêche durable dans les lacs**
Chloé GOULON, Sébastien CACHERA, Thierry TORMOS, Nathalie REYNAUD, Jean GUILLARD





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, le numéro de l'article et le DOI.

L'ADN environnemental, un outil pour la biosurveillance des lacs : applications pour les populations piscicoles

Isabelle DOMAIZON^{1,4}, Marine VAUTIER^{1,4}, Maxime LOGEZ^{2,4}, Jonas BYLEMANS^{1,4}, Cécile CHARDON^{1,4}, Alix HERVE^{1,4}, Cyrielle GALLIEGUE^{1,4}, Laury BOUVET^{1,4}, Jean-Marc BAUDOIN^{3,4,5}

¹ Université Savoie Mont Blanc, INRAE, CARRTEL, 75 bis avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains, France.

² INRAE, RIVERLY, 5 rue de la Doua, 69625 Villeurbanne Cedex, France.

³ OFB, DRAS, Service EcoAqua, Aix-en-Provence, France.

⁴ Pôle R&D ECLA, France.

⁵ Aix Marseille Univ., INRAE, RECOVER, 13182 Aix-en-Provence, France.

Correspondance : Isabelle DOMAIZON, isabelle.domaizon@inrae.fr

Après avoir posé les enjeux et limites des approches basées sur l'ADN environnemental (ADNe) pour la surveillance de la biodiversité aquatique, cet article présente des développements récents et leurs applications. Il s'agit notamment du suivi des dynamiques de reproduction des poissons grâce à une méthode quantitative ciblée (la PCR digitale) et de la réalisation d'inventaires du peuplement piscicole, par métabarcoding. Ces résultats illustrent le bon niveau d'opérationnalité de l'ADNe pour renforcer les outils de biosurveillance en lacs.

L'essor de l'ADN environnemental dans le biomonitoring : contexte et enjeu

Alors qu'elles abritent près de 30 % des espèces de vertébrés (WWF, 2020), les eaux douces subissent une perte de biodiversité deux à trois fois supérieure à celle des habitats terrestres et marins (Albert *et al.*, 2021), avec environ un quart des espèces (connues) d'eau douce aujourd'hui menacées d'extinction (Sayer *et al.*, 2025). Les pressions subies par ces écosystèmes sont multifformes, cumulatives et spatialement hétérogènes (Dudgeon, 2019), ce qui représente un défi majeur pour les méthodes de biosurveillance traditionnelles. Ces méthodes impliquent souvent un échantillonnage invasif (induisant la mortalité des organismes échantillonnés dans certains cas), elles sont chronophages et présentent donc des limites pour les études à grande échelle. Aussi, dans ce contexte, les besoins d'évolution des surveillances écologiques sont forts. Il s'agit notamment d'intégrer des approches à haut débit et non invasives telles que les méthodes basées sur l'analyse de l'ADN environnemental (ADNe). Même si des challenges existent encore (i.e., standardisation des méthodes, normes de

qualité communes, enrichissement des bases de référence...) pour aboutir à une intégration de ces méthodes dans les cadres réglementaires de surveillance (Altermatt *et al.*, 2025), l'utilisation de l'ADNe révolutionne déjà nos capacités de caractérisation et de surveillance de la biodiversité aquatique.

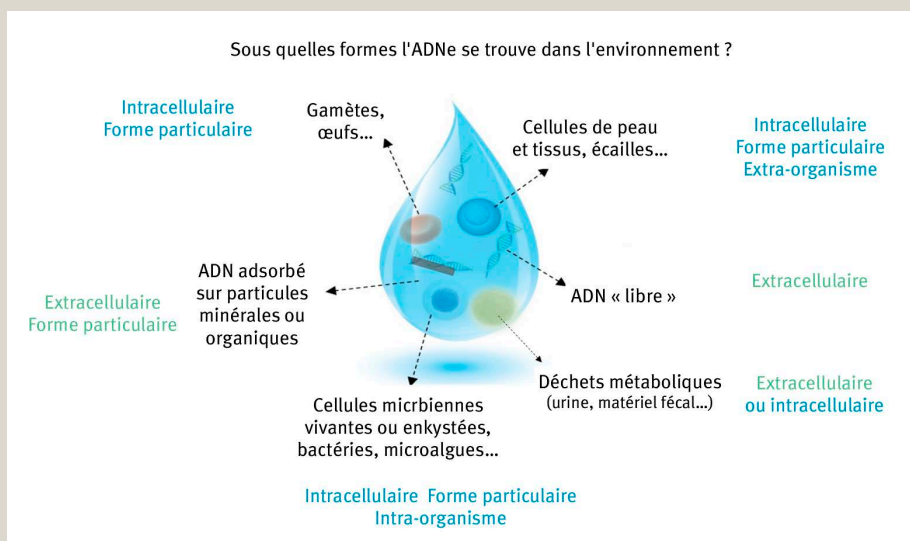
Depuis les premières applications pour la détection d'amphibiens (Ficetola *et al.*, 2008), l'utilisation de l'ADNe a été exponentielle, et le groupe des poissons est celui qui a le plus fréquemment été étudié dans le cadre de ces développements (~ 50 % des études), surtout en milieu d'eau douce (Takahashi *et al.*, 2023).

Une part significative de l'effort global de recherche sur l'ADNe a donc été appliquée aux problématiques piscicoles en lacs, avec des travaux posant les bases des comparaisons entre relevés traditionnels et ADNe à l'échelle des communautés piscicoles (e.g. Hänfling *et al.*, 2016b). Par ailleurs, différentes matrices environnementales ont été explorées, comme les sédiments pour reconstituer la dynamique long-terme des poissons *via* les archives sédimentaires lacustres (Lopez *et al.*, 2024), mais aussi les biofilms retrouvés en zone littorale des lacs (Gauvin

Encadré 1 – L'ADNe, quelle définition ?

L'ADNe est défini comme l'ADN extrait à partir d'un échantillon environnemental sans isoler au préalable aucun organisme cible (Taberlet *et al.*, 2012). L'échantillon peut être de l'eau, du sol, des sédiments, de l'air, des fèces ou contenus intestinaux ou même des sources anciennes comme des carottes de glace, sédiments ou pergélisol (Thomsen et Willerslev, 2015). En ce qui concerne les macroorganismes, cet ADN retrouvé provient de la libération de matériel génétique dans l'environnement, par exemple par la desquamation des cellules de la peau ou d'écailles, l'excrétion de fluides corporels, la défécation ou encore la libération de gamètes (Pawlowski *et al.*, 2020); alors que pour les microorganismes, la cellule elle-même (donc l'organisme cible) et l'ensemble de son génome est prélevé. L'ADNe désigne donc l'ensemble de l'ADN isolé à partir d'échantillons environnementaux incluant l'ADN extra-organismes et l'ADN intra-organismes pour les microbes (Rodríguez-Ezpeleta *et al.*, 2021) (figure 1).

Figure 1 – Illustration des différentes formes d'ADN environnemental retrouvées dans l'eau.
Illustration de Closek *et al.* (2019) modifiée et complétée.



et al., 2025) permettant de détecter des signaux ADN des macro-organismes aquatiques. Néanmoins, l'eau est la matrice pour laquelle les études sont le plus étayées à ce jour en ce qui concerne la production d'inventaire piscicole (e.g. Rourke *et al.*, 2022).

Le fort accroissement des applications ADNe sur la matrice « eau » s'accompagne aujourd'hui d'une diversification considérable des protocoles utilisés, ceci alors même que les méthodologies standardisées constituent un pré-requis pour le transfert opérationnel et la mise en oeuvre effective par les futurs opérateurs de terrain et les décideurs.

Outre les besoins d'homogénéiser et standardiser les différentes étapes des procédures ADNe, des optimisations et démonstrations sont encore attendues sur le volet quantitatif des détectations et inventaires produits. En effet, à ce jour, l'ADNe est encore souvent considéré comme ne pouvant pas remplacer totalement les méthodes traditionnelles lorsqu'il s'agit d'estimer les abondances des espèces, ceci en raison notamment des facteurs impliqués dans le devenir de l'ADNe relargué dans l'eau qui complexifient l'interprétation quantitative.

La dynamique de la production, distribution spatio-temporelle, persistance et dégradation de l'ADNe dans le milieu est un sujet sur lequel les recherches se sont concentrées ces dernières années (e.g. Harrison *et al.*, 2019; Jo *et al.*, 2020). Divers facteurs environnementaux, tels que la température, le pH, le rayonnement ultraviolet ou l'oxygénation de l'eau peuvent affecter l'état de l'ADNe relargué dans l'environnement, avec

Encadré 2 – Avantages et limites des approches ADNe.

Les principaux avantages des méthodes basées sur l'ADNe pour le biomonitoring sont (i) leur caractère non intrusif, qui n'entraîne que peu ou pas de perturbations pour les espèces et les systèmes et notamment si l'on cible les macroorganismes, (ii) l'efficacité en termes de temps et de coûts, qui permet de surveiller la biodiversité sur des échelles spatiales et avec des résolutions temporelles accrues, (iii) la grande sensibilité de détection, qui permet de détecter de manière généralement fiable les espèces (dès lors que les marqueurs génétiques utilisés sont choisis de manière appropriée), y compris la détection des espèces rares ou furtives, dont les espèces invasives et (iv) l'universalité de l'échantillonnage, qui permet d'évaluer la biodiversité d'une large gamme taxonomique à l'aide du même échantillon d'ADNe (e.g. Pawlowski *et al.*, 2018). À cela s'ajoute généralement, une facilité de mise en oeuvre sur le terrain et une réduction du personnel mobilisé (par ex. pour les campagnes de suivi ichtyologique) ainsi qu'une possibilité de gain de temps lors des échantillonnages.

Les principales limites des méthodes ADNe sont elles liées (i) aux risques de faux-positifs et de faux-négatifs (réduits dans des conditions de réalisations soignées), (ii) aux problématiques de représentativité et de valeur quantitative du signal ADNe dont le devenir dans l'environnement est soumis à divers facteurs biotiques et abiotiques, (iii) à la difficulté d'identifier des espèces hybrides ou des introgressions génétiques, (iv) à l'incomplétude des bases de références génétiques qui limitent nos capacités à définir des barcodes et à assigner taxonomiquement certaines séquences environnementales par metabarcoding (v), à la production de déchets (utilisation de matériel à usage unique, et réactifs de biologie moléculaire).

des risques de dégradation en quelques jours rendant le signal indétectable (Barnes *et al.*, 2014; Seymour *et al.*, 2018) ou au contraire la capacité de persister jusqu'à des centaines voire des milliers d'années dans un état analysable dans les sédiments lacustres (Domaizon *et al.*, 2017).

De même, des questions de représentativité spatiale du signal ADNe peuvent se poser, plus particulièrement dans les systèmes lotiques où l'ADNe peut être transporté en aval jusqu'à des dizaines de kilomètres (Deiner et Altermatt, 2014). En lac, le signal est en général moins soumis à cette problématique même si elle est aussi prise en considération (Harper *et al.*, 2019).

Des facteurs biotiques sont également en jeu pour expliquer notamment le taux d'émission de l'ADNe dans l'environnement; l'émission peut par exemple être influencée par l'âge et les stades de vie des organismes chez les poissons (Takeuchi *et al.*, 2019), ou leur activité et métabolisme (Stewart, 2019). La phénologie, les déplacements pour l'utilisation des habitats varient au cours de l'année (zone refuge pour les juvéniles de poissons, lieux de nutrition...) et ainsi induisent une répartition spatiale variable de l'ADNe dans le milieu d'étude (Ghosal *et al.*, 2018). Les périodes de reproduction en particulier sont *a priori* des périodes de fort relargage d'ADNe (Di Muri *et al.*, 2023).

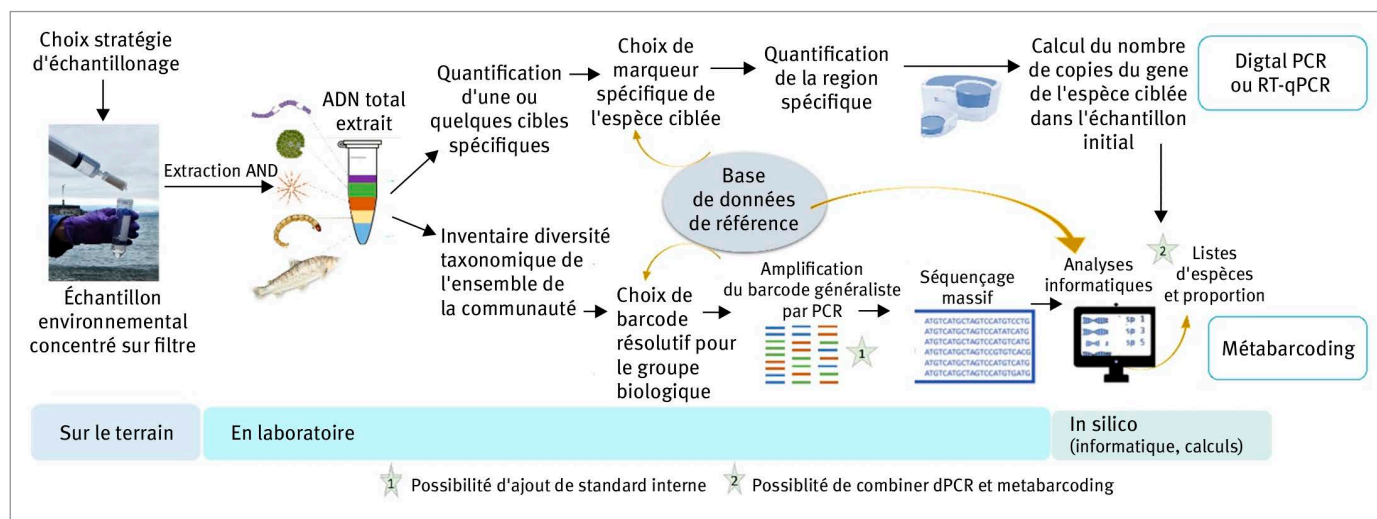
Diverses études ont posé des bases pour aller vers des données plus quantitatives reflétant les abondances et biomasses des espèces présentes au sein d'assemblages biologiques naturels. À ce jour, il est largement admis que la quantification de l'ADNe dans une masse d'eau peut fournir des indications sur l'abondance des espèces (Rourke *et al.*, 2022) et même sur leur phénologie (Bylemans *et al.*, 2018).

Les corrélations entre concentration en ADNe et abondancebiomasse des espèces sont en effet avérées, au moins sur des échelles spatio-temporelles définies, comme le rapporte la synthèse de Rourke *et al.* (2022) basée sur soixante-trois études publiées. Si le nombre de copies d'ADN (par litre d'eau) pour une espèce est un

indice suffisamment pertinent pour refléter l'abondance et/ou biomasse de cette espèce, les outils de quantification n'étaient jusqu'à récemment pas toujours suffisamment sensibles (ex. : PCR quantitative). La possibilité aujourd'hui de mobiliser des outils tels que la PCR digitale qui permet des quantifications absolues, très sensibles et robustes pour des estimations quantitatives consolide les possibilités d'applications (Capo *et al.*, 2021). Toutefois ces méthodes ciblées se limitent encore à la quantification au mieux de quelques espèces simultanément (par multiplexage). En parallèle, des tentatives ont été faites pour obtenir des données à valeurs quantitatives pour des communautés piscicoles entières (Pont *et al.*, 2023; Ushio *et al.*, 2018); ces approches permettent de transformer les nombres de « reads » ADN (issus du métabarcoding) en nombre de copies ADN de chaque espèce inventoriée (avec une meilleure approximation de l'abondance-biomasse de l'espèce dans l'échantillon initial) (figure 2). Toutefois des comparaisons et validations formelles de ces approches font encore défaut, et en l'absence de relation universelle entre concentration d'ADNe et biomasse/densité de l'espèce, la consolidation de la valeur quantitative des données ADNe doit être poursuivie.

Les pistes pour améliorer la quantification s'appuient sur des méthodes telles que la dPCR (PCR digitale), qui peuvent être utilisées seules ou combinées avec le métabarcoding, mais aussi sur l'utilisation de standards internes et contrôles quantitatifs qui peuvent être ajoutés à différentes étapes du processus de métabarcoding, ainsi que la combinaison de méthodes de suivi (ex. : ADNe et méthodes d'observation par ROV (véhicule sub-aquatique téléopéré, en anglais : *remotely operated underwater vehicle*), caméras et autres méthodes acoustiques). Les travaux présentés ici s'inscrivent dans ce contexte et visent non seulement à standardiser et démontrer l'opérationnalité des protocoles pour les inventaires de communautés piscicoles ou la détection d'espèces ciblées, mais aussi à optimiser les informations quantitatives pour ces méthodes ADNe.

Figure 2 – Illustration des deux principales méthodes d'ADN environnemental utilisées notamment pour la détection des poissons. L'approche ciblée quantitative par Digital PCR ou PCR Quantitative permettant de quantifier une ou quelques espèces simultanément, et le métabarcoding permettant l'obtention d'une liste faunistique pour le groupe biologique ciblé.



Des approches ciblées et quantitatives pour l'étude de la phénologie de reproduction des poissons

Comprendre les variations phénologiques des processus démographiques est essentiel à la gestion des populations de poissons. Il s'agit notamment de connaître l'utilisation saisonnière de l'habitat, la localisation des frayères et la période précise de la reproduction afin d'adapter la gestion et la préservation des habitats indispensables au maintien de la dynamique des populations piscicoles.

Pour suivre l'activité de frai des poissons, les méthodes sont généralement invasives (ex. : pêche au filet maillant, collecte d'œufs fécondés) ou traumatisantes (ex. : pêche électrique ou télémétrie acoustique), et les méthodes non invasives telles que les inventaires visuels ou acoustiques sont souvent sensibles aux biais des observateurs ou erreurs d'identification taxonomique. Des applications récentes ont démontré le potentiel de l'ADNe pour suivre les périodes de frai des poissons (Bylemans *et al.*, 2017), offrant ainsi une approche alternative si les protocoles appliqués fournissent une information quantitative suffisamment robuste pour détecter les début, fin et pics d'activité de reproduction. Une corrélation entre la concentration d'ADNe de poisson dans l'eau et son activité de frai a été démontrée dans les rivières pour les espèces de poissons diadromes et potamodromes¹ (e.g. Bracken *et al.*, 2019 ; Thalinger *et al.*, 2021). Pour les espèces de poissons non migrateurs, des approches basées sur l'ADNe ont été initialement utilisées dans les rivières, par exemple pour l'étude de l'activité de frai de la perche australienne Macquarie (*Macquaria australasica*) (Bylemans *et al.*, 2017). Bien que certaines corrélations aient été établies entre le signal de l'ADNe dans l'eau et l'abondance des poissons dans les lacs (e.g. Nevers *et al.*, 2018), une seule approche de « metabarcoding » de l'ADNe a été réalisée pour surveiller les périodes de frai de l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus* L.) dans les lacs (Di Muri *et al.*, 2023). À ce stade, les mises en application des méthodes ADNe pour la surveillance des phénologies sont encore très rares et des démonstrations sont encore nécessaires. Dans le cadre du projet Quanti-Fish, des protocoles ont été consolidés et des déploiements *in situ* ont été réalisés sur le Léman (lac franco-suisse).

Démonstration de l'opérationnalité de nouveaux protocoles quantitatifs (dPCR) ciblés pour quelques espèces clés

En s'appuyant sur les résultats d'études démontrant une augmentation des concentrations d'ADN pendant la saison du frai (Lacoursière-Roussel *et al.*, 2016), nous avons, à l'aide d'une méthode ADNe quantitative (utilisant la digital PCR), et en proposant de nouvelles amorces moléculaires quand nécessaire, testé la robustesse de ces méthodes non invasives pour suivre le déroulement des périodes de reproduction de plusieurs espèces de poissons en lacs. Les espèces illustrées ici sont la perche, le corégone et le brochet. Ces trois espèces ont toutes un intérêt économique et écologique, mais elles possèdent également des caractéristiques de reproduction différentes (ex. : période de reproduction hivernale ou printanière, migration ou pas des adultes dans le lac au

cours de l'activité de frai). Les données obtenues par l'ADNe ont été confrontées à celles issues de méthodes traditionnelles (pêche au filet, collecte d'œufs fécondés ou comptages visuels).

Les protocoles détaillés utilisés pour ces démonstrations sont publiés (Vautier *et al.*, 2023, Vautier *et al.*, 2026), seuls les résultats principaux sont présentés ici.

D'une part, les travaux ont permis la validation des protocoles ADNe, incluant tests de spécificité, et tests de sensibilité pour les nouveaux marqueurs proposés.

Pour s'assurer que les fluctuations du signal ADNe observées lors des suivis de la phénologie de la reproduction ne sont pas le reflet de changements affectant l'ensemble du signal ADNe poisson (par exemple, effet de phénomènes hydrodynamiques induisant le déplacement de tous les signaux ADNe) mais sont bien spécifiques à la reproduction, nous avons choisis, et recommandons, de quantifier simultanément (dans le même extrait d'ADNe) le signal ADNe d'une espèce en cours de reproduction et celui d'une espèce qui ne se reproduit pas à la même période (appelée ci-après « espèce contrôle »). Pour les suivis réalisés sur les trois espèces, on observe que le signal ADNe de l'espèce contrôle reste systématiquement à un niveau faible, basal, avec peu ou pas de fluctuations dans le temps, tandis que pour les espèces se reproduisant une dynamique marquée, avec un pic unique s'étalant sur les semaines de reproduction, est bien visible (figure 3).

Par ailleurs, ces travaux ont permis de réaliser une mise en application *in situ* pour le suivi des espèces sélectionnées afin de démontrer l'applicabilité et la robustesse des protocoles.

Application pour une espèce à reproduction hivernale : le Corégone

Le corégone, poisson emblématique du Léman, se reproduit en hiver en zone littorale. Sa reproduction a été suivie entre 2018 et 2021 à la fois par utilisation de filets maillants, de comptages visuels et par l'analyse de l'ADNe (échantillonnage fait en amont de la pêche). Pour les trois hivers étudiés, l'ADNe du corégone a été détecté à chaque date d'échantillonnage. Les deux méthodes ont permis d'identifier une période de reproduction débutant début décembre et se terminant mi/fin janvier (durée six à huit semaines), avec un pic majeur unique situé entre mi-décembre et début janvier selon les années. Une bonne concordance est observée entre l'ADNe et les méthodes traditionnelles avec des pics concomitants (figure 3 illustration pour les hivers 2020 et 2021 ; Vautier *et al.*, 2023). Cette méthode ADNe est aujourd'hui intégrée dans la surveillance de routine de la phénologie de la reproduction du corégone sur le Léman (rapport de suivi CIPEL²).

Application pour deux espèces à reproduction printanière : Perche et Brochet

L'ADNe permet de détecter la perche à toutes les dates d'échantillonnage, sur les deux années de suivi (2019 et 2021). La dynamique temporelle du signal ADNe est similaire à celle obtenue par la collecte de rubans d'œufs (méthode traditionnellement utilisée pour suivre la phénologie, en utilisant des frayères artificielles). Les deux méthodes indiquent une période de frai d'environ huit

1. Les espèces diadromes sont des poissons qui effectuent des migrations entre les milieux marin et d'eau douce au cours de leur cycle de vie. Les espèces potamodromes sont des poissons qui effectuent des migrations exclusivement en eau douce, sans jamais quitter ce milieu.

2. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman.

semaines, avec un pic entre début et mi-mai, montrant que l'ADNe reflète bien l'activité de reproduction et pas seulement la présence des individus.

De même pour le brochet, les suivis ADNe et les comptages visuels montrent des dynamiques concordantes sur les deux années étudiées (2021-2022). Le signal augmente dès fin mars, atteint un pic mi-fin avril, puis décroît début mai. Les résultats ont confirmé que l'ADNe est pertinent pour estimer les dates clés de reproduction du brochet.

Réinterroger le choix des gènes marqueurs pour optimiser la détection des signaux de reproduction

Le génome mitochondrial (sous unité ribosomique 12 s) est généralement ciblé lors des études ADNe concernant les poissons (Miya *et al.*, 2015; Valentini *et al.*, 2016),

car il y a de nombreux génomes mitochondriaux par cellule, et par conséquent potentiellement un signal plus important dans l'environnement. Cibler le génome mitochondrial a cependant un inconvénient majeur lors des suivis de la reproduction puisqu'il est quasiment absent des spermatozoïdes. En effet, les spermatozoïdes sont très différents des cellules somatiques car ils contiennent un ADN nucléaire (ADNnu) hautement condensé et protégé, alors que le nombre de génomes mitochondriaux est relativement faible. Il a été montré que pendant la période de reproduction, le signal provenant de l'ADNnu augmentait de façon plus importante que celui ciblant l'ADN mitochondrial en rivières (Bylemans *et al.*, 2017) tandis qu'en dehors de la période de reproduction les signaux sont similaires.

Les spermatozoïdes (mobiles, abondants) étant une source majeure d'ADNe pendant le frai, nous avons donc ici comparer les signaux ADNe mitochondriaux

Figure 3 – Comparaison entre méthodes traditionnelles et ADNe (ADN environnemental) pour le suivi de la phénologie de la reproduction du corégone, de la perche et du brochet dans le Léman : suivi hebdomadaire effectué par ADNe sur l'espèce en cours de reproduction et sur une espèce contrôle, en parallèle d'une méthode traditionnelle (pêche au filet ou observations visuelles pour le corégone, collecte des rubans d'œufs sur supports artificiels pour la perche, et observations visuelles pour le brochet). Les résultats sont présentés sous forme de moyennes mobiles sur trois dates consécutives.

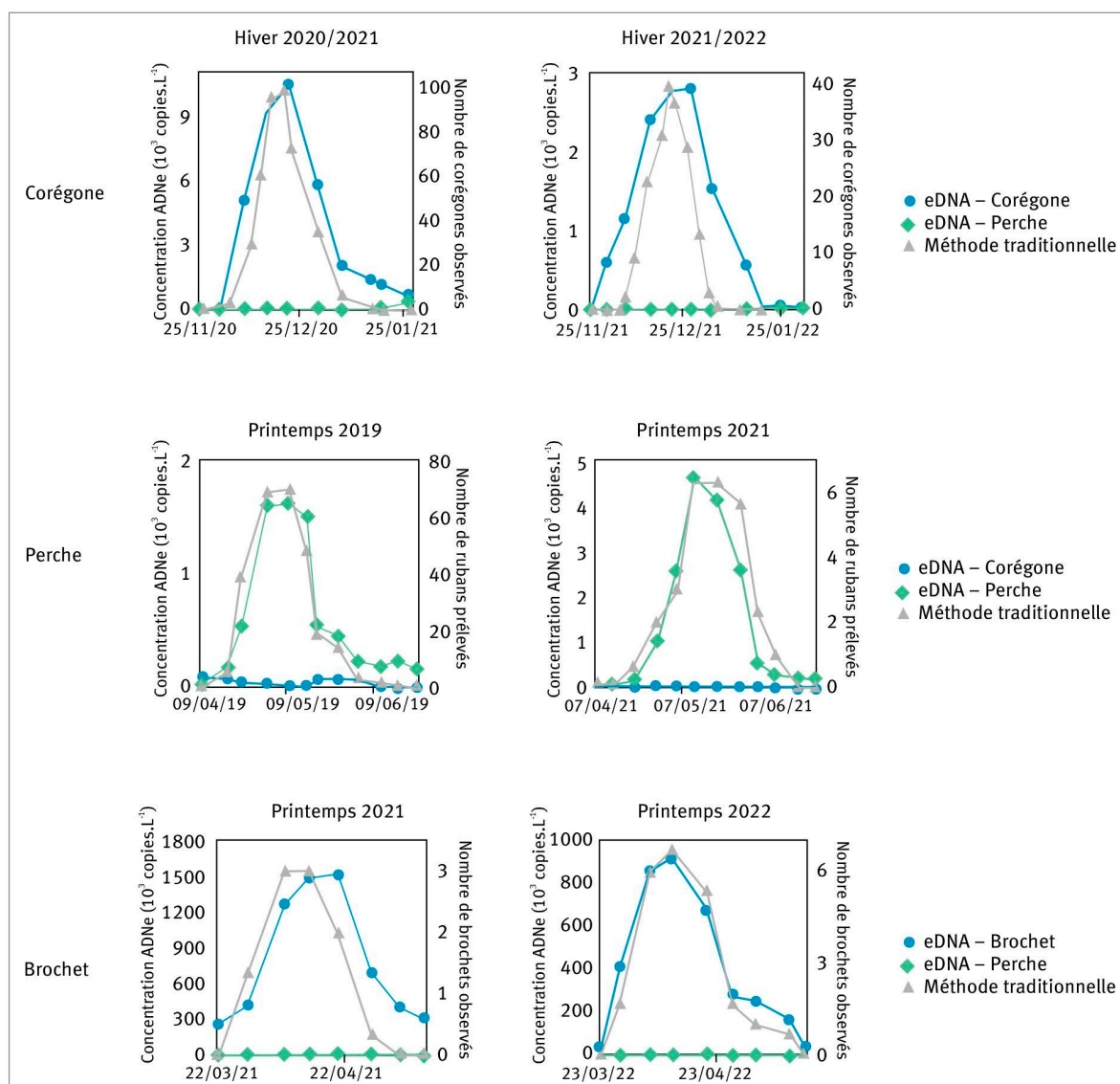
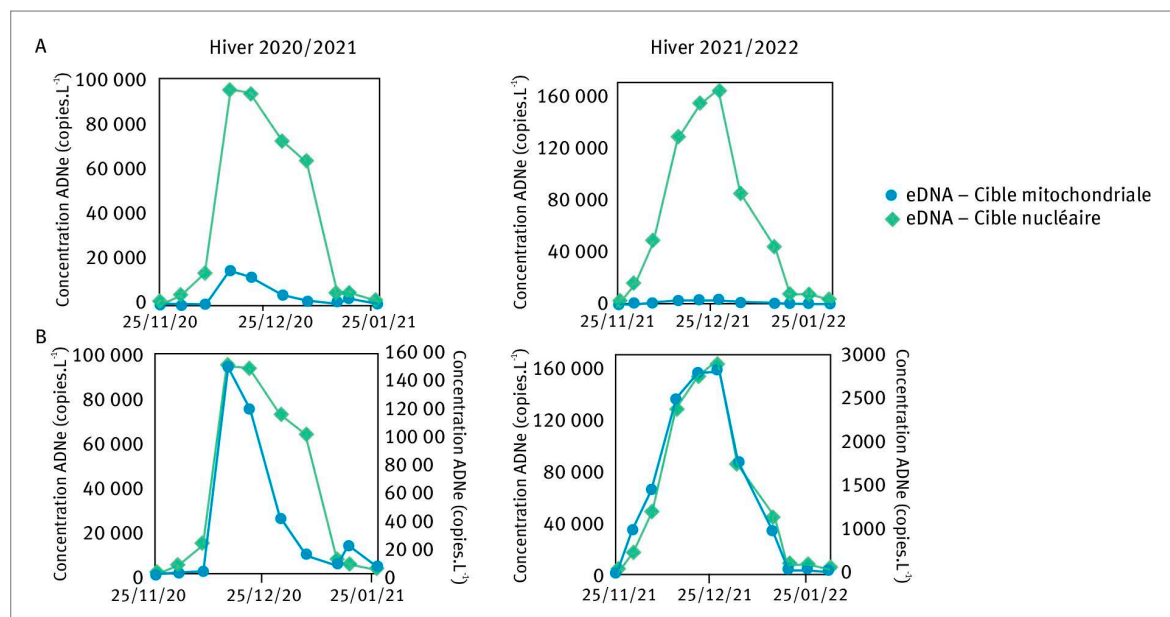


Figure 4 – Comparaison d'une cible nucléaire et mitochondriale pour le suivi ADNe (ADN environnemental) de la phénologie de la reproduction du corégone dans le Léman. A : résultats exprimés sur la même échelle de concentration. B : résultats exprimés sur deux échelles de concentration différentes. Les résultats sont présentés sous forme de moyennes mobiles sur trois dates consécutives.



et nucléaires lors de la reproduction de différentes espèces afin de déterminer laquelle des deux cibles – nucléaire ou mitochondriale – était la plus efficace dans ce contexte lacustre.

Les résultats illustrés ici pour le corégone (suivi de reproduction hiver 2021-2022 ; figure 4) sont sans équivoque et démontrent que l'ADN nucléaire permet de capter un signal très largement supérieur quantitativement tout en retraçant les mêmes dynamiques (moment de début, de pic, et de fin de reproduction). L'ADNnu permet donc de travailler plus confortablement avec des concentrations d'ADN moins sujettes aux problèmes de seuils de quantification des signaux rares.

Quelle plus-value de l'ARN environnemental pour le suivi de phénologie de reproduction des poissons ?

L'analyse de l'ADNe dans les écosystèmes aquatiques s'est généralisée, mais l'étude de l'ARN environnemental (ARNe) n'en est qu'à ses débuts (Cristescu, 2019). L'ARN, une molécule moins stable que l'ADN, est donc considéré *a priori* moins adaptée pour la surveillance environnementale. Cependant, des expériences de laboratoire récentes ont démontré que l'ARNe peut être facilement extrait et détecté dans des échantillons d'eau jusqu'à 13-72 heures après sa libération (Zou *et al.*, 2025), les concentrations d'ARNe pouvant même être plus élevées que les marqueurs correspondants de l'ADNe (Marshall *et al.*, 2021) en particulier lors d'échantillonnages faits à proximité des organismes étudiés (Von Ammon *et al.*, 2019). L'ARNe a donc récemment suscité un regain d'intérêt dans la surveillance des macro-organismes : alors que les organismes morts libèrent souvent de grandes quantités d'ADN, l'ARN est produit principalement par des organismes physiologiquement actifs et donc refléteraient les assemblages d'organismes métaboliquement

actifs (Cristescu 2019 ; Miyata *et al.*, 2021) en diminuant ainsi les taux de faux positifs qui peuvent survenir avec les méthodes ADNe.

Toutefois, pour se projeter dans des applications futures basées sur l'analyse de l'ARNe (qui par ailleurs pose des contraintes méthodologiques plus fortes que l'ADNe), des études doivent encore être menées pour démontrer la plus-value pour les questions écologiques visées.

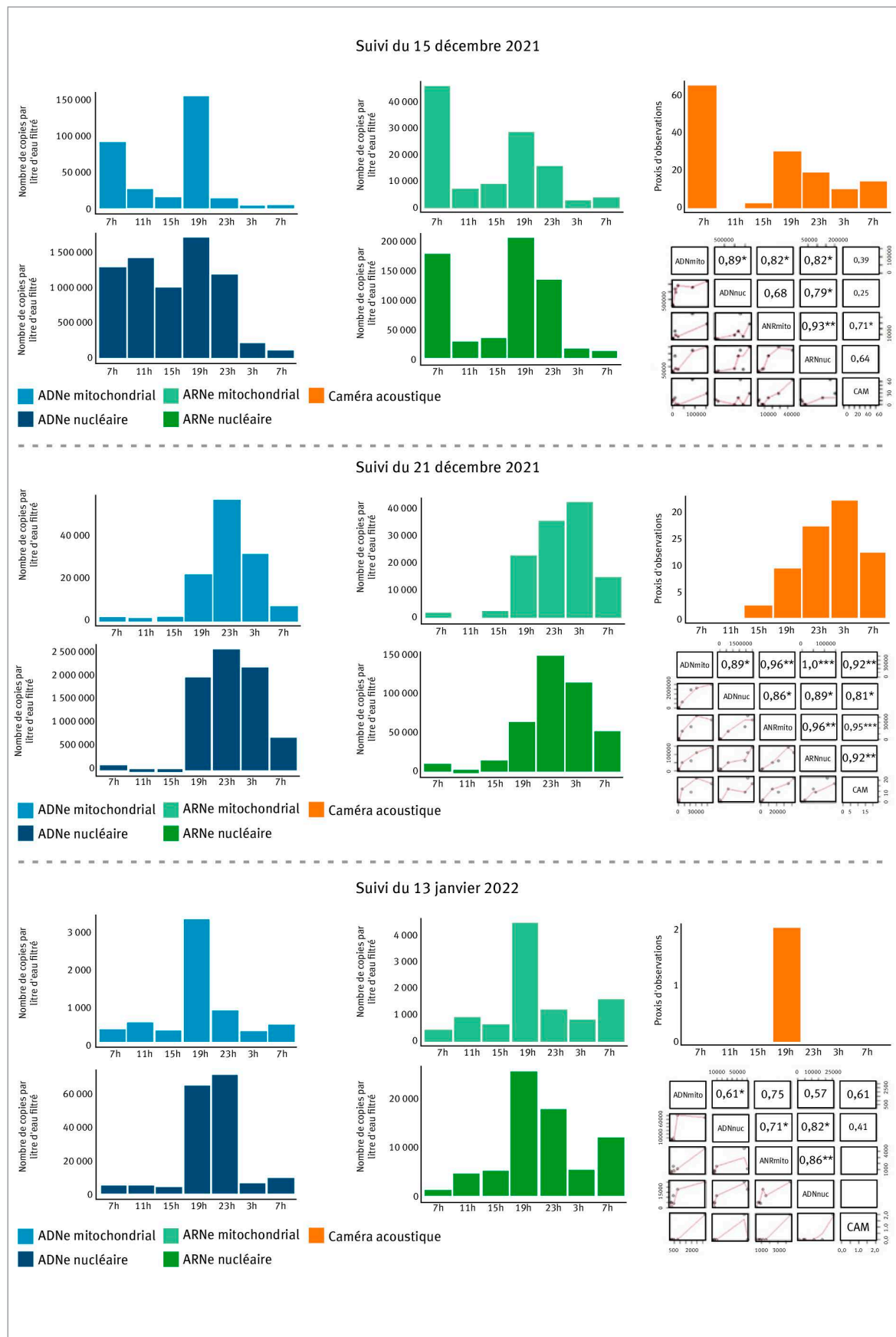
Dans le cadre du projet Quanti-Fish, nous avons exploré l'hypothèse que l'ARNe présentant *a priori* une meilleure corrélation avec l'abondance des poissons (Miyata *et al.*, 2021), pourrait permettre une meilleure estimation du nombre de poissons qui fraient, et donc représenter plus fidèlement l'activité de reproduction que l'ADNe. Pour tester cette hypothèse, nous avons réalisé un suivi ADNe et ARNe à partir d'eau prélevée directement dans le cône de détection d'une caméra acoustique installée pour suivre la reproduction du corégone dans le Léman. Les suivis ADNe et ARNe ont été réalisés toutes les quatre heures sur des périodes de vingt-quatre heures afin d'étudier la dynamique de ces deux signaux lorsque les individus sont sur site (la nuit), et lorsqu'ils n'y sont plus (le jour). À la fois les marqueurs nucléaires et mitochondriaux ont été quantifiés par dPCR.

Trois cycles nyctéméraux de vingt-quatre heures ont été réalisés, un au début de la période de reproduction (15 et 21 décembre 2021), un pendant le pic d'activité de la période de reproduction (21 décembre 2021), et un après la période de reproduction (13 janvier 2022).

Les résultats obtenus pour cette comparaison ADNe et ARNe montrent :

(i) **des intensités de signaux ADNe et ARNe contrastés en faveur de l'ADNe.** Le signal ARNe nucléaire est bien plus faible que le signal ADNe nucléaire, (facteur de 14 pour le marqueur nucléaire, facteur de 2 pour le marqueur mitochondrial) (figure 5).

Figure 6 – Dynamiques temporelles des signaux ADNe et ARNe (ADN et ARN environnemental) et des observations à la caméra acoustique mesurées lors des suivis réalisés les 15 décembre, 21 décembre et 13 janvier, soit respectivement au début, milieu et fin de la période de reproduction du corégone dans le Léman. Les concentrations sont exprimées en nombre de copies de gène par litre d'eau filtré. Les taux de corrélations de Spearman entre les différentes approches sont également indiqués.



L'hypothèse selon laquelle le signal ARNe libéré par les organismes dans l'eau est plus intense que le signal ADNe quand on se situe proche du moment de la libération du signal ne semble donc pas se vérifier lors de ce suivi, pour les deux gènes ciblés dans cette étude ;

(ii) une persistance du signal ADNe et ARNe différente mais toutes les deux cohérentes avec les observations en caméra acoustique. Les résultats montrent que contrairement à l'ADNe qui peut persister plusieurs heures après le départ des poissons, l'ARNe détecte plutôt leur présence immédiate, évitant ainsi les « faux positifs » liés à des individus déjà partis. Par ailleurs pour chacune des trois campagnes, l'ARNe reflète plus fidèlement le nombre réel d'individus (estimé par caméra acoustique) que l'ADNe. Les corrélations avec la caméra sont fortes pour l'ARNe (0,61 à 0,95) et bien que significatives sont plus faibles pour l'ADNe (de 0,25 à 0,39).

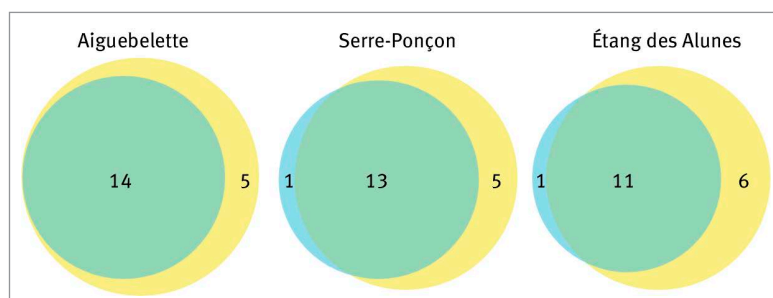
Ces corrélations varient selon les périodes : lors du pic de reproduction (21 décembre), toutes les méthodes sont parfaitement concordantes, illustrant une activité faible en journée et une augmentation du signal à partir de 19 h (figure 5). Lors des périodes à plus faible activité de reproduction (15 décembre, 13 janvier), en présence de quantité d'ARNe et ADNe plus faibles, les corrélations sont moins solides ; on note toutefois que les passages nocturnes détectés à la caméra sont reflétés dans les quantités d'ARNe et ADNe même pour des passages ponctuels d'un faible nombre d'individus (ex. : deux passages le 13 janvier) montrant la fiabilité de ces détections quantitatives.

Si l'on considère les corrélations pour toutes les données collectées (trois suivis), on constate que les approches ADNe et ARNe, ciblant le génome mitochondrial ou nucléaire, sont toutes efficaces pour décrire la présence d'individus sur un site donné et à des pas de temps de quatre heures, avec des atouts différents (tableau 1).

Tableau 1 – Récapitulatif des caractéristiques d'intensité du signal et de corrélation aux observations à la caméra acoustique associées aux suivis ADN environnemental et ARN environnemental (nucléaire ou mitochondrial).

Base nucléotidique	Génome	Intensité du signal	Corrélation avec les observations (caméra)
ADNe	nucléaire	++++	+
ADNe	mitochondrial	++	++
ARNe	nucléaire	+++	+++
ARNe	mitochondrial	+	++++

Figure 6 – Diagramme de Venn représentant les espèces détectées par ADN environnemental (en jaune) et capturées par les filets maillants (en bleu) sur trois plans d'eau (A) Aiguebelette, (B) Serre-Ponçon, (C) Étang des Aulnes.



Même si l'ARNe est plus performant pour refléter le nombre d'individus sur site, l'ADNe présente l'avantage de pouvoir être échantillonné de manière légèrement décalée (en journée) par rapport à la présence nocturne des poissons. Les résultats acquis ont également mis en évidence la nécessité de prélever à heures fixes lors de ces suivis, en cohérence avec des conclusions également obtenues en zone côtière d'un milieu marin par Jensen *et al.* (2022).

L'ADNe nucléaire permet de mesurer un signal très fort par rapport aux autres méthodes, mais ce signal peut parfois perdurer dans le temps et donc refléter moins fidèlement la présence immédiate des individus sur site. Il serait donc à privilégier pour cibler des espèces peu abondantes, et/ou lorsque les sites de reproduction sont incertains.

L'ARNe nucléaire bien corrélé à la présence des individus sur site, est un bon compromis entre intensité du signal et précision spatio-temporelle, et pourrait donc être utilisé pour suivre la dynamique de reproduction à des pas de temps courts y compris pour des espèces peu abondantes. Toutefois, les approches ARNe impliquent des contraintes notamment au niveau de la préservation des échantillons (filtration immédiate après prélèvement des échantillons, et préservation des filtres dans de l'azote liquide, à -80 °C ou à l'aide de tampon commerciaux onéreux). Au regard des résultats obtenus, la plus-value apportée par les approches ARNe semble limitée dans le cadre d'un simple suivi de la reproduction, mais de nombreuses autres perspectives d'applications sont envisageables pour étudier des phénomènes comme l'éclosion, la maturation des gamètes ou encore le stress (e.g. Tsuru *et al.*, 2021).

L'approche d'inventaire par métabarcoding des communautés piscicoles

Un projet dédié aux questions d'échantillonnage de terrain : où, quand, comment échantillonner ?

Si l'optimisation des procédures de laboratoire (i.e., extraction d'ADNe, choix des barcodes, protocoles d'amplification et méthodes de séquençage) est essentielle pour garantir une efficacité maximale du métabarcoding (Takahashi *et al.*, 2023), le protocole d'échantillonnage sur le terrain est un aspect fondamental des approches ADNe comme il l'est pour toute étude écologique (Hänfling *et al.*, 2016a ; Sellers *et al.*, 2024). Concernant le métabarcoding appliqué aux communautés piscicoles, différentes stratégies d'échantillonnages ont été mises en place selon les études recensées dans la littérature, avec des différences sur la localisation du prélèvement d'eau (en berge, en zone profonde) (Hänfling *et al.*, 2016b ; Lawson Handley *et al.*, 2019), la profondeur du prélèvement (en surface, dans la colonne d'eau) (Littlefair *et al.*, 2021), le type de prélèvement (ponctuel/discret ou intégré) (Civade *et al.*, 2016 ; Rund *et al.*, 2025 ; Vautier *et al.* 2026), la gestion des échantillons (isolés ou regroupés) (Sato *et al.*, 2017), la quantité d'eau prélevée (de quelques mL à des dizaines de litres) et la temporalité de l'échantillonnage (saison) (Lawson Handley *et al.*, 2019). Bien qu'aucune méthode ne fasse définitivement consensus, il a été établi que l'échantillonnage de la zone littorale (berges) doit être privilégié

pour détecter un maximum d'espèces à partir d'un prélèvement de surface (Zhang *et al.*, 2020), tout comme l'utilisation de cartouche de filtration fermée pour limiter les contaminations. L'échantillonnage discret, par point, est largement répandu, sans que le type d'échantillonnage (systématique, stratifié, aléatoire), la quantité d'eau prélevée ou le nombre de points ne soient standardisés. Cette technique a pour avantages de renvoyer une information localisée de la détection des espèces et sa facilité de déploiement sur le terrain. De par la distribution en patch de l'ADNe dans l'environnement lentique (Takahara *et al.*, 2012 ; Eichmiller *et al.*, 2014 ; Ghosal *et al.*, 2018 ; Pukk *et al.*, 2021), elle nécessite toutefois un nombre de points d'échantillonnage adapté, potentiellement élevé pour les grands lacs, ceci notamment pour la détection des espèces rares (Sellers *et al.*, 2024).

Dans le cadre du projet readFish illustré ici, c'est une méthode dite « intégratrice » qui a été retenue. Elle consiste à collecter un grand volume d'eau en surface et en continu le long d'un linéaire littoral (Civade *et al.*, 2016 ; Hervé *et al.*, 2022). L'objectif est que l'échantillon obtenu soit représentatif de l'ensemble des habitats rencontrés et que la détection des espèces soit moins impactée par la distribution non homogène de l'ADN dans le milieu. Comme pour toute méthode d'échantillonnage il a été nécessaire de s'intéresser à la dimension spatiale (où échantillonner) et temporelle (quand échantillonner) (Hervé *et al.*, 2022) de l'échantillonnage ainsi qu'à l'effort (le nombre de linéaires) nécessaire pour détecter un maximum d'espèces (Hervé 2023).

Les résultats du projet readFish illustrent les atouts du metabarcoding pour le suivi des communautés piscicoles lacustres. Globalement plus d'espèces sont détectées avec l'ADNe qu'avec la méthode traditionnelle utilisée pour la surveillance (filets benthiques et pélagiques), sans que ces détections ne soient de faux positifs pour

autant (figure 6). Les espèces détectées seulement par l'ADNe peuvent être soit des espèces présentes en faible nombre dans les lacs, soit des espèces avec des tailles ou des écologies particulières (ex. : espèces benthiques comme la blennie, *Salaria fluviatilis*, ou de grande taille comme le silure, *Silurus glanis*). Ces dernières sont peu ou pas capturées par les filets maillants. Il arrive aussi que de rares espèces capturées par la méthode traditionnelle ne soit pas détectées par ADNe, comme la brème bordelière (*Blicca bjoerkna*). Il peut s'agir d'une difficulté d'assignation taxonomique avec le barcode utilisé ici (barcode « teleo ») qui peut regrouper les deux brèmes (avec la brème commune, *Abramis brama*) au sein d'un même « complexe » sans toujours pouvoir les différencier (Pont *et al.*, 2018).

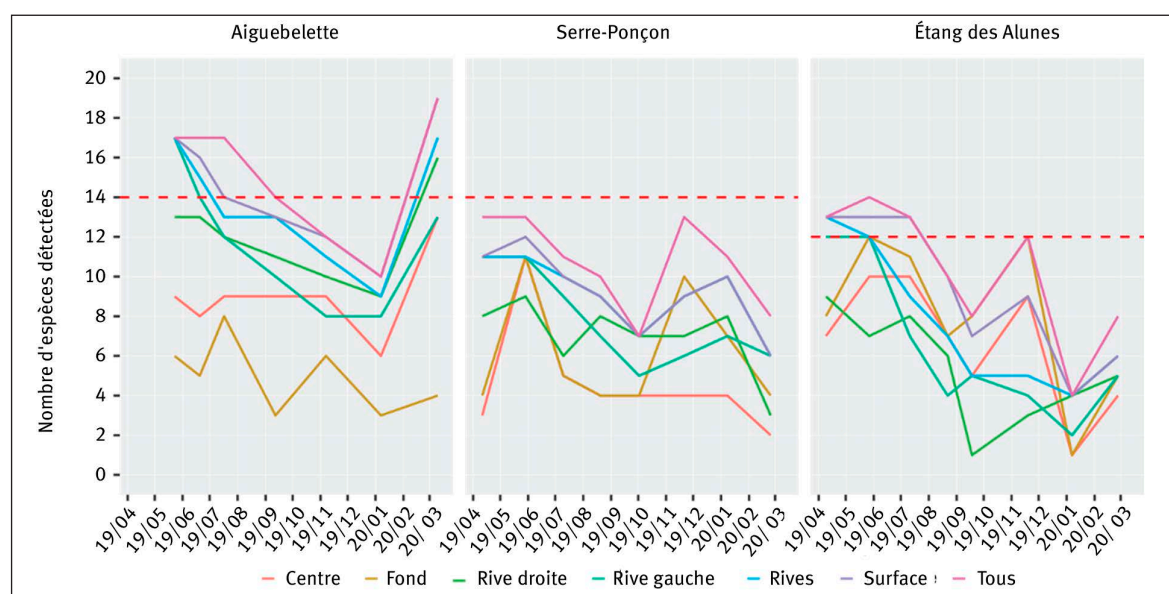
Conformément à ce qui a pu être observé dans d'autres études, c'est en berge que l'on détecte le plus grand nombre d'espèces (figure 7). Les linéaires réalisés au centre des plans d'eau permettent généralement de détecter un nombre restreint d'espèces, aussi détectables en rive. Les prélèvements d'eau en zone profonde (zone centrale du lac, eau prélevée à « fond - 2 m » environ) ont pu donner un signal complémentaire de celui obtenu pour les rives, notamment pour des espèces pélagiques peu fréquentes dans la colonne d'eau (ex. : le corégone, *Coregonus lavaretus*, à Serre-Ponçon). Néanmoins, dès que ces mêmes espèces sont abondantes au sein des plans d'eau, elles sont aussi détectées en rive.

Les résultats du metabarcoding (notamment les proportions relatives des espèces inventoriées) varient au cours de l'année en fonction de l'activité des espèces. Les périodes hivernales généralement associées avec une baisse de l'activité des ectothermes³ ne sont clairement pas les plus favorables pour détecter un maximum d'espèces lacustres. Seules des espèces psychrophiles⁴ et pélagiques peuvent être plus détectées l'hiver,

3. Un organisme ectotherme est un animal dont la température corporelle dépend principalement de la température de son environnement, car son métabolisme ne lui permet pas de réguler sa température interne lui-même.

4. Les organismes psychrophiles sont des êtres vivants adaptés aux milieux froids.

Figure 7 – Nombre d'espèces détectées sur les lacs avec les différents prélèvements ADNe indépendamment et cumulés : (A) Aiguebelette, (B) Serre-Ponçon, et (C) Étang des Aulnes, au cours de l'année et en différents endroits des lacs (l'ensemble des prélèvements, le fond, la rive droite, la rive gauche, les deux rives, les rives et le centre, tous les prélèvements confondus). Pour comparaison, le nombre d'espèces capturées par les filets maillants lors des deux dernières campagnes de pêches figure en pointillés rouges.



notamment quand elles se rapprochent des berges. Pour la majorité des autres espèces, les pics de détection se situent au printemps au moment de la reproduction (notamment en lien avec l'augmentation des quantités d'ADN dans l'eau via les gamètes) et au début d'automne.

Concernant l'effort d'échantillonnage, deux stratégies ont été proposées au cours du projet readFish, pour tenir compte de la taille des plans d'eau et du temps de mise en œuvre sur le terrain (Hervé, 2023). Les objectifs étaient de disposer d'un échantillonnage des habitats littoraux le plus exhaustif possible, tout en limitant le temps et donc les coûts inhérents au travail de terrain. Pour les plans d'eau de moins de 1 000 ha, le périmètre a été divisé en linéaires de tailles égales, l'effort variant de un à quatre linéaires pour lesquels un échantillon intégré (30 L) a été réalisé (figure 8). Pour les plans d'eau de plus de 1 000 ha, ce dispositif n'était pas envisageable. Il n'est pas possible de trouver des combinaisons de vitesse de navigation et de vitesse de filtration qui permettent de réaliser un seul échantillon pour des périmètres aussi importants. Les grands plans d'eau ont eux été échantillonnés en constituant des linéaires d'environ 5 km le long desquels un échantillon intégré (30 L) est réalisé.

Sur les huit plans d'eau de moins de 1 000 ha intégrés au projet, deux échantillons (linéaires) est un compromis satisfaisant pour avoir une bonne estimation de la diversité piscicole. L'augmentation de l'effort n'amène pas des détections supplémentaires systématiques. Quel que soit l'effort d'échantillonnage, les espèces les plus abondantes sont toujours détectées (ex. : la perche et le gardon). Les différences de détection entre efforts d'échantillonnage (nombre de linéaires) sont dues aux espèces rares à très rares. Selon les plans d'eau, le maximum de diversité a pu être détecté avec deux ou trois linéaires.

Concernant les trois grands plans d'eau de l'étude, des disparités spatiales dans la détection des espèces ont été observées entre les linéaires. Aucun linéaire n'a permis de détecter l'ensemble des espèces présentes, même les linéaires les plus aval, proches des barrages ou de l'exutoire. Globalement il faut entre sept et huit linéaires pour détecter la plus grande majorité des espèces (soit

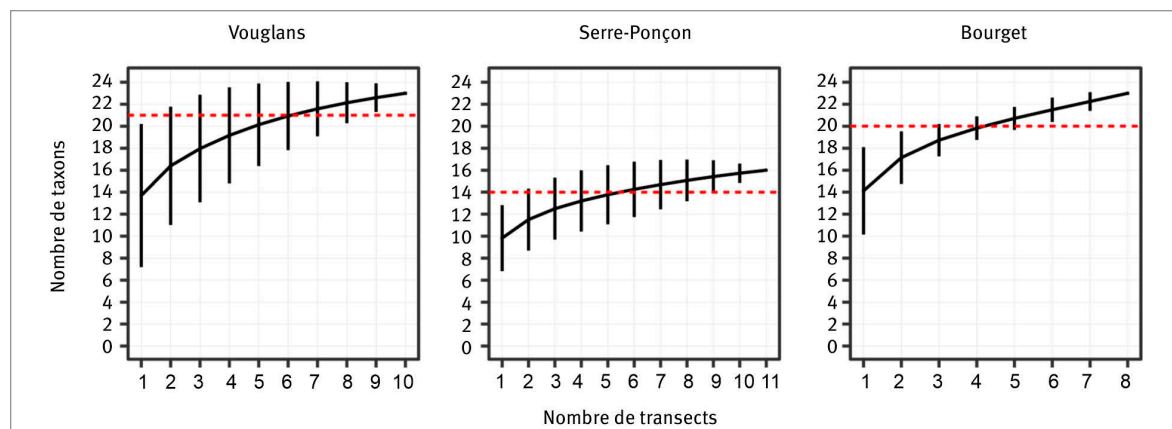
quasiment le tour complet). Dès six linéaires, le nombre moyen d'espèces détectées dépasse le nombre d'espèces capturées par les filets maillants (en cumulées sur toutes les campagnes de pêches disponibles au moment du projet; figure 8). Pour ces derniers, avec soixante filets on atteint difficilement une asymptote, relativement éloignée du nombre d'espèces détectées en ADN. En plus de la capacité de détection des espèces, la différence de temps de travail sur le terrain entre les deux méthodes est remarquable : un échantillonnage ADN est réalisée entre un jour et demi et 2 jours (à trois personnes) contre une semaine pour les campagnes au filet (à plus de trois personnes).

Le projet readFish a confirmé l'intérêt de la méthode intégratrice d'échantillonnage ADN pour la surveillance des communautés piscicoles lacustres. Le nombre d'espèces détectées par rapport à l'effort d'échantillonnage est incomparable par rapport à la méthode traditionnelle actuellement utilisée. Les inconvénients de la méthode intégratrice restent l'absence de spatialisation du signal (juste une spatialisation à très gros grain) et la limite sur la quantification précise de l'abondance (effectif, biomasse) des différentes espèces (contrairement aux filets). Les problèmes de résolution taxonomique sont eux essentiellement liés au choix du barcode (ici, *teleo*).

Aller plus loin dans la valeur quantitative des données de metabarcoding

S'inscrivant en complémentarité des avancées illustrées précédemment, un projet récent (projet Quanti-Inventory) a permis d'apporter une validation méthodologique supplémentaire pour améliorer la dimension quantitative des résultats de metabarcoding. En appliquant deux stratégies d'échantillonnage (échantillonnages discrets et intégrés), il s'est agi plus spécifiquement d'évaluer deux protocoles moléculaires visant à générer des données quantitatives consolidées à partir des résultats obtenus par metabarcoding. Ces protocoles moléculaires permettant le passage d'inventaires d'espèces, semi-quantitatifs (obtenus par metabarcoding), à des données quantitatives (nombre de copies d'ADN) estimées pour chaque espèce inventoriée.

Figure 8 – Courbe d'accumulation pour les trois plans d'eau de plus de 1 000 ha du projet readFish. Les courbes d'accumulation (noires) représentent le nombre de taxons différents détectés par les méthodes ADN (ordonnées) en fonction du nombre de linéaires (transects) présentés en abscisse. La ligne pointillée rouge représente le nombre maximal d'espèces détectées par les filets maillants lors des campagnes de suivi DCE⁵ (l'ensemble des espèces détectées au cours de toutes les campagnes de pêche disponibles).



Les deux méthodes testées pour obtenir une version « quantitative » des données de métabarcoding sont (i) inclure des standards internes (quantités connues d'ADN venant d'espèces « exotiques ») dans chaque extrait d'ADN avant le séquençage (Ex. Ushio *et al.*, 2018); (ii) combiner métabarcoding et quantification de l'ADNe de tous les poissons par dPCR (amorces généralistes ciblant les poissons, ex. Pont *et al.*, 2023) (figure 2).

Les résultats obtenus par ces deux approches ont été confrontés à des données « de références » indépendantes : d'une part des données moléculaires obtenues par dPCR utilisées pour des quantifications absolues d'ADNe des principales espèces piscicoles, et, d'autre part, des données issues de pêches scientifiques traditionnelles aux filets.

Les analyses montrent que ces choix méthodologiques influencent la robustesse quantitative du métabarcoding. La collecte de grands volumes d'eau de manière intégrée spatialement tend généralement à sous-estimer les concentrations d'ADNe. Cependant, lorsque cette méthode d'échantillonnage est combinée avec le protocole moléculaire utilisant l'ajout de standards internes, elle fournit des estimations plus robustes de l'abondance des espèces. Ainsi, l'étude met en évidence la possibilité d'améliorer la fiabilité quantitative des données notamment en incluant ces standards internes ; sur cette base, des recommandations opérationnelles sont proposées pour le suivi des communautés piscicoles (Bylemans *et al.*, in prep.).

Vers le transfert opérationnel

En s'appuyant sur l'ensemble des développements méthodologiques mentionnés ci-avant, un déploiement des méthodes ADNe pour la surveillance des assemblages piscicoles lacustres est aujourd'hui engagé sur le territoire métropolitain, via le projet Fish-DNA-Watch. Ce projet vise à transférer les protocoles de terrain vers les opérateurs (Office français de la biodiversité - OFB - dans un 1er temps) pour en tester la mise en œuvre pratique. Ce transfert s'appuyant sur la formalisation de supports écrits et vidéo détaillant les procédures de terrain s'accompagne d'un retour d'expérience des opérateurs afin d'ajuster si nécessaire certains points du protocole

proposé. Le projet inclut par ailleurs un volet de comparaison avec les méthodes traditionnelles (pêches DCE). Cette comparaison vise non seulement à confronter les composition et structure des assemblages piscicoles mais aussi les estimations d'indices de qualité écologique (dans un premier temps de type IIR et IIL)⁵ utilisés en France dans le cadre de la directive cadre sur l'eau (DCE) afin d'évaluer les possibles écarts de diagnostic entre méthodes ADNe et traditionnelles.

Cette étape représentant une première mise à l'échelle de ces méthodes d'inventaires non invasifs sera fondatrice pour anticiper un déploiement plus complet, assurer une bonne complémentarité avec les méthodes traditionnelles établies et accompagner l'évolution des compétences inhérentes à l'utilisation de ces méthodes, notamment pour les agents de terrain. L'intégration de méthodes complémentaires, notamment des approches observationnelles traditionnelles et de nouvelle génération couplées aux techniques moléculaires ADN, sera probablement essentielle pour générer un corpus complet et fiable d'informations écologiques en vue de l'évaluation de l'état des écosystèmes. ■

5. IIR et IIL pour Indice Ichtyofaune pour les Retenues et Indice Ichtyofaune Lacustre, sont les indices multimétriques officiels, basés sur les communautés piscicoles, pour évaluer respectivement le potentiel écologique des retenues et l'état écologique des plans d'eau nationaux.

REMERCIEMENTS

Les auteurs souhaitent remercier OLA - ANAEE-France pour l'appui en termes de prélèvements et mesures *in situ* en lac, et tout particulièrement le personnel mobilisé pour les suivis de la phénologie de reproduction des poissons sur le Léman. Le projet readFish a été mené en collaboration avec T. Dejean, P. Jean et A. Valentini (Spygen), T. Peroux (INRAE), J.-C. Raymond (OFB). Le projet Quanti-Fish a été mené en collaboration avec J. Guillard, C. Rautureau et Q. Godeaux (INRAE), et avec l'appui de J.-C. Hustache, P. Perney, P. Quetin, L. Gobillot. Le projet FishDNA-Watch a été mené en collaboration avec Julie Neury-Ormanni pour l'appui à la coordination du déploiement national et aux ingénieurs et techniciens des directions régionales de l'OFB, et grâce à l'appui technique de A. Aubin (INRAE). Nous les remercions pour leur soutien à la réalisation de ces recherches.

Encadré 3 – Glossaire

Amorces : courtes séquences ADN simple brin (une dizaine de nucléotides) servant de site de reconnaissance et d'ancrage pour l'ADN polymérase, enzyme permettant l'amplification spécifique d'un fragment ADN d'intérêt lors de la PCR. Les amorces, vont par paire, et sont des séquences complémentaires à la région ADN d'intérêt et la délimite physiquement en l'encadrant.

Amplicons/Produits de PCR : fragments d'ADN obtenus par amplification à la suite d'une PCR.

Barcode : courte séquence d'ADN présente sur un gène universel d'une communauté cible permettant l'identification d'une grande diversité d'organismes.

Métabarcoding : méthode d'analyse d'ADN par séquençage haut débit d'un court fragment de gène « barcode » permettant d'étudier la diversité d'une communauté cible dans un échantillon environnemental.

PCR : *Polymérase Chain Reaction*/Réaction de polymérase en chaîne. Technique permettant l'amplification d'un fragment de matériel génétique cible.

PCR digitale : technique qui quantifie de façon absolue l'ADN ou l'ARN en répartissant l'échantillon dans de nombreuses micro-réactions indépendantes ce qui permet une détection très sensible des événements rares.

Séquençage haut-débit : le séquençage de l'ADN permet la détermination de l'ordre d'enchaînement des nucléotides pour un fragment d'ADN cible. Les techniques de séquençage haut-débit permettent l'obtention rapide de séquences de millions de fragments ADN en parallèle.

RÉFÉRENCES

- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., Winemiller, K. O., & Ripple, W. J. (2021). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 50, 85-94. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- Altermatt, F., Couton, M., Carraro, L., Keck, F., Lawson-Handley, L., Leese, F., Zhang, X., Zhang, Y., & Blackman, R. C. (2025). Utilizing aquatic environmental DNA to address global biodiversity targets. *Nature Reviews Biodiversity*, 1(5), 332-346. <https://doi.org/10.1038/s44358-025-00044-x>
- Barnes, M. A., Turner, C. R., Jerde, C. L., Renshaw, M. A., Chadderton, W. L., & Lodge, D. M. (2014). Environmental Conditions Influence eDNA Persistence in Aquatic Systems. *Environmental Science & Technology*, 48(3), 1819-1827. <https://doi.org/10.1021/es404734p>
- Bracken, F. S. A., Rooney, S. M., Kelly-Quinn, M., King, J. J., & Carlsson, J. (2019). Identifying Spawning Sites and Other Critical Habitat in Lotic Systems Using eDNA "Snapshots": A Case Study Using the Sea Lamprey *Petromyzon marinus* L. *Ecology and Evolution*, 9, 553-567. <https://doi.org/10.1002/ece3.4777>
- Bylemans, J., Furlan, E. M., Hardy, C. M., McGuffie, P., Lintermans, M. & Gleeson, D. M. (2017). An environmental DNA-based method for monitoring spawning activity: a case study, using the endangered Macquarie perch (*Macquaria australasica*). *Methods In Ecology And Evolution*, 8(5), 646-655. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12709>
- Bylemans, J., Gleeson, D. M., Hardy, C. M., & Furlan, E. (2018). Toward an ecoregion scale evaluation of eDNA metabarcoding primers : A case study for the freshwater fish biodiversity of the Murray–Darling Basin (Australia). *Ecology And Evolution*, 8(17), 8697-8712. <https://doi.org/10.1002/ece3.4387>
- Capo, E., Spong, G., Koizumi, S., Puts, I., Olajos, F., Königsson, H., Karlsson, J., & Byström, P. (2021). Droplet digital PCR applied to environmental DNA, a promising method to estimate fish population abundance from humic-rich aquatic ecosystems. *Environmental DNA*, 3(2), 343-352. <https://doi.org/10.1002/edn3.115>
- Civade, R., Dejean, T., Valentini, A., Roset, N., Raymond, J., Bonin, A., Taberlet, P., & Pont, D. (2016). Spatial Representativeness of Environmental DNA Metabarcoding Signal for Fish Biodiversity Assessment in a Natural Freshwater System. *PLoS ONE*, 11(6), e0157366. <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0157366>
- Closek, C., Starks, H., Andruszkiewicz, E., Boehm, A. (2019). Environmental DNA (eDNA) extraction with modified Qiagen DNeasy Blood & Tissue kit. *protocols.io* <https://dx.doi.org/10.17504/protocols.io.yrqfv5w>
- Cristescu, M. E. (2019). Can environmental RNA revolutionize biodiversity science ? *Trends In Ecology & Evolution*, 34(8), 694-697. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.05.003>
- Deiner, K., & Altermatt, F. (2014). Transport Distance of Invertebrate Environmental DNA in a Natural River. *PLoS ONE*, 9(2), e88786. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088786>
- Di Muri, C., Lawson Handley, L., Bean, C. W., Benucci, M., Harper, L. R., James, B., Li, J., Winfield, I. J., & Hänfling, B. (2023). Spatio-temporal monitoring of lake fish spawning activity using environmental DNA metabarcoding. *Environmental DNA*, 5, 849-860. <https://doi.org/10.1002/edn3.343>
- Domaizon, I., Winegardner, A., Capo, E., Gauthier, J., & Gregory-Eaves, I. (2017). DNA-based methods in paleolimnology : new opportunities for investigating long-term dynamics of lacustrine biodiversity. *Journal Of Paleolimnology*, 58(1), 1-21. <https://doi.org/10.1007/s10933-017-9958-y>
- Dudgeon, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), 960-967. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.002>
- Eichmiller, J. J., Bajer, P. G., & Sorensen, P. W. (2014). The Relationship between the Distribution of Common Carp and Their Environmental DNA in a Small Lake. *PLoS ONE*, 9(11), e112611. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112611>
- Ficetola, G. F., Miaud, C., Pompanon, F., & Taberlet, P. (2008). Species detection using environmental DNA from water samples. *Biology Letters*, 4(4), 423-425. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2008.0118>
- Gauvin, P., Domaizon, I., Bouchez, A. & Rimet, F. (2025). Environmental Matrices Need Consideration: Insights From Water and Biofilm Environmental DNA for Multi-Taxonomic Biomonitoring. *Environmental DNA*, 7, e70079. <https://doi.org/10.1002/edn3.70079>
- Ghosal, R., Eichmiller, J. J., Witthuhn, B. A., & Sorensen, P. W. (2018). Attracting Common Carp to a bait site with food reveals strong positive relationships between fish density, feeding activity, environmental DNA, and sex pheromone release that could be used in invasive fish management. *Ecology and Evolution*, 8(13), 6714-6727. <https://doi.org/10.1002/ece3.4169>
- Hänfling, B., Handley, L. L., Read, D. S., & Winfield, I. (2016a). *eDNA-based metabarcoding as a monitoring tool for fish in large lakes*. Report – SC140018/R, Environment Agency, Horizon House, Deanery Road, Bristol, BS1 5AH. <https://cieem.net/resource/edna-based-metabarcoding-as-a-monitoring-tool-for-fish-in-large-lakes/>
- Hänfling, B., Handley, L. L., Read, D. S., Hahn, C., Li, J., Nichols, P., Blackman, R. C., Oliver, A., & Winfield, I. (2016b). Environmental DNA metabarcoding of lake fish communities reflects long-term data from established survey methods. *Molecular Ecology*, 25(13), 3101-3119. <https://doi.org/10.1111/mec.13660>
- Harrison, J. B., Sunday, J. M., Rogers, S. M. (2019). Predicting the fate of eDNA in the environment and implications for studying biodiversity. *Proceedings Of The Royal Society B Biological Sciences*, 286(1915), 20191409. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.1409>
- Harper, L. R., Handley, L. L., Carpenter, A. I., Ghazali, M., Di Muri, C., Macgregor, C. J., Logan, T. W., Law, A., Breithaupt, T., Read, D. S., McDevitt, A. D., & Hänfling, B. (2019). Environmental DNA (eDNA) metabarcoding of pond water as a tool to survey conservation and management priority mammals. *Biological Conservation*, 238, 108225. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108225>
- Hervé, A. (2023). *Standardisation d'une méthode de suivi de la faune piscicole en écosystèmes lenticques par l'ADN environnemental*. Université Savoie Montblanc. https://theses.hal.science/tel-04499862/file/HERVE_2023_archivage.pdf
- Hervé, A., Domaizon, I., Baudoin, J., Dejean, T., Gibert, P., Jean, P., Peroux, T., Raymond, J., Valentini, A., Vautier, M., & Logez, M. (2022). Spatio-temporal variability of eDNA signal and its implication for fish monitoring in lakes. *PLOS ONE*, 17, e0272660. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0272660>

RÉFÉRENCES

- Jensen, M. R., Sigsgaard, E. E., De Paula Ávila, M., Agersnap, S., Brenner-Larsen, W., Sengupta, M. E., Xing, Y., Krag, M. A., Knudsen, S. W., Carl, H., Möller, P. R., & Thomsen, P. F. (2022). Short-term temporal variation of coastal marine eDNA. *Environmental DNA*, 4(4), 747-762. <https://doi.org/10.1002/edn3.285>
- Jo, T., Arimoto, M., Murakami, H., Masuda, R., & Minamoto, T. (2020). Estimating shedding and decay rates of environmental nuclear DNA with relation to water temperature and biomass. *Environmental DNA*, 2(2), 140-151. <https://doi.org/10.1002/edn3.51>
- Lacoursière-Roussel, A., Côté, G., Leclerc, V. & Bernatchez, L. (2016). Quantifying relative fish abundance with eDNA: a promising tool for fisheries management. *Journal Of Applied Ecology*, 53(4), 1148-1157. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12598>
- Handley, L. L., Read, D. S., Winfield, I. J., Kimbell, H., Johnson, H., Li, J., Hahn, C., Blackman, R., Wilcox, R., Donnelly, R., Szitenberg, A., & Hänfling, B. (2019). Temporal and spatial variation in distribution of fish environmental DNA in England's largest lake. *Environmental DNA*, 1(1), 26-39. <https://doi.org/10.1002/edn3.5>
- Littlefair, J. E., Hrenchuk, L. E., Blanchfield, P. J., Rennie, M. D., & Cristescu, M. E. (2021). Thermal stratification and fish thermal preference explain vertical eDNA distributions in lakes. *Molecular Ecology*, 30(13), 3083-3096. <https://doi.org/10.1111/mec.15623>
- Lopez, M. L. D., Bonderud, M., Allison, M. J., MacDermid, F., Ussery, E. J., McMaster, M. E., Dersch, A., Drevnick, P., & Helbing, C. C. (2024). Reconstructing historical fish occurrence and documenting human-mediated introductions in lakes using sedimentary DNA. *Global Ecology And Conservation*, 54, e03040. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e03040>
- Marshall, N. T., Vanderploeg, H. A. & Chaganti, S. R. (2021). Environmental (e)RNA advances the reliability of eDNA by predicting its age. *Scientific Reports*, 11(1), 2769. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-82205-4>
- Miya, M., Sato, Y., Fukunaga, T., Sado, T., Poulsen, J. Y., Sato, K., Minamoto, T., Yamamoto, S., Yamanaka, H., Araki, H., Kondoh, M., & Iwasaki, W. (2015). MiFish, a set of universal PCR primers for metabarcoding environmental DNA from fishes: detection of more than 230 subtropical marine species. *Royal Society Open Science*, 2(7), 150088. <https://doi.org/10.1098/rsos.150088>
- Miyata, K., Inoue, Y., Amano, Y., Nishioka, T., Yamane, M., Kawaguchi, T., Morita, O., & Honda, H. (2021). Fish environmental RNA enables precise ecological surveys with high positive predictivity. *Ecological Indicators*, 128, 107796. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107796>
- Nevers, M. B., Byappanahalli, M. N., Morris, C. C., Shively, D., Przybyla-Kelly, K., Spoljaric, A. M., Dickey, J., & Roseman, E. F. (2018). Environmental DNA (eDNA) : A tool for quantifying the abundant but elusive round goby (*Neogobius melanostomus*). *PLoS ONE*, 13(1), e0191720. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191720>
- Pawlowski, J., Kelly-Quinn, M., Altermatt, F., Apothéloz-Perret-Gentil, L., Beja, P., Boggero, A., Borja, A., Bouchez, A., Cordier, T., Domaizon, I., Feio, M. J., Filipe, A. F., Fornaroli, R., Graf, W., Herder, J., Van Der Hoorn, B., Jones, J. I., Sagova-Mareckova, M., Moritz, C., ... Kahlert, M. (2018). The future of biotic indices in the ecogenomic era : Integrating (e)DNA metabarcoding in biological assessment of aquatic ecosystems. *The Science Of The Total Environment*, 637-638, 1295-1310. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.002>
- Pawlowski, J., Apothéloz-Perret-Gentil, L., & Altermatt, F. (2020). Environmental DNA : What's behind the term ? Clarifying the terminology and recommendations for its future use in biomonitoring. *Molecular Ecology*, 29(22), 4258-4264. <https://doi.org/10.1111/mec.15643>
- Pont, D., Rocle, M., Valentini, A., Civade, R., Jean, P., Maire, A., Roset, N., Schabuss, M., Zornig, H., & Dejean, T. (2018). Environmental DNA reveals quantitative patterns of fish biodiversity in large rivers despite its downstream transportation. *Scientific Reports*, 8(1), 10361. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-28424-8>
- Pont, D., Meulenbroek, P., Bammer, V., Dejean, T., Erős, T., Jean, P., Lenhardt, M., Nagel, C., Pekarik, L., Schabuss, M., Stoeckle, B. C., Stoica, E., Zornig, H., Weigand, A., & Valentini, A. (2023). Quantitative monitoring of diverse fish communities on a large scale combining eDNA metabarcoding and qPCR. *Molecular Ecology Resources*, 23(2), 396-409. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13715>
- Pukk, L., Kanefsky, J., Heathman, A. L., Weise, E. M., Nathan, L. R., Herbst, S. J., Sard, N. M., Scribner, K. T., & Robinson, J. D. (2021). eDNA metabarcoding in lakes to quantify influences of landscape features and human activity on aquatic invasive species prevalence and fish community diversity. *Diversity And Distributions*, 27(10), 2016-2031. <https://doi.org/10.1111/ddi.13370>
- Rodríguez-Ezpeleta, N., Zinger, L., Kinziger, A., Bik, H. M., Bonin, A., Coissac, E., Emerson, B. C., Lopes, C. M., Pelletier, T. A., Taberlet, P., & Narum, S. (2021). Biodiversity monitoring using environmental DNA. *Molecular Ecology Resources*, 21(5), 1405-1409. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13399>
- Rourke, M. L., Fowler, A. M., Hughes, J. M., Broadhurst, M. K., DiBattista, J. D., Fielder, S., Walburn, J. W., & Furlan, E. M. (2022). Environmental DNA (eDNA) as a tool for assessing fish biomass : A review of approaches and future considerations for resource surveys. *Environmental DNA*, 4(1), 9-33. <https://doi.org/10.1002/edn3.185>
- Rund, H., Kurmayer, R., Dobrovolsky, S., Luger, M., & Wanzenböck, J. (2025). Application of eDNA metabarcoding to assess spatial distribution and habitat use by freshwater fish in a peri-alpine lake. *Ecological Indicators*, 174, 113459. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113459>
- Sato, H., Sogo, Y., Doi, H., & Yamanaka, H. (2017). Usefulness and limitations of sample pooling for environmental DNA metabarcoding of freshwater fish communities. *Scientific Reports*, 7(1), 14860. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14978-6>
- Sayer, C. A., Fernando, E., Jimenez, R. R., Macfarlane, N. B. W., Rapacciolo, G., Böhm, M., Brooks, T. M., Contreras-MacBeath, T., Cox, N. A., Harrison, I., Hoffmann, M., Jenkins, R., Smith, K. G., Vié, J., Abbott, J. C., Allen, D. J., Allen, G. R., Barrios, V., Boudot, J., ... Darwall, W. R. T. (2025). One-quarter of freshwater fauna threatened with extinction. *Nature*, 638(8049), 138-145. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-08375-z>
- Sellers, G. S., Jerde, C. L., Harper, L. R., Benucci, M., Di Muri, C., Li, J., Peirson, G., Walsh, K., Hatton-Ellis, T., Duncan, W., Duguid, A., Ottewell, D., Willby, N., Law, A., Bean, C. W., Winfield, I. J., Read, D. S., Handley, L. L., & Hänfling, B. (2024). Optimising species detection probability and sampling effort in lake fish eDNA surveys. *Metabarcoding And Metagenomics*, 8. <https://doi.org/10.3897/mbmg.8.104655>

RÉFÉRENCES

- Seymour, M., Durance, I., Cosby, B. J., Ransom-Jones, E., Deiner, K., Ormerod, S. J., Colbourne, J. K., Wilgar, G., Carvalho, G. R., De Bruyn, M., Edwards, F., Emmett, B. A., Bik, H. M., & Creer, S. (2018). Acidity promotes degradation of multi-species environmental DNA in lotic mesocosms. *Communications Biology*, 1(1), 4. <https://doi.org/10.1038/s42003-017-0005-3>
- Stewart, K. A. (2019). Understanding the effects of biotic and abiotic factors on sources of aquatic environmental DNA. *Biodiversity and Conservation*, 28, 983-1001. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01709-8>
- Taberlet, P., Coissac, E., Hajibabaei, M., & Rieseberg, L. H. (2012). Environmental DNA. *Molecular Ecology*, 21(8), 1789-1793. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2012.05542.x>
- Takahara, T., Minamoto, T., Yamanaka, H., Doi, H., & Kawabata, Z. (2012). Estimation of Fish Biomass Using Environmental DNA. *PLoS ONE*, 7(4), e35868. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035868>
- Takahashi, M., Saccò, M., Kestel, J. H., Nester, G., Campbell, M. A., Van Der Heyde, M., Heydenrych, M. J., Juszkiwicz, D. J., Nevill, P., Dawkins, K. L., Bessey, C., Fernandes, K., Miller, H., Power, M., Mousavi-Derazmahalleh, M., Newton, J. P., White, N. E., Richards, Z. T., & Allentoft, M. E. (2023). Aquatic environmental DNA: A review of the macro-organismal biomonitoring revolution. *The Science Of The Total Environment*, 873, 162322. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162322>
- Takeuchi, A., Iijima, T., Kakuzen, W., Watanabe, S., Yamada, Y., Okamura, A., Horie, N., Mikawa, N., Miller, M. J., Kojima, T., & Tsukamoto, K. (2019). Release of eDNA by different life history stages and during spawning activities of laboratory-reared Japanese eels for interpretation of oceanic survey data. *Scientific Reports*, 9(1), 6074. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-42641-9>
- Thalinger, B., Kirschner, D., Pütz, Y., Moritz, C., Schwarzenberger, R., Wanzenböck, J., & Traugott, M. (2021). Lateral and longitudinal fish environmental DNA distribution in dynamic riverine habitats. *Environmental DNA*, 3(1), 305-318. <https://doi.org/10.1002/edn3.171>
- Thomsen, P. F., & Willerslev, E. (2015). Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biological Conservation*, 183, 4-18. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.019>
- Tsuri, K., Ikeda, S., Hirohara, T., Shimada, Y., Minamoto, T., & Yamanaka, H. (2021). Messenger RNA typing of environmental RNA (eRNA) : A case study on zebrafish tank water with perspectives for the future development of eRNA analysis on aquatic vertebrates. *Environmental DNA*, 3(1), 14-21. <https://doi.org/10.1002/edn3.169>
- Ushio, M., Murakami, H., Masuda, R., Sado, T., Miya, M., Sakurai, S., Yamanaka, H., Minamoto, T., & Kondoh, M. (2018). Quantitative monitoring of multispecies fish environmental DNA using high-throughput sequencing. *Metabarcoding And Metagenomics*, 2. <https://doi.org/10.3897/mbmg.2.23297>
- Valentini, A., Taberlet, P., Miaud, C., Civade, R., Herder, J., Thomsen, P. F., Bellemain, E., Besnard, A., Coissac, E., Boyer, F., Gaboriaud, C., Jean, P., Poulet, N., Roset, N., Copp, G. H., Geniez, P., Pont, D., Argillier, C., Baudoin, J.,... Dejean, T. (2016). Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Molecular Ecology*, 25(4), 929-942. <https://doi.org/10.1111/mec.13428>
- Vautier, M., Chardon, C., Goulon, C., Guillard, J., & Domaizon, I. (2023). A quantitative eDNA-based approach to monitor fish spawning in lakes : Application to European perch and whitefish. *Fisheries Research*, 264, 106708. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2023.106708>
- Vautier, M., Bylemans, J., Baudoin, J., Guillard, J., Goulon, C., Logez, M., & Domaizon, I. (2026). Environmental DNA (eDNA) sampling strategies influence estimates of lake fish eDNA concentrations. *Knowledge And Management Of Aquatic Ecosystems*, 427, 9. <https://doi.org/10.1051/kmae/2026004>
- Von Ammon, U., Wood, S. A., Laroche, O., Zaiko, A., Lavery, S. D., Inglis, G. J., & Pochon, X. (2019). Linking Environmental DNA and RNA for Improved Detection of the Marine Invasive Fanworm *Sabella spallanzanii*. *Frontiers In Marine Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00621>
- WWF. (2020). Rapport planète vivante 2020. https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2020-11/20200910_Rapport_Planete_Vivante_WWF.pdf
- Zhang, S., Lu, Q., Wang, Y., Wang, X., Zhao, J., & Yao, M. (2020). Assessment of fish communities using environmental DNA : Effect of spatial sampling design in lentic systems of different sizes. *Molecular Ecology Resources*, 20(1), 242-255. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13105>
- Zou, N., Wang, S., Wang, S., Qiu, W., Kong, W., Wang, G., Wang, S., & Wang, S. (2025). Environmental RNA as a transformative tool for aquatic ecosystem health assessment : progress and challenges. *Ecological Indicators*, 180, 114328. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.114328>



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, le numéro de l'article et le DOI..

Analyse du phytoplancton par l'ADN environnemental : nouveaux outils pour évaluer la qualité écologique des plans d'eau

Clélia DURAN^{1,3}, Benjamin ALRIC^{1,3}, Christophe LAPLACE-TREYTURE^{2,3}, Isabelle DOMAIZON^{1,3}, Laurine VIOLLAZ¹, Frédéric RIMET^{1,3}

¹ Université Savoie-Mont Blanc, INRAE, CARTEL, 75 bis avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains, France.

² INRAE, EABX, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas-Gazinet, France.

³ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Benjamin Alric, benjamin.alric@inrae.fr ; Frédéric Rimet, frédéric.rimet@inrae.fr

Le projet PhytoDOM a évalué des méthodes de bioindication innovantes, fondées sur le métabarcoding ADN du phytoplancton, pour les masses d'eau lacustres en France (métropole et départements et régions d'Outre-Mer). Après cinq années de tests sur différentes stratégies d'analyses moléculaires et outils d'évaluation, ce projet propose des protocoles applicables en routine pour évaluer la qualité écologique des plans d'eau. Cet article en synthétise les principaux résultats et perspectives.

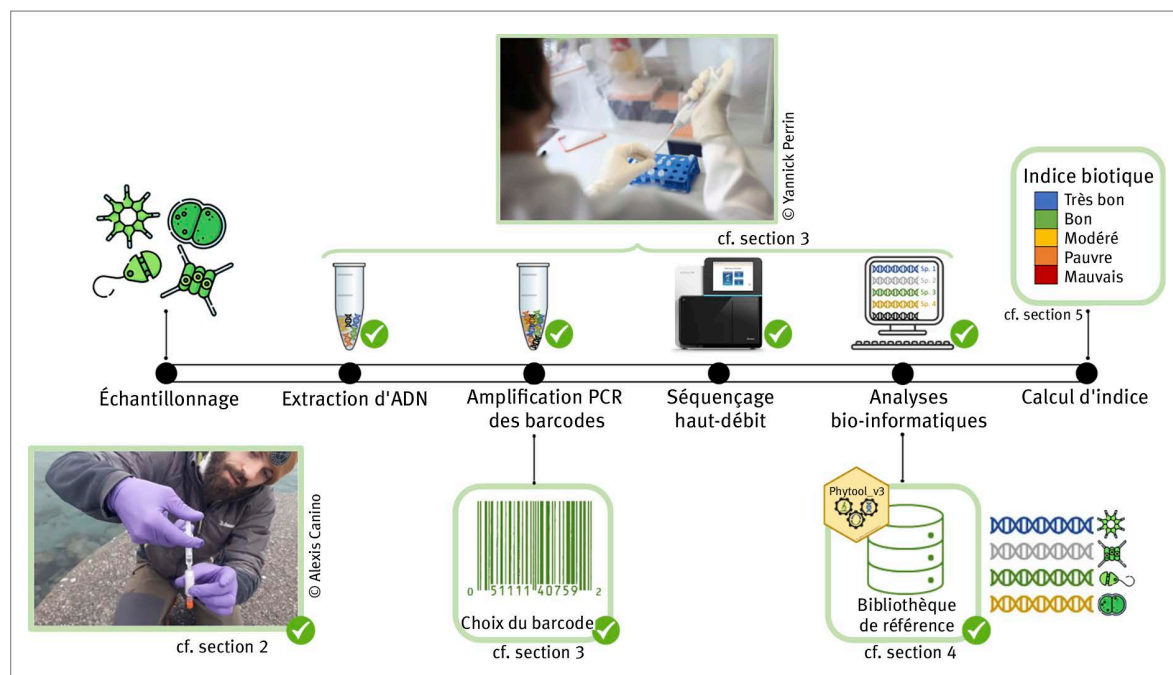
Introduction

Le phytoplancton regroupe les micro-organismes photosynthétiques vivant librement dans la colonne d'eau des plans d'eau. Il est composé d'une grande diversité d'organismes : microalgues eucaryotes et cyanobactéries estimées à plus de soixante-cinq mille espèces (Guiry et Guiry, 2025). Le phytoplancton est un compartiment biologique situé à la base de la chaîne trophique. Il joue un rôle important dans la biomasse, la biodiversité, la dynamique des réseaux trophiques et des processus biogéochimiques des plans d'eau (Bernard et Duperron, 2024). Cette communauté biologique répond rapidement aux perturbations environnementales et est directement affectée par les pressions humaines (Salmaso et Cerasino, 2012). Ces caractéristiques en font un élément biologique clef, dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), pour la biosurveillance des plans d'eau et l'évaluation de leur qualité écologique. En France, un indice biotique, l'indice phytoplancton lacustre (IPLAC), permettant d'évaluer la qualité éco-

logique des plans d'eau a été développé ces dernières années (Laplace-Treyture et Feret, 2016). Il se base sur l'identification et le comptage en microscopie optique des espèces composant le phytoplancton. Les analyses par microscopie sont toutefois relativement longues et coûteuses, nécessitant une expertise pointue en taxonomie, et ne permettent pas la détection de certaines espèces trop petites ou trop similaires morphologiquement (espèces cryptiques).

D'un autre côté, l'approche métabarcoding ADN est une méthode alternative d'identification des êtres vivants qui est basée sur le séquençage de courts fragments d'ADN environnemental (Egea, 2024). Cette approche peut se révéler moins coûteuse, plus rapide, et permet de détecter une partie de la diversité difficile à identifier en microscopie optique. Ainsi, l'utilisation du métabarcoding ADN dans le cadre de la bioindication phytoplanctonique représente une alternative intéressante à l'approche microscopique.

Figure 1 – Schéma des étapes de préparation et d'analyse des échantillons de phytoplancton par métabarcoding ADN pour utilisation en bioindication. La section 2 représente la section «L'échantillonnage du phytoplancton pour l'analyse métabarcoding ADN». La section 3 représente la section «Préparation et analyse de phytoplancton par séquençage métabarcoding». La section 4 représente la section «Identifier les séquences environnementales : la bibliothèque de barcodes ADN de référence Phytool» et la section 5 représente la section «Développement d'indices d'évaluation de la qualité des plans d'eau basés sur l'analyse métabarcoding du phytoplancton».



Le projet PhytoDOM a été déployé afin de tester des méthodes de bioindication basées sur le métabarcoding ADN du phytoplancton, applicables sur l'ensemble des masses d'eau lacustres de France (métropole et départements et régions d'outre-mer). Pour cela, différentes stratégies d'analyses moléculaires ainsi que différents outils d'évaluation basés sur ces analyses ont été testés. Nous présentons dans cet article un résumé du travail réalisé durant les cinq années du projet qui nous a permis de proposer des protocoles et outils qui, à l'avenir, pourraient être appliqués pour l'évaluation en routine par le phytoplancton de la qualité écologique des plans d'eau.

L'échantillonnage du phytoplancton pour l'analyse par métabarcoding ADN

L'échantillonnage est la première étape de toute analyse de communauté biologique (figure 1). Dans le cadre de l'analyse du phytoplancton par métabarcoding ADN, la méthode d'échantillonnage est identique à celle utilisée pour l'analyse par identification microscopique pour les suivis DCE. Cela consiste à prélever, à l'aide d'un échantillonneur d'eau intégrateur, un échantillon d'eau intégré sur la zone euphotique de la colonne d'eau, qui s'étend de la surface à 2,5 fois la profondeur donnée par le disque de Secchi (norme AFNOR XP T90-719). Par la suite, 250 ml d'eau de ce prélèvement préalablement homogénéisé sont filtrés sur le terrain à l'aide d'une seringue munie d'un filtre fermé (Sterivex®, porosité 0,45 µm). Un tampon de préservation est ajouté dans le filtre qui est ensuite stocké à - 20 °C. Un protocole et une vidéo décrivant la procédure d'échantillonnage à suivre sur le terrain sont disponibles en ligne¹ (Canino et al., 2025).

Ce protocole a été éprouvé sur le terrain lors de plusieurs campagnes de prélèvements entre 2021 et 2023 qui ont été réalisées dans le cadre du projet PhytoDOM par des bureaux d'étude aussi bien en France métropolitaine que dans les départements et régions d'outre-mer. La facilité de réalisation du protocole, et notamment sa rapidité d'exécution (environ cinq minutes) a permis son déploiement sur près de deux cents plans d'eau et rivières et de récolter environ un millier d'échantillons.

Préparation et analyse des échantillons de phytoplancton par séquençage métabarcoding

Plusieurs étapes sont à réaliser dans une analyse de métabarcoding : l'extraction de l'ADN, l'amplification (PCR²) des barcodes ADN, le séquençage et l'analyse bioinformatique (figure 1). Pour chacune d'entre elles, des choix ont été opérés après une série de tests décrits ci-dessous.

Pour l'étape d'extraction de l'ADN, de nombreux kits et protocoles existent sur le marché. Les quatre plus communs ont été testés sur des communautés synthétiques et naturelles de lacs alpins. Le protocole donnant les meilleurs résultats a été sélectionné (*Nucleospin soil Macherey-Nagel*®) et mis en ligne pour un accès et une utilisation libre.

Pour l'étape d'amplification (PCR) d'un barcode ADN, il est nécessaire dans un premier temps de choisir le barcode à amplifier. Un barcode ADN doit rassembler

1. https://www.youtube.com/watch?v=x_to-o63Qno

2. Polymerase Chain Reaction.

certaines propriétés indispensables permettant de respecter les quatre règles suivantes (Falentin *et al.*, 2019) :

1. Il faut cibler un gène universel de la communauté étudiée ;

2. Il faut définir une courte région du gène, qui est variable entre les différents taxons de la communauté ;

3. Cette région de gène doit être flanquée de zones hautement conservées pour cibler le barcode d'intérêt ;

4. Le barcode doit avoir une taille (en nombre de paires de base) adaptée aux capacités de la technologie de séquençage utilisée (dans notre cas Illumina MiSeq ©).

L'ARN ribosomal (ARNr), nécessaire à la vie, est présent chez tous les organismes cellulaires (règle 1). Les gènes des ARNr 16S et 23S sont donc des gènes candidats pour l'étude du phytoplancton (Decelle *et al.*, 2015 ; Djemiel *et al.*, 2020) car ils sont présents chez toutes les cyanobactéries et dans les chloroplastes des cellules eucaryotes photosynthétiques. Afin de séquencer un fragment de ces gènes, il est nécessaire de l'amplifier et donc de définir des amorces spécifiques des organismes ciblés (ici les cyanobactéries et les microalgues eucaryotes) en respectant les règles 2, 3 et 4.

La sélection du barcode d'intérêt et du meilleur couple d'amorce pour l'analyse du phytoplancton ont fait l'objet d'une étape importante de développement dont les résultats sont accessibles dans l'article scientifique de Canino *et al.* (2023). Une étude bibliographique ainsi que la bibliothèque de référence Phytool ont permis d'identifier vingt couples d'amorces ciblant les gènes des ARNr 16S et 23S. Des tests bio-informatiques sur des données *in silico* suivis de tests *in vitro* sur des communautés synthétiques (composées à partir de la collection de cultures³ de microalgues de l'UMR CARTEL⁴) ont permis de sélectionner un couple d'amorce spécifique pour chaque gène, permettant ainsi d'amplifier spécifiquement l'ADN des cyanobactéries et des microalgues eucaryotes. Ces travaux ont également montré que les amorces ciblant le gène de l'ARNr 23S présentaient une meilleure précision taxonomique, une meilleure fidélité pour retranscrire les abondances relatives des organismes, et une meilleure spécificité pour le phytoplancton avec moins de bactéries hétérotrophes amplifiées.

Après l'étape d'amplification, les échantillons ont été séquencés avec la technologie Illumina MiSeq, qui est la technologie actuellement la plus communément utilisée pour le métabarcoding ADN.

La dernière étape est le traitement bio-informatique. Cette étape est essentielle pour le traitement des données issues du séquençage (Falentin *et al.*, 2019). Ce traitement consiste à utiliser un pipeline d'analyse libre d'accès (DADA2, Callahan *et al.*, 2016) et utilisable avec le logiciel R (R Core Team, 2025) pour transformer les données brutes (c'est-à-dire les séquences génétiques) en données quantitatives (c'est-à-dire des tables d'abondances relatives des séquences) utilisables pour le calcul d'indices biotiques. Concrètement, ce pipeline (communément utilisé en métabarcoding et mis à jour régulière-

ment) permet de regrouper les séquences appartenant à un même taxon entre elles et connaître les abondances relatives de chaque séquence dans chaque échantillon. Ce pipeline d'analyse nécessite un paramétrage spécifique au type de données, paramètres que nous avons optimisés et fixés pour le phytoplancton. L'intégralité du processus d'analyses bio-informatiques stabilisé est en accès libre⁵.

Identifier les séquences environnementales : la bibliothèque de barcodes ADN de référence Phytool

Pour identifier taxonomiquement (ex. : nom de genre, d'espèce) les séquences obtenues en sortie du séquençage haut-débit des échantillons environnementaux (nous parlons alors d'assignation taxonomique) une bibliothèque de barcodes ADN de référence est nécessaire (figure 1). Cette bibliothèque est constituée de séquences de référence – ou barcodes de référence – provenant d'organismes préalablement identifiés. Dans le cas des microalgues, les séquences de références proviennent majoritairement de cultures maintenues dans des collections, bien que certaines proviennent également d'échantillons naturels. Une étape de curation régulière de la bibliothèque de référence est essentielle afin de garantir la qualité des séquences ainsi que la disponibilité des métadonnées associées permettant leur réutilisation. Cette étape est réalisée par des experts. Un autre point important est le niveau de complétude de la bibliothèque de référence pour le barcode ADN utilisé. En effet, pour optimiser l'assignation taxonomique de séquences environnementales, il est primordial que la diversité du groupe biologique ciblé soit bien représentée dans la bibliothèque au risque sinon qu'une part importante des séquences environnementales ne soit pas assignée et donc utilisée.

Il existe de nombreuses bibliothèques de barcodes ADN de référence : des généralistes regroupant plusieurs gènes marqueurs ou des spécifiques d'un gène marqueur. Toutefois, il manquait une bibliothèque de référence couvrant le phytoplancton, la plus exhaustive possible et portant sur plusieurs gènes marqueurs. Une bibliothèque de référence, Phytool (Canino *et al.*, 2021) a donc été construite. Cette bibliothèque compile des barcodes de référence des principaux gènes marqueurs utilisés pour caractériser le phytoplancton : les gènes des ARNr 16S, 18S et 23S. Ces barcodes de référence proviennent de la compilation de bases de référence : Silva 138.1 (Quast *et al.*, 2013), PR2 (Guillou *et al.*, 2013), PhytoRef (Decelle *et al.*, 2015), μ -green-db (Djemiel *et al.*, 2020), rassemblant des séquences environnementales et des séquences issues de souches de microalgues cultivées.

Phytool propose également un outil d'homogénéisation taxonomique pour des données de séquençage ou des tableaux d'inventaires par microscopie optique. L'application Phytool est en accès libre en ligne⁶, où l'interface graphique permet de consulter et télécharger l'intégra-

3. Thonon Culture Collection (TCC) : <https://doi.org/10.15454/UQEMVW>

4. Le Centre alpin de recherche sur les réseaux trophiques et les écosystèmes limniques est une unité mixte de recherche INRAE-Université de Savoie Mont Blanc.

5. https://raw.githubusercontent.com/benalric/2023_Nicolosi-Gelis-STOTEN/main/DADA2_pipeline_phytoplankton_16S_23S.html

6. https://github-carrel.shinyapps.io/phytool_v2/

lité de la bibliothèque et de réaliser une harmonisation taxonomique. Récemment, une mise à jour de la bibliothèque de référence, hébergée dans Phytool, a été réalisée en annotant les barcodes de référence avec des traits bio-écologiques. Ceci permet maintenant d'assigner aux séquences environnementales des traits fonctionnels (Tapolczai *et al.*, 2025). La bibliothèque de référence compile actuellement plus de 30 500 séquences appartenant à plus de 26 400 taxons. Elle sera complétée par de nouvelles séquences et espèces dans le cadre de nouveaux projets européens (ex. : RefBar).

Développement d'indices d'évaluation de la qualité des plans d'eau basés sur l'analyse métabarcoding du phytoplancton

Nos travaux de recherche ont conduit vers trois stratégies pour le développement d'indices d'évaluation de la qualité écologique des plans d'eau basés sur l'analyse du phytoplancton par métabarcoding ADN (figure 2), à savoir :

1. Tester une métrique déjà existante, habituellement développée et utilisée pour les identifications par microscopie optique ;
2. Développer une nouvelle métrique biotique en se basant sur les séquences d'ADN sans identification taxonomique préalable ;

3. Créer un indice en se basant sur la topologie des réseaux écologiques.

Utilisation d'une métrique déjà existante : est-ce pertinent ?

L'IPLAC, indice phytoplancton lacustre (Laplace-Treytore et Feret, 2016), est l'indice d'évaluation de la qualité des plans d'eau basé sur le phytoplancton et développé en France afin de répondre à la DCE. C'est un indice multi-métrique composé, sous la forme d'une moyenne pondérée, i) d'une métrique de biomasse algale (MBA) basée sur la teneur en chlorophylle a et ii) d'une métrique de composition spécifique des échantillons (MCS). Cette métrique de composition spécifique est basée sur la formule de Zelinka et Marvan (1961) qui prend en compte une liste fermée d'espèces retrouvées dans les échantillons par identification microscopique, leurs abondances ainsi que leurs profils écologiques. Les profils écologiques peuvent être assimilés à la dynamique en abondance des espèces le long d'un gradient environnemental (ex. : le niveau en phosphore). Ces profils écologiques se caractérisent par un optimum et une gamme de tolérance autour de cet optimum (figure 3).

Nos efforts se sont centrés sur la métrique MCS, puisque la nature semi-quantitative (c'est-à-dire abondance relative) des données de métabarcoding ADN rend impossible l'estimation de la biomasse algale. La com-

Figure 2 – Illustration de la construction des métriques et indice d'évaluation de la qualité des plans d'eau basé sur le métabarcoding ADN du phytoplancton.

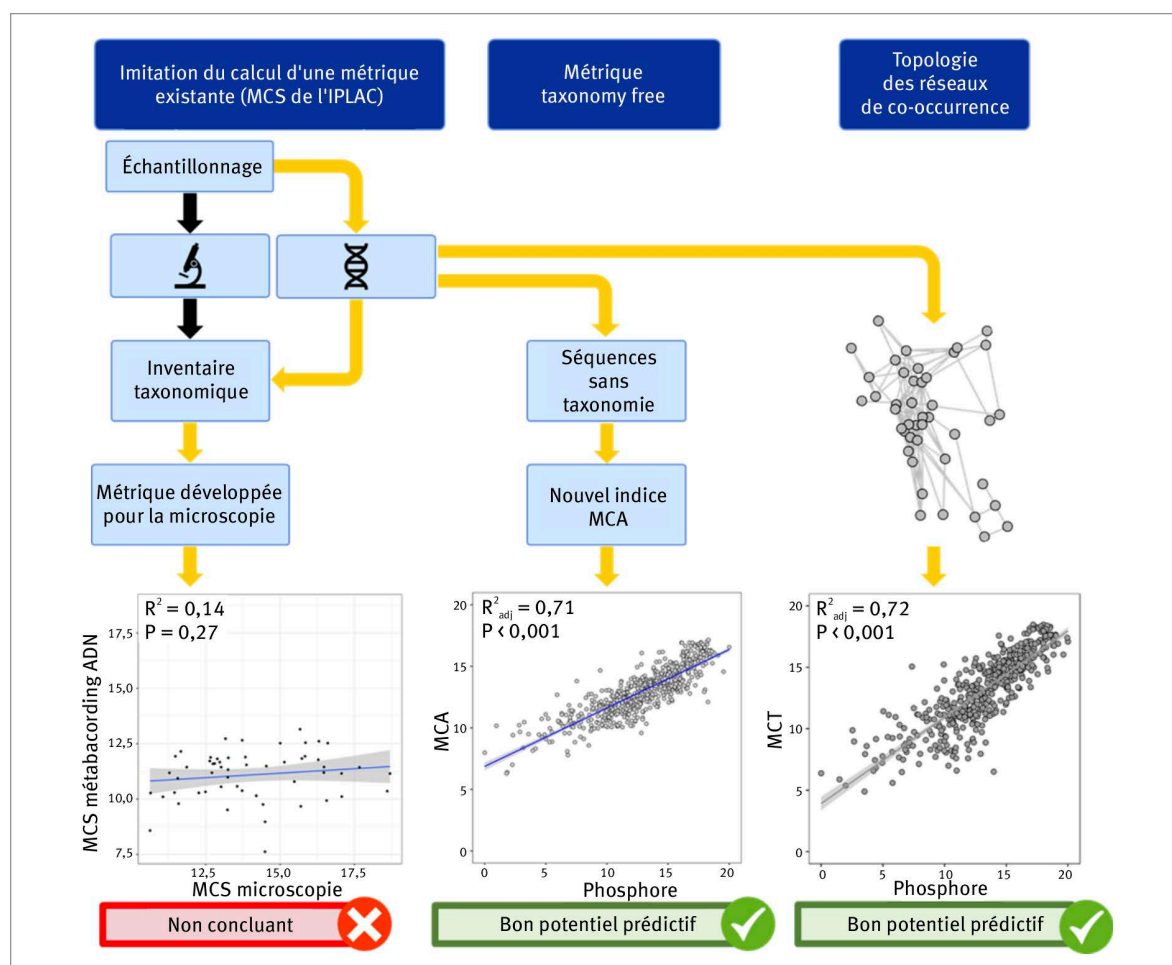
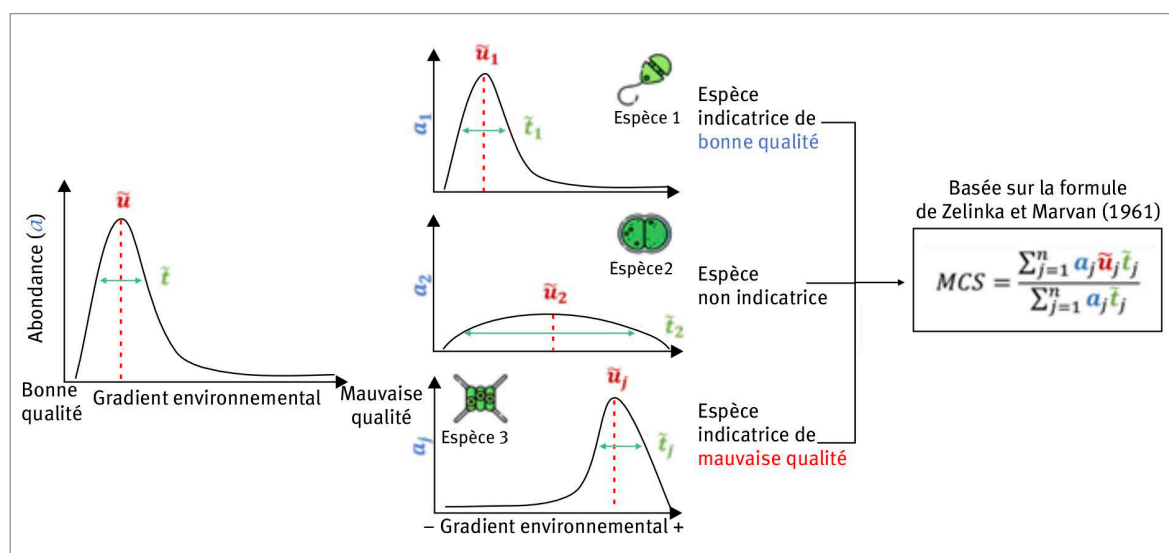


Figure 3 – Caractérisation des profils écologiques des espèces utilisées pour calculer la métrique MCS de l'indice IPLAC. Pour le profil écologique de chaque espèce le long d'un gradient environnemental, un optimum $\bar{u}$ et une gamme de tolérance $\bar{t}$ autour de celui-ci sont calculés. L'optimum $\bar{u}$ correspond au centroïde de la niche écologique et la gamme de tolérance $\bar{t}$ correspond à la valence écologique ou à la largeur de la niche écologique. L'espèce 1 de phytoplancton présente un optimum dans les environnements les moins pollués et une faible tolérance. Cette espèce est donc indicatrice d'environnements non pollués. L'espèce 2 a un optimum dans les environnements avec un niveau de pollution intermédiaire mais a une très grande tolérance. Cette espèce apparaît sur l'ensemble du gradient de pollution et n'est donc pas une espèce indicatrice des niveaux de pollution. L'espèce 3 présente un optimum dans les milieux les plus pollués et une faible tolérance, ce qui suggère que cette espèce est tolérante à la pollution et indicatrice des milieux pollués. Une fois estimés, l'optimum et la tolérance de chaque espèce sont utilisés avec l'abondance des espèces pour construire une métrique (MCS) basée sur la formule de Zelinka et Marvan.



paraison des métriques MCS obtenues avec des données de microscopie et des données de métabarcoding, pour quatre grands lacs alpins de métropole (Aiguebelette, Annecy, Bourget et Léman) échantillonnés en 2021, a montré les limites de l'approche (Nicolosi Gelis *et al.*, 2024). Pour cette comparaison, la métrique MCS métabarcoding était calquée sur la métrique MCS microscopie de la première version de l'IPLAC, en utilisant uniquement les séquences avec une assignation taxonomique à l'espèce mais basés sur les abondances relatives contrairement à la MCS microscopie. Aucune relation significative entre les métriques MCS calculées selon les deux approches n'a été observée, suggérant que l'utilisation d'indice, développé à la base pour des données de microscopie, avec des données de métabarcoding n'est pas pertinent dans le cas du phytoplancton (figure 2).

Trois explications peuvent être données à ces différences d'évaluation de la qualité obtenues par la MCS basée sur la microscopie et celle basée sur le métabarcoding :

1. Les faibles taux d'assignation taxonomique à l'espèce avec l'analyse par métabarcoding. Cela s'explique par un manque de séquences de référence pour certaines espèces dans la bibliothèque Phytool. Parmi ces espèces, certaines sont bioindicateurs dans la métrique MCS (et donc l'IPLAC) et ne sont donc pas détectées dans les échantillons. La valeur de la métrique MCS calculée à partir des données de métabarcoding est par conséquent imprécise lorsque ces espèces sont abondantes dans l'échantillon ;

2. Le faible recouvrement de diversité d'organismes entre les deux approches. La diversité mesurée est systématiquement plus élevée avec l'approche par métabarcoding

que par microscopie. L'analyse par métabarcoding permet de détecter de nombreuses espèces difficiles voire impossibles à identifier en microscopie (ex. : espèces cryptiques ou de petite taille) ;

3. Les profondeurs de séquençage actuelles permettent l'obtention de dizaines de milliers de séquences par échantillons alors que les analyses microscopiques prennent en compte seulement quatre cent objets algaux par échantillons (Laplace-Treytore et Feret, 2016). Ceci permet la détection d'espèces rares en métabarcoding, ce qui entraîne également des différences d'évaluations de la qualité avec la métrique MCS entre microscopie et métabarcoding.

Malgré ces différences, il existe une congruence significative entre les structures de communautés obtenues par identification morphologique et métabarcoding. Cela indique que les communautés évaluées par métabarcoding ou microscopie répondent à des gradients environnementaux similaires. Ces résultats nous ont conduit à aller vers d'autres approches, qui s'affranchissent de la taxonomie en se basant directement sur les séquences détectées.

Développement d'une métrique biotique taxonomy free

Une nouvelle métrique *taxonomy free*, basée sur le calcul des profils écologiques des séquences et que nous avons appelée « métrique de composition d'amplicon » (MCA), a été développée (Viollaz *et al.*, 2025). Le principe d'une métrique biotique taxonomy free est d'utiliser l'intégralité des données de séquençage en s'affranchissant de leur assignation taxonomique. Cela permet de

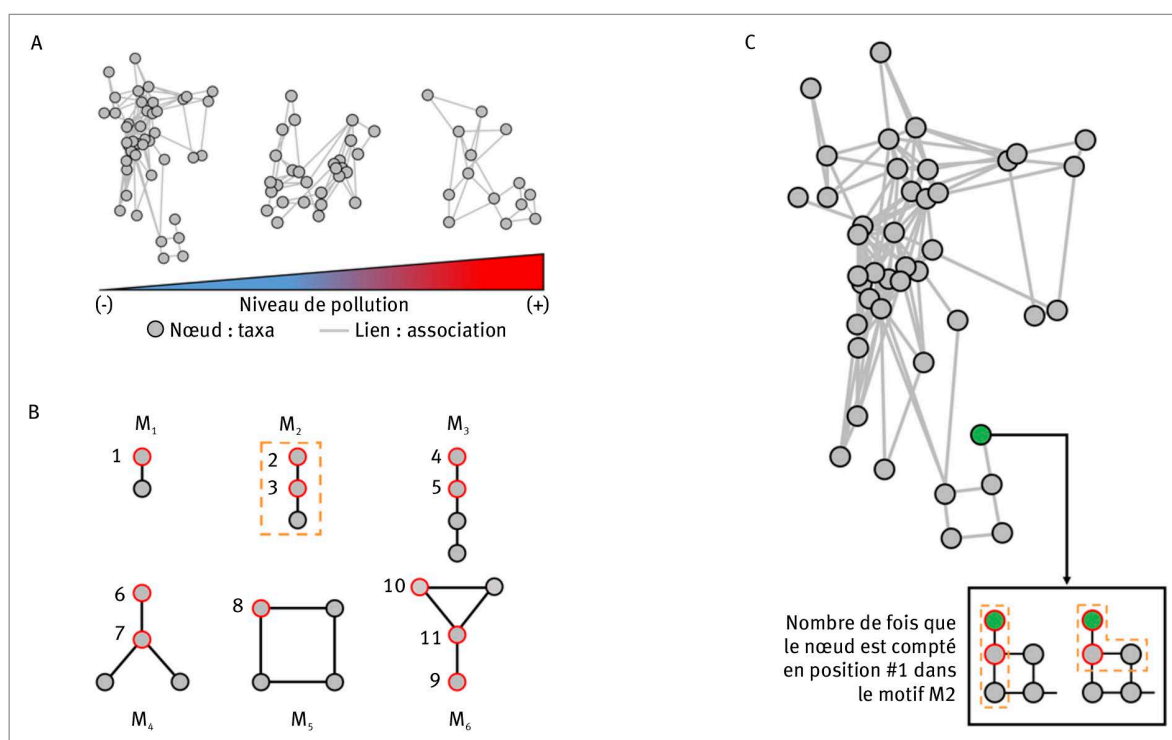
considérer dans le calcul de la métrique, des séquences présentant un profil écologique indicateur mais qui seraient non utilisées dans l'approche initiale du fait de leur absence d'assignation taxonomique à l'espèce.

La métrique MCA a été développée grâce à un jeu de données regroupant 599 échantillons prélevés entre 2022 et 2023 dans 186 plans d'eau métropolitains répartis sur l'ensemble du territoire des agences de l'eau (Adour-Garonne, Artois-Picardie, Loire-Bretagne, Rhin-Meuse, Rhône-Méditerranée-Corse, Seine-Normandie). Les échantillonnages ont été réalisés par des bureaux d'étude en charge des suivis phytoplanctoniques mandatés par les agences de l'eau pour les suivis DCE. Ces échantillonnages ont été synchronisés aux campagnes DCE de mesure des paramètres physico-chimiques, ce qui nous a permis de déterminer un gradient environnemental principal le long duquel les échantillons se répartissent. Ce gradient environnemental est représenté par la concentration en phosphore dans les plans d'eau, ce qui est un indicateur d'eutrophisation lié à la pression humaine.

Pour tester la métrique MCA, le jeu de données global a été scindé en deux sous-jeux de manière aléatoire selon un ratio 75 %-25 %. Cela signifie que 75 % du jeu

de données global a été utilisé comme jeu de données d'apprentissage et les 25 % restant comme jeu de données test. Le jeu de données d'apprentissage a permis de définir l'optimum et la tolérance de chaque séquence par rapport au gradient de phosphore en se basant sur leurs abondances relatives. Celui-ci a également permis d'apprendre au modèle la relation entre les valeurs de la métrique MCA et les valeurs le long du gradient environnemental. Le jeu de données test a permis, quant à lui, de tester la robustesse du modèle à prédire la position de nouveaux échantillons le long du gradient environnemental avec la métrique MCA. Les analyses ont montré une relation linéaire significative ($R^2 = 0,71$, $p < 0,001$) entre les valeurs le long du gradient environnemental et les valeurs de MCA (figure 2). Ceci indique que la métrique *taxonomy free* MCA reflète avec fidélité la concentration en phosphore dans les plans d'eau. Il est également intéressant de noter que parmi les séquences présentant un profil écologique, 40 % n'avaient pas d'assignation taxonomique jusqu'à l'espèce et s'avéraient donc inexploitable par la MCS. S'affranchir de la taxonomie permet ainsi d'éviter la perte d'informations et d'avoir une évaluation robuste du niveau d'eutrophisation des plans d'eau.

Figure 4 – Illustration de la méthode utilisée pour caractériser les propriétés structurales des réseaux écologiques à travers l'estimation du rôle topologiques des nœuds. (A) Simplification de la structure des réseaux écologiques avec l'intensification du niveau de pollution (phosphore). (B) Représentation des six motifs (ou structures) récurrents issus de la méthode des graphlets. Ces motifs sont des éléments constitutifs des réseaux écologiques et peuvent donc être identifiés et quantifiés dans chacun d'eux. Chaque motif est composé de nœuds reliés par des arêtes (ou liens). En fonction de sa position dans un motif, un nœud peut avoir différents rôles. Les nœuds numérotés et cerclés de rouge correspondent aux onze nœuds présentant un rôle topologique non redondant dans les réseaux. (C) Pour chaque nœud dans un réseau est estimé le nombre de fois où celui-ci est compté dans une des onze positions. Par exemple, le nœud vert est trouvé dans deux configurations représentant le motif M2. Dans ces deux configurations, ce nœud occupe la position 2. Pour le rôle topologique correspondant à la position, la valeur de 2 est attribuée au nœud vert.



Développement d'un indice basé sur la topologie des réseaux écologiques

Les réseaux écologiques sont des outils basés sur la co-occurrence d'organismes, permettant d'obtenir une représentation graphique d'une communauté biologique. Dans ce type de représentations, un nœud correspond à un taxon et une arête correspond au lien (co-occurrence) entre deux nœuds (figure 4A). La signification écologique des liens est la représentation des associations entre les taxons, correspondant à des interactions biotiques potentielles (ex. : compétition, prédation). Les propriétés structurelles (ou topologie) des réseaux écologiques fait référence à l'agencement des nœuds : combien de nœuds sont connectés les uns aux autres, avec qui et comment. Il a été montré que la topologie des réseaux écologiques varie le long de gradients environnementaux (ex. : Codello *et al.*, 2022), avec une simplification de la structure des réseaux lorsque les pressions environnementales s'intensifient (figure 4A). Il a semblé donc pertinent de tester l'utilité de la topologie des réseaux écologiques pour construire un indice biotique. La théorie des graphes fournit un large éventail de méthodes permettant de qualifier et de quantifier la topologie des réseaux. En particulier, la méthode dite des graphlets permet de caractériser les réseaux à l'aide de structures (ou motifs) récurrentes définies comme des éléments constitutifs (figure 4B). À partir de ces structures récurrentes (identifiées de M1 à M6 dans la figure 4B), onze positions traduisant le rôle des nœuds peuvent être calculées. Pour cela, nous avons identifié dans combien de structures récurrentes est retrouvé chaque nœud (ici les séquences d'ADN). Ensuite, nous avons estimé pour chaque nœud combien de fois celui-ci est retrouvé à l'une de ces onze positions (figure 4C). La caractérisation des nœuds par ces onze positions permet ainsi d'évaluer leur rôle topologique. Ces informations sont ensuite mises en regard du gradient anthropique (dans notre cas, la concentration en phosphore) afin d'identifier les nœuds qui présentent un rôle topologique indicateur d'une qualité écologique donnée, de la même manière que le calcul des profils écologiques (figure 3). Les informations obtenues des onze positions ont ensuite été utilisées pour construire des métriques que nous avons appelé « métriques de composition topologique » (MCT).

Le même jeu de données que pour la métrique MCA a été utilisé pour le développement de l'indice topologique, avec comme particularité que celui-ci a été scindé en deux sous-jeux de manière aléatoire selon un ratio 80 %-20 % (apprentissage/test).

En combinant le métabarcoding ADN (*taxonomy free*), l'analyse de réseau, la modélisation des niches écologiques et un algorithme d'apprentissage automatique supervisé, nous avons développé un indice topologique basé sur les onze métriques MCT et nous avons démontré son efficacité pour prédire la concentration en phosphore dans les plans d'eau, avec une proportion élevée (72 %) de la variance du gradient environnemental expliqué par les onze métriques MCT (figure 2).

L'intérêt d'utiliser la topologie des réseaux écologiques est de pouvoir développer des indicateurs qui permettent non seulement de mesurer les effets des paramètres environnementaux sur la composition taxonomique des

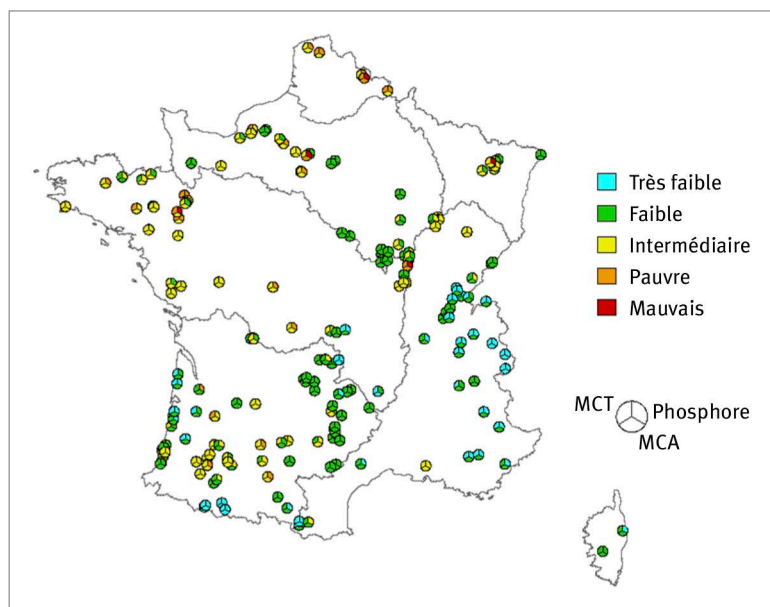
communautés biologiques, mais aussi sur les interactions biotiques qui influencent la stabilité et la complexité des écosystèmes.

Conclusions et perspectives

Les travaux de recherche menés dans le cadre du projet PhytoDOM ont permis de développer une méthode d'analyse du niveau d'eutrophisation des plans d'eau par l'analyse du phytoplancton en métabarcoding ADNe. Cette méthode d'analyse se caractérise par des protocoles d'échantillonnage, la sélection et conception d'amorce PCR, la mise en place d'un pipeline bioinformatique, et le développement de métriques et indice biotiques. L'application de la métrique MCS de la première version de l'indice IPLAC avec des données de métabarcoding ADNe a été testée et s'est révélée inadaptée dans ce contexte. À l'inverse les approches s'affranchissant de la taxonomie, la métrique biotique *taxonomy free* (MCA) et l'indice de topologie des réseaux (MCT), ont montré des résultats prometteurs. En effet, leur bonne concordance avec le gradient environnemental de phosphore est observable sur la figure 5, montrant que les outils développés permettent de mesurer le niveau d'eutrophisation des plans d'eau de manière robuste. La métrique MCA et l'indice biotique MCT ont été testés pour le gradient principal de pression anthropique auquel répond le phytoplancton (à savoir le phosphore), mais cela pourrait être calculé pour d'autres gradients anthropiques pertinents.

Au-delà de ces résultats, plusieurs perspectives qui pourraient faire suite au projet PhytoDOM peuvent être discutées, à savoir i) le positionnement des nouveaux outils de biosurveillance que nous proposons par rapport à ceux déjà en place ; ii) l'état de maturité et la transférabilité des outils développés et iii) les équipements, expertises et coûts nécessaires à la mise en place d'outils de biosurveillance métabarcoding en routine.

Figure 5 – Carte de France métropolitaine sur laquelle sont représentés les scores des plans d'eau étudiés pour le gradient environnemental de phosphore, la métrique MCA *taxonomy free* et l'indice MCT de topologie de réseaux écologiques.



Tout d'abord, la métrique MCA et l'indice MCT développés dans le cadre du projet PhytoDOM, pourraient être intégrés dans de futurs outils de biosurveillance ne visant pas nécessairement à remplacer ceux déjà en place. Il est en effet possible d'utiliser les approches décrites ici pour obtenir des indices biotiques renseignant d'autres gradients que le phosphore. De plus les outils de biosurveillance basés sur le métabarcoding et notamment l'indice MCT n'apportent pas les mêmes informations écologiques que l'IPLAC. Une complémentarité des deux approches pourrait donc être envisagée et faire l'objet de futures études. Par ailleurs, l'utilisation du métabarcoding permet de développer rapidement des outils de biosurveillance et notamment

dans les régions où les connaissances taxonomiques sur les communautés phytoplanctoniques sont rares ou difficiles à obtenir. À titre d'exemple, la Serbie ne possède actuellement aucun cadre réglementaire permettant de mettre en place un programme de biosurveillance de ses masses d'eau basé sur le phytoplancton. C'est dans ce cadre que le projet européen BIOLAWEB dans lequel nous avons collaboré avec des chercheurs serbes et norvégiens a permis de développer des outils de biosurveillance basés sur le métabarcoding ADNe du phytoplancton pour des plans d'eau saumâtres en utilisant une approche *taxonomy free*. Il pourrait être envisageable d'utiliser ces outils dans des lacs en France dépourvus d'outils de biosurveillance.

Encadré 1 – Glossaire

ADN : Acide DésoxyriboNucléique. Molécule biologique support de l'information génétique et donc de l'ensemble des caractères héréditaire d'un individu.

ADN environnemental : désigne l'ADN obtenu d'échantillons environnementaux.

Affiliation taxonomique : désigne le fait d'attribuer une dénomination taxonomique (ex. : ordre, genre ou espèce) à une séquence provenant d'échantillons environnementaux en la comparant à des séquences présentes dans des bibliothèques de références appartenant à des organismes connus.

Amorces : courtes séquences ADN simple brin (une dizaine de nucléotides) servant de site de reconnaissance et d'ancrage pour l'ADN polymérase, enzyme permettant l'amplification spécifique d'un fragment ADN d'intérêt lors de la PCR. Les amorces vont par paire, et sont des séquences complémentaires à la région ADN d'intérêt et la délimite physiquement en l'encadrant.

Amplicons/produits de PCR : fragments d'ADN obtenus par amplification à la suite d'une PCR.

ARNr : Acide RiboNucléique ribosomal. Molécule au centre de l'activité des ribosomes responsables de la production des protéines. On distingue principalement la petite (16S chez les procaryotes, 18S chez les eucaryotes) et la grande (23S chez les procaryotes, 28S chez les eucaryotes) sous-unité de l'ARNr dont les gènes sont particulièrement étudiés en métabarcoding.

Barcode : courte séquence d'ADN présente sur un gène universel d'une communauté cible permettant l'identification d'une grande diversité d'organismes.

Analyses (bio)moléculaire : se réfère à l'étude des molécules cellulaires, principalement l'ADN et l'ARN.

Chloroplastes : structures spécialisées des cellules eucaryotes photosynthétiques où se déroule la photosynthèse.

Disque de Secchi : dispositif permettant d'évaluer la profondeur de pénétration verticale de lumière dans la colonne d'eau. Cette méthode permet ainsi de mesurer la transparence/turbidité d'une colonne d'eau et ainsi d'évaluer la zone euphotique d'un milieu aquatique.

Espèce bioindicatrice : espèce présentant un profil écologique pouvant indiquer la présence et l'intensité d'une perturbation environnementale ou son absence.

Identification microscopique : identification d'un organisme comme appartenant à une espèce déjà décrite dans la littérature en se basant sur ses caractéristiques morphologiques observées par microscopie optique.

Indice de bioindication/Indice biotique : indice permettant l'évaluation de la qualité écologique d'environnements (présence et intensité d'une perturbation ou absence de perturbation) en se basant sur les communautés peuplant ces environnements (ici le phytoplancton).

Métabarcoding : méthode d'analyse d'ADN par séquençage haut débit d'un court fragment de gène « barcode » permettant d'étudier la diversité d'une communauté cible dans un échantillon environnemental.

Métrique : grandeur calculée décrivant une caractéristique biologique, écologique ou fonctionnelle d'une communauté variant en fonction de la qualité écologique d'environnements et pouvant être utilisée seule ou combinée à d'autres métriques dans le cadre d'indices biotiques.

PCR : *Polymérase Chain Reaction*/Réaction de polymérase en chaîne. Technique permettant l'amplification d'un fragment de matériel génétique cible.

Pipeline bioinformatique : succession d'étapes et de commandes pour le traitement de données (ici de séquençage haut débit de l'ADN) à travers divers logiciels et algorithmes.

Optimum écologique : valeur d'un facteur environnemental (ex. : concentration en phosphore) pour laquelle la réponse d'un taxon est optimale. Cet optimum correspond à la niche écologique du taxon.

Profil écologique : profil d'une espèce prenant en compte sa préférence et sa tolérance écologique. Un profil écologique intéressant en bioindication montre une préférence écologique claire et une faible tolérance écologique.

Séquençage haut-débit : le séquençage de l'ADN permet la détermination de l'ordre d'enchaînement des nucléotides pour un fragment d'ADN cible. Les techniques de séquençage haut-débit permettent l'obtention rapide de séquences de millions de fragments ADN en parallèle.

Tampon de préservation : solution permettant le maintien et l'intégrité des cellules dans le temps.

Taxonomie/Taxon : désigne la classification des êtres vivants en différents rangs (taxon) d'après leurs caractéristiques communes. Les principaux taxa sont le domaine, le phylum, la classe, l'ordre, la famille, le genre et l'espèce (du plus large au plus précis) mais il peut exister des rangs intermédiaires.

Tolérance écologique : capacité d'un taxon à tolérer des variations de facteurs environnementaux (ex. : concentration en phosphore). Cette tolérance correspond à la largeur de la niche écologique.

Zone euphotique : qualifie la couche superficielle des masses d'eau dans laquelle la photosynthèse est possible grâce à l'intensité de la lumière solaire.

Pour ce qui est de la transférabilité, selon l'échelle de maturité technologique (TRL ; *Technology Readiness Level*), notre méthode d'analyse, allant de l'échantillonnage jusqu'aux analyses bio-informatiques, peut être classée au niveau 7-8 de maturité. Cela signifie que la démonstration de la méthode en environnement opérationnel a été validée et qu'elle est prête à fonctionner. Pour ce qui est des indices de bioindication développés (MCA, MCT), le niveau de maturité est moins avancé (niveau TRL = 6). Afin d'améliorer leur niveau de maturité, la prochaine étape serait d'évaluer la fiabilité de la métrique MCA et de l'indice MCT sur l'ensemble des plans d'eau du réseau DCE (métropole et départements et régions d'outre-mer), de comparer leurs résultats avec l'indice en vigueur (et notamment la version révisée de l'IPLAC) et les évaluations avec les autres éléments biologiques applicables. Enfin, si les décideurs en ressentent le besoin, un transfert opérationnel de la méthode vers les gestionnaires et les laboratoires d'analyse pourrait être envisagé. Ceci peut être fait en a) normalisant les différentes étapes techniques, b) réalisant des formations et/ou tutorats auprès des gestionnaires et laboratoires d'analyse et c) procédant à des exercices d'inter-comparaison entre laboratoires. Ce type de transfert est en partie déjà en cours pour l'échantillonnage, puisque les laboratoires d'analyses mandatés pour l'application de la DCE ont réalisé de nombreux échantillonnages en vue d'analyses métabarcoding phytoplancton.

Concernant l'utilisation de la méthode que nous avons développée, celle-ci nécessite l'acquisition de données de métabarcoding ADN et donc l'accès à des laboratoires de biologie moléculaires et des séquenceurs haut-débit. Plusieurs laboratoires départementaux et vétérinaires

(ex. : Laboratoire des Pyrénées et des Landes, Terana), ainsi que des laboratoires d'analyses privés (ex. : Eurofins, Pasteur), dont certains sont déjà prestataires des agences et offices de l'eau pour les prélèvements DCE, sont équipés de ce type de matériel, ce qui leur permet de réaliser les analyses moléculaires et bio-informatiques. Des organismes publics peuvent également faire de la prestation de service pour ce genre d'analyses (ex. : la plateforme Montpellier GenomiX - CNRS, INSERM ; la plateforme GeT-PlaGe - INRAE). L'acquisition de ce type d'outil sous-tend l'existence d'une expertise, en interne, en biologie moléculaire et bio-informatique. Ces expertises sont de plus en plus fréquentes, apportant à la fois une certaine sécurité dans la mise en place d'outils de biosurveillance basés sur le métabarcoding et une prise en charge rapide des analyses.

Enfin, la question des coûts, économiques, environnementaux et sociaux, de ce type d'analyse peuvent être évoquée. Il n'existe pas à l'heure actuelle d'études robustes estimant précisément ces trois types de coûts pour l'analyse métabarcoding ADN du phytoplancton. Les analyses à réaliser pour l'approche métabarcoding sont moins chronophages que celles de l'approche en microscopie optique, ce qui entraîne des coûts salariaux et donc économiques moins importants. La quantité de consommable nécessaire pour les analyses métabarcoding en revanche entraîne des coûts environnementaux plus élevés comme cela a été montré pour les analyses de diatomées (voir Monnier dans Rimet *et al.*, 2025). Enfin, les coûts sociaux sont plus difficiles à estimer, puisqu'ils dépendront notamment des prestataires et de leur engagement comme par exemple dans la démarche RSE (responsabilité sociétale des entreprises). ■

Encadré 2 – Ressources mises à disposition pour l'application de l'analyse métabarcoding ADN du phytoplancton en bioindication.

<https://carrtel-collection.hub.inrae.fr/barcoding-databases/phytool>

Protocoles :

Canino, A., Alric, B., Bouchez, A., Domaizon, I., Duran, C., Laplace-Treytore, C., & Rimet, F. (2025). Protocoles d'échantillonnage, extraction d'ADN et amplification de barcode du phytoplancton en vue d'un séquençage métabarcoding—PhytoDOM.

<https://zenodo.org/records/16942527>

Bibliothèque Phytool :

V2 : https://github-carrtel.shinyapps.io/phytool_v2/

V3 : <https://entrepot.recherche.data.gouv.fr/dataset.xhtml?persistentId=doi:10.57745/TIRNFD>

Pipelines bioinfo :

https://github.com/Github-Carrtel/2023_Nicolosi-Gelis_et_al?tab=readme-ov-file

Encadré 3 – En savoir plus

Hering, D., Borja, A., Jones, J. I., Pont, D., Boets, P., Bouchez, A., Bruce, K., Drakare, S., Hänfling, B., Kahlert, M., Leese, F., Meissner, K., Mergen, P., Reyjol, Y., Segurado, P., Vogler, A., & Kelly, M. (2018). Implementation options for DNA-based identification into ecological status assessment under the European Water Framework Directive. *Water Research*, 138, 192-205. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.003>

Monnier, O., Basilico, L., Reyjol, Y., & Ximénès, M. C. (2016). La bioindication en outre-mer : Situation et perspectives dans le contexte de la directive cadre sur l'eau. ONEMA. https://oai-gem.ofb.fr/exl-php/document-affiche/ofb_recherche_oai/OUVRE_DOC/60048?fic=PUBLI/R10/80.pdf

Pawlowski, J., Apothéloz-Perret-Gentil, L., & Altermatt, F. (2020). Environmental DNA : What's behind the term? Clarifying the terminology and recommendations for its future use in biomonitoring. *Molecular Ecology*, 29(22), 4258-4264. <https://doi.org/10.1111/mec.15643>

Poulet, N., & Basilico, L. (2019). L'ADN environnemental pour l'étude de la biodiversité : État de l'art et perspectives pour la gestion. Agence Française pour la biodiversité. <https://ofb.gouv.fr/doc/adn-environnemental-pour-etude-de-la-biodiversite-etat-de-art-et-perspectives-pour-la-gestionf>

Thomsen, P. F., & Willerslev, E. (2015). Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biological Conservation*, 183, 4-18. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.019>

RÉFÉRENCES

- Bernard, C., & Duperron, S. (2024). *Le phytoplancton, un monde méconnu qui fait vivre la planète*. Site Institutionnel du Museum National d'Histoire Naturelle. <https://www.mnhn.fr/fr/le-phytoplancton-un-monde-meconnu-qui-fait-vivre-la-planete>
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., & Holmes, S. P. (2016). DADA2 : High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods*, 13(7), 581-583. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>
- Canino, A., Alric, B., Bouchez, A., Domaizon, I., Duran, C., LAPLACE-TREYTURE, C., & Rimet, F. (2025). Protocoles d'échantillonnage, extraction d'ADN et amplification de barcode du phytoplancton en vue d'un séquençage métabarcoding—PhytoDOM. <https://zenodo.org/records/16942527>
- Canino, A., Bouchez, A., Laplace-Treyture, C., Domaizon, I., & Rimet, F. (2021). Phytool, a ShinyApp to homogenise taxonomy of freshwater microalgae from DNA barcodes and microscopic observations. *Metabarcoding and Metagenomics*, 5, e74096. <https://doi.org/10.3897/mbmg.5.74096>
- Canino, A., Lemonnier, C., Alric, B., Bouchez, A., Domaizon, I., Laplace-Treyture, C., & Rimet, F. (2023). Which barcode to decipher freshwater microalgal assemblages? Tests on mock communities. *International Journal of Limnology*, 59, 8. <https://doi.org/10.1051/limn/2023008>
- Codello, A., Hose, G. C., & Chariton, A. (2022). Microbial co-occurrence networks as a biomonitoring tool for aquatic environments : A review. *Marine And Freshwater Research*, 74(5), 409-422. <https://doi.org/10.1071/MF22045>
- Decelle, J., Romac, S., Stern, R. F., Bendif, E. M., Zingone, A., Audic, S., Guiry, M. D., Guillou, L., Tessier, D., Gall, F. L., Gourvil, P., Santos, A. L. D., Probert, I., Vaulot, D., Vargas, C. de, & Christen, R. (2015). PhytoREF: A reference database of the plastidial 16S rRNA gene of photosynthetic eukaryotes with curated taxonomy. *Molecular Ecology Resources*, 15(6), 1435-1445. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12401>
- Djemiel, C., Plassard, D., Terrat, S., Crouzet, O., Sauze, J., Mondy, S., Nowak, V., Wingate, L., Ogée, J., & Maron, P.-A. (2020). µgreen-db: A reference database for the 23S rRNA gene of eukaryotic plastids and cyanobacteria. *Scientific Reports*, 10(1), 5915. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62555-1>
- Egea, E. (2024). *Métabarcoding—DiagnoPict*. Site DiagnoPict INRAE OFB. <https://diagnopict.hub.inrae.fr/techniques/metabarcoding>
- Falentin, H., Auer, L., Mariadassou, M., Pascal, G., Rué, O., Dugat-Bony, E., Delbès, C., Nicolas, A., Rifa, E., Mondy, S., Le Boulch, M., Cauquil, L., Hernandez Raquet, G., Terrat, S., & Abraham, A.-L. (2019). Guide pratique à destination des biologistes, bioinformaticiens et statisticiens qui souhaitent s'initier aux analyses métabarcoding. *Cahier des Techniques de l'INRA*, 97, 46-69. <https://hal.science/hal-02311421/>
- Guillou, L., Bachar, D., Audic, S., Bass, D., Berney, C., Bittner, L., Boutte, C., Burgaud, G., de Vargas, C., Decelle, J., del Campo, J., Dolan, J. R., Dunthorn, M., Edvardsen, B., Holzmann, M., Kooistra, W. H. C. F., Lara, E., Le Bescot, N., Logares, R., ... Christen, R. (2013). The Protist Ribosomal Reference database (PR2): A catalog of unicellular eukaryote Small Sub-Unit rRNA sequences with curated taxonomy. *Nucleic Acids Research*, 41(D1), 597-604. <https://doi.org/10.1093/nar/gks1160>
- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2025). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, University of Galway. <https://www.algaebase.org>
- Laplace-Treyture, C., & Feret, T. (2016). Performance of the Phytoplankton Index for Lakes (IPLAC) : A multimetric phytoplankton index to assess the ecological status of water bodies in France. *Ecological Indicators*, 69, 686-698. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.025>
- Nicolosi Gelis, M. M., Canino, A., Bouchez, A., Domaizon, I., Laplace-Treyture, C., Rimet, F., & Alric, B. (2024). Assessing the relevance of DNA metabarcoding compared to morphological identification for lake phytoplankton monitoring. *Science of The Total Environment*, 914, 169774. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169774>
- Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., Peplies, J., & Glockner, F. O. (2013). The SILVA ribosomal RNA gene database project: Improved data processing and web-based tools. *Nucleic Acids Research*, 41(D1), D590-D596. <https://doi.org/10.1093/nar/gks1219>
- R Core Team. (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rimet, F., Lemonnier, C., Alric, B., Beja, P., Bittner, L., Bylemans, J., Leese, F., Logares, R., Meissner, K., Not, F., Orsini, L., Paix, B., Rodríguez-Ezpeleta, N., Siano, R., Thalinger, B., Tromas, N., Vasselon, V., & Domaizon, I. (2025). Omics to Study and Manage Aquatic Environments : A Snapshot From the AquaEcOmics Meeting (Evian-les-Bains, 2025). *Molecular Ecology*, 34(17), e70041. <https://doi.org/10.1111/mec.70041>
- Salmaso, N., & Cerasino, L. (2012). Long-term trends and fine year-to-year tuning of phytoplankton in large lakes are ruled by eutrophication and atmospheric modes of variability. *Hydrobiologia*, 698(1), 17-28. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1068-2>
- Tapolczai, K., Rimet, F., Ćirić, M., Ballot, A., Laplace-Treyture, C., & Alric, B. (2025). A novel framework for phytoplankton biomonitoring: Trait assignment of 23S rRNA sequences. *Ecological Indicators*, 173, 113361. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113361>
- Viollaz, L., Rimet, F., Alric, B. (2025). Environmental DNA approach for lake phytoplankton monitoring. *ACS ES&T Water*, 5, 6603-6611. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.5c00669>
- Zelinka, M., & Marvan, P. (1961). Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57, 389-407.



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, le numéro de l'article et le DOI..

Les caméras acoustiques, de nouveaux outils non intrusifs pour l'étude de la vie aquatique

Jean GUILLARD^{1,2}, Quentin GODEAUX^{1,2}, Hervé ROGISSART^{1,2}, Victor FROSSARD^{1,3}, Chloé GOULON^{1,2}, Stéphane JACQUET^{1,2}, François MARTIGNAC⁴, Clément RAUTUREAU^{1,2}

¹ Univ. Savoie Mont Blanc, INRAE, CARRTEL, 74200 Thonon-les-Bains, France.

² Pôle ECLA (OFB, INRAE, USMB), Thonon-les-Bains, France.

³ Pôle ECLA (OFB, INRAE, USMB), Bourget-du-lac, France.

⁴ DECOD (Dynamique et Durabilité des Ecosystèmes), Institut Agro, IFREMER, INRAE, Rennes, France.

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

Les caméras acoustiques émettent des sons à très haute fréquence et permettent ainsi d'obtenir des images d'une très grande définition, surpassant celles issues de l'hydroacoustique classique. De plus, et contrairement aux systèmes optiques classiques, les caméras acoustiques permettent d'acquérir des données de jour comme de nuit, quelle que soit la turbidité du milieu, ouvrant ainsi de nouvelles perspectives d'études du comportement et de l'écologie des espèces aquatiques. Ces outils apportent alors une nouvelle dimension pour l'étude des populations de poissons, mais aussi pour d'autres organismes aquatiques.

Introduction

Ces dernières années, le suivi des populations de poissons a connu une évolution majeure grâce au développement des caméras acoustiques à très haute fréquence, qui opèrent généralement entre 1 et 3 MHz (Wei *et al.*, 2022). Ces dispositifs permettent ainsi d'obtenir des scènes vidéo d'une définition sans commune mesure par rapport aux données issues de l'hydroacoustique classique qui utilisent plutôt des fréquences de 70 ou 120 kHz (Guillard *et al.*, 2023 ; Pollom et Rose, 2016). De plus, contrairement aux systèmes optiques classiques, fortement limités par la turbidité de l'eau ou par l'absence de lumière, les sonars à imagerie acoustique permettent de travailler de jour comme de nuit, tout en garantissant une observation non intrusive. Ces outils offrent désormais une dimension accrue pour l'étude des populations de poissons mais aussi d'autres organismes aquatiques.

Très utilisés en milieu lotique (Martignac *et al.*, 2025 ; Connolly *et al.*, 2023), notamment pour étudier les migrations de poissons, les caméras acoustiques ont également des applications en milieu lentique sur les-

quelles se concentrent les travaux présentés ici. Un premier exemple original d'utilisation est le déploiement d'une caméra acoustique pour étudier la dynamique comportementale de la crevette invasive *Hemimysis anomala* (Rogissart *et al.*, 2024a), à partir de l'analyse des données à l'aide d'un logiciel dédié, Sonar5-Pro (Balk et Lindem, 2021). Le second exemple présenté est centré sur l'utilisation d'un nouvel outil d'analyse de données. En effet, dans le cadre du suivi de la phénologie de la reproduction du poisson corégone (*Coregonus* spp.) par caméra acoustique (Goulon *et al.*, 2024), les données ont été analysées manuellement puis à l'aide du logiciel Sonar5-Pro, mais aussi *via* le logiciel libre FishTracker (Uimonen et Korkalo, 2021) qui facilite l'accès à l'analyse de ce type de données (Godeaux *et al.*, 2024) et donc la possibilité à un public non spécialisé de s'en emparer.

La présentation de ces deux facettes complémentaires de l'utilisation des caméras acoustiques met en lumière l'intérêt de ces approches non invasives et la possibilité d'accéder à des informations impossibles à obtenir par d'autres méthodes.

Caméra acoustique et logiciels d'analyse

Les deux études présentées dans ce document se sont appuyées sur le système d'imagerie acoustique ARIS Explorer 3000 (Sound Metrics Corp., États-Unis) (Jones *et al.*, 2021), qui émet des impulsions acoustiques à très haute fréquence (1,8 ou 3 MHz). Les impulsions acoustiques sont générées par un système composé de 128 faisceaux, chacun ayant une ouverture horizontale de 0,25° et verticale de 14°. Le champ de vision horizontal total est d'environ 30°. Lorsqu'il est configuré à la fréquence maximale de 3 MHz, ce sonar offre une résolution d'images de 2,9 millimètres pour une portée de 6 mètres, permettant de détecter des cibles de quelques millimètres, avec une fréquence d'acquisition de 4,1 images par seconde. Ce mode maximise la résolution spatiale, mais réduit la portée effective du signal en raison de l'absorption dans l'eau des ondes à cette fréquence élevée. La zone située dans le premier mètre est exclue en raison de la force des échos qui génèrent des signaux incohérents.

Les signaux acoustiques sont réfléchis lorsque l'onde sonore rencontre un objet dont la densité diffère de celle du milieu environnant. Cela permet de produire des images assimilables à des vidéos, où les objets détectés sont représentés par l'intensité des pixels, reflétant la force du signal acoustique (Martignac *et al.*, 2015). Cette technologie constitue ainsi un outil efficace, offrant, avec ce type de configuration, un compromis adapté entre finesse d'image, distance de détection et robustesse, quelle que soit la luminosité et la turbidité du milieu. Ces caractéristiques en font un outil particulièrement adapté aux zones de bordures, aux ports, aux zones de transition, même si son utilisation en zone profonde peut être envisagée.

Les données issues des caméras acoustiques peuvent être analysées manuellement, mais cette approche devient rapidement chronophage lorsqu'il s'agit de séquences continues de plusieurs jours ou semaines, ce qui est généralement le cas pour les travaux liés à l'observation de la phénologie ou des comportements d'animaux. Deux solutions logicielles ont été mobilisées : i) Sonar5-Pro, logiciel de référence pour l'analyse des données acoustiques en eau douce, qui permet notamment de reconstruire des trajectoires, d'extraire des statistiques de présence ou d'estimer des tailles, mais dont l'appropriation n'est pas simple ; ii) FishTracker, un logiciel open source récent, conçu pour simplifier la détection et le comptage de cibles. Il est aisé à prendre en main et permet aussi d'exporter des variables similaires à celles de Sonar5-Pro (position, taille estimée, vitesse ou sinuosité des trajectoires). Dans les deux cas, un paramétrage est nécessaire afin de limiter les artefacts liés aux mouvements des vagues, aux structures fixes, aux macrophytes présents dans la zone, ou à d'autres éléments susceptibles de générer des détections erronées.

Comportement agrégatif de la petite crevette rouge sang

L'exploration *in situ* du comportement des essaims hivernaux de *Hemimysis anomala*, une espèce invasive de mysidacé originaire de la région Ponto-Caspienne, désormais bien établie dans le Léman, représente un

défi majeur pour les méthodes d'échantillonnage traditionnelles en raison de leurs contraintes logistiques et de leur faible résolution temporelle (Rogissart *et al.*, 2025). Pour surmonter ces limites, une caméra ARIS Explorer 3000 a été déployée afin d'enregistrer en continu, et donc à haute résolution temporelle, le comportement en essaim du crustacé, en se concentrant sur les cycles d'émergence et de retour des individus vers un abri artificiel (figure 1, A et B). Le site d'étude, une zone peu profonde du Léman où un essaim hivernal de *H. anomala* était régulièrement observé depuis plusieurs années lors de plongées, a été équipé d'une caméra installée par des plongeurs scientifiques (Jacquet *et al.*, 2026) à 4 mètres de profondeur (figure 1C). Ce déploiement a permis d'obtenir un enregistrement continu entre février et mars 2022, avec une résolution temporelle finale d'une minute. Les données, analysées à l'aide du logiciel Sonar5-Pro (figure 1D), ont permis de détecter et de suivre automatiquement les individus afin d'estimer les densités et d'analyser les dynamiques d'émergence et de retour dans l'abri.

Les résultats ont révélé que les essaims de *H. anomala* émergent systématiquement de l'abri au crépuscule et y retournent avant l'aube. L'émergence est corrélée à une intensité lumineuse spécifique, tandis que le retour, plus complexe, commence bien avant que la lumière n'atteigne ce seuil et présente une durée significativement plus longue que celle des émergences (Rogissart *et al.*, 2024a). Ces observations suggèrent que *H. anomala* évite la lumière pour limiter la prédation, même si d'autres facteurs, comme la détection de proies ou les interactions sociales, peuvent également influencer ce comportement. À la fin du mois de mars, une chute brutale du nombre d'individus a été observée, coïncidant avec l'augmentation de la température de l'eau et le retour en zone littorale de la perche (*Perca fluviatilis*), qui s'est révélée être un prédateur majeur de cette espèce.

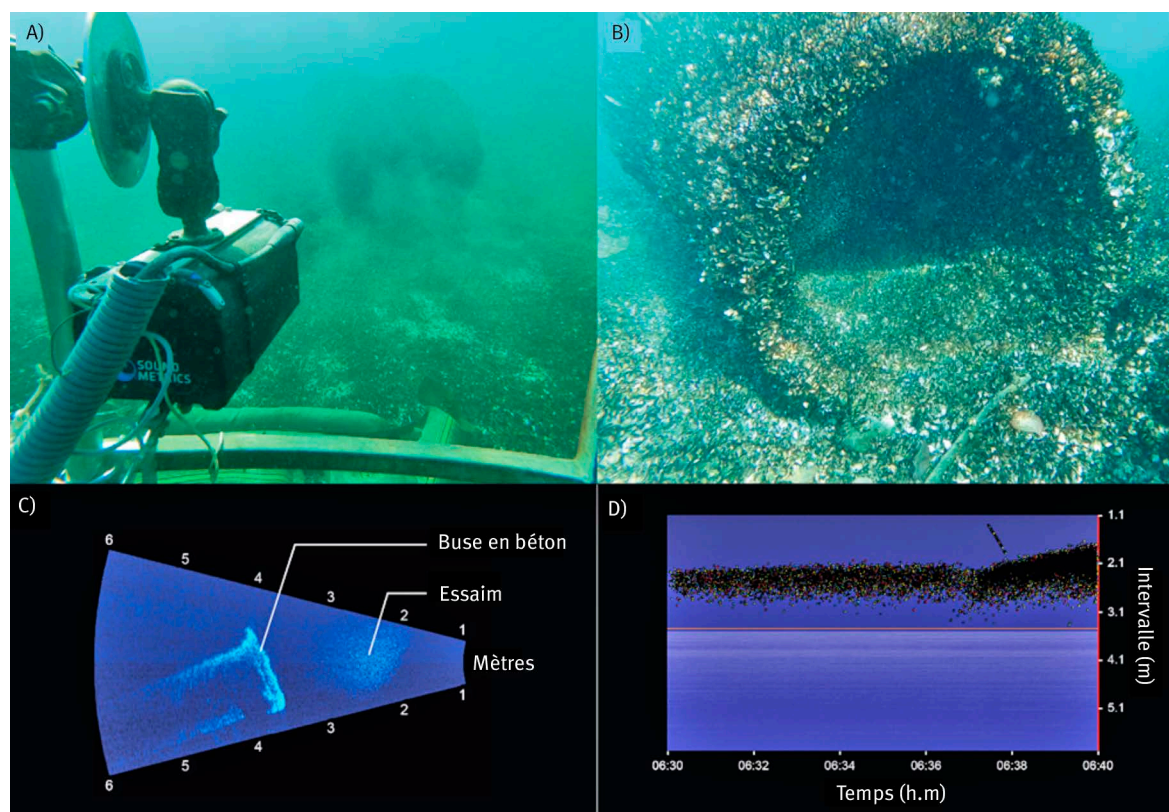
Bien que les données acoustiques ne fournissent qu'une estimation indirecte de la densité (proxy du nombre d'individus) et que leur traitement soit lourd et complexe, la caméra ARIS a permis un suivi non intrusif, continu et à très haute résolution temporelle dans un habitat complexe et inaccessible aux méthodes classiques. Ces travaux ouvrent des perspectives prometteuses pour mieux appréhender les comportements et l'écologie des espèces invasives, souvent inaccessibles par d'autres moyens. Ils encouragent le développement de méthodes automatisées pour leur suivi, afin de mieux comprendre leurs interactions avec l'environnement et les espèces natives. Une meilleure connaissance de ces dynamiques pourrait améliorer la gestion de la biodiversité et la préservation des écosystèmes aquatiques, ainsi que l'estimation de l'impact des espèces exotiques envahissantes.

Phénologie de la reproduction des poissons corégones et FishTracker, un nouvel outil de comptage open source

Dans le contexte de nos travaux en milieu lacustre, il est pertinent de rappeler que les usages actuels des caméras acoustiques se concentrent principalement en rivière pour étudier les migrations de poissons (Martignac *et al.*, 2025) afin d'obtenir des comptages des individus. Dans notre étude, une caméra acoustique a été déployée sur

Figure 1 – Utilisation de la caméra acoustique dans le cadre de l'étude sur le comportement de *H. anomala*.

A) Photo de la structure supportant la caméra acoustique. B) Photo de l'entrée de la buse en béton servant d'abri à un essaim de *H. anomala*. C) Image du cône acoustique illustrant la détection du banc (essaim) à proximité de la buse en béton. D) Échogramme montrant la distribution temporelle du banc détecté par la caméra acoustique sous Sonar5-Pro. © CARTEL.



les rives du Léman, au-dessus d'une zone de frai connue du corégone (*Coregonus* spp.) (Anneville *et al.*, 2009), afin de surveiller la saison de reproduction hivernale. Le corégone est une espèce de poisson emblématique des lacs péri-alpins qui joue un rôle écologique et socio-économique majeur (Rogissart *et al.*, 2024b). Il fraie en hiver, généralement entre décembre et février, sur des substrats de type graviers, en eaux peu profondes. Une caméra acoustique ARIS Explorer 3000, fonctionnant à 1,8 MHz, a été installée à 1 mètre sous la surface de l'eau, orientée vers le rivage pour surveiller l'activité de frai dans une zone choisie en raison de la présence confirmée de corégones. Les données ont été enregistrées en continu du 15 au 23 décembre 2020, puis du 12 au 24 décembre 2023.

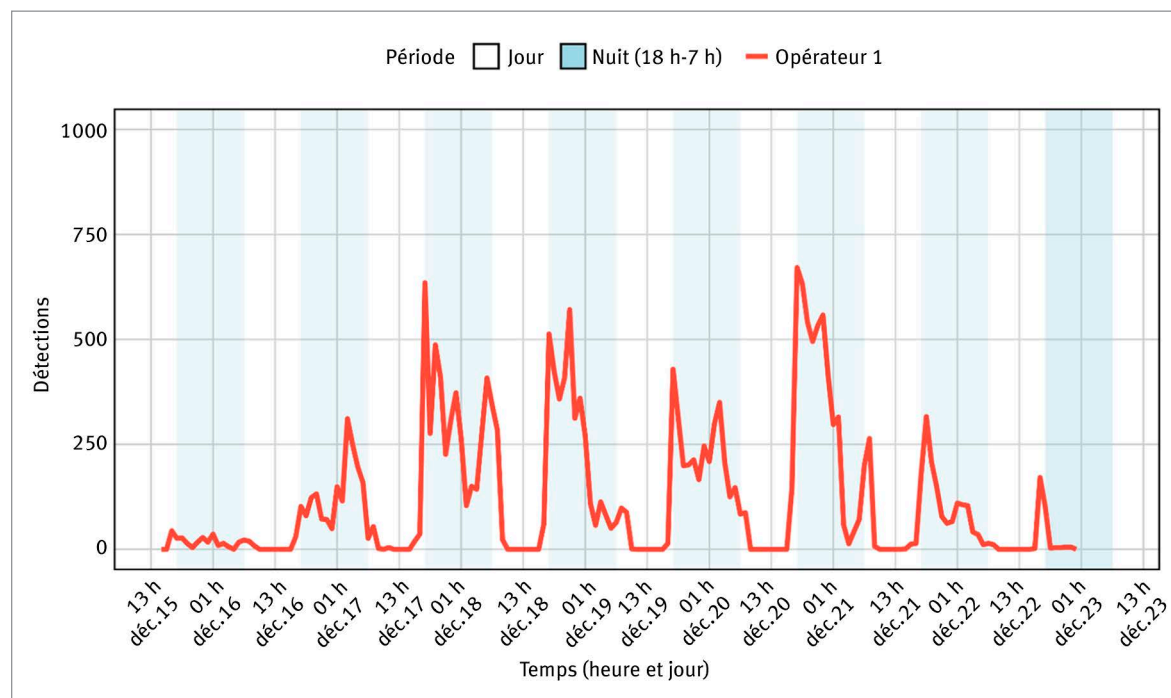
Contrairement aux études en rivière, où les poissons migrateurs ne traversent généralement qu'une seule fois le champ de vision de la caméra, les poissons en lac peuvent être détectés à plusieurs reprises. Les données recueillies reflètent donc davantage leur activité que leur nombre exact. Une comparaison des données obtenues par la caméra a été réalisée avec la méthode initialement utilisée (pêches aux filets) et avec une autre méthode non invasive, l'ADN environnemental, validant ainsi son utilisation (Vautier *et al.*, 2023) et le lien entre détection et activité. Les enregistrements continus génèrent d'énormes volumes de données, nécessitant des méthodes de traitement efficaces. Bien que le comptage manuel soit fiable, il reste chronophage et donc coûteux.

Des logiciels comme Sonar5-Pro permettent de réduire la charge de travail en détectant automatiquement les poissons dans les flux vidéo. Ces outils ont déjà fait leurs preuves pour compter des saumons en rivière, estimer la taille et l'abondance des individus, ou encore évaluer la densité de crevettes invasives.

Les fichiers acoustiques ont été prétraités pour éliminer les éléments statiques et les petites cibles, réduisant ainsi le volume de données à analyser. Le comptage manuel, agrégé par heure, a été effectué et a permis d'obtenir une série temporelle de l'activité des poissons. Les résultats ont permis d'identifier avec précision les pics de présence du corégone sur le site de frai, principalement autour du coucher et du lever du soleil (figure 2) mais aussi de pics nocturnes non décrits jusqu'à présent.

Deux opérateurs expérimentés ont analysé indépendamment un sous-ensemble des données pour évaluer la variabilité inter-opérateurs. En effet, le comptage manuel présente une certaine subjectivité sur la prise en compte des cibles (Daroux *et al.*, 2019; Tušar *et al.*, 2014). Ces mêmes données ont ensuite été analysées avec Sonar5-Pro, en utilisant des paramètres adaptés pour détecter des poissons de plus de 20 cm, puis avec FishTracker. Nous avons évalué les performances du logiciel open-source FishTracker, qui pourrait offrir une alternative plus conviviale aux outils existants tout en maintenant une qualité de résultats comparable. Pour cela, l'analyse manuelle des données par les deux opérateurs a servi de référence (figure 3A). Les résultats obtenus avec Sonar5-

Figure 2 – Fluctuation des détections de poissons au cours du temps (période du 15 au 23 décembre 2020) (Godeaux *et al.*, 2024). La courbe rouge représente les détections horaires des poissons réalisées par l'opérateur 1 du 15 au 22 décembre. La variation temporelle des détections montre des pics d'activité marqués et cycliques entre le coucher et le lever du soleil. La période d'observation s'étend sur huit jours consécutifs.



Pro et FishTracker (figures 3B et 3C) ont ensuite été comparés. Enfin, une évaluation de la facilité d'usage, de la stabilité et de l'accessibilité de FishTracker a été menée auprès d'utilisateurs sans expérience préalable.

La comparaison entre les deux opérateurs n'a pas révélé de différence significative, validant ainsi les données de référence. Les analyses semi-automatiques avec les deux logiciels ont produit des résultats proches de ceux du comptage manuel, indiquant une bonne fiabilité de ces outils. Lors de la saison 2023, marquée par des vents forts, les performances des deux logiciels ont été affectées, les vagues perturbant la détection des poissons.

Pour notre jeu de données, le traitement avec Sonar5-Pro a duré environ quatre jours, nécessitant une surveillance quasi constante pour garantir le bon fonctionnement du logiciel durant les phases d'analyse. En revanche, FishTracker s'est distingué par sa stabilité et sa rapidité : il n'a requis que treize heures pour traiter l'ensemble du jeu de données de 2020, et ce sans supervision, permettant de lancer les analyses pendant la nuit. Il a réussi à traiter plus de 1 500 fichiers en un seul lot, sans conversion préalable, optimisant ainsi l'efficacité et facilitant l'analyse de données sur de grandes plages temporelles. Son caractère open-source offre également la possibilité d'adapter le logiciel pour répondre à des besoins spécifiques, comme l'export de variables supplémentaires afin de filtrer les détections aberrantes.

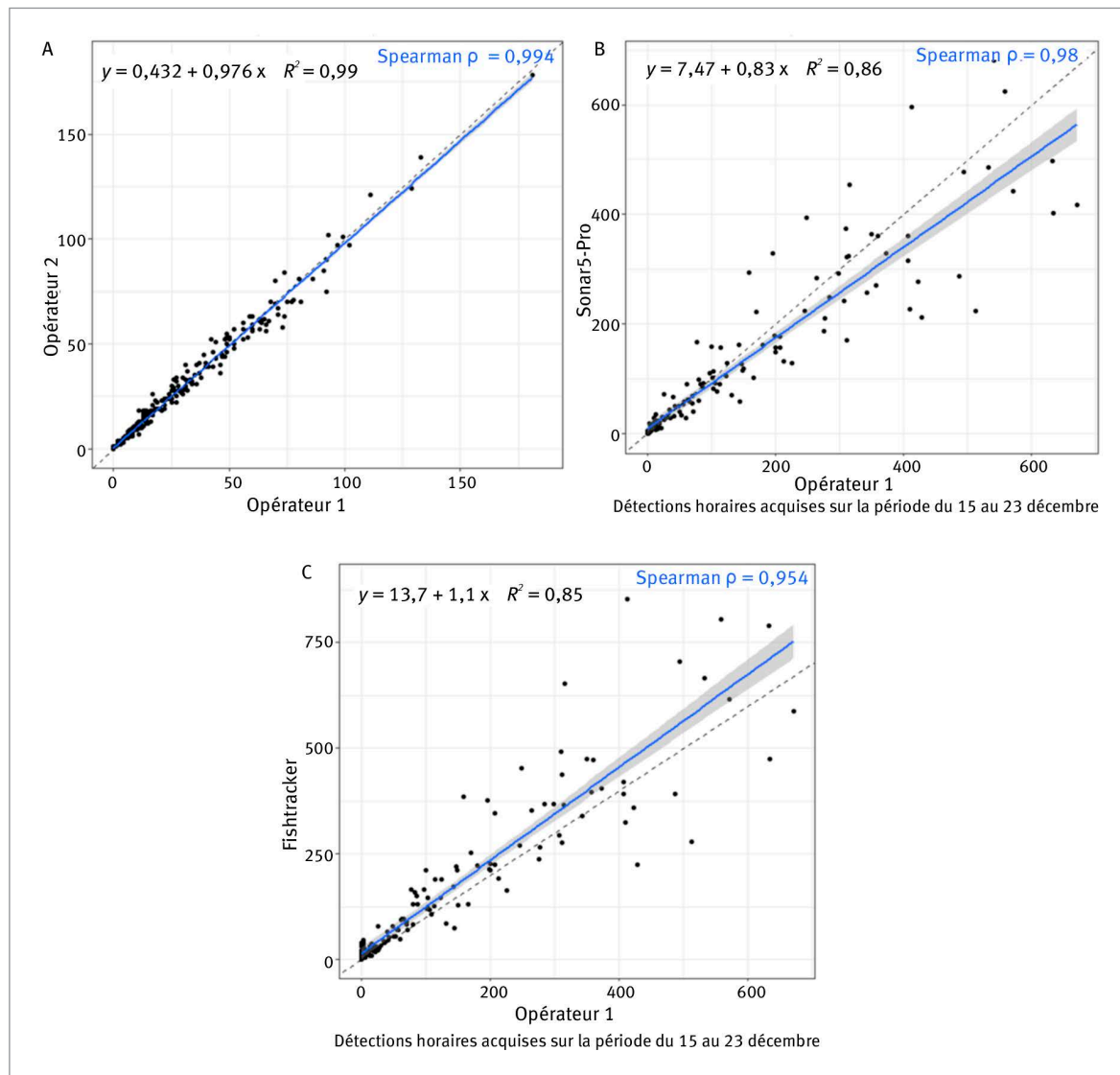
Les deux logiciels ont donc montré une forte concordance avec le comptage manuel dans des conditions standards, ce qui valide leur utilité pour l'analyse des données issues de caméras acoustiques. Leurs performances restent cependant limitées dans des conditions météorologiques dégradées. FishTracker, grâce à son interface simple et ses faibles exigences en puissance

de calcul, représente une alternative prometteuse pour démocratiser l'utilisation de ces outils auprès des gestionnaires de milieux aquatiques, des scientifiques et des organisations locales. À l'avenir, l'intégration de technologies avancées, telles que l'intelligence artificielle (Christin *et al.*, 2019), pourrait améliorer les capacités analytiques et la discrimination des cibles (Martignac *et al.*, 2025).

Conclusion et recommandations

Les caméras acoustiques constituent des outils novateurs pour les gestionnaires des milieux aquatiques. Elles permettent de documenter de manière inédite le comportement et la phénologie des poissons ou d'autres organismes, en fournissant des informations complémentaires et surtout inaccessibles par les méthodes classiques. L'acquisition en continu et la visualisation en temps réel ouvrent de nouvelles perspectives. Leur mise en œuvre présente toutefois certaines limites, notamment une sensibilité aux perturbations par les vagues lors de l'insonification (exploration acoustique) des zones proches de la surface, un besoin en alimentation électrique continue, la nécessité d'un stockage important des données en cas d'enregistrement continu (environ 1 To pour dix jours, jusqu'à 700 cibles par jour). En rendant possible une acquisition continue, précise et non intrusive des données sur la faune aquatique, les caméras acoustiques représentent une innovation majeure pour la connaissance écologique des plans d'eau. Les résultats présentés démontrent qu'associées à des outils de traitement comme FishTracker, ces technologies permettent une meilleure compréhension des rythmes reproducteurs, des déplacements nocturnes et des dynamiques d'espèces invasives.

Figure 9 – Validation et comparaison des méthodes de comptage de poissons sur des données de caméra acoustique (Godeaux *et al.*, 2024). A) Corrélation entre les comptages manuels effectués par deux opérateurs (Op1 vs Op2) sur les mêmes séquences vidéo, démontrant la reproductibilité de la méthode de comptage manuel (ρ de Spearman = 0,994, $R^2 = 0,99$). B) Corrélation entre le comptage manuel (Op1) et les détections du logiciel Sonar5-Pro pour la période du 15 au 23 décembre (ρ de Spearman = 0,98, $R^2 = 0,86$). La ligne bleue représente la régression linéaire avec intervalle de confiance à 95 % (zone grisée), et la ligne pointillée indique la relation 1:1. C) Corrélation entre les comptages manuels (Op1) et les détections du logiciel FishTracker pour la même période (ρ de Spearman = 0,954, $R^2 = 0,85$). Les conventions graphiques sont identiques au panel B.



À l'avenir, l'utilisation de caméras *low-cost* devrait permettre des déploiements à grande échelle, alors que le coût et le faible volume d'échantillonnage des sonars à imagerie constituaient jusqu'ici un frein. Les perspectives de développement sont importantes : à court terme, l'intégration de méthodes d'apprentissage automatique améliorera la discrimination des espèces et la robustesse des détections en conditions météorologiques dégradées ; à plus long terme, l'analyse automatisée en temps réel pourrait contribuer à la mise en place de systèmes d'alerte écologique et à la gestion active des milieux aquatiques. ■

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient pour leur soutien AnaEE-France (Analyse et expérimentation sur les écosystèmes) et OLA (Observatoire des Lacs) (IR LIFE – INRAE) pour la mise à disposition des installations techniques ; le Fonds d'impulsion Alliance Campus Rhodanien dans le cadre du projet SURECOR ; et U3E (Unité d'expérimentation en écologie et écotoxicologie aquatiques) pour le prêt de la caméra acoustique. Enfin, nous souhaitons remercier Helge Balk (Département de physique, Université d'Oslo), Jani Helminen (Institut des ressources naturelles de Finlande – LUKE) pour leurs précieux conseils concernant leur logiciel d'analyse ainsi que la ville de Thonon et sa piscine municipale et la commune de Publier, SubBear, Émotions Plongée et l'Hôtel de la Plage pour les possibilités d'installation de la caméra.

RÉFÉRENCES

- Anneville, O., Souissi, S., Molinero, J. C., & Gerdeaux, D. (2009). Influences of human activity and climate on the stock-recruitment dynamics of whitefish, *Coregonus lavaretus*, in Lake Geneva. *Fisheries Management and Ecology*, 16(6), 492-500. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2009.00703.x>
- Balk, H., & Lindem, T. (2021). *Sonar4 and Sonar5-Pro post processing systems : Operator manual version 606.23*. Lindem Data Acquisition A/S.
- Christin, S., Hervet, É., & Lecomte, N. (2019). Applications for deep learning in ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 10, 1632-1644. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13256>
- Connolly, R. M., Jinks, K. I., Shand, A., Taylor, M. D., Gaston, T. F., Becker, A., & Jinks, E. L. (2023). Out of the shadows: Automatic fish detection from acoustic cameras. *Aquatic Ecology*, 57(4), 833-844. <https://doi.org/10.1007/s10452-022-09967-5>
- Daroux, A., Martignac, F., Nevoux, M., Baglinière, J. L., Ombredane, D., & Guillard, J. (2019). Manual fish length measurement accuracy for adult river fish using an acoustic camera (DIDSON). *Journal Fish Biology*, 95, 480-489. <https://doi.org/10.1111/jfb.13996>
- Godeaux, Q., Rogissart, H., Goulon, C., Guillard, J., Martignac, F., & Rautureau, C. (2024). *Fish-tracker, a user-friendly tool for efficiently processing acoustic camera datasets*.
- Goulon, C., Vautier, M., Rogissart, H., Domaizon, I., Rautureau, C., & Guillard, J. (2024). *Frai du corégone (Coregonus spp.) et de la perche (Perca fluviatilis) dans le Léman*. Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2023. <https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/rs-2024-chap7-frais-du-coregone-et-de-la-perche-dans-le-leman-v2.pdf>
- Guillard, J., Baudoin, J.-M., & Goulon, C. (2023). Optimisation d'une méthode non intrusive de l'étude des populations de poissons en lac : L'hydro-acoustique. *Sciences Eaux & Territoires*, 42, 49-54. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2023.42.7296>
- Jacquet, S., Jamoneau, A., Bertrin, V., Dublon, J., Baudoin, J. M., & Westrelin, S., 2026. La plongée scientifique, un outil essentiel pour l'étude des écosystèmes lacustres. *Sciences Eaux & Territoires*, 51, 9925. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2026.51.9925>
- Jones, R. E., Griffin, R. A., & Unsworth, R. K. (2021). Adaptive Resolution Imaging Sonar (ARIS) as a tool for marine fish identification. *Fisheries Research*, 243, 106092. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.106092>
- Martignac, F., Daroux, A., Bagliniere, J.-L., Ombredane, D., Guillard, J. (2015). The use of acoustic cameras in shallow waters : New hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. *Fish and Fisheries*, 16(3), 486-510. <https://doi.org/10.1111/faf.12071>
- Martignac, F., Fernandez-Garcia, G., Corpetti, T., Nevoux, M., & Beaulaton, L. (2025). Automatisation de l'analyse de données des caméras acoustiques par un réseau de neurones convolutifs. *Sciences Eaux & Territoires*, 47, 7983. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2025.47.7983>
- 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>
- Rogissart, H., Frossard, V., Guillard, J., Rautureau, C., & Jacquet, S. (2024a). Tracking the real-time behavior of *Hemimysis anomala*'s winter swarms using acoustic camera. *Journal of Great Lakes Research*, 50(1), 102250. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2023.102250>
- Rogissart, H., Goulon C., & Guillard, J. (2024b). Rehabilitation of whitefish fisheries in lakes Geneva and Bourget during the eutrophication period: assessing socio-economic impacts through large collaborative research. *Int. J. Limnol.* 2024, 60, 13. <https://doi.org/10.1051/limn/2024012>
- Rogissart, H., Marty, J., Grimond, J., Frossard, V., & Jacquet, S. (2025). The invasive mysid *Hemimysis anomala*: an up-to-date review of its biology, ecology, distribution and ecological impacts. *NeoBiota*. <https://doi.org/10.3897/neobiota.98.144040>
- Tušer, M., Frouzová, J., Balk, H., Muška, M., Mrkvička, T., & Kubečka, J. (2014). Evaluation of potential bias in observing fish with a DIDSON acoustic camera. *Fisheries Research*, 155, 114-121. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.02.031>
- Uimonen, M., & Korkalo, O. (2021). *FishTracker [Software]*. VTT Technical research centre of Finland Ltd. <https://github.com/lukefi/FishTracker>
- Vautier, M., Chardon, C., Goulon, C., Guillard, J., & Domaizon, I. (2023). A quantitative eDNA-based approach to monitor fish spawning in lakes : Application to European perch and whitefish. *Fisheries Research*, 264, 106708. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2023.106708>
- Wei, Y., Duan, Y., & An, D. (2022). Monitoring fish using imaging sonar: Capacity, challenges and future perspective. *Fish and Fisheries*, 23(6), 1347-1370. <https://doi.org/10.1111/faf.12693>

La plongée scientifique, un outil essentiel pour l'étude des écosystèmes lacustres

Stéphan JACQUET^{1,5}, Aurélien JAMONEAU^{2,5}, Vincent BERTRIN^{2,5}, Julien DUBLON^{3,5}, Jean-Marc BAUDOIN^{3,4,5}, Samuel WESTRELIN^{3,5}

¹ Université Savoie-Mont Blanc, INRAE, CARTEL, 75 bis avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains, France.

² INRAE, EABX, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas-Gazinet, France.

³ INRAE, Aix Marseille Université, RECOVER, 13182, Aix-en-Provence, France.

⁴ OFB, DRAS, Service EcoAqua, Aix-en-Provence, France.

⁵ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Stéphan JACQUET, stephan.jacquet@inrae.fr

La plongée scientifique, en scaphandre ou en apnée, est une approche originale qui apporte des possibilités et des complémentarités aux moyens techniques déployés depuis la surface. Cet article illustre quelques réalisations concrètes permises grâce à la plongée pour observer, instrumenter et étudier les écosystèmes aquatiques lacustres.

Introduction

La plongée scientifique constitue un outil essentiel pour l'étude des écosystèmes aquatiques et des processus naturels se déroulant sous l'eau. Complémentaire avec d'autres méthodes déployées depuis la surface, elle permet de collecter des données directes et précises sur des environnements souvent inaccessibles autrement, tout en offrant une perspective unique sur la biodiversité et les habitats subaquatiques. Pratiquée dans un cadre réglementaire strict (encadré 1), l'un des principaux intérêts de la plongée scientifique réside donc dans sa capacité à fournir des observations fines sur des phénomènes qui échappent aux méthodes traditionnelles. Ainsi, les plongeurs peuvent explorer une grande variété d'habitats, cartographier les fonds, instrumenter divers sites et réaliser des prélèvements de différentes natures (eau, sédiment, biocénose), tout en étudiant la faune et la flore aquatiques dans leur milieu naturel avec un minimum de dérangement et sans extraction des organismes de leur milieu de vie. Cet accès direct permet également d'effectuer des inventaires de biodiversité, d'étudier les interactions entre espèces, les comportements ou encore les habitats (i.e. leurs localisations, leurs structures, leurs occupations).

Encadré 1 – La réglementation appliquée à la plongée scientifique.

L'histoire de la plongée scientifique en France n'est pas récente (Jacquet, 2012) et elle est aujourd'hui très réglementée. Elle est en effet régie par plusieurs décrets et articles de loi définissant une grande variété de procédures, de formations ou encore de protocoles de sécurité. Brièvement, pour exercer leur activité en milieu hyperbare (correspondant à une variation de pression d'1 m depuis la surface au niveau des voies aériennes), les plongeurs scientifiques doivent disposer d'un certificat d'aptitude à l'hyperbarie (CAH), dans la mention B.

Différentes classes définissent les profondeurs maximales d'évolution possible à l'air ou avec un mélange suroxygéné (classe 0 : 0-12 m ; classe I : 0-30 m ; classe II : 0-50 m) ou avec un mélange réduisant l'apport en azote, généralement ternaire incluant l'hélium (classe III : 0-100 m).

Un recyclage est obligatoire tous les cinq ans pour ce diplôme délivré par le ministère du travail. Lors d'une mission en plongée, chaque plongeur doit pouvoir justifier d'un ordre de mission (OM) dédié, un certificat médical de plongée professionnelle, et d'une attestation d'aptitude médicale à l'hyperbarie délivrée annuellement par la médecine du travail. Sur chaque « chantier », en plus du matériel commun de sécurité requis et individuel propre à chacun, le chef d'opération hyperbare (COH) doit être en mesure de présenter un manuel de sécurité hyperbare (MSH), une fiche de chantier, une feuille de palanquée, et un plan de prévention.

La plongée est reconnue et soutenue par le département AQUA d'INRAE, l'institut étant comme d'autres (OFB, CNRS, IFREMER, etc) membre du Comité national de la plongée scientifique (CNPS). De nombreuses informations sont disponibles sur le site internet du réseau plongée INRAE (<https://reseau-plongee.hub.inrae.fr/>).

Les plongeurs scientifiques peuvent donc jouer un rôle essentiel dans la collecte de sédiments et d'échantillons biologiques qui ne peuvent pas toujours être obtenus par des méthodes de prélèvements classiques. La plongée permet également de mieux comprendre les impacts humains sur les écosystèmes, comme la pollution ou l'introduction d'espèces invasives. Enfin, un atout original et très important qu'offre « l'outil plongée » est celui de la vulgarisation et de la communication visuelle (images, vidéos) vers le grand public et les gestionnaires. La plongée scientifique en lac est aujourd'hui une pratique bien établie, comme c'est déjà le cas et depuis longtemps pour les milieux marin et océanique. Les scientifiques rattachés au Pôle R&D ECLA (Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres)¹ n'ont pas hésité à s'emparer de cet outil depuis 2019. Dans cet article, nous avons choisi de mettre en avant l'activité en plongée au travers d'exemples relevant de l'instrumentation déployée (pour mesurer, observer, suivre), des prélèvements effectués (pour analyser) et des expérimentations menées (pour tester, comprendre).

Instrumentation

Les plongeurs du pôle déploient régulièrement des capteurs mesurant à haute fréquence divers paramètres environnementaux. Par exemple, dans les lacs et étangs aquitains (projet Vigie-Lacs), la plongée permet le déploiement de sondes de mesures à haute fréquence

Photo ① – Entretien d'une sonde à oxygène dans le lac Cazaux-Sanguinet. Photo : © EABX – 2024.

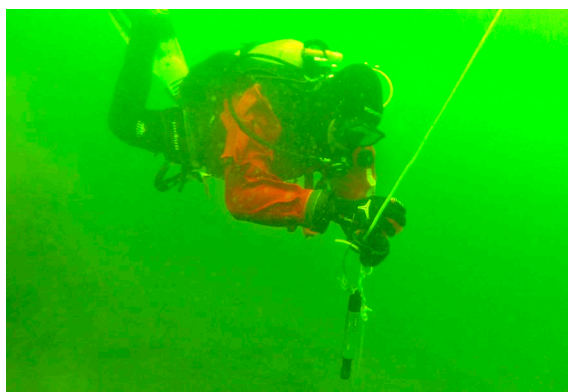
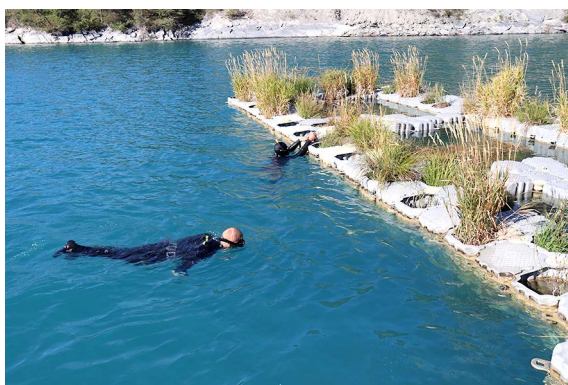


Photo ② – Observations et manutention d'un radeau flottant dans le cadre du projet UROS. Photo : © RECOVER – 2025.



de l'oxygène dissous et de la température de l'eau en surface et à proximité du fond (jusqu'à 23 m de profondeur). Le positionnement précis du mouillage des sondes (dispositif constitué d'un corps-mort, d'un bout sur toute la colonne d'eau et d'une bouée de surface) est grandement facilité par la plongée. L'entretien de ces installations se fait également par les plongeurs tout au long de l'année, permettant la récupération des données, l'ajustement des dispositifs aux conditions saisonnières (hauteur d'eau par exemple), ainsi que d'éventuelles réparations en cas de dégradation (photo ①). Pour des raisons de sécurité liées à la navigation et parfois au matériel (risque de vol) seule la position GPS précise est parfois notée si bien que, dans certaines situations, les plongeurs doivent descendre sur un point identifié depuis la surface et rechercher les instruments de mesure pour récupérer les données ou pour des maintenances régulières².

Une autre catégorie d'instruments couramment déployés par les plongeurs du pôle concerne les systèmes comprenant des caméras visibles, infrarouges ou acoustiques. Dans le Léman, ce type d'enregistreurs automatisés en temps réel et l'obtention d'enregistrements vidéos de haute qualité ont permis de suivre pendant plusieurs semaines un essaim caractéristique de la petite crevette rouge sang *Hemimysis anomala* (espèce exotique) et de documenter un comportement nyctéméral complexe (projet Mysilac). S'abritant de jour dans un récif artificiel (e.g. une buse en béton posée à 4 m de profondeur), l'émergence était systématiquement corrélée au crépuscule, tandis que le retour à la cache au petit matin présentait des tendances temporelles plus complexes. Les événements de retour des animaux étaient systématiquement plus longs que ceux d'émergence, mais les deux étaient significativement influencés par les conditions de luminosité. La fin de l'émergence coïncidait avec la plage de lumière préférentielle connue du mysidé, tandis que le retour commençait plus tôt, avant que les conditions lumineuses ne soient dépassées. Il a été proposé que cette anticipation puisse refléter une variabilité inter-individuelle et/ou des mécanismes de communication collective au sein de l'essaim (Rogissart *et al.*, 2024).

En complément de la mise en place de capteurs mesurant divers paramètres environnementaux (température, oxygène, lumière), des caméras en mode time-lapse (une photo prise toutes les dix minutes) ont également été installées en apnée sur les structures flottantes végétalisées du projet Uros. Ce dernier visait à évaluer l'efficacité de radeaux végétalisés pour soutenir la biodiversité dans des lacs à fort marnage (e.g. le lac-réservoir de Serre-Ponçon). Les caméras ont permis de compléter les suivis déjà réalisés (pêche électrique, nasse et suivi visuel) par des observations photographiques de l'utilisation de ces structures par la faune piscicole et l'évolution des plantes aquatiques ensemencées. Grâce aux prises de vue régulières, il a été possible d'observer et suivre la fréquentation des structures, sans impacter ni modifier le comportement des poissons (Salmon *et al.*, 2025) (photo ②).

1. <https://poleecla.fr/>

2. Il peut arriver que la plongée soit mobilisée pour la récupération de matériel scientifique perdu, à la suite d'événements climatiques extrêmes, de vandalisme ou une défaillance de matériel ou d'un opérateur.

Un autre exemple d'instruments concerne l'utilisation de chambres de mesure des flux de carbone et d'oxygène déployées dans le cadre du projet C-tropic dans la retenue du barrage hydroélectrique de Petit-Saut en Guyane (photo ③). Ce lac est la plus grande retenue artificielle de France et sa formation résulte de l'immersion de près de 365 km² de forêt tropicale primaire en 1994. Il offre aujourd'hui un paysage lacustre atypique, avec une forêt ennoyée d'arbres morts sur la quasi-totalité de la surface et de nombreuses îles forestières. Le rôle de cette forêt ennoyée dans le fonctionnement écologique de la retenue et dans les émissions importantes de gaz à effet de serre (GES) générées par cet écosystème (Colas *et al.*, 2020) pose de nombreuses questions scientifiques. La densité des troncs et des branchages immergés rend toutefois très délicates les instrumentations en profondeur depuis la surface. Le projet C-Tropic s'est donc appuyé sur la plongée autonome pour descendre le long de troncs d'arbres et installer des chambres de mesure des flux gazeux à l'interface eau/bois à différentes profondeurs (en zones oxiques et anoxiques) et sur le fond du lac à l'interface eau/sédiment. Ces dispositifs ont permis de révéler que les troncs d'arbres émettent peu de GES comparés aux productions issues des sols lacustres, et même qu'ils contribuent à l'oxygénation et à une séquestration importante du carbone émis, grâce aux biofilms photosynthétiques et méthanotrophes qui se développent à leur surface.

Prélèvements

Dans certaines situations, la plongée peut grandement faciliter le prélèvement d'eau, de sédiments ou de divers organismes.

Dans le cadre du projet Uros, des apnéistes ont prélevé à fréquence saisonnière des substrats artificiels amovibles (cages grillagées de 20 x 25 x 0,5 cm³ contenant un substrat) fixés sur le fond des radeaux pour *in fine* évaluer leur colonisation par les macro-invertébrés. Cette manipulation nécessitait un travail subaquatique à environ 1 m de profondeur, consistant dans un premier temps à libérer le substrat de ses fixations puis à le déposer délicatement dans un filet de maille 250 µm avant de l'extraire de l'eau pour le rincer et récupérer les invertébrés aquatiques (Salmon *et al.*, 2022). Un résultat majeur de cette expérience a été que la colonisation par les macroinvertébrés dans les structures flottantes, environnement stable et complexe, a été rapide avec pour caractéristique une abondance et une diversité plus forte que sur les zones littorales naturelles soumises à de fortes variations du niveau d'eau.

L'analyse fine de molécules organiques volatiles possiblement excrétées par les macrophytes a été permise par le prélèvement délicat de ces plantes dans le cadre d'un projet international en cours de valorisation. Slater *et al.* (soumis) ont ainsi révélé que les macrophytes du Léman produisent des quantités substantielles de molécules (isoprène, disulfide, hydrocarbures, monoterpénoïdes, sesquiterpénoïdes, etc.) et que les « volatilomes » varient d'une espèce à l'autre, à savoir les potamots, le myriophylle et le lagarosiphon.

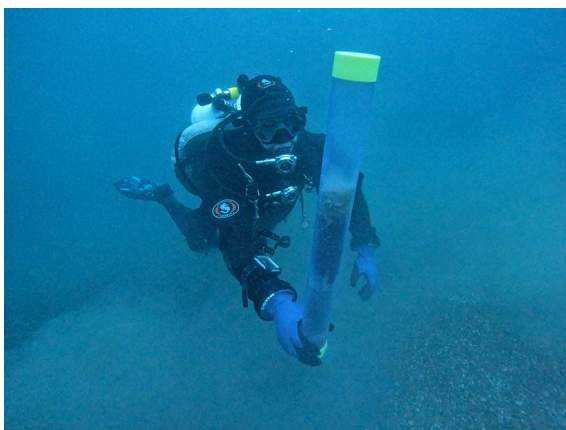
Le carottage de sédiments depuis la surface est souvent une opération délicate que la plongée peut faciliter. Dans le cadre des projets Léon Bloom ou Qualacsed,

des carottes ont été réalisées par les plongeurs scientifiques (photo ④). En vue de collecter de l'eau et des sédiments destinés à des incubations en laboratoire, les carottes doivent nécessairement être réalisées de façon à ne pas mélanger les phases liquides et solides dans l'échantillon. La plongée permet de recueillir soigneusement les deux phases bien dissociées à l'aide d'un carottier manuel. Ceci est beaucoup plus difficile avec un carottier envoyé depuis la surface dans le cas des sédiments organiques très fluides comme c'est le cas dans l'étang de Léon. L'analyse des carottes réalisées pour le

Photo ③ – Prélèvement de biofilm et chambre de mesure des flux de gaz installée à la surface d'un tronc, dans la retenue de Petit-Saut en Guyane, dans le cadre du projet C-tropic.
Photos : © AQUASEARCH – 2024.



Photo ④ – Carotte de sédiments dans le cadre du projet QUALACSED. Photo : © CARRTEL – 2025.



projet Qualacsed a permis de s'intéresser à l'impact de la moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*), une espèce exotique fortement envahissante dans le Léman, sur la composition sédimentaire. Fonction (i) de la profondeur, (ii) du taux d'oxygène, (iii) de la source de la matière organique, et (iv) de la granulométrie, il apparaît que le bivalve modifie l'environnement dans lequel il se trouve et change considérablement la composition chimique sédimentaire (Revirand, 2024).

Observations et expérimentations

Une grande diversité d'expérimentations peut être facilitée par le travail en plongée.

Le projet Macoustique a consisté à effectuer un inventaire visuel, la mesure de taille et un comptage de zones riches en macrophytes dans le Léman et dans le lac de Lacanau (photo 5). Les observations et mesures faites en plongée ont été comparées avec d'autres procédés d'observation des plantes depuis la surface (prélèvements au râteau et au grappin depuis la surface, imagerie par hydroacoustique). La plongée a permis un positionnement des points d'étude à grain fin (quadrats de 50 cm) et relever des paramètres sans les détruire (hauteur des plantes, pourcentage de recouvrement). Dans le cas où des prélèvements de plantes étaient nécessaires pour des

mesures ultérieures en laboratoire (biomasses sèches), les plantes ont pu être collectées sur une surface précise contrairement aux engins utilisés classiquement, notamment le râteau ou le grappin. De plus, des informations précieuses pour les observateurs ont été rendues accessibles grâce à la plongée, notamment la visualisation directe de la structure du paysage floristique (assemblage, positionnement, co-occurrence) dans les zones difficiles d'accès depuis la surface.

Lors du projet Uros, un protocole précis d'observation visuelle a été mis en place en apnée pour déterminer les espèces de poissons présentes, les compter et estimer leur taille. La méthode a permis la comparaison de la colonisation des radeaux flottants expérimentés avec les zones littorales voisines (Salmon *et al.*, 2024 ; Salmon *et al.*, 2025). Ces observations *in situ* ont ainsi complété les méthodes de capture traditionnelles telles que les pêches électriques, le piégeage par nasses ainsi que le suivi par piège photo. Il s'agit d'une méthode douce et non invasive d'observation de la faune piscicole qui renseigne également sur le comportement des individus.

Dans le cadre du projet Inva-monitoring, différentes méthodes d'échantillonnage (apnée, plongée, pêche électrique et ADN environnemental) ont été comparées pour détecter une espèce invasive nouvellement arrivée dans le Sud de la France, le gobie à tache noire (*Neogobius melanostomus*). Un suivi de la zone littorale de plusieurs plans d'eau en apnée a été réalisé pour détecter la présence de cette espèce et les habitats qu'elle fréquente. Dans le Léman et le lac du Bourget, la moule quagga évoquée ci-dessus a connu une expansion fulgurante depuis 2015. La plongée a été ou est utilisée pour divers projets (Qualacsed, Quagra, Quaggatract, Qualag) visant à mieux comprendre l'écophysiologie et l'impact de ce bivalve sur le fonctionnement de ces écosystèmes (photo 6). Pour ne citer qu'un exemple, la croissance de l'animal a été déterminée avec précision *in situ* et sans manipulation, dans le Léman, en employant et adaptant la technique de photogrammétrie (Reymondet *et al.*, 2025). Elle a permis de révéler des taux de croissance élevés, variant en moyenne entre moins de 0,001 et 0,29 mm par jour, ces variations étant liées à la classe de taille des individus, à la saison ou encore au type d'environnement (profondeur, substrat).

Dans le cadre du projet C-tropic, les plongées scientifiques ont permis de réaliser des prélèvements et déployer des instruments. Elles ont également révélé un paysage subaquatique insoupçonné, avec, dans les zones anoxiques, une forêt primaire extrêmement bien conservée, presque pétrifiée, parsemée de palmiers dont les feuilles sont toujours en place après trente ans d'immersion. Depuis la surface, aucun scientifique n'avait imaginé un tel paysage encore en place aujourd'hui.

Les limites

Bien que présentant de nombreux avantages, la plongée scientifique en milieu lacustre comporte certaines limites. Les conditions environnementales, comme la météo locale, la faible visibilité, la température de l'eau, ou la profondeur, peuvent rendre certaines observations difficiles voire impossibles. Au-delà de ces contraintes surtout physiques, les plongeurs sont aussi limités par le temps qu'ils peuvent passer sous l'eau (ceci est d'autant

Photo 5 – Mesure de taille de macrophytes dans le cadre du projet MACOUSTIQUE. Photo : © CARRTEL – 2025.



Photo 6 – Prise d'images d'un agrégat de moules dans le cadre du projet QUAGRA. Photo : © SUBBEAR – 2025.



plus vrai pour l'apnée), la fréquence des plongées et par les technologies (circuit ouvert) dont ils disposent pour explorer les fonds lacustres. Les coûts associés à la plongée scientifique (pour obtenir et recycler son habilitation, faire des formations spécialisées, financer les besoins associés, l'équipement et les missions pour réaliser des explorations en toute sécurité), peuvent aussi constituer des obstacles. En outre, l'accès à certaines zones protégées ou éloignées est parfois restreint. Enfin, n'oublions pas qu'il est nécessaire d'être deux à trois plongeurs certifiés au minimum pour chaque mission et cela sous-entend de la disponibilité. Retenons toutefois, comme point positif, que les équipements de plongée ne sont pas très périssables et que ce type d'investissement dure assez longtemps.

Des perspectives

Les perspectives de développement de la plongée scientifique en lac sont nombreuses. La visibilité croissante de l'outil conjuguée à la structuration et à la réactivité du réseau plongée INRAE (encadré 1) donnent des nouvelles idées aux chercheurs pour certains de leurs projets. Dans l'avenir, il apparaît évident que le recours aux plongeurs amateurs pour initier des approches de sciences participatives se développera et permettra de démultiplier les observations en les étendant géographiquement, dans différents contextes, sur différentes populations, etc. Par exemple, un projet visant à évaluer l'attractivité de différents types de sons pour le silure glane (*Silurus glanis*) devrait faire appel aux plongeurs de loisirs sur différents sites pour déployer un protocole standard d'émission sonore subaquatique et de collecte d'informations sur la réaction comportementale du silure.

Sur le plan technologique, développer des partenariats entre les secteurs public et privé pour concevoir des systèmes aussi performants que ceux utilisés en milieu terrestre est en réflexion car il y a de la demande potentielle. Citons, par exemple, la volonté de développer des systèmes d'intelligence artificielle pour automatiser les reconnaissances d'espèces et le comptage des individus sous l'eau. Ce type d'approche, associé à l'utilisation par les plongeurs de recycleurs³ pour observer, sans faire de bruit et plus longtemps, le comportement des animaux, en particulier les poissons, constituera sans nul doute un énorme pas en avant dans les années à venir. ■

3. Dispositifs qui recyclent l'air expiré par le plongeur qui peut donc le réutiliser après que ce dernier ait été filtré et réenrichi en oxygène.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier Hervé ROGISSART, Victor FROSSARD, Jérôme LE COZ et Mario LEPAGE pour leur relecture critique du manuscrit.

RÉFÉRENCES

- Colas, F., Chanudet, V., Daufresne, M., Buchet, L., Vigouroux, R., Bonnet, A., Jacob, F. & Baudoin, J. M. (2020). Spatial and temporal variability of diffusive CO₂ and CH₄ fluxes from the Amazonian reservoir Petit-Saut (French Guiana) reveals the importance of allochthonous inputs for long-term C emissions. *Global Biogeochemical Cycles*, 34(12), e2020GB006602. <https://doi.org/10.1029/2020GB006602>
- Jacquet, S. (2012). Ils plongent pour la science : une petite Histoire de la plongée scientifique en France. *Subaqua*, 244, 74-77. <https://hal.inrae.fr/hal-02641791v1>
- Revirand, L. (2024). Impacts de la moule quagga à l'interface eau-sédiments du Léman [Mémoire de maîtrise, université Clermont-Auvergne].
- Reymondet, E., Beisel, J. N., Grimond, J. & Jacquet, S. (2025). Photogrammetric assessment of quagga mussel growth shows no winter cessation in Lake Geneva. *Scientific Reports*, 15(1), 8309. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-93064-8>
- Rogissart, H., Frossard, V., Guillard, J., Rautureau, C. & Jacquet, S. (2024). Tracking the real-time behavior of *Hemimysis anomala*'s winter swarms using acoustic camera. *Journal of Great Lake Research*, 50(1), 102250. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2023.102250>
- Salmon, Q., Colas, F., Westrelin, S., Dublon J. & Baudoin, J. M. (2022). Floating Littoral Zone (FLOLIZ): A solution to sustain macroinvertebrate communities in regulated lakes? *Ecological Engineering*, 176, 106509. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106509>
- Salmon, Q., Westrelin, S., Dublon, J., Abadie, E. & Baudoin, J. M. (2024). Artificial floating littoral zones: a promising nursery to support Pike (*Esox lucius*) in reservoirs. *International Journal of Limnology*, 60, 22. <https://doi.org/10.1051/limn/2024022>
- Salmon, Q., Westrelin, S., Dublon, J., Fonbonne, S. & Baudoin, J. M. (2025). An evaluation of artificial floating littoral zones to support fish communities in reservoirs. *Knowledge and Managing of Aquatic Ecosystems*, 426, 3. <https://doi.org/10.1051/kmae/2024025>
- Slater, E. S., Steinke, M., Hughes, R., Rinnan, R., Chiapusio, G., Riemann, L., Jacquet, S., Tran Khac, V. & Laurion, I. (2025). Volatiles from submerged macrophytes in a large meso-oligotrophic lake. Article soumis pour publication.





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, le numéro de l'article et le DOI.

La surveillance des lacs vue de l'espace : une nouvelle source d'information sur le territoire national

Thierry TORMOS^{1,7}, Emeric LAVERGNE², Santiago PEÑA LUQUE², Nathalie REYNAUD^{3,7}, Nicolas GASNIER², Nicolas PICOT², Anne PUISSANT⁴, Philippe GOUTEYRON⁵, Pascal KOSUTH⁶

¹ OFB, DRAS, Service EcoAqua, Aix-en-Provence, France.

² CNES, 18 avenue Edouard Belin, 31400 Toulouse, France.

³ INRAE, Aix Marseille Université, RECOVER, 13182, Aix-en-Provence, France.

⁴ Pôle Theia Data Terra, 500 rue Jean-François Breton, 34090 Montpellier, France.

⁵ MTE/DGALN/DEB, Tour Séquoïa, 92055 La Défense Cedex, France.

⁶ MTE/IGEDD, Tour Séquoïa, 92055 La Défense Cedex, France.

⁷ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Thierry TORMOS, thierry.tormos@ofb.gouv.fr

Satellites et algorithmes suivent désormais chaque semaine le volume et la qualité de nos plans d'eau, partout en France. Ces informations, accessibles via des tableaux de bord partagés, permettront aux différents acteurs de l'eau une gestion coordonnée, plus réactive et adaptée aux enjeux locaux comme nationaux.

Un déploiement à l'échelle nationale

La gestion durable des ressources en eau et des milieux aquatiques est une priorité des politiques environnementales, renforcée par le changement climatique et l'augmentation des sécheresses. En France, cette politique couvre tout le cycle de l'eau : qualité sanitaire, état écologique, usages, risques, gouvernance des services publics. Dans ce cadre, la surveillance des plans d'eau joue un rôle clé : elle garantit une gestion éclairée, évalue leur état écologique et assure l'efficacité des politiques répondant aux obligations nationales et européennes, notamment celles de la directive cadre sur l'eau (DCE).

Les méthodes de surveillance actuelles (Tormos et Reynaud, 2026, dans ce même numéro), majoritairement basées sur des mesures ponctuelles sur le terrain, restent limitées en couverture spatiale et temporelle, et leur coût freine un déploiement à grande échelle. Des solutions complémentaires comme la télédétection satellitaire sont donc nécessaires pour élargir le suivi, consolider les diagnostics et mieux orienter les politiques de gestion.

Les progrès récents en observation de la Terre et en traitement de l'information ouvrent de nouvelles perspectives. Grâce aux satellites, il est désormais possible de suivre à intervalles rapprochés des variables quantitatives (surface en eau, volumes stockés) et qualitatives (température, transparence, matières en suspension). En France, les activités menées par le pôle R&D ECLA (Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres)¹, le Centre national d'études spatiales (CNES), les organismes de recherche et le ministère chargé de l'environnement, notamment au sein du pôle de données et de services pour les surfaces continentales THEIA de l'infrastructure de recherche Data Terra, ont permis de mettre au point des algorithmes robustes traduisant les images en informations directement utilisables par les gestionnaires et les scientifiques (Tormos *et al.*, 2021).

C'est dans cette dynamique que s'inscrit le volet spatial de France 2030, lancé en 2023 pour soutenir l'innovation dans la gestion de l'eau. Porté par le CNES en partenariat avec le ministère de la Transition écologique

1. <https://poleecla.fr/>

Tableau ① – Caractéristiques des satellites actuellement exploités dans le cadre du projet FR2030 sur l'hydrologie spatiale (lot 1 et lot 2). La résolution temporelle correspond au temps de revisite d'une même cible ; la résolution spatiale correspond à la taille du pixel ou de l'empreinte au sol ; la résolution spectrale correspond au nombre de bandes et à la plage de longueurs d'onde couverte. * IRT : infra rouge thermique.

Satellite	Couverture temporelle	Résolution temporelle moyenne	Résolution spatiale	Capteur	Type de capteur	Résolution spectrale
LANDSAT 8 et 9	2013 – présent	16 jours	30-100 m	OLI & TIRS	Optique & IRT*	11 bandes 0,43 – 12,51 μm
SENTINEL-2	2015 – présent	5 jours	10-60 m	MSI	Optique	13 bandes 0,43 – 2,29 μm
SENTINEL-1	2014 – présent	6 jours	– 5-90 m	C-SAR	Radar	5,355 – 5,455 GHz

Tableau ② – Variables produites dans le cadre du programme FR2030 sur l'hydrologie spatiale (lot 1 et lot 2).

* Marnage : fluctuation du niveau d'eau, calculable à partir des variables quantitatives produites ; ** Transparence (Kd) : transparence mesurée à partir du coefficient d'atténuation de la lumière dans l'eau sur le spectre du visible ; *** Transparence (Sd) : transparence estimée par télédétection équivalente à la mesure de Secchi ; **** Chla : concentration en chlorophylle-a ; ***** MES : concentration en matières en suspension. La fréquence temporelle correspond au temps de revisite d'une même cible.

Type de variable	Variable	Satellites exploités	Plans d'eau ciblés	Couverture spatiale	Couverture/fréquence temporelle
Quantitative	Superficie Volume Taux de remplissage Marnage*		> 3 ha	France Métropole et Outre-Mer	2017 – présent/ Hebdomadaire
Qualitative	Température	Landsat 8 & 9	> 300 m de large	France Métropole et Outre-Mer	2017 – présent/ hebdomadaire
	Transparence (Kd)** Transparence (Sd)*** Chla**** MES***** Turbidité Indicateur de blooms algaux Type optique	Sentinel-2	> 3 ha		

(MTE), ce projet finance sur trois ans (2024-2026) des démonstrateurs nationaux de télésurveillance des plans d'eau de plus de trois hectares recensés dans l'Inventaire national des plans d'eau (INPE). L'objectif : suivre 18 000 plans d'eau représentant 17 milliards de m³ et 332 000 ha (Kosuth *et al.*, 2024). Les services portent sur le suivi quantitatif (lot 1 : volumes stockés, niveaux) et qualitatif (lot 2 : proliférations d'algues, transparence, température). Cet article présente pour chaque lot les premiers résultats, les variables produites et leur précision, illustrés par le cas de la retenue de Serre-Ponçon. Les tableaux ① et ② synthétisent les caractéristiques des satellites et les variables produites.

Le suivi quantitatif

Le service « Suivi des superficies en eau et des volumes stockés » a été conçu par le CNES et l'Inspection générale de l'environnement et du développement durable (IGEDD) du MTE pour répondre aux besoins croissants en données actualisées sur la ressource en eau dans les plans d'eau. Il suit :

- la surface en eau visible,
- le volume stocké,
- le taux de remplissage (rapport volume actuel/capacité maximale),
- les variations de niveau (marnage).

À partir de ces données, le service propose une surveillance quasi en temps réel et des analyses à long terme pour comprendre la dynamique des plans d'eau et gérer les situations de crise, comme par exemple les sécheresses. Deux groupements ont été retenus dans FR2030 pour démontrer l'opérationnalisation de ce service : CS GROUP/SERTIT et THALES SN/MEOSS.

La méthode repose sur le suivi par imagerie satellitaire Sentinel-2 (optique) et Sentinel-1 (radar) de la superficie en eau (S). La fiabilité de la télédétection pour mesurer les superficies en eau est désormais bien établie (Peña-Luque *et al.* 2021). Ce type de produit est fourni avec une latence de dix jours par le pôle THEIA² sous forme de carte de détection. Le service FR2030 utilise ce type de technique pour estimer de séries de superficie à partir de ses propres méthodes

Cette superficie (S) est ensuite convertie en volume (V) et en altitude du plan d'eau (Z) grâce à des relations superficie-volume-cote propres à chaque plan d'eau. Ces relations sont construites soit à partir des données bathymétriques fournies par le gestionnaire, soit, en leur absence, à partir des modèles numériques de terrain (RGE Alti de l'IGN) en quantifiant les superficies de plusieurs courbes de niveau en dessus du plan d'eau puis en interpolant

2. Plus d'informations :

<https://www.theia-land.fr/blog/projects/surfaces-en-eaux-2b/>

Tableau 3 – Performances du meilleur produit du lot 1 (variables quantitatives), issues de l'évaluation indépendante à mi-parcours. Pour la variable « taux de remplissage », les spécifications minimum sont atteintes pour 63 % des plans d'eau. * Q75 % : le quantile 75 % de la valeur absolue de l'erreur relative (ou de l'erreur absolue pour le taux de remplissage), quantifiée sur les séries temporelles *in situ* (N = 39 plans). C'est la valeur en dessous de laquelle se trouvent 75 % des erreurs relatives. Par exemple, un quantile 75 % de 12 % signifie que dans 75 % des cas, l'erreur relative absolue est inférieure à 12 %.

Variables	Q75 %*	% PE spéc. min. atteintes	% PE spéc. cibles atteintes
Superficie (spec. cible : Q75 < 5 % ; spec. min. Q75 < 10 %)	19 %	32 %	13 %
Volume (spec. cible : Q75 < 20 % ; spec. min. Q75 < 30 %)	32 %	98 %	44 %
Taux de remplissage (spec. cible : Q75 < 10 % ; spec. min. Q75 < 15 %)	18 %	63 %	50 %

une loi S(Z) en exploitant la hauteur du pied de barrage repéré automatiquement dans le MNT.

Enfin, le marnage est déduit des variations de niveau, et le taux de remplissage du rapport entre volume estimé et capacité maximale du plan d'eau.

Pour évaluer la qualité des produits, le MTE a rassemblé des données *in situ* sur plus de cent plans d'eau auprès d'une dizaine de maîtres d'ouvrage. Ce jeu de données a permis une évaluation indépendante à mi-parcours : le meilleur produit respecte les spécifications minimales en volume et taux de remplissage pour deux tiers des plans d'eau évalués (tableau 3). La figure 1 illustre les performances pour Serre-Ponçon entre 2017 et 2025.

Les prestataires développent également des outils d'aide à la décision (OAD) : visualiseurs cartographiques interactifs et tableaux de bord permettant d'explorer les données à différentes échelles (plan d'eau, département, région, bassin). Les liens des différentes OAD sont à retrouver dans l'encadré « En savoir plus » et sont accessibles gratuitement pour le secteur public pendant le projet via la plateforme Hydroscoopia.

Le suivi qualitatif

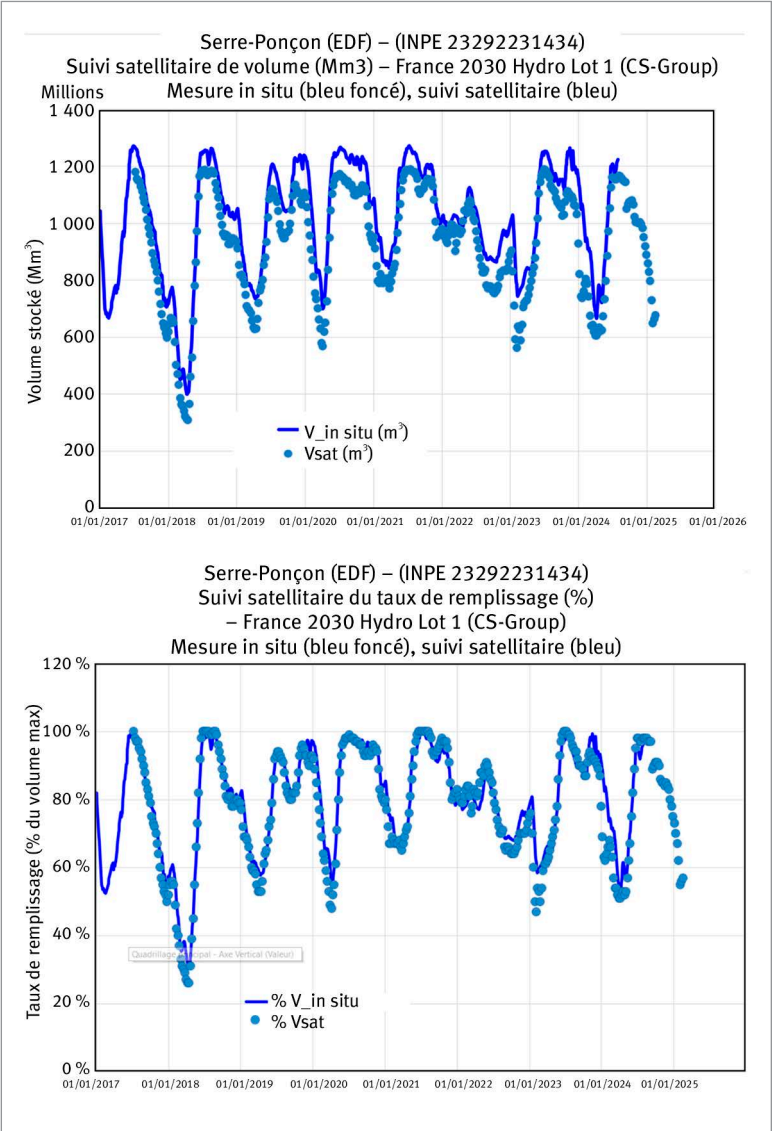
Le service « Suivi de la qualité des eaux superficielles » fournit régulièrement des données sur plusieurs variables clés : température de surface, teneur en chlorophylle-a, turbidité et matières en suspension. Ces informations, organisées en tableaux de bord, visent à appuyer la gestion des ressources en eau des plans d'eau à l'échelle nationale. Le groupement Magellium/Vortex-IO, accompagné de laboratoires de recherche, le pôle R&D ECLA, le GET (Géosciences Environnement Toulouse) et le LOV (Laboratoire d'océanographie de Villefranche), en assure la production.

Les méthodes appliquées s'appuient sur les avancées de la recherche (Tormos *et al.* 2021). Le tableau 2 récapitule les variables produites.

La température de surface (T_{skin}) est mesurée par télédétection infrarouge thermique (IRT). Actuellement, seules les missions Landsat offrent des images IRT à 100 m de résolution, disponibles tous les seize jours depuis les années 1980 (hors nuages). En France, le pôle R&D ECLA en produit déjà une synthèse annuelle pour les grands plans d'eau (> 50 ha)³. Le service proposé par Magellium s'appuie sur Landsat 8 & 9 et fournit un suivi hebdomadaire quasi en temps réel depuis 2017 pour les

plans d'eau d'au moins 300 m de large. Une évaluation indépendante sur dix plans d'eau par le MTE/IGEDD a confirmé la qualité de ce produit : dans 75 % des cas,

Figure 1 – Produit CS GROUP/SERTIT 2017-2025 sur la retenue de Serre-Ponçon : points en bleu clair : estimation satellitaire du volume stocké (en haut) et du taux de remplissage (en bas) ; ligne bleue : données *in situ* du gestionnaire. Le Q75 est de 13 % pour les volumes et de 5 % pour les taux de remplissage (valeurs cibles 20 % et 10 %).



3. Plus d'informations : <https://dataecla.fr/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/e7dco767-47e1-4f09-8a5e-094c18c941a3>

l'erreur entre mesure satellitaire et terrain est inférieure à $\pm 2^\circ\text{C}$, en accord avec les résultats publiés (Prats *et al.*, 2018). La figure 2 illustre les performances pour Serre-Ponçon entre 2017 et 2024. Ce produit atteint donc les spécifications du programme France 2030.

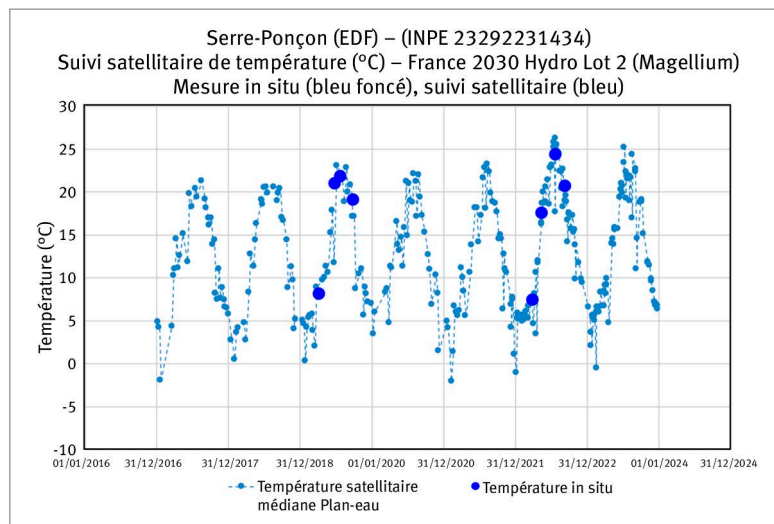
Les autres variables (chlorophylle-a, turbidité, matières en suspension) sont estimées à partir de la couleur de l'eau mesurée par Sentinel-2 (10 m, tous les cinq jours). La couleur de l'eau dépend des différentes propriétés optiques des matières colorées en suspension et dissoutes dans la colonne d'eau. Son interprétation reste encore complexe sur les eaux intérieures compte tenu de la variabilité de mélanges de matières possibles dans ces milieux. Cependant, les progrès récents (meilleure correction atmosphérique, inversion par types optiques) ont permis de renforcer la robustesse des estimations (Harmel *et al.*, 2018; Spyarakos *et al.*, 2018). Sur cette base, le service fournit des données hebdomadaires quasi en temps réel pour les plans d'eau de plus d'un hectare et les recherches se poursuivent pour atteindre les performances visées par France 2030.

Ces produits sont accessibles via un OAD dédié (cf. encadré « En savoir plus »), offrant visualisation cartographique, graphiques temporels par plan d'eau et agrégations multi-échelles (bassin, région, national). Des tableaux de bord synthétiques sont en cours de développement.

Le suivi de la retenue de Serre-Ponçon

Située entre les Hautes-Alpes et les Alpes-de-Haute-Provence, la retenue de Serre-Ponçon est l'un des plus grands réservoirs artificiels d'Europe de l'Ouest (28 km², capacité de 1,2 milliard de m³). Mise en eau en 1961 après la construction du barrage sur la Durance, elle joue un rôle majeur : alimentation en eau potable, soutien à l'agriculture, protection contre les crues, régulation des débits en période de sécheresse, production hydroélectrique et tourisme estival. Sa gestion est assurée par le syndicat public SMADESEP.

Figure 2 – Produit Magellium-OFB 2016-2023 sur la retenue de Serre-Ponçon : en bleu clair : estimation satellitaire de la température de surface de la retenue; en bleu : données *in situ* du gestionnaire. Le Q75 est de 2°C pour la température (valeur cible 2°C).



Ces dernières années, elle a été confrontée à des contrastes hydrologiques marqués (figure 1). À l'été 2022, marqué par une sécheresse exceptionnelle, le niveau de l'eau est descendu à environ neuf mètres en dessous du niveau requis pour les activités touristiques, notamment les sports nautiques, entraînant une baisse estimée de 30% du chiffre d'affaires local. À l'inverse, l'automne-hiver 2023-2024 a connu des crues majeures nécessitant une augmentation de la production hydroélectrique pour sécuriser le niveau. Ces situations contrastées illustrent la forte sensibilité de la retenue aux aléas climatiques et soulignent la nécessité de disposer d'outils de suivi performants.

Les démonstrateurs de France 2030 contribuent à cet objectif. Les tableaux de bord du lot 1 proposent un suivi hebdomadaire des hauteurs, superficies, volumes et taux de remplissage (figure 3), facilitant le partage d'information et l'alerte en cas de tension sur la ressource. Ils offrent aussi une rétrospective mensuelle et interannuelle pour améliorer la planification des usages.

Côté qualité, les démonstrateurs montrent également tout leur intérêt. Les séries temporelles issues de la télédétection révèlent les mêmes signaux que l'étude hydrobiologique récente menée sur le terrain par le pôle R&D ECLA (Salmon *et al.*, 2024), confirmant le bon état mésotrophie de la retenue tout en mettant en évidence des périodes de vigilance sur certaines zones du plan d'eau. C'est le cas par exemple de la baie de Chanteloube qui reçoit les rejets de la station d'épuration de Chorges. On observe des plus fortes concentrations en chlorophylle-a sur cette baie (par rapport au reste du plan d'eau) en période printanière et estivale (figure 4) répondant aux concentrations anormalement élevées en phosphore et nitrates qui ont été relevées sur le terrain.

Cette couverture spatiale et temporelle régulière, quasi impossible à obtenir avec les seules campagnes de terrain, permet de détecter plus précocement les événements à risque (comme les blooms algaux) et d'en suivre l'évolution dans le temps et dans l'espace. Ces informations offrent aux gestionnaires la possibilité d'anticiper et de mettre en place des actions préventives, par exemple en adaptant les rejets de la station d'épuration en cas de dépassement de seuils critiques.

Conclusions et perspectives

La mise en place de méthodes opérationnelles de suivi des lacs par télédétection marque une étape clé dans l'évolution des outils de gestion des ressources en eau et des milieux aquatiques, à l'échelle nationale comme locale. En couplant observation spatiale, algorithmes avancés et expertise scientifique, et en restant lucides et exigeants sur les progrès qui doivent encore être réalisés, les services développés dans le cadre du programme France 2030 démontrent leur capacité à fournir des informations fiables, fréquentes et spatialement continues sur les états quantitatif et qualitatif des plans d'eau. Ce changement d'échelle dans la collecte des données ouvre la voie à une gestion plus proactive, réactive et intégrée des écosystèmes lacustres, et à un partage large de l'information.

Ces outils permettent non seulement de mieux comprendre le fonctionnement des plans d'eau, mais aussi d'identifier précocement des signaux d'alerte face aux

pressions climatiques ou humaines. Grâce à l'intégration de l'ensemble de ces informations dans des outils d'aide à la décision (objet du 4^e volet du projet FR2030), les acteurs de l'eau pourront adapter plus finement leurs actions à l'évolution des conditions environnementales, et ce, à différentes échelles territoriales. L'exemple de la retenue de Serre-Ponçon illustre concrètement la valeur ajoutée de cette approche, tant pour la prévention des

risques que pour la préservation des usages multiples liés à l'eau et plus généralement pour la concertation entre les acteurs. D'autant plus que l'essor de la télédétection est permanent. Les capteurs de nouvelle génération, comme SWOT (hauteurs d'eau de haute précision) et TRISHNA (suivi thermique haute fréquence), permettront d'affiner encore les observations.

Figure 3 – Exemple d'un tableau de bord proposé dans FR2030 pour suivre en temps quasi réel les variables quantitatives de la retenue de Serre-Ponçon (tableau de bord réalisé par le prestataire CS GROUP/SERTIT).

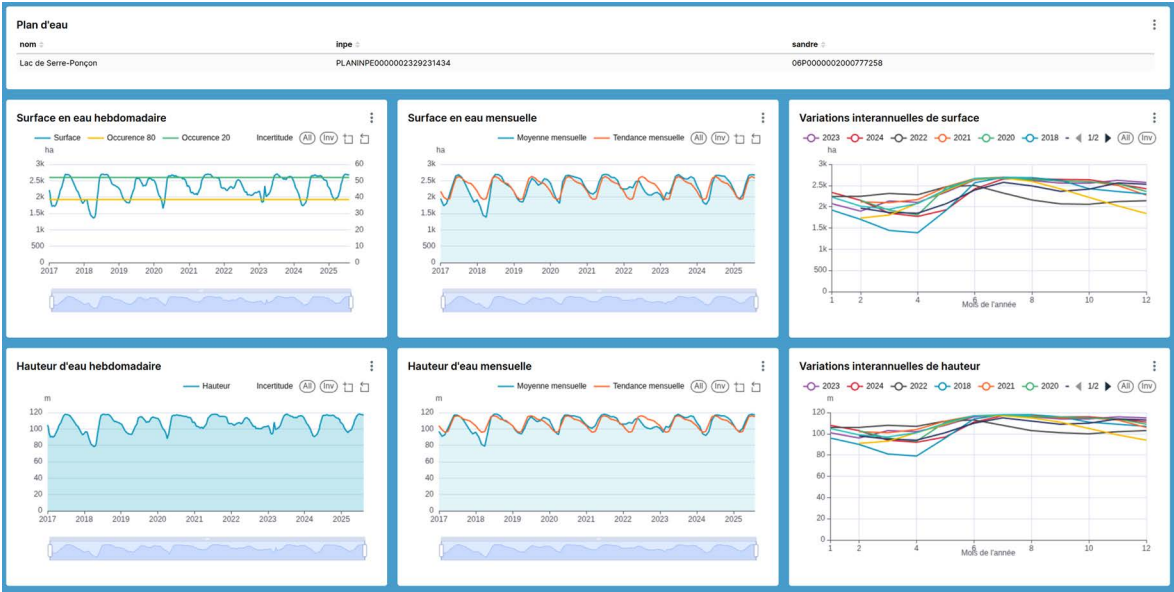
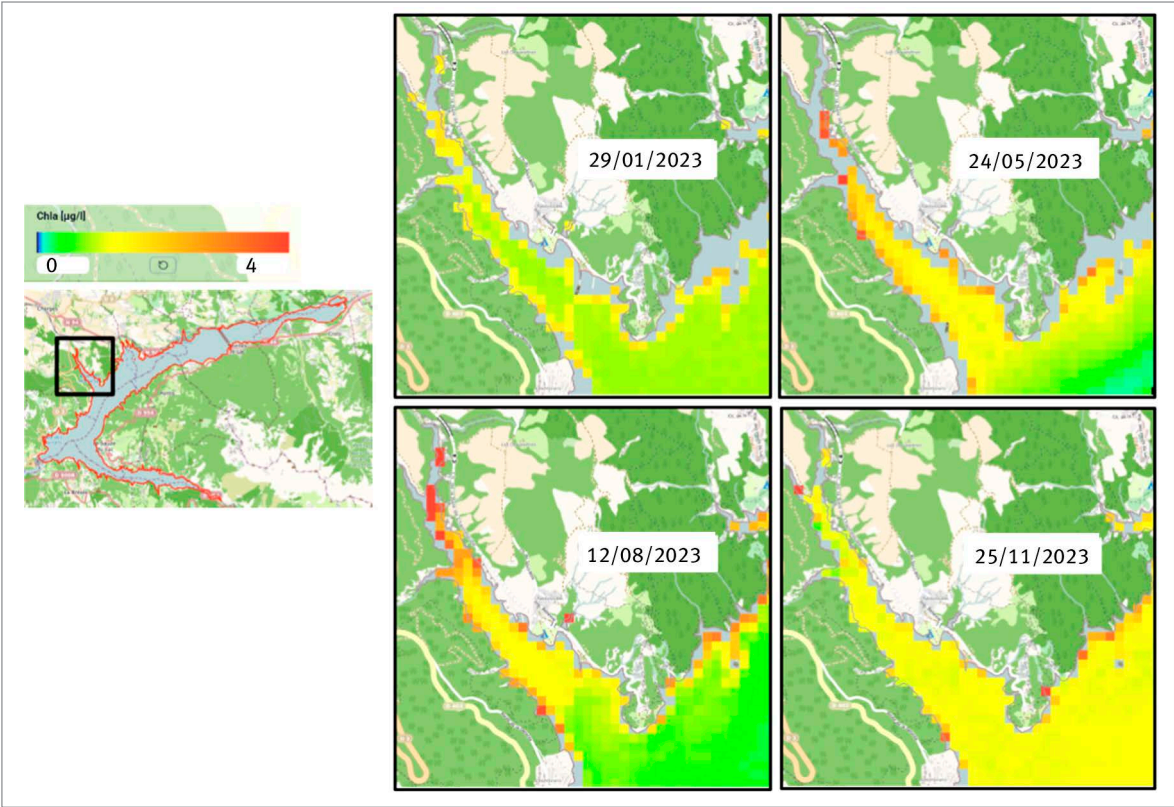


Figure 4 – Illustration des variations observées des variables de qualité (concentrations en chlorophylle-a et transparence) sur la baie de Chanteloube (retenue de Serre-Ponçon). On observe des pics de concentration sur cette baie (par rapport au reste du plan d'eau) en période printanière (24/05/2023) et estivale (12/08/2023).



Les données *in situ* n'en restent pas moins indispensables : elles apportent des paramètres non observables depuis l'espace (profondeur, chimie de l'eau, phénomènes locaux) et constituent des données de référence nécessaires pour caler et valider les algorithmes. Une meilleure coordination entre réseaux de suivi *in situ* et programmes de télédétection sera nécessaire pour une intégration cohérente de toutes les données.

Enfin, l'appropriation de ces outils par les gestionnaires et collectivités doit être accompagnée. Formations, médiation scientifique et co-construction des outils avec les utilisateurs seront essentielles pour faire de la télé-détection un levier opérationnel de gestion de l'eau. ■

Encadré ① – En savoir plus

Présentation des lauréats du projet France 2030 :

<https://www.info.gouv.fr/upload/media/content/0001/08/ecc923c61a3827e536eb46ebf3a9dd81235b5bea.pdf>

Description du projet et des futurs services : <https://geodes.cnes.fr/projects/france-2030-hydro/>

Plateforme du projet : <https://hydroscopia.fr>

Les satellites au service de l'eau douce : <https://www.applisat.fr/les-satellites-au-service-leau-douce>

Le consortium d'expertise scientifique THEIA eaux continentales : <https://www.theia-land.fr/ces-eaux-continentales/>

La plateforme hydrowebnext : <https://hydroweb.next.theia-land.fr/>

La plateforme Dataecla : <https://dataecla.fr/donnees/teledetection>

Les outils d'aide à la décision (OAD) des prestataires :

- Pour CSGROUP/SERTIT :

- visualisateur cartographique : <https://hydro.web.p2.csgroup.space/>

- tableau de bord : https://dashboards.france2030hydro.csgroup.space/superset/dashboard/f2030_hydro_main/

- Pour THALES SN/MEOSS :

- visualisateur cartographique : https://meocarto2.meoss.net/clients/hydrospace_lot1/HydroSpace_CNES_Lot1/

- tableau de bord : https://meocarto2.meoss.net/clients/hydrospace_lot1/HydroSpace_CNES_Lot1/dashboard/

- Pour Magellium/Vortex IO : <https://oad-magellium.com/>

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier l'ensemble des titulaires et lauréats impliqués dans le projet France 2030 pour leur engagement et leur contribution à la réussite de ces démonstrateurs. Nos remerciements s'adressent également aux institutions partenaires, en particulier la Direction de l'eau et de la biodiversité du MTE, l'Inspection générale de l'environnement et du développement durable (IGEDD), le Commissariat général au développement durable (CGDD) du MTE, le ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire, ainsi que les services de l'État et les agents investis dans les missions de service public pour leur soutien constant.

Nous remercions tout particulièrement le CNES pour la mise en place et la mise en œuvre du projet France 2030, ainsi que les équipes techniques et scientifiques qui ont accompagné le déploiement opérationnel des services.

Nos remerciements vont également aux personnels temporaires Tristan HARMEL, Guillaume MORIN, Arthur COQUÉ et Pierre MANCHON qui, au sein du pôle R&D ECLA, ont contribué à faire progresser les connaissances et les méthodes de suivi par télédétection, favorisant ainsi le passage de la recherche à l'opérationnel. Nous remercions aussi le SMADESEP pour le partage des données sur la retenue de Serre-Ponçon.

Enfin, nous remercions le Programme France 2030, l'Office français de la biodiversité (OFB), le CNES et le pôle THEIA pour leur appui financier et leur soutien à la diffusion de ces innovations auprès de la communauté des gestionnaires et décideurs publics.

RÉFÉRENCES

Harmel, T., Chami, M., Tormos, T., Reynaud, N., & Danis, P. (2018). Sun glint correction of the Multi-Spectral Instrument (MSI)-SENTINEL-2 imagery over inland and sea waters from SWIR bands. *Remote Sensing Of Environment*, 204, 308-321. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.10.022>

Kosuth, P., & Ménager, T. (2024). *L'Inventaire national des plans d'eau*. Rapport IGEDD n°014350-01.

https://igedd.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/Affaires-0012714/014350-01_Rapport-publi%C3%A9.pdf

Peña-Luque, S., Ferrant, S., Cordeiro, M. C. R., Ledauphin, T., Maxant, J., & Martinez, J. (2021). Sentinel-1 & 2 Multitemporal Water Surface Detection Accuracies, Evaluated at Regional and Reservoirs Level. *Remote Sensing*, 13(16), 3279. <https://doi.org/10.3390/rs13163279>

Prats, J., Reynaud, N., Rebière, D., Peroux, T., Tormos, T., & Danis, P. (2018). LakeSST : Lake Skin Surface Temperature in French inland water bodies for 1999–2016 from Landsat archives. *Earth System Science Data*, 10(2), 727-743. <https://doi.org/10.5194/essd-10-727-2018>

Salmon, Q., Rodriguez-Perez, H., Tormos, T., Peroux, T., Dublon, J., Chappaz, R., Pech, N., Diouloufet, V., Baudoin, J. M., & Argillier, C. (2024). *Vème étude hydrobiologique de la retenue de Serre-Ponçon*. Rapport au Syndicat mixte d'aménagement et de développement de Serre-Ponçon (SMADESEP).

Spyrakos, E., O'Donnell, R., Hunter, P. D., Miller, C., Scott, M., Simis, S. G. H., Neil, C., Barbosa, C. C. F., Binding, C. E., Bradt, S., Bresciani, M., Dall'Olmo, G., Giardino, C., Gitelson, A. A., Kutser, T., Li, L., Matsushita, B., Martinez-Vicente, V., Matthews, M. W., ... Tyler, A. N. (2018). Optical types of inland and coastal waters. *Limnology And Oceanography*, 63(2), 846-870. <https://doi.org/10.1002/lno.10674>

Tormos, T., Reynaud, N., Danis, P., Harmel, T., Morin, G., Martinez, J., Andral, A., Coque, A., Peroux, T., & Baudoin, J. (2021). Quand la surveillance des plans d'eau prendra de la hauteur. *Sciences Eaux & Territoires*, (37), 114-123. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2021.4.21>

Tormos, T., Reynaud, N. (2026). Panorama des réseaux de surveillance des plans d'eau en France. *Sciences Eaux & Territoires*, (51), article 9935. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2026.51.9935>

FISHOLA, une application smartphone pour une pêche durable dans les lacs

Chloé GOULON^{1,5}, Sebastien CACHERA², Thierry TORMOS^{3,5}, Nathalie REYNAUD^{4,5}, Jean GUILLARD^{1,5}

¹ Université Savoie Mont Blanc, INRAE, CARRTEL, 75 bis avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains, France.

² CISALB, 42 Rue du Pré Demaison, 73000 Chambéry, France.

³ OFB, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, 3275 Route Cézanne, 13100 Aix-en-Provence, France.

⁴ INRAE, Aix Marseille Université, RECOVER, Team FRESHCO, 3275 Route Cézanne, 13182 Aix-en-Provence, France.

⁵ Pôle R&D ECLA, OFB – INRAE – USMB, 74200 Thonon-les-Bains, France.

Correspondance : Chloé GOULON – chloe.goulon@inrae.fr

Pêcher tout en aidant la science ? Avec FISHOLA, les pêcheurs amateurs contribuent au suivi des poissons des lacs en quelques clics. Une façon simple et ludique de participer à l'amélioration des connaissances sur la biodiversité tout en pratiquant leur passion.

Introduction

La pêche amateur représente le secteur dominant de pêche en termes de nombre de participants dans les pays industrialisés. Les bénéfices économiques et socio-culturels de cette pratique sont variés et considérables. Les enjeux actuels de conservation de la biodiversité et de la durabilité de la pêche suscitent un intérêt fort dans le développement d'outils de suivi des tendances, des espèces capturées et de leur nombre, tant aux échelles locales que globales. Dans les lacs périalpins, depuis plus de trente ans sur le lac d'Annecy et plus de vingt ans sur le lac du Bourget, un programme de sciences participatives pour collecter des données sur les salmonidés, mobilise scientifiques et pêcheurs. Ce programme a débouché sur la création d'une application smartphone, FISHOLA, qui permet de collecter des données comparables mais aussi des informations supplémentaires, avec l'ambition d'étendre le dispositif à davantage de lacs et d'espèces.

Origine du projet

Dans le cadre du suivi de la pêche amateur, les déclarations volontaires fournissent aux scientifiques et gestionnaires des données précieuses, régulières et actualisées pour évaluer les populations de poissons. Sur le lac d'Annecy et le lac du Bourget, les pêcheurs, les scientifiques de l'unité mixte de recherche CARRTEL¹, les ges-

tionnaires des lacs et de la pêche collaborent étroitement dans le but de pouvoir gérer durablement les ressources (Goulon *et al.*, 2025 ; Jenny *et al.*, 2024). Dans ce cadre, des pêcheurs amateurs se portent volontaires en remplissant, en plus des déclarations obligatoires, un carnet papier complémentaire de captures et en réalisant des échantillonnages biologiques. Les données recueillies comme par exemple le nombre de poissons capturés par sortie de pêches, les tailles de ces individus, permettent d'obtenir des informations précieuses concernant les espèces emblématiques des lacs alpins (corégones, truites lacustres, ombles chevaliers, etc.). Des indicateurs d'état des ressources (indices d'abondance, taille moyenne, structure en âge de la population...) peuvent également être déterminés. Cette collaboration fructueuse a permis de mieux comprendre les dynamiques de poissons et de mettre en place des mesures de gestion adaptées afin de gérer la ressource durablement.

Une application smartphone dédiée

Depuis août 2020, le suivi des populations de poissons des lacs périalpins s'est enrichi de l'application mobile FISHOLA, imaginée par les scientifiques et les pêcheurs et développée par la société Code Lutin. Dédiée à la pêche amateur, elle a été déployée sur quatre lacs français (le Léman, les lacs d'Annecy, du Bourget et d'Aiguebelette) en lien avec l'Observatoire des lacs² (Rimet *et al.*,

1. Le Centre alpin de recherche sur les réseaux trophiques des écosystèmes limniques est une unité mixte de recherche INRAE et Université Savoie Mont Blanc.

2. OLA : <https://soere-ola.hub.inrae.fr/>

3. Pôle R&D ECLA :

<https://poleecla.fr>4. Comité
intercommunautaire
pour l'assainissement
du Lac du Bourget.5. Associations
agrées de pêche
et de protection du
milieu aquatique.

2020). Basée sur le standard de Venturelli *et al.* (2017) et des initiatives de sciences participatives, FISHOLA (version 3.0.0) vise à limiter les biais de collecte et à encourager la participation des pêcheurs. Directement depuis son téléphone, le pêcheur indique ainsi l'heure de départ et de retour de la pêche, permettant de mesurer l'effort (*la sortie de pêche*), les espèces capturées à partir d'un menu déroulant (*les captures*), les tailles mesurées, etc. (figure 1). Co-construite avec les usagers, l'application permet une collecte en temps réel des données de pêche (effort, taille et poids des prises), facilite le prélèvement d'échantillons pour des études scalimétriques, et offre des fonctionnalités supplémentaires comme la prise de photos et la géolocalisation (avec accord du pêcheur). Depuis 2021, une version web (<https://fishola.fr>) permet aussi la saisie différée des données.

Outil de gestion et de sensibilisation à l'environnement, FISHOLA a permis de documenter plus de 1 721 sorties et 9 490 captures (au 21 octobre 2025 dans les quatre lacs). Au lac du Bourget, ces données sont désormais intégrées au suivi halieutique et ont contribué à une expertise internationale aboutissant à une nouvelle réglementation de la pêche en 2024 et 2025 (De Weber et Rösch, 2025).

Figure 1 – Capture d'écran de l'application FISHOLA.

À gauche : partie récolte des données ; à droite : partie tableau de bord.



Encadré 1 – Où trouver l'application ?

L'application FISHOLA est disponible sur stores :

- <https://play.google.com/store/apps/details?id=fr.inrae.fishola&hl=fr&gl=US>
- <https://apps.apple.com/fr/app/fishola/id1521226635>

Et sur le web pour remplir les données *a posteriori* : <https://fishola.fr>

L'application est présente sur le réseau social Facebook.

Un déploiement à plus large échelle

En 2025, une refonte a été lancée pour un déploiement plus large, intégrer davantage de lacs et faciliter le partage d'informations. La prochaine version intègre un tableau de bord offrant une comparaison interannuelle. L'interface d'administration permettra de créer des comptes gestionnaires spécifiques à chaque lac. Le projet est co-porté par l'unité mixte de recherche CARTEL et l'Office français de la biodiversité, dans le cadre du Pôle R&D ECLA (Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres)³, avec le soutien du CISALB⁴, de pêcheurs volontaires et des AAPPMA⁵ des lacs alpins. Basées sur le volontariat, les pêcheurs peuvent choisir de déclarer ou non leurs prises sur FISHOLA. L'existence de biais comme la sous-déclaration ou la surreprésentation de gros poissons nécessite une analyse rigoureuse, ainsi que la comparaison avec d'autres types de suivis et avec les données obligatoires de captures. ■

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier les pêcheurs pour leur contribution au dispositif et pour les nombreux retours effectués visant à améliorer l'application. Ghislaine Monet et Antoine Schellenberger pour l'accompagnement informatique précieux en début de projet, Clément Rautureau pour les tests et ses idées qui ont permis d'améliorer l'application, José Organista Calderón pour les développements réalisés sur le tableau de bord. Nous remercions chaleureusement l'entreprise Code Lutin et en particulier Alex Morel pour son écoute attentive, sa réactivité et la qualité de son accompagnement tout au long du développement de l'application.

RÉFÉRENCES

De Weber, J. T., & Rösch, R. (2025). *Assessment of Whitefish Fisheries in Lac du Bourget and Management Recommendations*. Direction Départementale des Territoires 73.

Goulon, C., Anneville, Orlane, & Guillard, J. (2025). *Suivi halieutique du lac d'Annecy 2024*. Convention Sila-DDT-ALP-PêcheursPro.

Jenny, J. P., Avrillier, J. N., Cachera, S., Costel, C., Crépin, L., Goulon, C., Guillard, J., Hamelet, V., Hustache, J. C., Lainé, L., Perney, P., Quetin, P., Raphy, J., Rautureau, C., Rasconi, S., Rimet, F., & Tran Khac, V. (2024). *Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2023*. Rapport INRAE-CISALB.

Rimet, F., Anneville, O., Barbet, D., Chardon, C., Crépin, L., Domaizon, I., Dorioz, J. M., Espinat, L., Frossard, V., Guillard, J., Goulon, C., Hamelet, V., Hustache, J. C., Jacquet, S., Lainé, L., Montuelle, B., Perney, P., Quetin, P., Schellenberger, A., Tran-Khak, V., & Monet G. (2020). The Observatory on LAKes (OLA) database: sixty years of environmental data accessible to the public. *Limnology*, 79(2). <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2020.1944>

Venturelli, P. A., Hyder, K., & Skov, C. (2017). Angler apps as a source of recreational fisheries data: opportunities, challenges and proposed standards. *Fish and Fisheries*, 18(3), 578-595. <https://doi.org/10.1111/faf.12189>





LES ÉCOSYSTÈMES LACUSTRES FACE AUX PRESSIONS ANTHROPIQUES LOCALES ET GLOBALES

Cette partie présente les travaux menés par le Pôle R&D ECLA afin d'acquérir des connaissances sur certains aspects fonctionnels de écosystèmes lacustres. L'approche globale des écosystèmes lacustres est nécessaire pour avoir une meilleure compréhension de leur fonctionnement. Elle permet d'intégrer des relations complexes qui ne peuvent avoir un rôle important et qui ne sont pas intégrés quand on raisonne par organisme, par exemple.

- 89 Les évolutions thermiques des lacs français face au changement climatique : surveillance et prédiction**
Rosalie BRUEL, Najwa SHARAF, Olivia DESGUE-ITIER, Jordi PRATS, Nathalie REYNAUD, Tiphaine PEROUX, Thierry TORMOS, Pierre-Alain DANIS, Jean-Philippe JENNY
- 99 Les espèces exotiques dans les lacs français métropolitains**
Victor FROSSARD, Stéphane JACQUET, Cécile CHARDON, Isabelle DOMAIZON, Julien DUBLON, Jean GUILLARD, Alexandre LEVALLOIS, Clément RAUTUREAU, Jean-Claude RAYMOND, Hervé ROGISSART, Chloé VAGNON, Marine VAUTIER, Vincent BERTRIN
- 109 Les Salmonidés dans les lacs de montagne français**
Victor FROSSARD, Arnaud SENTIS, Jean GUILLARD, Jean-Claude RAYMOND, Damien PRONER, Manu VALLAT, Chloé VAGNON
- 117 Énergies renouvelables et écosystèmes lacustres : risques écologiques potentiels liés au développement des centrales photovoltaïques flottantes**
Héctor RODRIGUEZ PEREZ, Jean-Marc BAUDOIN, Fanny COLAS, Julien CUCHEROUSET
- 121 La plus grande retenue hydroélectrique de France (Petit-Saut, Guyane) et les Loutres géantes : situation et perspectives**
Marina CIMINERA, Cécile RICHARD-HANSEN, Jean-Marc BAUDOIN





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, le numéro de l'article et le DOI..

Les évolutions thermiques des lacs français face au changement climatique : surveillance et prédiction

Rosalie BRUEL ^{1,2,5}, Najwa SHARAF ^{3,5}, Olivia DESGUE-ITIER ^{2,5}, Jordi PRATS ⁴, Nathalie REYNAUD ^{3,5}, Tiphaine PEROUX ^{3,5}, Thierry TORMOS ^{1,3,5}, Pierre-Alain DANIS ^{1,5}, Jean-Philippe JENNY ^{2,5}

¹ OFB, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, Service EcoAqua, Thonon-les-Bains, France.

² Université Savoie Mont Blanc, INRAE, CARRTEL, 75 bis avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains, France.

³ Aix-Marseille Univ., INRAE, RECOVER, Aix-en-Provence, France.

⁴ SEGULA Technologies, Ctra. de l'Hospitalet 147-149, 08940 Cornellà de Llobregat, Espagne.

⁵ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Rosalie BRUEL, rosalie.brue@ofb.gouv.fr

Le réchauffement climatique transforme nos lacs : moins de glace en hiver, eaux de surface qui se réchauffent (parfois plus vite que l'air), perte d'oxygène en profondeur. Ces évolutions menacent la biodiversité et les usages. Pour anticiper ces bouleversements, le pôle R&D ECLA (Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres) combine mesures de terrain, observations satellitaires et modélisation afin de comprendre la trajectoire thermique des plans d'eau et de guider leur gestion durable, un enjeu écologique et de gestion primordial aujourd'hui.

Introduction

Le réchauffement climatique influence profondément l'état et le fonctionnement des plans d'eau. À l'échelle globale, les plans d'eau présentent un réchauffement moyen de leur température de surface estivale de 0,34 °C par décennie, un taux équivalent voire supérieur à celui observé dans l'atmosphère (O'Reilly *et al.*, 2015). Parallèlement, la durée annuelle de prise en glace diminue significativement et certains plans d'eau qui gelaient historiquement ne connaissent plus de phase de gel saisonnier (Woolway *et al.*, 2020). Ces modifications s'accompagnent souvent d'autres forçages (apports en nutriments, présence d'espèces exotiques envahissantes) et peuvent en exacerber l'occurrence ou les impacts. Ainsi, le réchauffement peut favoriser l'établissement d'espèces exotiques envahissantes (Roy *et al.*, 2024) ou, couplé à l'enrichissement en nutriments, favoriser les efflorescences algales (Moss *et al.*, 2011).

Les observatoires long-terme jouent un rôle clé pour comprendre les effets du réchauffement climatique. En France, seuls trois lacs péri-alpins (Léman, Bourget et Annecy) contribuent régulièrement aux synthèses scientifiques globales car ils font l'objet d'un suivi multi-

paramètres long-terme et régulier dont les données sont validées et bancarisées dans le SI OLA ¹ (Rimet *et al.*, 2020). La bancarisation désigne l'archivage structuré de données dans une base pérenne, documentée et interrogeable, permettant leur consultation, leur extraction et leur réutilisation. Les données du SI OLA (voir l'encadré « En savoir plus ») ont ainsi contribué à mettre en évidence le réchauffement généralisé de la surface des lacs (O'Reilly *et al.*, 2015), l'hétérogénéité forte des réponses thermiques des couches profondes (Pilla *et al.*, 2020), la tendance générale à la désoxygénation des couches profondes (Jane *et al.*, 2021) et la réponse du phytoplancton aux orages (Tran-Khac *et al.*, 2025). Toutefois, ces résultats concernent un échantillon non représentatif de la diversité des plans d'eau français en termes de morphométrie (superficie, profondeur, volume), de climat (océanique, montagnard, méditerranéen) et d'enjeux (biodiversité, usages).

En parallèle, le réseau réglementaire de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE 2000/60/CE) fournit un suivi homogène plus étendu pour tous les plans d'eau de plus de cinquante hectares du territoire hexagonal, mais les données recueillies sont ponctuelles et ne permettent pas de suivre finement les évolutions saisonnières.

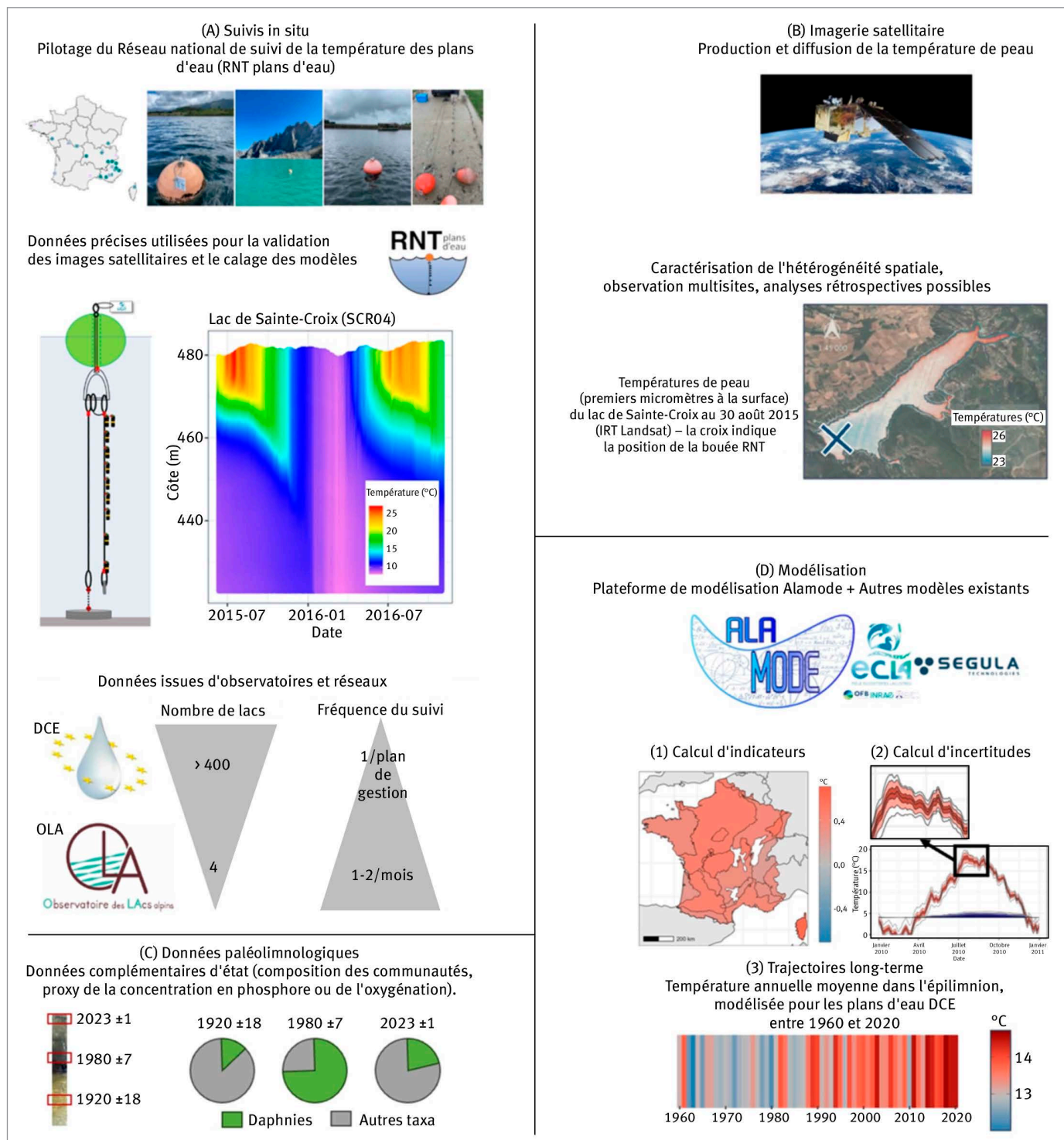
¹. Système d'information de l'Observatoire des lacs : <https://si-ola.inrae.fr/>

2. <https://poleecla.fr>

Face au manque de données haute-fréquence et avec une couverture géographique suffisante, le pôle R&D ECLA² (Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres) développe depuis sa création des approches complémentaires, associant observations *in situ*, télé-

détection et modélisation pour mieux caractériser les trajectoires thermiques des lacs français (figure 1). La température de l'eau n'est qu'un paramètre parmi ceux susceptibles d'être impactés par le réchauffement climatique mais il s'agit d'un paramètre central, permettant de

Figure 1 – Synergies d'approches pour la caractérisation des trajectoires thermiques et des conditions écologiques des plans d'eau de France. (A) Suivis *in situ* à haute-fréquence de la température (schéma du dispositif et carte de chaleur illustrant précisément les variations journalières de la température et du niveau d'eau pour le lac de Sainte-Croix) et données issues de réseaux et observatoires. (B) Production et diffusion de la température de peau (premiers micromètres à la surface d'un plan d'eau). (C) Données paléolimnologiques fournissant des proxys supplémentaires sur l'état chimique et écologique des plans d'eau sur des temps longs. Ces différentes données permettent de calibrer les modèles. (D) L'approche de modélisation a été structurée autour de la plateforme ALAMODE pour faciliter (1) le calcul d'indicateurs, (2) le calcul d'incertitudes, permettant à terme de (3) calculer les trajectoires long terme.



caractériser l'habitat et le fonctionnement thermo-hydro-dynamique, ainsi que de contextualiser les données chimiques et biologiques (encadré ①). L'article présente les avancées de cette surveillance grâce aux programmes menés par le Pôle entre 2019 et 2024.

Surveillance de la température des plans d'eau

Surveillance *in situ* : le Réseau national de suivi de la température des plans d'eau

Le développement des technologies d'acquisition autonome et la réduction de leur prix permet depuis les années 2000 de déployer des dispositifs de mesure *in situ* offrant une donnée dite « haute-fréquence » (par exemple, horaire). Ces dispositifs, constitués de capteurs (autonomes avec ou sans télétransmission des données) et/ou de préleveurs installés en continu dans les plans d'eau, bouleversent les possibilités (Marcé *et al.*, 2016). Ainsi, des dispositifs peuvent au fil de l'année enregistrer précisément les dates de débâcle ou de brassage de sites éloignés de toute infrastructure, ou enregistrer l'impact d'orages ou d'autres événements brefs difficiles à capter par les suivis ponctuels (e.g., Perga *et al.*, 2018). Les dernières technologies permettent même de suivre des compartiments biologiques plusieurs fois dans la journée (e.g. le plancton, Eyring *et al.*, 2025).

Dès 2009, l'Office français de la biodiversité (OFB à l'époque l'Onema) a initié un Réseau national de suivi de la température des cours d'eau et des plans d'eau. Le volet plans d'eau du réseau a été porté dès ses débuts par le Pôle R&D ECLA (à l'époque, pôle Hydroécologie des plans d'eau Onema-Irstea) et a permis de proposer à partir de 2013 :

- un protocole de construction et de déploiement de dispositif de suivi de la température répondant aux contraintes propres aux plans d'eau (marnage, vandalisme, vent, esthétique) (Rebiere *et al.*, 2015),
- sur la base d'un questionnaire, une priorisation des sites à équiper selon leurs enjeux environnementaux et socio-économiques (Rebiere et Danis, 2015),
- une base de données pour rassembler, homogénéiser et sécuriser les données³,

Le cycle du pôle 2019-2024 a permis de poursuivre les travaux liés au réseau avec notamment :

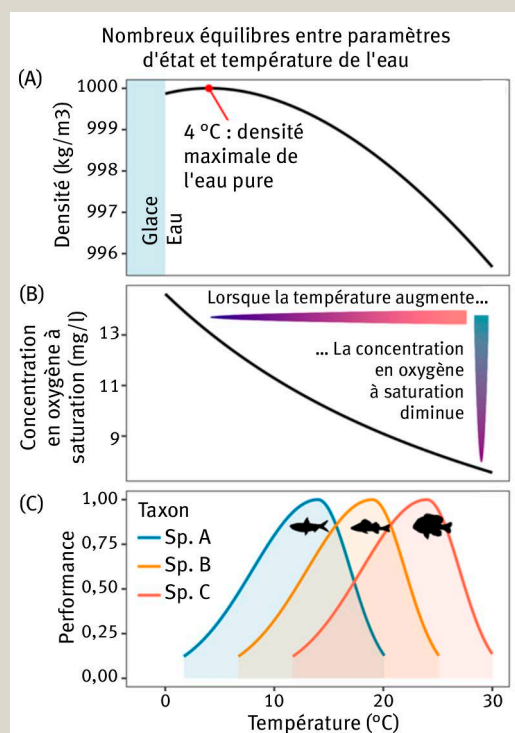
- la mise en ligne d'un tableau de bord d'exploration des données⁴,
- le début de développement d'une application de validation des données, étape cruciale avant la bancarisation,
- l'équipement de nouveaux plans d'eau.

Surveillance *ex situ* : contributions de la télédétection

La télédétection constitue un outil particulièrement performant pour compléter les mesures *in situ* à moindre coût et renforcer l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau, spécifiquement dans un contexte où le suivi régulier de nombreux sites n'est pas envisageable (Papaathanasopoulou *et al.*, 2019). Depuis 1982, les satellites

Encadré ① – Pourquoi la température ?

Parmi les multiples indicateurs des effets du réchauffement climatique sur les plans d'eau, la température revêt un statut particulier, car il s'agit d'un paramètre clé de leur fonctionnement et de la distribution des communautés qu'ils hébergent. Il existe une relation empirique entre la température et de nombreuses variables d'état de l'écosystème : densité de l'eau (A), ce qui conditionne notamment le brassage ou la stratification thermique des plans d'eau, solubilité de l'oxygène (B), métabolisme et performance des individus (C), distribution des espèces ou encore toxicité de certains polluants. Être capable de caractériser les fluctuations saisonnières et les tendances interannuelles des températures des plans d'eau constitue un premier pas pour anticiper leur état futur et donc les services écosystémiques rendus.



Landsat fournissent une série temporelle quasi continue d'images en infrarouge thermique (IRT) permettant d'estimer la température de surface des eaux continentales avec une résolution spatiale entre 60 et 120 m selon le capteur et une fréquence d'acquisition de seize jours par satellite. Grâce à un travail de calibration (Prats *et al.*, 2018), le Pôle R&D ECLA produit et diffuse via la plateforme dataecla.fr⁵ des cartographies actualisées de température satellitaire couvrant l'ensemble des surfaces en eau de l'hexagone et ultramarines d'une surface suffisante (la surface minimale dépend du satellite). Pour plus d'information sur les suivis satellitaires et les développements récents, consultez l'article « La surveillance des lacs vue de l'espace : une nouvelle source d'information sur le territoire national » (Tormos *et al.*, 2026) de ce même numéro ainsi que la synthèse proposée par Tormos *et al.* (2021).

3. <https://dataecla.fr/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/15881d2b-2310-4ea2-b80e-cbf8a48e1869>

4. <https://dataecla.fr/dashboards/thermie/>

5. <https://dataecla.fr/>

Modélisation de la température des plans d'eau

La modélisation constitue un outil essentiel pour compléter les chroniques de données et mieux comprendre le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, notamment en l'absence d'informations historiques. La modélisation permet d'explorer les trajectoires passées et/ou futures probables des écosystèmes, d'évaluer l'impact de différents facteurs (par exemple, la transparence de l'eau, la température et les débits des affluents) et de tester des scénarios de gestion (par exemple : le pompage ou la gestion du marnage).

La modélisation thermodynamique des plans d'eau repose sur différents domaines numériques : modèles en boîte (0D), unidimensionnel (1D), bidimensionnel (2D) et tridimensionnel (3D). À mesure que la dimensionnalité augmente, le nombre de paramètres à caler, la complexité du modèle et le temps de calcul augmentent également. Ainsi, les modèles 3D sont particulièrement adaptés aux études de la variabilité spatiale au sein d'un lac, des courants et des gradients thermiques. De telles informations sont utiles pour prédire notamment la distribution des particules mais nécessitent des données spatialisées pour initialiser la modélisation. En revanche, les modèles plus simples (0D, 1D) sont des approximations de la réalité mais permettent de synthétiser la réponse globale d'un système lorsque les processus verticaux de transfert thermique sont plus déterminants que les horizontaux.

Exercice de simplification pour la modélisation simultanée des 401 plans d'eau du réseau DCE

Parmi les avancées majeures de la dernière décennie pour le pôle R&D ECLA figure la publication du modèle semi-empirique OKPLM (*Ottoisson-Kettle-Prats Lake Model*, Prats et Danis, 2019) et du code associé pour estimer les incertitudes (voir l'encadré « En savoir plus »). Celui-ci permet de simuler les températures des eaux de l'épilimnion et de l'hypolimnion⁶ des plans d'eau à partir d'un nombre limité de données d'entrée (latitude, altitude, profondeur maximale, surface et volume) et de forçage (température de l'air et irradiance solaire) avec deux options de calibration : par défaut (sans injection de données supplémentaires) ou calibré (à partir de données de température *in situ* permettant de réduire les incertitudes (encadré 2)). Cette simplification permet ainsi de produire des chroniques de températures pour des lacs avec peu ou pas d'observations *in situ* (Sharaf *et al.*, 2023).

Capitaliser sur les outils existants

En parallèle, le modèle hydrodynamique 1D *General Lake Model* (GLM, Hipsey *et al.*, 2019) a été assimilé dans la boîte à outils du Pôle R&D ECLA, notamment dans le cadre de travaux de modélisation sur les grands lacs péri-alpins. GLM est un modèle de bilan hydrique et de stratification thermique des lacs. Il est adapté à une grande variété de lacs naturels ou artificiels, peu profonds ou stratifiés. Il s'agit d'un projet open source dont le code est accessible et personnalisable pour des applications spécifiques. L'une des forces du modèle, hormis

Encadré 2 – Pourquoi développer un suivi *in situ* quand on peut utiliser des outils de télédétection, ou modéliser les conditions à partir de variables météo ?

Les données *in situ* sont essentielles pour valider les mesures issues de l'imagerie satellitaire. Par ailleurs, les satellites ne mesurent la température que sur les premiers micromètres à la surface : celle-ci est donc insuffisante pour représenter l'état thermique vertical complet des lacs, particulièrement pour les lacs les plus profonds.

Les modèles, eux, ont été développés pour représenter la structure verticale des plans d'eau. Les données *in situ* permettent toutefois d'initialiser les simulations et d'en valider les résultats.

sa capacité à modéliser aussi bien les petits étangs que les plus grands lacs, est la possibilité d'un couplage à une bibliothèque écologique (*Aquatic Eco-Dynamics* ou AED) pour simuler la qualité de l'eau et les processus écosystémiques.

Reproductibilité

Les différents outils de modélisations sont rassemblés dans la plateforme ALAMODE (*A LAKE MODElling project*, figure 2) pour la modélisation des plans d'eau et de leurs affluents. Cette plateforme inclut les codes et fonctions nécessaires pour assembler les fichiers de configuration des modèles, les données de forçage et les données de calage, ainsi que les codes et fonctions pour le traitement des données requises au fonctionnement des modèles. Cette structuration vise à faciliter la production des simulations et à garantir la reproductibilité des résultats.

Qu'avons-nous appris des trajectoires thermiques des plans d'eau ?

Des simulations sur soixante ans pour caractériser le réchauffement des plans d'eau français

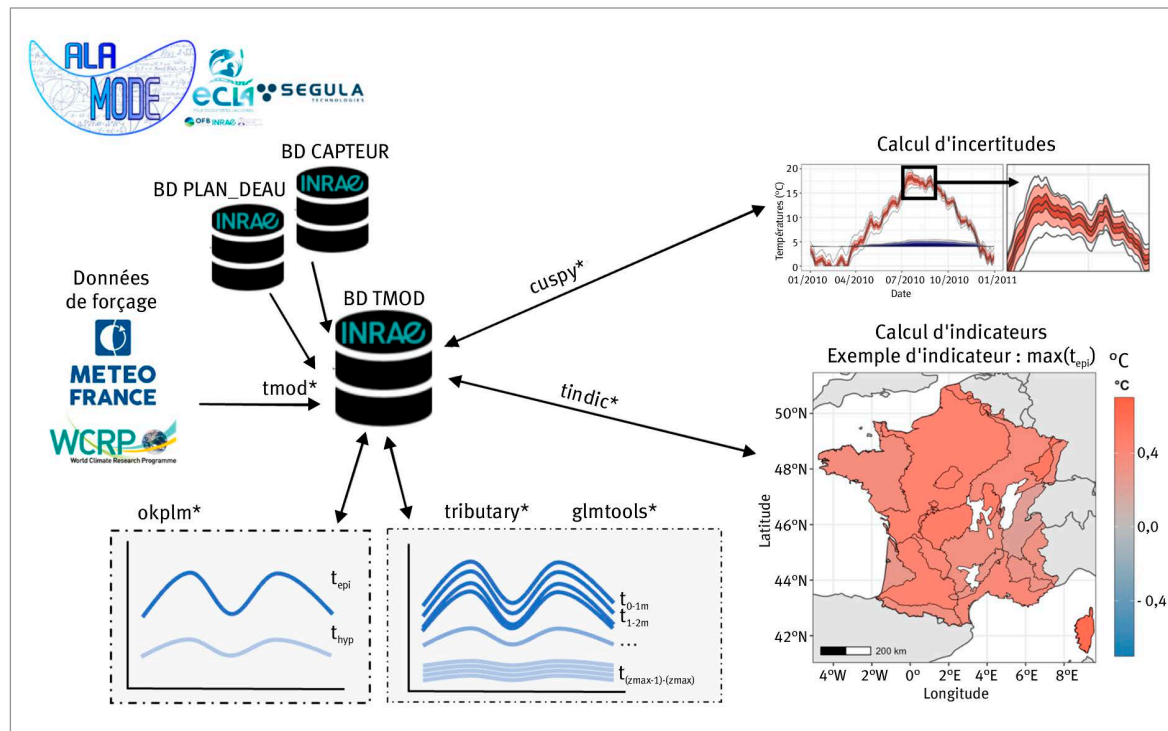
Le modèle OKPLM a été appliqué à 401 plans d'eau pour simuler les températures journalières de l'épi- et de l'hypolimnion entre 1959 et 2020 (Sharaf *et al.*, 2023). Ces simulations, accompagnées des informations sur leurs incertitudes, ont été mises à disposition sous forme de jeux de données, LakeTSim (*Lake Temperature Simulations*).

À partir de ces simulations, plusieurs indicateurs thermiques ont été calculés. Parmi eux, le taux de réchauffement de la température annuelle de l'épilimnion montre une augmentation moyenne de 0,29 °C par décennie entre 1980 et 2019 pour 267 lacs naturels et artificiels. Des tendances significatives à la hausse ont été détectées pour 91 % de ces plans d'eau. Cet indicateur, combiné à d'autres (température annuelle moyenne, nombre de jours avec température de l'épilimnion supérieure à 20 °C ou inférieure à 4 °C), fait partie d'un indicateur pour l'Observatoire national de la biodiversité : évolution de la température de surface des lacs en France hexagonale (Sharaf *et al.*, 2024).

6. La stratification des lacs désigne leur tendance à former des couches d'eau distinctes sous l'effet de la température. On distingue généralement trois couches : l'épilimnion (couche supérieure), le métalimnion ou thermocline (couche intermédiaire, dont la profondeur et l'épaisseur varient au cours de l'année et où la température décroît rapidement avec la profondeur), et l'hypolimnion (couche profonde, s'étendant jusqu'au fond). En été, l'épilimnion est plus chaud que l'hypolimnion ; en hiver, lors de périodes très froides, cette relation peut s'inverser.

Figure 2 – Plateforme ALAMODE pour la modélisation des plans d'eau.

La plateforme ALAMODE (Pôle R&D ECLA/SEGULA Technologies) permet de mettre en lien les différents paquets développés (cf. astérisques). Les paquets *okplm*, *tributary* et *glmtools* sont des paquets de modélisation, le paquet *tmod* permet de gérer la base de données *tmod* et de faciliter la réalisation et consultation des simulations, le paquet *cuspy* permet d'estimer les paramètres des modèles et la réalisation d'analyses d'incertitudes et de sensibilités et le paquet *tindic* permet de calculer une suite d'indicateurs (annuels, saisonniers, mensuels) à partir des sorties des modèles. Le paquet *alaprod* (non illustré dans la figure), réunit les fonctions pour lancer les simulations.



Les indicateurs thermiques ont également permis de déterminer les régimes de brassage (alternance entre stratification et mélange des eaux) annuels de 170 lacs. Les résultats montrent que 6 % d'entre eux sont passés d'un régime dimictique (deux mélanges par an) entre 1959-1980 à un régime chaud monomictique (un seul mélange hivernal) entre 1989-2019 (Sharaf *et al.*, 2026). Ce changement signale que certains lacs qui présentaient une stratification dite inverse (surface plus froide que la température du fond) ne se refroidissent plus suffisamment en hiver.

Ces chroniques de température contribuent par ailleurs à alimenter des projets sur les assemblages biologiques sous contrainte du réchauffement climatique (voir article « Utiliser les réseaux trophiques comme indicateur fonctionnel du changement global » (Sentis *et al.*, 2026) dans ce même numéro).

Taux de réchauffement récents et prédiction de la température à l'horizon 2100 des quatre grands lacs péri-alpins

L'un des atouts de la modélisation est la possibilité de faire des projections sur les trajectoires thermiques futures, et ceci selon plusieurs scénarios climatiques. Une étude a été menée sur les quatre grands lacs alpins (Annecy, Bourget, Léman et Aiguebelette) afin de prédire les conditions thermiques à l'horizon 2100 (Desgué-Itier *et al.*, 2023) comme cela avait été exploré pour le Lac d'Annecy deux décennies plus tôt (Danis *et al.*, 2004).

Dans un premier temps, les performances de cinq modèles 1D ont été testées. Les modèles ont été forcés en intégrant l'évolution à long terme du rayonnement solaire incident et de la température de l'air, tout en prenant en compte des tendances saisonnières réalistes pour les autres variables météorologiques. Les résultats obtenus ont été confrontés aux observations *in situ* de l'Observatoire des lacs (OLA) afin de tester la robustesse des prédictions. Les simulations ont montré que le meilleur modèle permettait de reproduire de manière fiable les variations du régime thermique, avec une erreur moyenne de 1,14 °C. Selon ces résultats, les températures de l'eau ont augmenté au cours des trente dernières années de 0,46 °C par décennie dans l'épilimnion et de 0,33 °C par décennie dans l'hypolimnion. Les projections climatiques du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat ont ensuite permis de simuler l'évolution future de la température dans ces lacs. D'ici 2100, les résultats indiquent une élévation moyenne de +3,8 °C dans les lacs péri-alpins selon le scénario intermédiaire (SSP3 7.0).

La température comme porte d'entrée vers d'autres processus

Les modèles permettent non seulement de simuler les températures mais également d'autres variables d'état, comme l'oxygène, grâce aux modules complémentaires. Deux études prospectives ont permis de tester

des approches prometteuses pour la reconstruction et la prédiction de l'état d'oxygénation et de l'état écologique pour deux grands lacs.

Deux cent cinquante ans d'oxygénation du Léman

Une étude spécifique sur le Léman a reconstruit l'évolution des conditions d'oxygénation depuis 1850 grâce à une approche combinant modélisation 1D (GLM-AED) et paléolimnologie (figure 1C), puis a modélisé les conditions de température et d'oxygénation à l'horizon 2100. Deux variables clés complémentaires ont été inférées des archives sédimentaires : (1) les concentrations de phosphore total à partir de l'abondance des daphnies, et (2) les événements d'anoxie à partir de la présence de varves saisonnières (couche de sédiment reflétant l'alternance de conditions oxygènes et anoxiques). Ces proxys ont été utilisés pour contraindre et valider les simulations. Cette approche intégrée lève en partie les limites temporelles de la paléolimnologie (données de résolution annuelle) en exploitant la modélisation pour générer des résultats journaliers ou mensuels. Elle a notam-

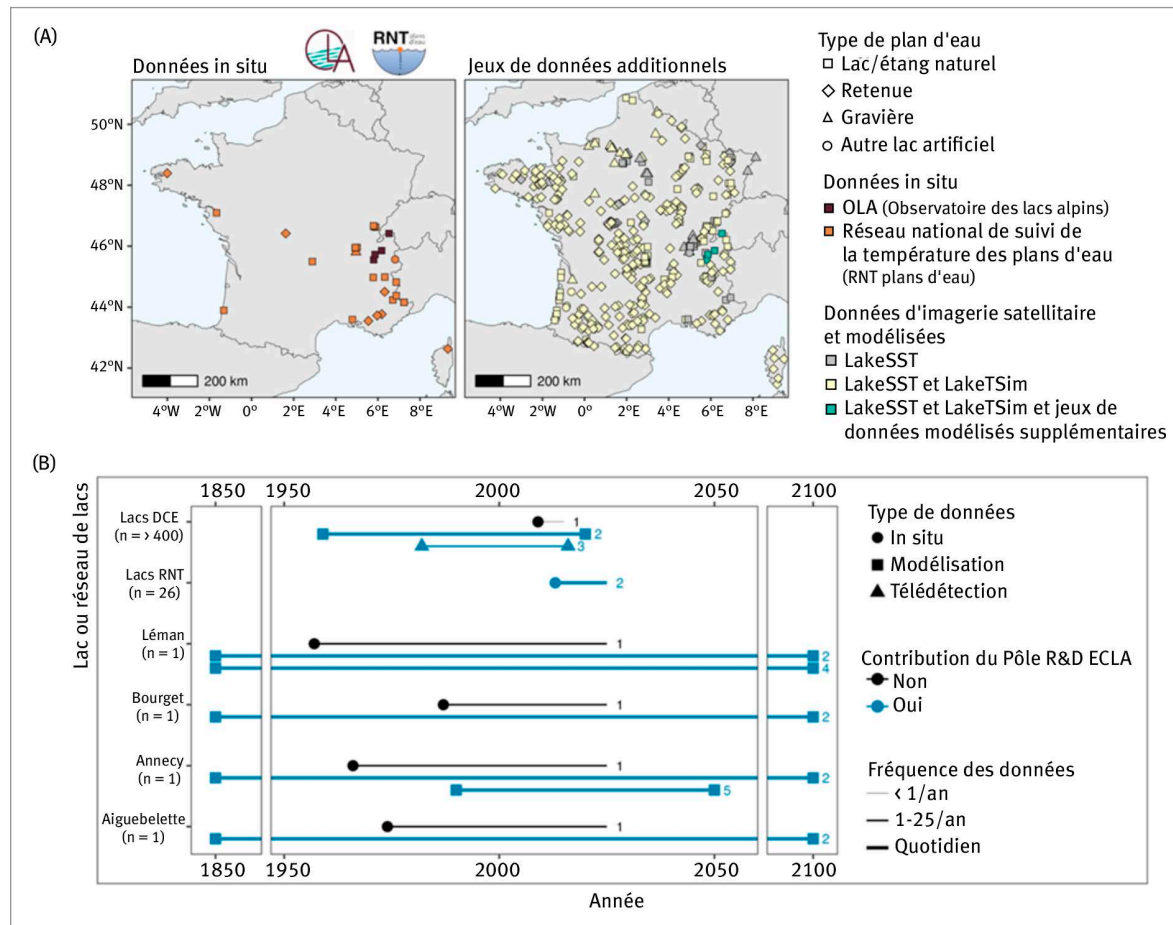
ment révélé la présence d'épisodes d'hypoxie de courte durée avant le vingtième siècle, ainsi qu'une transition majeure en 1976, marquant le passage d'épisodes brefs à des hypoxies sévères et persistantes (Soares *et al.*, 2024).

Indicateurs de qualité pour le lac d'Annecy à l'horizon 2100

Des travaux exploratoires sur le Lac d'Annecy reposant sur des modules de modélisation écologiques (AED) complémentaires de GLM ont permis de simuler d'autres variables clés en plus de la température (chlorophylle-a, nutriments, carbone organique total, coefficient d'extinction de la lumière). Cent une métriques ont été calculées et regroupées selon trois grands types d'usages du lac : qualité esthétique et écologique, approvisionnement en eau potable et maintien des stocks des salmonidés (Soares *et al.*, 2025). La déviation de chaque métrique par rapport à un état de référence historique ou par rapport à l'objectif réglementaire de la DCE a permis d'évaluer le maintien des services écosystémiques selon les scénarios climatiques et de gestion (Soares *et al.*, 2025).

Figure 3 – Les travaux du pôle ont permis de produire des données supplémentaires par rapport à celles disponibles jusqu'alors.

(A) Lacs suivis en France par l'Observatoire des lacs et le RNT plans d'eau (état des lieux en août 2025), et lacs DCE pour lesquels des données issues de l'imagerie satellitaire ou de modélisations sont disponibles. (B) La figure illustre par lac ou réseaux de lacs le début et la fin des chroniques disponibles (en noir), et celles produites par les équipes du Pôle R&D ECLA (en bleu). Le type de point illustre le type de données : *in situ* (point), modélisées (carrés) ou proxy de l'imagerie satellitaire (triangle). L'épaisseur des segments reflète la fréquence des données (de ponctuelle à journalière). Le type de données est précisé par les numéros à droite de la fin de chaque segment : 1. température et suite de paramètres, 2. température seule, 3. température (+ transparence, couleur de l'eau), 4. température + oxygène, 5. 101 indicateurs (dont la température).



Les résultats révèlent que la hausse progressive des températures de l'eau entraînera une réduction des habitats favorables à la reproduction des salmonidés. Le seuil de tolérance sera atteint d'ici 2050 rendant nécessaire d'adapter la gestion des ressources. L'approvisionnement en eau potable devrait être maintenu jusqu'en 2100, à condition que les apports en nutriments et les niveaux de pollution restent stables. Cette approche constitue un outil de prévision des impacts du réchauffement climatique sur les lacs permettant aux décideurs d'anticiper les mesures nécessaires pour garantir les bénéfices écologiques et sociétaux à long terme.

Conclusions et perspectives

L'approche intégrée déployée au Pôle R&D ECLA – combinant mesures *in situ*, imagerie satellitaire et modélisation – est indispensable pour suivre de manière fiable et à l'échelle nationale l'évolution thermique des plans d'eau (figure 3). Les données de terrain, précises mais localisées, permettent de valider les observations satellitaires, qui offrent quant à elles une couverture spatiale étendue. La modélisation complète ces chroniques, fournit des trajectoires de température sur plusieurs décennies et des indicateurs essentiels pour évaluer l'impact du réchauffement, comprendre le fonctionnement écologique des lacs (voir article « Utiliser les réseaux trophiques comme indicateur fonctionnel du changement global » (Sentis *et al.*, 2026) dans ce même numéro) et orienter les mesures de gestion.

Les développements à venir visent à améliorer la représentation des trajectoires thermiques des lacs dans les modèles. Une priorité est de tester l'impact sur les résultats de l'intégration de nouvelles variables motrices, comme le coefficient d'extinction de la lumière (Kd), aujourd'hui souvent fixé de manière constante dans GLM. L'exploitation des données satellitaires Sentinel-2 permettra de mieux prendre en compte ses variations saisonnières et interannuelles (Danis *et al.*, 2003). Par

ailleurs, les satellites de nouvelle génération et les nouveaux algorithmes ouvrent la voie à l'intégration d'autres variables de forçage, telles que les fluctuations de niveau d'eau, essentielles pour mieux représenter les flux de chaleur dans les plans d'eau marnants. Les possibilités des modules écologiques de GLM pourront être davantage exploitées, en déployant la méthode de calcul d'indicateurs de qualité développée sur le Lac d'Annecy à un plus grand nombre de plans d'eau. Enfin, la structure de GLM permet également d'y greffer de nouveaux modules qui peuvent estimer d'autres processus clés, tels que les flux de gaz à effet de serre.

Ces avancées reposent sur la disponibilité de données *in situ* fiables et sur leur mutualisation : plus exigeant que le modèle OKPLM déjà appliqué à 401 lacs, GLM reste conditionné par la qualité et l'accessibilité des séries d'entrée. La mise en réseau des observatoires et l'interopérabilité des bases de données (par ex., intégration en 2024 du réseau Lacs sentinelles dans la base capteurs du Pôle R&D ECLA) offrent une opportunité de consolider les chroniques thermiques et la connaissance des plans d'eau plus largement. Enfin, alors que les données *in situ* s'incrémentent, de nouvelles analyses de ces données pourront également être réalisées. ■

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient l'ensemble des partenaires du Réseau national de suivi de la température des plans d'eau (partenaires au 16/09/2025 : Parc national des Écrins, Parc national du Mercantour, EDF, Syndicat mixte d'aménagement et de développement de Serre-Ponçon, Réserve naturelle nationale du Lac de Grand-Lieu, Réserve naturelle nationale de Pinail, Réserve naturelle du Courant d'Huchet, le Syndicat de bassin de l'Elorn, le Département des Bouches du Rhône) ainsi que Guillaume P. Morin pour son travail sur l'estimation des coefficients d'atténuation de la lumière à partir des données Sentinel-2. Ce travail a été rendu possible grâce au financement des projets RNT, IMPEC, SECCELA et AED *via* la convention de coopération du Pôle R&D ECLA, ainsi que *via* le contrat R&D n°4092 établi entre l'Office français de la biodiversité et SEGULA Technologies pour le projet « ALAMODE » : A LAKE MODELLING project.

Encadré 3 – En savoir plus – Liens vers les paquets de modélisation et les jeux de données disponibles.

Paquets de la plateforme ALAMODE

Paquet de modélisation : Prats-Rodríguez et Danis (2023) : <https://doi.org/10.5281/ZENODO.7585615>

Paquet cuspy (calcul d'incertitudes) : Prats-Rodríguez et Danis (2023) : <https://doi.org/10.5281/ZENODO.7585606>

Accéder aux données

Températures simulées (épilimnion et hypolimnion) entre 1959 et 2020 pour 401 plans d'eau : Sharaf *et al.* (2023). LakeTSim (Lake Temperature Simulations) [Dataset]. Recherche Data Gouv : <https://doi.org/10.57745/OF9WXR>

Températures simulées (profils verticaux) entre 1850 et 2100 pour les lacs d'Annecy, du Bourget, d'Aiguebelette et le Léman : Desgue *et al.* (2022). Simulated daily water temperature time series data (full water profile) for lakes Geneva, Annecy, Bourget and Aiguebelette over the period 1850-2100, based on IPCC ssp126, ssp370 and ssp585 scenarios. [Dataset]. Recherche Data Gouv, V : <https://doi.org/10.57745/PA13OK>

Oxygène simulé (profils verticaux) entre 1850 et 2100 pour le Léman : Soares *et al.* (2024). Simulated daily water oxygen time series data (full water profile) for lake Geneva over the period 1850-2100, based on IPCC ssp126, ssp370 and ssp585 scenarios. [Dataset]. Recherche Data Gouv : <https://doi.org/10.57745/L4RABJ>

Données de température de peau entre 1999 et 2016 pour 446 plans d'eau : Prats *et al.* (2018). LakeSST: Lake Skin Surface Temperatures in French inland water bodies (Version 1.2) [Dataset]. Zenodo : <https://doi.org/10.5281/zenodo.1193745>

Données du Réseau national de suivi de la température des plans d'eau :

<http://geocatalogue.ecla.inrae.fr/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/metadata/15881d2b-2310-4ea2-b80e-cbf8a48e1869>

SI OLA (Observatoire des lacs) : https://si-ola.inrae.fr/si_lacs/login.jsf

Pages des réseaux *in situ*

Réseau national de suivi de la température des plans d'eau : <https://poleecla.fr/reseau/thermie>

Réseau Lacs sentinelles : <https://www.lacs-sentinelles.org/>

RÉFÉRENCES

- Danis, P. A., von Grafenstein, U., & Masson-Delmotte, V. (2003). Sensitivity of deep lake temperature to past and future climatic changes: A modeling study for Lac d'Annecy, France, and Ammersee, Germany. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 108(D19). <https://doi.org/10.1029/2003JD003595>
- Danis, P. A., von Grafenstein, U., Masson-Delmotte, V., Planton, S., Gerdeaux, D., & Moisselin, J. M. (2004). Vulnerability of two European lakes in response to future climatic changes. *Geophysical Research Letters*, 31(21). <https://doi.org/10.1029/2004GL020833>
- Desgué-Itier, O., Melo Vieira Soares, L., Anneville, O., Bouffard, D., Chanudet, V., Danis, P. A., Domaizon, I., Guillard, J., Mazure, T., Sharaf, N., Soullignac, F., Tran-Khac, V., Vinçon-Leite, B., & Jenny, J. P. (2023). Past and future climate change effects on the thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpine lakes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 27(3), 837-859. <https://doi.org/10.5194/hess-27-837-2023>
- Eyring, S., Reyes, M., Merz, E., Baity-Jesi, M., Ntetsika, P., Ebi, C., Dennis, S., & Pomati, F. (2025). Five years of high-frequency data of phytoplankton zooplankton and limnology from a temperate eutrophic lake. *Scientific Data*, 12(1), 653. <https://doi.org/10.1038/s41597-025-04988-9>
- Hipsey, M. R., Bruce, L. C., Boon, C., Busch, B., Carey, C. C., Hamilton, D. P., Hanson, P. C., Read, J. S., de Sousa, E., Weber, M., & Winslow, L. A. (2019). A General Lake Model (GLM 3.0) for linking with high-frequency sensor data from the Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON). *Geoscientific Model Development*, 12(1), 473-523. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-473-2019>
- Jane, S. F., Hansen, G. J. A., Kraemer, B. M., Leavitt, P. R., Mincer, J. L., North, R. L., Pilla, R. M., Stetler, J. T., Williamson, C. E., Woolway, R. I., Arvola, L., Chandra, S., DeGasper, C. L., Diemer, L., Dunalska, J., Erina, O., Flaim, G., Grossart, H. P., Hambright, K. D., ... Rose, K. C. (2021). Widespread deoxygenation of temperate lakes. *Nature*, 594(7861), 66-70. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03550-y>
- Marcé, R., George, G., Buscarinu, P., Deidda, M., Dunalska, J., De Eyto, E., Flaim, G., Grossart, H. P., Istvanovics, V., Lenhardt, M., Moreno-Ostos, E., Obrador, B., Ostrovsky, I., Pierson, D. C., Potužák, J., Poikane, S., Rinke, K., Rodríguez-Mozaz, S., Staehr, P. A., ... Jennings, E. (2016). Automatic High Frequency Monitoring for Improved Lake and Reservoir Management. *Environmental Science & Technology*, 50(20), 10780-10794. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01604>
- Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R. W., Jeppesen, E., Mazzeo, N., Havens, K. E., Lacerot, G., Liu, Z., De Meester, L., Paerl, H., & Scheffer, M. (2011). Allied attack: Climate change and eutrophication. *Inland Waters*, 1(2), 101-105. <https://doi.org/10.5268/IW-1.2.359>
- O'Reilly, C. M., Sharma, S., Gray, D. K., Hampton, S. E., Read, J. S., Rowley, R. J., Schneider, P., Lenters, J. D., McIntyre, P. B., Kraemer, B. M., Weyhenmeyer, G. A., Straile, D., Dong, B., Adrian, R., Allan, M. G., Anneville, O., Arvola, L., Austin, J., Bailey, J. L., ... Zhang, G. (2015). Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe: Global lake surface warming. *Geophysical Research Letters*, 42(24), 10,773-10,781. <https://doi.org/10.1002/2015GL066235>
- Papathanasopoulou, E., Simis, S., Alikas, K., Ansper, A., Saku Anttila, Attila, J., Anne-Laure Barillé, Barillé, L., Brando, V., Bresciani, M., Bučas, M., Gernez, P., Giardino, C., Harin, N., Hommersom, A., Kangro, K., Kaupila, P., Koponen, S., Laanen, M., ... Zoffoli, M. L. (2019). Satellite-assisted monitoring of water quality to support the implementation of the Water Framework Directive (Version 1.0). *Zenodo*. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3463051>
- Perga, M. E., Bruel, R., Rodriguez, L., Guénand, Y., & Bouffard, D. (2018). Storm impacts on alpine lakes: Antecedent weather conditions matter more than the event intensity. *Global Change Biology*, 24(10), 5004-5016. <https://doi.org/10.1111/gcb.14384>
- Pilla, R. M., Williamson, C. E., Adamovich, B. V., Adrian, R., Anneville, O., Chandra, S., Colom-Montero, W., Devlin, S. P., Dix, M. A., Dokulil, M. T., Gaiser, E. E., Girdner, S. F., Hambright, K. D., Hamilton, D. P., Havens, K., Hessen, D. O., Higgins, S. N., Huttula, T. H., Huuskonen, H., ... Zadereev, E. (2020). Deeper waters are changing less consistently than surface waters in a global analysis of 102 lakes. *Scientific Reports*, 10(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-76873-x>
- Prats, J., & Danis, P. A. (2019). An epilimnion and hypolimnion temperature model based on air temperature and lake characteristics. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 420, 8. <https://doi.org/10.1051/kmae/2019001>
- Prats, J., Reynaud, N., Rebière, D., Peroux, T., Tormos, T., & Danis, P. A. (2018). LakeSST: Lake Skin Surface Temperature in French inland water bodies for 1999-2016 from Landsat archives. *Earth System Science Data*, 10(2), 727-743. <https://doi.org/10.5194/essd-10-727-2018>
- Rebiere, D., & Danis, P. A. (2015). Réseau de suivi pérenne de la température des plans d'eau à l'échelle nationale. Rapport Irstea. <https://hal.inrae.fr/hal-02602603>
- Rebiere, D., Peroux, T., Dublon, J., & Danis, P. A. (2015). Guide méthodologique: Protocole pour la réalisation de dispositifs de suivi pérenne de la température en plans d'eau. ONEMA.
- Rimet, F., Anneville, O., Barbet, D., Chardon, C., Crépin, L., Domaizon, I., Dorioz, J. M., Espinat, L., Frossard, V., Guillard, J., Goulon, C., Hamelet, V., Hustache, J. C., Jacquet, S., Lainé, L., Montuelle, B., Perney, P., Quetin, P., Rasconi, S., ... Monet, G. (2020). The Observatory on LAkes (OLA) database: Sixty years of environmental data accessible to the public: The Observatory on LAkes (OLA) database. *Journal of Limnology*. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2020.1944>
- Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P. J., Renard Truong, T., Meyerson, L. A., Bacher, S., Galil, B. S., Hulme, P. E., Ikeda, T., Kavileveetil, S., McGeoch, M. A., Nuñez, M. A., Ordonez, A., Rahlao, S. J., Schwindt, E., Seebens, H., Sheppard, A. W., Vandvik, V., Aleksanyan, A., ... Ziller, S. R. (2024). Curbing the major and growing threats from invasive alien species is urgent and achievable. *Nature Ecology & Evolution*, 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41559-024-02412-w>
- Sentis, A., Leclerc, C., Sharaf, N., Bruel, R., Reynaud, N., & Frossard, V. (2026). Utiliser les réseaux trophiques comme indicateur fonctionnel du changement global. *Sciences Eaux & Territoires*, (51), article 10055. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2026.51.10055>
- Sharaf, N., Prats, J., Reynaud, N., Tormos, T., Bruel, R., Peroux, T., & Danis, P. A. (2023). A long-term dataset of simulated epilimnion and hypolimnion temperatures in 401 French lakes (1959-2020). *Earth System Science Data*, 15(12), 5631-5650. <https://doi.org/10.5194/essd-15-5631-2023>
- Sharaf, N., Reynaud, N., Tormos, T., & Bruel, R. (2024). Évolution de la température de surface des lacs en France hexagonale. <https://naturefrance.fr/indicateurs/evolution-de-la-temperature-de-surface-des-lacs-en-france-hexagonale>

RÉFÉRENCES

- Sharaf, N., Prats, J., Danis, P. A., Baudoin, J. M., Morin, G. P., Reynaud, N., Tormos, T., & Bruel, R. (2026). Increasing prevalence of warm monomictic lakes in France over six decades under climate change. *Climatic Change*, 179(1), 12. <https://doi.org/10.1007/s10584-025-04095-z>
- Soares, L. M. V., Desgué-Itier, O., Barouillet, C., Casenave, C., Domaizon, I., Frossard, V., Hairston Jr., N. G., Lami, A., Lemaire, B. J., Saulnier, G.-M., Soullignac, F., Vinçon-Leite, B., & Jenny, J. P. (2024). Unraveling Lake Geneva's hypoxia crisis in the Anthropocene. *Limnology and Oceanography Letters*, 10(1). <https://doi.org/10.1002/lol2.10435>
- Soares, L. M. V., Thouillot, M., Frossard, V., Desgué-Itier, O., Barouillet, C., Baulaz, Y., Clément, J. C., Domaizon, I., Dorioz, J. M., Goulon, C., Guillard, J., Jacquet, S., Réalis, E., Tran Khac, V., & Jenny, J. P. (2025). Expanding the European water Framework Directive indicators to address long-term climate change impacts on lakes using mechanistic lake models. *Ecological Indicators*, 172, 113220. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113220>
- Tormos, T., Laverigne, E., Pena Luque, S., Reynaud, N., Gasnier, N., Picot, N., Puissant, A., Gouteyron, P., Kosuth, P. (2026).. La surveillance des lacs vue de l'espace : une nouvelle source d'information sur le territoire national. *Sciences Eaux & Territoires*, (51), article 9928. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2026.51.9928>
- Tormos, T., Reynaud, N., Danis, P. A., Harmel, T., Morin, G., Martinez, J. M., Andral, A., Coque, A., Peroux, T., & Baudoin, J. M. (2021). *Quand la surveillance des plans d'eau prendra de la hauteur*. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2021.4.21>
- Tran-Khac, V., Doubek, J. P., Patil, V., Stockwell, J. D., Adrian, R., Chang, C. W., Dur, G., Lewandowska, A., Rusak, J. A., Salmaso, N., Straile, D., Thackeray, S. J., Venail, P., Bhattacharya, R., Brentrup, J., Bruel, R., Feuchtmayr, H., Gessner, M. O., Grossart, H.-P., ... Anneville, O. (2025). Using Long-Term Ecological Datasets to Unravel the Impacts of Short-Term Meteorological Disturbances on Phytoplankton Communities. *Freshwater Biology*, 70(5), e70023. <https://doi.org/10.1111/fwb.70023>
- Woolway, R. I., Kraemer, B. M., Lenters, J. D., Merchant, C. J., O'Reilly, C. M., & Sharma, S. (2020). Global lake responses to climate change. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(8), 388-403. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0067-5>





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, le numéro de l'article et le DOI..

Les espèces exotiques dans les lacs français métropolitains

Victor FROSSARD^{1,6}, Stéphan JACQUET^{1,6}, Cécile CHARDON^{1,6}, Isabelle DOMAIZON^{1,6}, Julien DUBLON^{2,6}, Jean GUILLARD^{1,6}, Alexandre LEVALLOIS^{1,6}, Clément RAUTUREAU^{1,6}, Jean-Claude RAYMOND^{3,6}, Hervé ROGISSART^{1,6}, Chloé VAGNON^{1,4}, Marine VAUTIER^{1,6}, Vincent BERTRIN^{5,6}

¹ Université Savoie Mont Blanc, INRAE, CARTEL, 75 bis avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains, France.

² INRAE, Aix Marseille Université, RECOVER, 13182, Aix-en-Provence, France.

³ OFB, USML, 13 Quai de Rives, 74200 Thonon-les-Bains, France.

⁴ FRB-CESAB, 5 rue de l'École de médecine, 34000 Montpellier, France.

⁵ INRAE, EABX, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas-Gazinet, France.

⁶ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Victor FROSSARD, victor.frossard@univ-smb.fr

Les invasions biologiques constituent l'un des principaux moteurs des transformations écologiques observées dans les lacs français. L'évaluation de leurs impacts repose sur l'analyse intégrée des dynamiques de populations, des interactions biotiques et des modifications des fonctions écosystémiques. Leur gestion nécessite la mise en œuvre de stratégies adaptatives fondées sur la surveillance, la prévention et le contrôle ciblé des populations exotiques. Ces enjeux, situés à l'interface entre sciences écologiques et pratiques de gestion, peuvent conduire à reconsidérer le rôle des espèces introduites dans un contexte de changements environnementaux rapides.

Introduction

Les écosystèmes lacustres sont soumis à un ensemble de pressions anthropiques qui peuvent affecter la biodiversité qui les caractérise et, de ce fait, altérer les services socio-économiques qu'ils soutiennent (Reid *et al.*, 2019). Parmi ces différentes pressions anthropiques, les invasions biologiques sont considérées comme l'une des forces majeures (Jaureguiberry *et al.*, 2022), agissant à différents niveaux d'organisation biologique, des gènes *via* l'hybridation jusqu'à la structuration des peuplements lacustres. Dans cet article, nous précisons tout d'abord la sémantique associée aux invasions biologiques avant de présenter les investigations menées par les auteurs qui travaillent à mieux connaître l'écologie des espèces exotiques dans les lacs français et à tenter d'identifier leurs impacts. Ces informations constituent des prérequis importants pour envisager une gestion adaptative des nouvelles espèces dans les écosystèmes lacustres français.

Espèce invasive : une question de définition

Camus écrivait que « mal nommer les choses, c'est contribuer au malheur du monde ». Cette réflexion prend tout son sens lorsqu'on aborde le phénomène des invasions biologiques, dans les écosystèmes et les lacs en particulier, dont la terminologie reflète la diversité des perceptions culturelles des relations entre l'Homme et la Nature (Soto *et al.*, 2024). Les termes « exotique », « non native », « non indigène », « allochtone » désignent une espèce introduite par l'Homme, intentionnellement ou non, dans une région ou un lac où elle n'était pas présente naturellement, modifiant ainsi son aire de répartition naturelle. Dans de plus rares cas, une espèce peut ne pas avoir d'aire géographique naturelle clairement identifiée (espèce marine par exemple, Golani *et al.*, 2021), elle est alors qualifiée de cryptogénique. Dans cet article dédié aux écosystèmes lacustres, nous utiliserons le terme d'« espèce exotique » pour désigner toute espèce établie dans les lacs français métropolitains et

étant hors de son aire de répartition naturelle. Parmi celles qui parviennent à s'implanter, seules certaines deviennent invasives ou envahissantes. Dans ce cas de figure, ces espèces prolifèrent et induisent des changements significatifs dans la composition, la structure et les fonctionnalités des écosystèmes lacustres (Lévêque et Beisel, 2010). Ces espèces peuvent occasionner des pertes économiques significatives, générer des coûts de gestion conséquents, et avoir des effets négatifs sur le bien-être animal (dont l'Homme) et la santé publique (Diagne *et al.*, 2021 ; Haubrock *et al.*, 2022 ; Goulletquer, 2024).

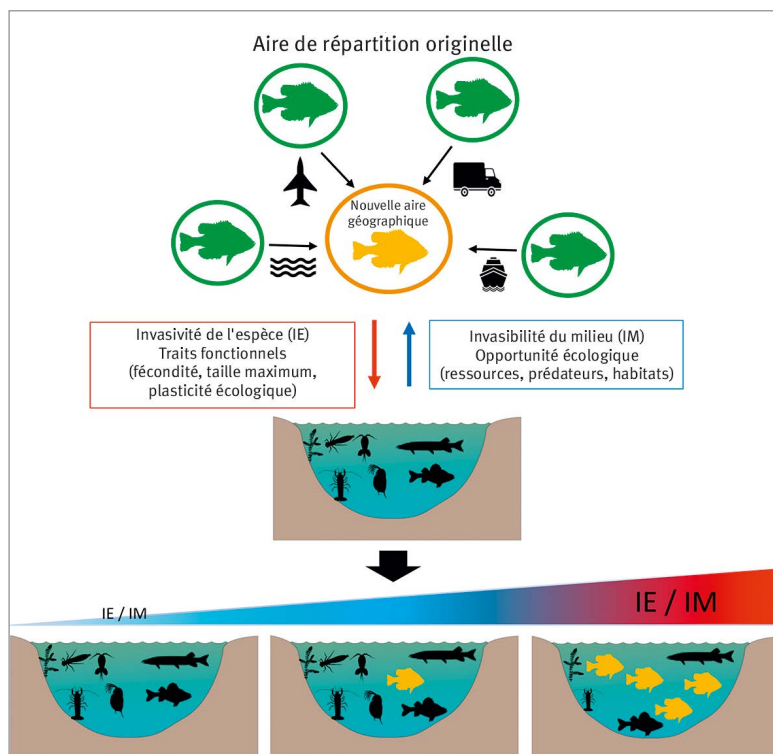
Voies d'introduction et établissement des espèces exotiques en lacs

La dispersion à longue distance des espèces exotiques pouvant s'implanter dans les lacs est principalement soutenue par les vecteurs de déplacement liés aux échanges commerciaux internationaux (fret fluvial, maritime, routier, aérien). Ces vecteurs permettent le transport intentionnel (e.g. végétaux aquatiques pour l'aquariophilie) ou non intentionnel (présence dans les ballasts des bateaux par exemple) d'espèces exotiques pouvant devenir invasives (Zieritz *et al.*, 2017). L'intensification de ces échanges au cours des dernières décennies favorise la

dispersion et l'arrivée d'espèces exotiques dans de nouveaux écosystèmes (Bonnamour *et al.*, 2021) (figure 1). Complémentairement, l'ouverture de nouvelles voies fluviales, par la création de canaux connectant des bassins hydrographiques indépendants (par exemple Rhône-Rhin-Danube), a aussi permis une dispersion autonome des espèces exotiques dans différents lacs français (Rogissart *et al.*, 2025).

Lors de l'arrivée d'une nouvelle espèce dans un écosystème lacustre, son devenir dépend à la fois de ses caractéristiques physiologiques et écologiques propres, mais également des caractéristiques de l'écosystème hôte. Le succès d'implantation peut ainsi varier considérablement d'un lac à l'autre, pour une même espèce (figure 1). D'une part, les caractéristiques morpho-écologiques d'une espèce, aussi appelées traits fonctionnels, déterminent son degré d'invasivité (IE pour invasivité de l'espèce). Par exemple, il a été identifié que plus la fécondité et la taille d'une espèce sont importantes, plus cette espèce aura un potentiel invasif marqué (Su *et al.*, 2023). La plasticité environnementale (capacité d'un organisme à ajuster son phénotype en réponse à de nouvelles conditions environnementales) et comportementale (capacité à modifier son comportement en fonction du milieu) constituent également des atouts importants pour l'implantation dans de nouveaux écosystèmes lacustres. D'autre part, l'invasibilité de l'écosystème lacustre colonisé, c'est-à-dire sa propension à être envahi par une espèce exotique, est déterminée par les opportunités écologiques que l'espèce introduite va trouver dans le lac nouvellement colonisé (IM pour invasibilité du milieu, Shea et Chesson, 2002). Ces opportunités écologiques se caractérisent par la possibilité d'exploiter des ressources ou des habitats peu ou pas utilisés par les espèces natives, ainsi que par une vulnérabilité limitée vis-à-vis des prédateurs ou consommateurs présents, voire totalement absents, dans l'écosystème lacustre hôte. L'invasibilité d'un écosystème lacustre pour une espèce exotique est ainsi d'autant plus forte plus la distance fonctionnelle (différence entre traits fonctionnels) entre cette espèce et les espèces indigènes est importante limitant ainsi le chevauchement de niches écologiques (Azzurro *et al.*, 2014). De plus, des distances fonctionnelles importantes entre les espèces natives d'une même communauté peuvent favoriser l'invasibilité d'un lac en laissant des espaces de niches écologiques inoccupés susceptibles d'être exploités par des espèces exotiques (Su *et al.*, 2023). Plus l'écosystème hôte présente une biodiversité altérée (du fait des multiples pressions qu'il subit), plus il peut offrir des opportunités aux espèces exotiques de s'implanter avec succès.

Figure 1 – Les voies d'introduction des espèces exotiques en lacs sont associées à tous les types de transport « longue distance » utilisés par l'Homme dont découlent des introductions intentionnelles et non intentionnelles. Quand l'espèce exotique colonise un nouveau lac, son établissement à long terme est déterminé à la fois par ses caractéristiques écologiques (traits fonctionnels, IE) et la biodiversité lacustre (opportunités écologiques, IM). En fonction de ces deux critères découle un ensemble de scénarios allant de l'échec d'implantation de l'espèce exotique (faibles IE et IM) à un fort développement de l'espèce occasionnant des impacts écologiques majeurs. Dans ce cas, l'espèce est considérée comme invasive (forts IE et IM).



Quelles espèces invasives dans les lacs français ?

D'après la base de données sur les espèces introduites en Europe (DAISIE) et différentes études sur lesquelles nous pouvons nous appuyer (Noël, 2002 ; Beisel *et al.*, 2017 ; Zieritz *et al.*, 2017), plusieurs centaines d'espèces exotiques sont actuellement recensées dans les eaux douces de France métropolitaine, et la plupart d'entre elles sont aussi présentes dans les lacs. Le rythme de recensement de ces espèces augmente exponentiellement au cours du temps, rendant difficile l'estimation précise de leur

nombre (Beisel *et al.*, 2017). Ces espèces exotiques appartiennent à divers groupes biologiques, mais relativement peu d'entre elles manifestent un caractère invasif soit parce que leurs densités restent faibles, soit en raison d'un manque de données quantifiant leur développement et leurs impacts sur le milieu aquatique. En recoupant un ensemble de ressources bibliographiques (Centre de ressources sur les espèces exotiques envahissantes, Inventaire national du patrimoine naturel, Office français de la biodiversité), une trentaine d'espèces exotiques (treize invertébrés, onze plantes et sept poissons) présentes dans les lacs français (au moins une occurrence) peuvent être considérées comme invasives du fait de leurs impacts avérés sur le fonctionnement et la biodiversité lacustre (tableau ❶). Toutefois, toutes ces

espèces ne sont pas présentes dans tous les lacs, et des inventaires spécifiques restent à réaliser pour estimer leurs taux de présence et leurs évolutions temporelles à l'échelle nationale.

Écologie des espèces exotiques dans les lacs envahis

L'écologie des espèces exotiques est généralement bien connue dans leur zone géographique d'origine, mais doit souvent être réévaluée lorsqu'elles colonisent de nouveaux milieux. Dans les écosystèmes envahis, ces espèces manifestent fréquemment des stratégies d'utilisation des ressources et des comportements différents de ceux observés dans leur habitat d'origine, en raison

Tableau ❶ – Inventaire des espèces exotiques présentant un caractère invasif dans les lacs français métropolitains.

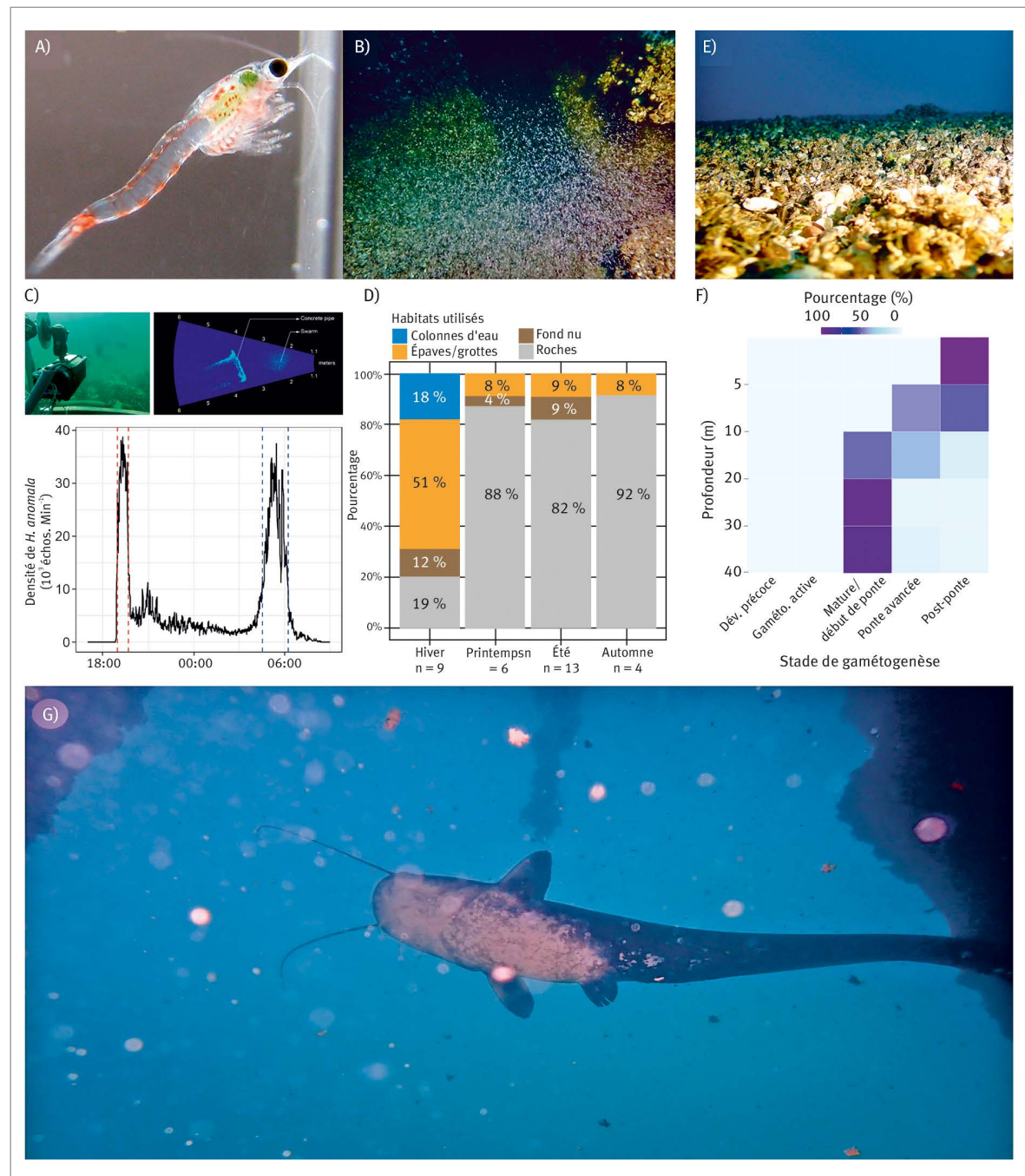
Noms scientifiques	Noms vernaculaires	Groupes biologiques
<i>Dikerogammarus villosus</i>	Crevette tueuse	Invertébré (crustacé)
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	–	Invertébré (crustacé)
<i>Eriocheir sinensis</i>	Crabe chinois	Invertébré (Crustacé)
<i>Procambarus virginalis</i>	Écrevisse marbrée	Invertébré (Crustacé)
<i>Procambarus clarkii</i>	Écrevisse de Louisiane	Invertébré (Crustacé)
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Écrevisse signal	Invertébré (Crustacé)
<i>Faxonius rusticus</i>	Écrevisse rustique	Invertébré (Crustacé)
<i>Orconectes limosus</i>	Écrevisse américaine	Invertébré (Crustacé)
<i>Orconectes virilis</i>	Écrevisse à pinces bleues	Invertébré (Crustacé)
<i>Hemimysis anomala</i>	Crevette rouge sang	Invertébré (Crustacé)
<i>Dreissena polymorpha</i>	Moule zébrée	Invertébré (Mollusque)
<i>Dreissena rostriformis bugensis</i>	Moule quagga	Invertébré (Mollusque)
<i>Limnoperna fortunei</i>	Moule pygmée	Invertébré (Mollusque)
<i>Corbicula fluminea</i>	Palourde asiatique	Invertébré (Mollusque)
<i>Sinanodonta woodiana</i>	Moule d'eau douce chinoise	Invertébré (Mollusque)
<i>Cabomba caroliniana</i>	Éventail de Caroline	Plante aquatique
<i>Eichhornia crassipes</i>	Jacinthe d'eau	Plante aquatique
<i>Lagarosiphon major</i>	Lagarosiphon	Plante aquatique
<i>Egeria densa</i>	Élodée dense	Plante aquatique
<i>Elodea nuttallii</i>	Élodée de Nuttall	Plante aquatique
<i>Ludwigia grandiflora/peplodes</i>	Jussies à grandes fleurs, Jussie flottante	Plante aquatique
<i>Azolla filiculoides</i>	Azolla rouge	Plante aquatique
<i>Myriophyllum aquaticum/heterophyllum</i>	Myriophylle du Brésil, Myriophylle hétérophylle	Plante aquatique
<i>Gymnocoronis spilanthoides</i>	Faux hygrophile	Plante aquatique
<i>Crassula helmsii</i>	Crassule de Helms	Plante aquatique
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Hydrocotyle fausse-renoncule	Plante aquatique
<i>Gambusia holbrooki/affinis</i>	Gambusie	Poisson
<i>Pseudorasbora parva</i>	Pseudorasbora	Poisson
<i>Lepomis gibbosus</i>	Perche-soleil	Poisson
<i>Perccottus glenii</i>	Goujon de l'Amour	Poisson
<i>Neogobius melanostomus</i>	Gobie à tache noire	Poisson
<i>Carassius gibelio</i>	Carassin	Poisson
<i>Ameiurus melas</i>	Poisson-chat	Poisson

des nouvelles conditions environnementales et écologiques rencontrées (par exemple, proies ou biotopes disponibles). La caractérisation précise de l'écologie des espèces exotiques dans les milieux colonisés constitue ainsi un prérequis indispensable pour évaluer les impacts potentiels de ces dernières sur les écosystèmes lacustres, et chaque lac a ses spécificités fonctionnelles. Ainsi, diverses recherches sont menées au sein du Pôle R&D ECLA (Pôle Recherche & Développement Écosystèmes Lacustres)¹, en particulier autour de

trois espèces exotiques issues du bassin Ponto-Caspien ayant récemment colonisé les grands lacs alpins (superficie > 10 km², profondeur > 50 m, statut trophique = oligo-mésotrophe). Ces espèces (voir ci-après) sont également présentes dans de nombreux autres lacs français et les résultats obtenus pour un nombre limité d'écosystèmes devraient néanmoins apporter des informations importantes pour les gestionnaires des lacs à l'échelle locale ou nationale concernant ces espèces (figure 2).

1. <https://poleecla.fr/>

Figure 2 – *Hemimysis anomala* (A) peut former des essaims géants (B) en fin d'hiver. Ses périodes d'activités, identifiées par caméra acoustique, montrent une activité nocturne contrainte par l'intensité lumineuse (C). Cette espèce change d'habitat au cours de l'année (D). La moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) peut atteindre des densités de plusieurs milliers d'individus/m² (E) et sa dynamique de reproduction varie avec la profondeur (F). Le silure glane (*Silurus glanis*) est connu pour être un poisson benthique mais dans les grands lacs alpins, il peut aussi fréquenter la zone pélagique (G). Photos : Dominique Fontvieille (A), Stéphan Jacquet (B, E), Frédéric Jacob (G)



La petite crevette rouge sang (*Hemimysis anomala*) (figure 2A) : cette espèce a été identifiée pour la première fois en France en 2003 dans le Rhône (Daufresne *et al.*, 2007). Sa dispersion semble encore limitée aux eaux calmes des fleuves, des lacs et des gravières de l'Est de la France (Rogissart *et al.*, 2025), mais son comportement nocturne limite son échantillonnage efficace dès lors que l'on utilise les méthodes traditionnelles de suivi. La connaissance précise de son aire de répartition est donc incomplète en France. Dans le Léman, nous avons pu mettre en évidence que son comportement est très variable selon les saisons. En hiver, l'espèce forme souvent des essaims géants (plusieurs centaines de m³ pour probablement plusieurs centaines de milliers d'individus) en zone sub-littorale (entre la surface et 20 m de profondeur) (Jacquet, 2023) (figure 2B). Le comportement spécifique d'un essaim hivernal a été étudié par caméra acoustique (Rogissart *et al.*, 2024), révélant des cycles d'activité marqués (figure 2C) : les petits crustacés quittent leur cache en groupe à la tombée de la nuit et y retournent aux premières heures du jour. Ces informations sur le rythme d'activité de cette espèce permettent d'évaluer à la fois la durée du nourrissage à la base de son impact en tant que prédateur mais aussi les périodes d'exposition à la prédation par les poissons. Sur l'ensemble de l'année, *H. anomala* exploite divers habitats aquatiques (figure 2D), induisant des variations spatiales et temporelles de son utilisation des ressources (microalgues et zooplancton) (Frossard et Fontvieille, 2018; Frossard *et al.*, 2023). Nos recherches ont ainsi permis de quantifier les plasticités comportementale et trophique de cette espèce conditionnant ses interférences avec les espèces natives et contribuant à son succès d'implantation dans de nombreux lacs français (Rogissart *et al.*, 2025).

La moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) : cette espèce connaît une expansion forte dans les lacs européens et d'Amérique du Nord depuis les années 1980 (Karatayev *et al.*, 2015; Haltiner *et al.*, 2022) et a été mentionnée pour la première fois en France en 2011 dans la rivière Moselle (Bij de Vaate et Beisel, 2011). Sa distribution reste, pour le moment, principalement limitée à certains écosystèmes aquatiques de l'Est de la France mais, comme pour *H. anomala*, des investigations spécifiques seraient nécessaires afin de connaître précisément sa distribution actuelle dans les écosystèmes aquatiques français et les lacs en particulier. Ce bivalve filtreur peut atteindre des densités très élevées (plusieurs milliers d'individus par m² ; Beisel *et al.*, 2023), figure 2E, et il est attendu qu'une fois arrivée dans un lac où les ressources nutritives ne sont pas limitantes, sa colonisation puisse s'intensifier durant plusieurs décennies (Kraemer *et al.*, 2023). Nos recherches récentes dans le Léman ont permis de mettre en évidence que l'animal conserve un taux de croissance constant au cours de l'année et à différentes profondeurs (Reymondet *et al.*, 2025), suggérant une exploitation continue des ressources indépendamment de la température. Complémentairement, nous avons mis en évidence, dans le lac du Bourget, que sa dynamique de reproduction est dépendante de la profondeur (figure 2F). Ce résultat peut probablement s'expliquer par les gradients thermiques importants dans la colonne d'eau de ce lac profond. La connaissance du cycle de reproduction de cette espèce est une infor-

mation clé pour comprendre la production de larves planctoniques qui conditionne sa dynamique de colonisation (Zhang *et al.*, 2023). Ces informations nouvelles concernant l'écologie de cette espèce permettront de soutenir de futures recherches concernant sa dynamique de croissance et de reproduction dans un contexte de réchauffement des eaux des lacs français (Desgué-Itier *et al.*, 2022; Sharaf *et al.*, 2023).

Le silure glane (*Silurus glanis*) : ce poisson, pouvant dépasser les 2,5 m de longueur, est traditionnellement considéré comme une espèce benthique, vivant en contact direct avec le fond des fleuves ou des plans d'eau (Copp *et al.*, 2009; Cucherousset *et al.*, 2017). Il a colonisé une grande partie du réseau hydrographique français au cours des dernières décennies et est présent actuellement dans la plupart des fleuves et dans de nombreux lacs et barrages en France (Faure et Tanzilli, 2016). Dans les grands lacs alpins français, il se développe fortement depuis une décennie. Nos recherches (Vagnon *et al.*, 2022a; Vagnon *et al.*, 2022b) ont révélé que, bien que cet animal fréquente principalement les zones côtières peu profondes, certains individus se trouvent et s'alimentent également en pleine eau (habitat pélagique, figure 2G). La présence de Salmonidae emblématiques des grands lacs alpins, tels que le lavaret (*Coregonus lavaretus*) ou l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) dans le régime alimentaire de certains silures, constitue un résultat inédit en France et souligne l'importance de prendre en compte les variations inter-individuelles de comportement du silure pour estimer l'impact potentiel de cette espèce dans les milieux qu'elle colonise.

Impacts écologiques des espèces exotiques

Les impacts écologiques des espèces exotiques peuvent s'exercer à différents niveaux d'organisation biologique (Cucherousset et Olden, 2011), allant des gènes, comme l'hybridation avec des espèces parentes locales (Anneville *et al.*, 2015) jusqu'aux écosystèmes, en affectant la biodiversité ou les cycles biogéochimiques (Li *et al.*, 2021). Ces impacts résultent de diverses interactions écologiques, à la fois trophiques et non trophiques, que nous avons commencé à évaluer dans nos recherches. Par exemple, pour le cas du silure dans les grands lacs alpins et le lac du Bourget en particulier, nous pouvons distinguer ses impacts trophiques directs *via* la prédation et ses impacts trophiques indirects pouvant induire des effets en cascade, par exemple des cascades trophiques (Vagnon *et al.*, 2022d) (figure 3A). Les interactions non trophiques, quant à elles, relèvent principalement de la modification du biotope physique. Ceci a été mis en évidence en quantifiant les biomasses de macrophytes invasifs dans les lacs landais (écosystèmes peu profonds, méso-eutrophes) et leurs impacts biogéochimiques principalement liés à l'activité photosynthétique et la respiration (Ribaud *et al.*, 2019; figure 3B, 3C). À l'abri du vent, les variations de l'oxygène dissous dans les herbiers en période estivale sont très marquées avec une sursaturation le jour, et une hypoxie la nuit pouvant même aller jusqu'à une absence d'oxygène dans ces habitats en période nocturne (anoxie). Ces variations sont plus faibles dans les zones exposées au vent, les vagues et les courants lacustres étant suffisants pour brasser régulièrement la colonne d'eau. D'autres interactions non tro-

2. IPBES :
Intergovernmental
Science-Policy
Platform on
Biodiversity and
Ecosystem Services.

phiques, plus subtiles, restent à explorer et incluent l'induction de changements de comportement des espèces résidentes ou l'introduction de parasites associés aux espèces exotiques (Bouzid *et al.*, 2013).

L'évaluation précise des impacts des espèces exotiques dans les lacs français se heurte à deux principales difficultés. D'une part, l'effort de suivi exige des moyens humains et financiers conséquents pour quantifier de façon fiable et sur le long terme les dynamiques de(s) espèce(s) exotique(s), mais également celles des espèces natives. Il nécessite la mise en place de protocoles de suivis spatio-temporels des populations spécifiques à une fréquence généralement plus élevée que les suivis réglementaires d'évaluation de la qualité écologique globale des plans d'eau. D'autre part, les écosystèmes lacustres sont soumis à de multiples pressions anthropiques, comme le changement climatique (Desguéltier *et al.*, 2022 ; Sharaf *et al.*, 2023), les polluants (Lécrivain *et al.*, 2019), les altérations hydromorphologiques (Carrière *et al.*, 2024) ou la pêche (Bourinet *et al.*, 2023 ; Bourinet *et al.*, 2024), dont les effets peuvent interférer avec l'impact des espèces exotiques. Dans ce contexte, l'estimation du rôle spécifique des espèces exotiques dans les changements écologiques des lacs reste particulièrement complexe.

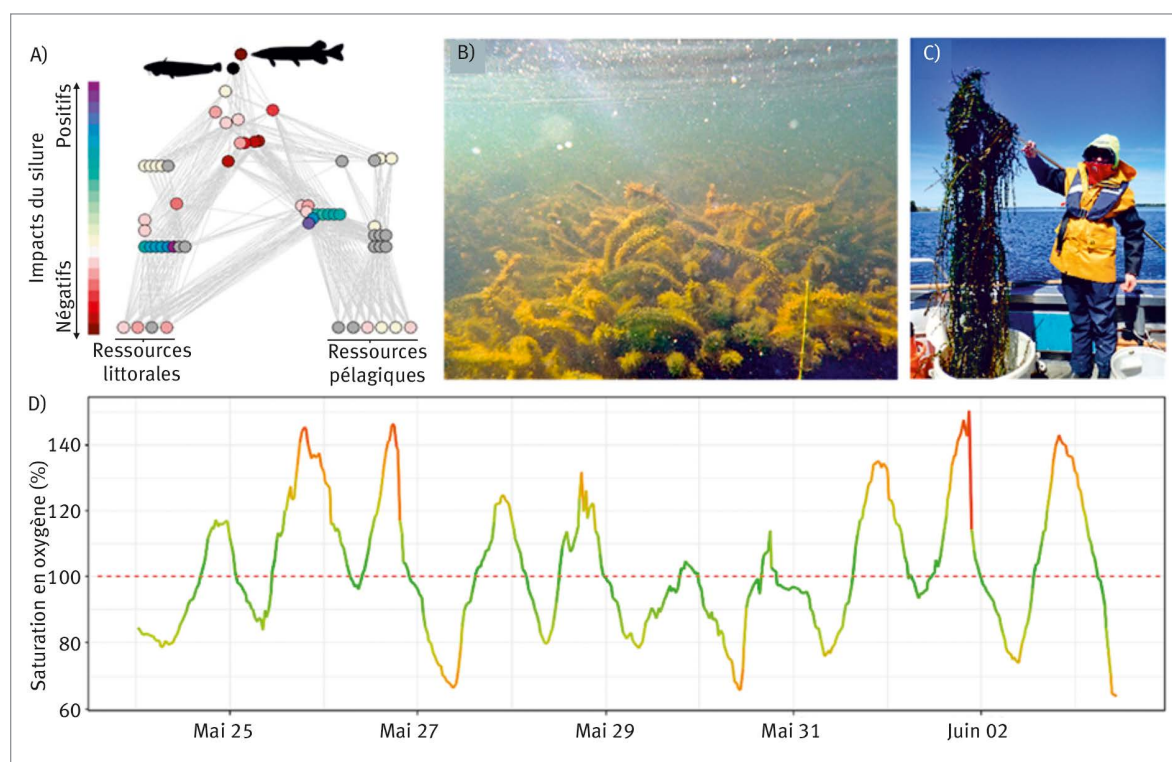
Il est également important de souligner que certaines espèces exotiques peuvent avoir des effets positifs sur la biodiversité pré-existante (Schlaepfer *et al.*, 2011). Par exemple, l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*)

favorise localement l'avifaune des zones humides du Guadalquivir (Espagne) (Tablado *et al.*, 2010), la moule quagga augmente la transparence de l'eau en la filtrant, contribuant à l'expansion des macrophytes ainsi qu'à l'aspect esthétique des lacs pour le tourisme (Burlakova *et al.*, 2023), et la crevette *H. anomala* peut constituer une proie énergétiquement attractive pour les poissons (Borcherding *et al.*, 2007 ; Rogissart *et al.*, 2025). Néanmoins, ces effets sont extrêmement réduits au regard des impacts écologiques que les espèces invasives génèrent le plus souvent sur les milieux et les organismes autochtones qu'ils abritent.

Actions de gestion

En fonction du niveau d'implantation des espèces exotiques dans les écosystèmes lacustres, une hiérarchisation des actions de gestion est recommandée par l'IPBES (2023)² (figure 4). En amont de toute intervention, autant et dès que possible, la prévention de toute introduction constitue une action essentielle que les gestionnaires de lac peuvent mettre en œuvre par des plans de communication, d'information et de sensibilisation auprès du grand public. L'objectif est d'encourager l'adoption de bonnes pratiques, telles que le nettoyage voire la désinfection des coques de bateaux lors de la fréquentation de plusieurs écosystèmes afin d'éviter la « contamination » d'un lac vers un autre. Les actions de prévention peuvent également être accompagnées par la mise en place de

Figure 6 – Exemples d'impacts trophiques et non trophiques d'espèces exotiques en lacs. Dans les grands lacs alpins, le silure glane peut avoir des impacts directs (prédation), mais aussi indirects (cascades trophiques) sur les abondances des espèces résidentes (A). Les macrophytes exotiques comme *Egeria densa* (B) dans les lacs landais peuvent recouvrir les fonds sur plusieurs centaines d'hectares, atteindre plusieurs mètres de longueur (C) et induire des impacts non trophiques sur les organismes aquatiques en changeant les biotopes physiques des zones littorales et en affectant les conditions physico-chimiques comme l'oxygénation des eaux (D). Sans activité biologique, l'oxygène dissous devrait être à 100 % de saturation (ligne rouge pointillée). Photos : Vincent Bertrin (B, C).



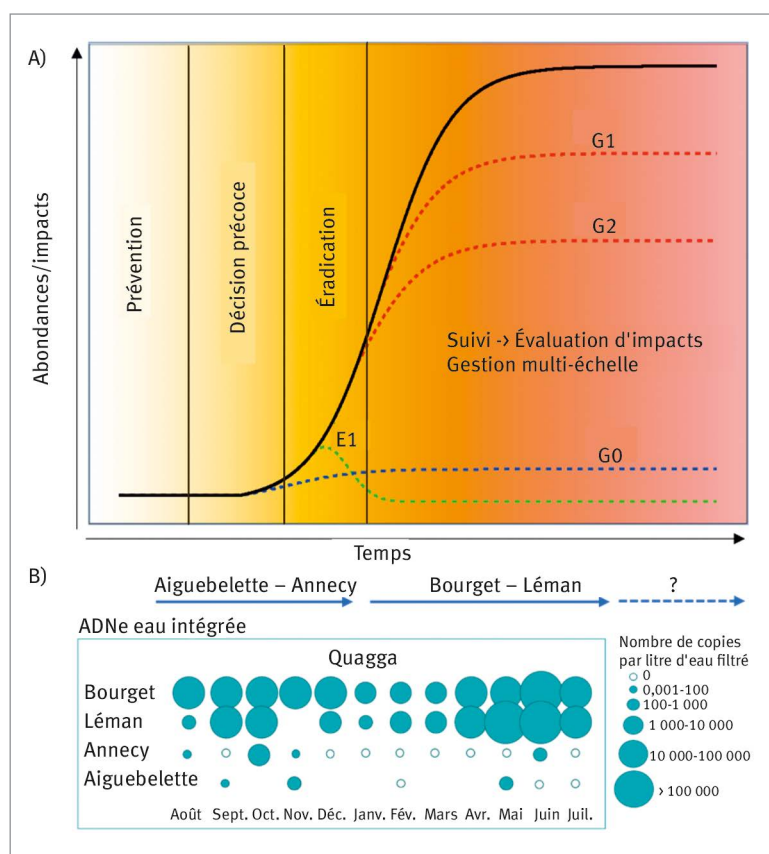
suis de détection précoce des espèces exotiques. Par exemple, la surveillance du développement de la moule quagga dans les grands lacs alpins par le biais d'approches basées sur l'ADN environnemental nous a permis d'estimer différentes phases de colonisation (figure 4, Vautier *et al.*, 2024). Nous avons aussi développé des modèles prédictifs de la distribution potentielle d'espèces exotiques en lacs mettant en évidence l'importance des différents types de biotopes disponibles dans les plans d'eau étudiés pour le développement de ces espèces (Bertrin *et al.*, 2018; Wunderlich *et al.*, 2025). L'éradication ne peut être envisagée qu'au début de l'invasion (par exemple l'arrachage d'herbiers localisés). De nombreux retours d'expérience et protocoles spécifiques sont disponibles auprès du centre de ressources sur les espèces exotiques envahissantes (<https://especes-exotiques-envahissantes.fr/>). Cependant, il est rare que la gestion précoce du développement d'espèces exotiques en milieux aquatiques soit pleinement efficace (IPBES, 2023), et certaines d'entre elles peuvent voir leur abondance croître fortement au cours du temps. Cette abondance est rarement homogène au sein des lacs comme nous l'avons mis en évidence dans les lacs landais et généralement conditionnée par les habitats lacustres (substrat préférentiel, hydrodynamisme) (Bertrin *et al.*, 2017; Ribaudou *et al.*, 2019). Lorsque le développement d'une espèce exotique est très rapide, une gestion multi-facettes peut s'avérer nécessaire. Cette approche implique d'agir simultanément 1) sur l'espèce exotique elle-même, en vue de limiter localement son développement, 2) sur les espèces résidentes, en favorisant leur développement par la restauration de la qualité de l'eau ou de l'habitat, et 3) sur la dispersion de l'espèce vers d'autres écosystèmes (Wunderlich *et al.*, 2025). Enfin, le traitement des déchets issus des opérations de gestion, notamment les plantes, doit faire l'objet d'un soin tout particulier pour éviter toute nouvelle contamination de milieux non colonisés, mais aussi pour valoriser ces fortes quantités de biomasses extraites (Union internationale pour la conservation de la nature, 2022).

Les actions mises en place pour contrôler le développement des espèces exotiques peuvent entraîner des effets non-désirés (Kopf *et al.*, 2017), du fait des interactions directes et indirectes qu'elles établissent avec les espèces résidentes. Les mesures de gestion peuvent aussi modifier les traits démographiques de la population cible (maintien d'un taux de croissance élevé) ou ses traits écologiques, en raison des enlèvements successifs si l'éradication n'est pas totale (Závorka *et al.*, 2018; Závorka *et al.*, 2020). Par exemple, les variations de traits écologiques de l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) peuvent avoir un impact équivalent à celui de variations d'abondance sur la dégradation de la matière organique (Raffard *et al.*, 2017). Il est donc essentiel que les actions mises en place par les gestionnaires soient adaptées au cas par cas, en tenant compte des caractéristiques locales de la biodiversité. Les retours d'expérience ainsi que la veille scientifique et technique pour identifier les nouvelles menaces et adapter les méthodes de gestion sont enfin indispensables pour tendre vers une gestion adaptative impliquant la collaboration entre les différents acteurs concernés (gestionnaires, scientifiques, pêcheurs, plongeurs, usagers, associations).

Perspectives

L'ampleur des invasions biologiques dans les écosystèmes lacustres français suggère que toutes les espèces natives peuvent être en interactions, directement ou indirectement, avec des espèces exotiques (Vagnon *et al.*, 2022c). Compte tenu de la complexité et de la variabilité des impacts des espèces exotiques sur la biodiversité lacustre, la mise en place d'actions de gestion spécifiques selon le contexte local semble la plus adaptée pour prendre en compte les spécificités de chaque écosystème lacustre. En effet, une même espèce exotique peut avoir des effets très différents selon les lacs

Figure 4 – (A) Modalités de gestion variant en fonction du taux d'établissement d'une espèce exotique. La première étape consiste à prévenir l'arrivée de l'espèce exotique dans l'écosystème concerné par une mise en place de pratiques adéquates, de communication auprès du grand public. La prévention peut s'accompagner de la mise en place d'un suivi pour valider l'absence de l'espèce exotique ou détecter sa présence dans les stades précoces de colonisation (par ex. ADNe). En début de colonisation, le développement de l'espèce peut être faible et rester ainsi par la suite, ceci ne nécessitant donc pas d'actions de gestion (G0). Dans le cas où l'espèce exotique montre un taux de développement préoccupant, la mise en place d'un plan d'éradication peut être envisagée (E1) (e.g. moissonnage localisé). Si l'éradication échoue ou n'est pas possible, le suivi du développement de l'espèce dans l'écosystème peut être mis en place pour suivre sa dynamique (par ex. taux de recouvrement, estimations d'abondances) et ses impacts. À ce stade, des mesures de gestion concertées multi-facettes consistent à 1) limiter l'ampleur de son développement (par ex. prélèvements ciblés, G1 et G2), 2) envisager des actions de restauration ciblées sur des sites spécifiques et 3) limiter la propagation de l'espèce vers d'autres sites. (B) Les différences de signaux d'ADNe pour la moule quagga dans les grands lacs alpins montre des niveaux de colonisation très variables entre lacs suggérant des actions de gestion différentes (Vautier *et al.*, 2024). Les flèches bleues informant des modalités de gestion attendues (A) pour la moule quagga dans les 4 lacs suivis d'après leur niveau de développement actuel.



colonisés. De plus, la prise en compte trop tardive de l'expansion d'une espèce exotique, parfois accompagnée d'efforts de gestion dont l'efficacité reste toujours difficile à évaluer, ainsi que la reconnaissance d'effets positifs potentiels de certaines espèces exotiques sur certains usages fournis par les lacs aux sociétés humaines (Schlaepfer *et al.*, 2011), pourraient nous amener à repenser notre approche traditionnelle de la gestion des espèces exotiques. Ce changement de paradigme semble d'autant plus justifié dans le contexte des changements environnementaux et climatiques majeurs auxquels sont confrontés les plans d'eau en France. En effet, la biodiversité locale est-elle toujours la mieux adaptée pour faire face au réchauffement climatique attendu dans les décennies à venir ? Les espèces exotiques ne pourraient-elles pas participer à la résilience des fonctionnalités de ces écosystèmes dans un contexte d'environnements changeants ? Dans cette perspective, il devient pertinent d'aborder la question des espèces exotiques d'un point de vue fonctionnel, en évaluant leur rôle écologique et leurs contributions aux fonctions écologiques et services écosystémiques, plutôt que de statuer sur leur désirabilité sur le seul critère de leur origine géographique (Davis *et al.*, 2011). Par exemple, le développement du silure dans les grands lacs alpins peut permettre de diversifier le

nombre d'espèces ciblées par la pêche professionnelle et contribuer à limiter les risques de sur-exploitation de certaines populations à forts enjeux économiques comme le corégone (*Coregonus* spp.). Cette réflexion a aussi été développée par Burlakova *et al.* (2023) concernant les moules exotiques dont la moule quagga. En effet, ces espèces peuvent affecter positivement la transparence de l'eau qui est d'une importance majeure pour l'attractivité touristique mais aussi augmenter l'attractivité de l'habitat aquatique lorsque celui-ci est homogène et soutenir ainsi le développement d'une faune plus diversifiée. Une telle approche pourrait permettre de voir émerger une nouvelle vision, plus nuancée, pour aborder et gérer les espèces exotiques dans les écosystèmes lacustres. ■

REMERCIEMENTS

Les auteurs souhaitent remercier la Région Auvergne Rhône-Alpes (pack ambition Recherche), la fondation Université Savoie Mont Blanc, l'Agence de l'eau Adour Garonne, la Région Nouvelle Aquitaine et les gestionnaires des lacs Léman (CIPEL), d'Annecy (SILA) et du Bourget (CISALB) pour leur soutien financier ainsi que l'infrastructure de recherche OLA – ANAEE-France pour le soutien technique à la réalisation de ces recherches.

RÉFÉRENCES

- Anneville, O., Lasne, E., Guillard, J., Eckmann, R., Stockwell, J. D., Gillet, C., & Yule, D. L. (2015). Impact of Fishing and Stocking Practices on Coregonid Diversity. *Food And Nutrition Sciences*, 06(11), 1045-1055. <https://doi.org/10.4236/fns.2015.611108>
- Azzurro, E., Tuset, V. M., Lombarte, A., Maynou, F., Simberloff, D., Rodríguez-Pérez, A., & Solé, R. V. (2014). External morphology explains the success of biological invasions. *Ecology Letters*, 17(11), 1455-1463. <https://doi.org/10.1111/ele.12351>
- Beisel, J. N., Domaizon, I., Jacquet, S., Guillard, J., Trunfio, N., Rautureau, C., Grimon, J., Rimet, F., & Vautier, M. (2023). *Mise au point d'un protocole de quantification (sur la base d'une comparaison de méthodes) des populations de dreissènes (Dreissena polymorpha et Dreissena rostriformis bugensis) au sein du Léman et premières évaluations in situ*. Rapport final INRAE.
- Beisel, J. N., Peltre, M. C., Kaldonski, N., Hermann, A., & Muller, S. (2017). Spatiotemporal trends for exotic species in French freshwater ecosystems : where are we now ? *Hydrobiologia*, 785(1), 293-305. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2933-1>
- Bertrin, V., Boutry, S., Alard, D., Haury, J., Jan, G., Moreira, S., & Ribaud, C. (2018). Prediction of macrophyte distribution : The role of natural versus anthropogenic physical disturbances. *Applied Vegetation Science*, 21(3), 395-410. <https://doi.org/10.1111/avsc.12378>
- Bertrin, V., Boutry, S., Jan, G., Ducasse, G., Grigoletto, F., & Ribaud, C. (2017). Effects of wind-induced sediment resuspension on distribution and morphological traits of aquatic weeds in shallow lakes. *Journal Of Limnology*, 76(51). <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2017.1678>
- Bij de Vaate, A. B., & Beisel, J. (2011). Range expansion of the quagga mussel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in Western Europe : first observation from France. *Aquatic Invasions*, 6(Supplement 1), S71-S74. <https://doi.org/10.3391/ai.2011.6.s1.016>
- Bonnamour, A., Gippet, J. M. W., & Bertelsmeier, C. (2021). Insect and plant invasions follow two waves of globalisation. *Ecology Letters*, 24(11), 2418-2426. <https://doi.org/10.1111/ele.13863>
- Borcherding, J., Hermasch, B., & Murawski, P. (2007). Field observations and laboratory experiments on growth and lipid content of young of the year perch. *Ecology Of Freshwater Fish*, 16(2), 198-209. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00212.x>
- Bourinet, F., Anneville, O., Drouineau, H., Goulon, C., Guillard, J., & Richard, A. (2023). Synchrony in whitefish stock dynamics : disentangling the effects of local drivers and climate. *Journal Of Limnology*, 82. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2023.2134>
- Bourinet, F., Anneville, O., Drouineau, H., Goulon, C., Guillard, J., & Richard, A. (2024). Impact of fishing activities on the population dynamics of European whitefish in four peri-alpine lakes. *International Journal Of Limnology*, 60, 15. <https://doi.org/10.1051/limn/2024015>
- Bouzig, W., Štefka, J., Bahri-Sfar, L., Beerli, P., Loot, G., Lek, S., Haddaoui, N., Hypša, V., Scholz, T., Dkhil-Abbes, T., Meddour, R., & Hassine, O. K. B. (2013). Pathways of cryptic invasion in a fish parasite traced using coalescent analysis and epidemiological survey. *Biological Invasions*, 15(9), 1907-1923. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0418-y>
- Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., Boltovskoy, D., & Correa, N. M. (2023). Ecosystem services provided by the exotic bivalves *Dreissena polymorpha*, *D. rostriformis bugensis*, and *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia*, 850(12-13), 2811-2854. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04935-4>

RÉFÉRENCES (SUITE)

- Carriere, A., Reynaud, N., Gay, A., Baudoin, J., & Argillier, C. (2024). LHYMO : A new Water Framework Directive compliant multimetric index to assess lake hydromorphology and its application to French lakes. *Aquatic Conservation Marine And Freshwater Ecosystems*, 34(1). <https://doi.org/10.1002/aqc.4029>
- Copp, G. H., Britton, J. R., Cucherousset, J., García-Berthou, E., Kirk, R., Peeler, E., & Stakénas, S. (2009). Voracious invader or benign feline ? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish And Fisheries*, 10(3), 252-282. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00321.x>
- Cucherousset, J., Horky, P., Slavík, O., Ovidio, M., Arlinghaus, R., Boulêtreau, S., Britton, R., García-Berthou, E., & Santoul, F. (2017). Ecology, behaviour and management of the European catfish. *Reviews In Fish Biology And Fisheries*, 28(1), 177-190. <https://doi.org/10.1007/s11160-017-9507-9>
- Cucherousset, J., & Olden, J. D. (2011). Ecological Impacts of Non-native Freshwater Fishes. *Fisheries*, 36(5), 215-230. <https://doi.org/10.1080/03632415.2011.574578>
- Daufresne, M., Bady, P., & Fruget, J. (2007). Impacts of global changes and extreme hydroclimatic events on macroinvertebrate community structures in the French Rhône River. *Oecologia*, 151(3), 544-559. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0655-1>
- Davis, M. A., Chew, M. K., Hobbs, R. J., Lugo, A. E., Ewel, J. J., Vermeij, G. J., Brown, J. H., Rosenzweig, M. L., Gardener, M. R., Carroll, S. P., Thompson, K., Pickett, S. T. A., Stromberg, J. C., Del Tredici, P., Suding, K. N., Ehrenfeld, J. G., Grime, J. P., Mascaro, J., & Briggs, J. C. (2011). Don't judge species on their origins. *Nature*, 474(7350), 153-154. <https://doi.org/10.1038/474153a>
- Desgué-Itier, O., Soares, L. M. V., Anneville, O., Bouffard, D., Chanudet, V., Danis, P. A., Domaizon, I., Guillard, J., Mazure, T., Sharaf, N., Soullignac, F., Tran-Khac, V., Vinçon-Leite, B., & Jenny, J. (2022). Past and future climate change effects on the thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpine lakes. *Hydrology And Earth System Sciences*, 27(3), 837-859. <https://doi.org/10.5194/hess-27-837-2023>
- Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A., Gozlan, R. E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J., Bradshaw, C. J. A., & Courchamp, F. (2021). High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, 592(7855), 571-576. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6>
- Faure, J. P., & Tanzilli, J. C. (2016). L'installation du silure dans le bassin du Rhône : bilan de trois décennies de suivi de l'espèce. FNPFDAAAPMA. <https://www.peche69.fr/865-etudes-et-travaux.htm>
- Frossard, V., & Fontvieille, D. (2018). What is the invasiveness of *Hemimysis anomala* (Crustacea, Mysidae) in the large deep Lake Bourget, France ? *Hydrobiologia*, 814(1), 219-232. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3538-7>
- Frossard, V., C. Vagnon, & S. Jacquet. (2023). Seasonal variations of the trophic niche width of *Hemimysis anomala* in Lake Geneva. *Hydrobiologia*, 851(3), 487-501. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05334-z>
- Golani, D., Azzuro, E., Dulcic J., Massuti, E. & Orsi-Relini, L. (2021). *Atlas of Exotic Fishes in the Mediterranean Sea. 2nd edition*, F. Briand Ed. IESM Publishers.
- Gouletquer, P. (2024). *Les invasions biologiques marines*. Éditions Quae.
- Haltiner, L., Zhang, H., Anneville, O., De Ventura, L., DeWeber, T., Hesselschwerdt, J., Koss, M., Rasconi, S., Rothhaupt, K., Schick, R., Schmidt, B., Spaak, P., Teiber-Siessegger, P., Wessels, M., Zeh, M., & Dennis, S. (2022). The distribution and spread of quagga mussels in perialpine lakes north of the Alps. *Aquatic Invasions*, 17(2), 153-173. <https://doi.org/10.3391/ai.2022.17.2.02>
- Haubrock, P. J., Cuthbert, R. N., Ricciardi, A., Diagne, C., & Courchamp, F. (2022). Economic costs of invasive bivalves in freshwater ecosystems. *Diversity And Distributions*, 28(5), 1010-1021. <https://doi.org/10.1111/ddi.13501>
- IPBES. (2023). *Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. <https://www.ipbes.net/ias>
- Jacquet, S. (2023). Are warm temperatures the key factor to prevent winter swarms of *Hemimysis anomala* in peri-alpine lakes ? *Knowledge And Management Of Aquatic Ecosystems*, 424, 14. <https://doi.org/10.1051/kmae/2023008>
- Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D. E., Coscieme, L., Golden, A. S., Guerra, C. A., Jacob, U., Takahashi, Y., Settele, J., Díaz, S., Molnár, Z., & Purvis, A. (2022). The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*, 8(45), eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., & Padilla, D. K. (2015). Zebra versus quagga mussels : a review of their spread, population dynamics, and ecosystem impacts. *Hydrobiologia*, 746(1), 97-112. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1901-x>
- Kopf, R. K., Nimmo, D. G., Humphries, P., Baumgartner, L. J., Bode, M., Bond, N. R., Byrom, A. E., Cucherousset, J., Keller, R. P., King, A. J., McGinness, H. M., Moyle, P. B., & Olden, J. D. (2017). Confronting the risks of large-scale invasive species control. *Nature Ecology & Evolution*, 1(6), 172. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0172>
- Kraemer, B. M., Boudet, S., Burlakova, L. E., Haltiner, L., Ibelings, B. W., Karatayev, A. Y., Karatayev, V. A., Rossbacher, S., Stöckli, R., Straile, D., & Spaak, P. (2023). An abundant future for quagga mussels in deep European lakes. *Environmental Research Letters*, 18(12), 124008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad059f>
- Lécrivain, N., Frossard, V., & Clément, B. (2019). Contribution of trace metallic elements to weakly contaminated lacustrine sediments : effects on benthic and pelagic organisms through multi-species laboratory bioassays. *Ecotoxicology*, 28(2), 154-166. <https://doi.org/10.1007/s10646-018-2008-3>
- Lévêque, C., & Beisel, J. N. (2010). *Introduction d'espèces dans les milieux aquatiques : Faut-il avoir peur des invasions biologiques ?* Éditions Quae.
- Li, J., Ianaiev, V., Huff, A., Zalusky, J., Ozersky, T., & Katsev, S. (2021). Benthic invaders control the phosphorus cycle in the world's largest freshwater ecosystem. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences*, 118(6). <https://doi.org/10.1073/pnas.2008223118>
- Noël, P. (2002). Les invertébrés aquatiques introduits en France. *Bulletin de l'Institut des Sciences Naturelles de Belgique* 72(Suppl.), 19-27.
- Raffard, A., Lecerf, A., Cote, J., Buoro, M., Lassus, R., & Cucherousset, J. (2017). The functional syndrome : linking individual trait variability to ecosystem functioning. *Proceedings Of The Royal Society B Biological Sciences*, 284(1868), 20171893. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.1893>

RÉFÉRENCES (SUITE)

- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews/Biological Reviews Of The Cambridge Philosophical Society*, 94(3), 849-873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Reymondet, E., Grimond, J., Beisel, J., & Jacquet, S. (2025). Photogrammetric assessment of quagga mussel growth shows no winter cessation in lake Geneva. *Scientific Reports*, 15(1), 8309. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-93064-8>
- Ribaud, C., Dutartre, A., & Bertrin, V. (2019). 1970-2020 : 50 ans d'hydrophytes invasives dans les grands lacs aquitains. *Dynamiques Environnementales*, 43-44, 34-49. <https://doi.org/10.4000/dynenviron.3478>
- Rogissart, H., Frossard, V., Guillard, J., Rautureau, C., & Jacquet, S. (2024). Tracking the real-time behavior of *Hemimysis anomala*'s winter swarms using acoustic camera. *Journal Of Great Lakes Research*, 50(1), 102250. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2023.102250>
- Rogissart, H., Marty, J., Grimond, J., Frossard, V., & Jacquet, S. (2025). The invasive mysid *Hemimysis anomala* : an up-to-date review of its biology, ecology, distribution and ecological impacts. *NeoBiota*, 98, 117-144. <https://doi.org/10.3897/neobiota.98.144040>
- Schlaepfer, M. A., Sax, D. F., & Olden, J. D. (2011). The Potential Conservation Value of Non-Native Species. *Conservation Biology*, 25(3), 428-437. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01646.x>
- Sharaf, N., Prats, J., Reynaud, N., Tormos, T., Bruel, R., Peroux, T., & Danis, P. (2023). A long-term dataset of simulated epilimnion and hypolimnion temperatures in 401 French lakes (1959–2020). *Earth System Science Data*, 15(12), 5631-5650. <https://doi.org/10.5194/essd-15-5631-2023>
- Shea, K., & Chesson, P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends In Ecology & Evolution*, 17(4), 170-176. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02495-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02495-3)
- Soto, I., Balzani, P., Carneiro, L., Cuthbert, R. N., Macêdo, R., Tarkan, A. S., Ahmed, D. A., Bang, A., Bacela-Spychalska, K., Bailey, S. A., Baudry, T., Ballesteros-Mejia, L., Bortolus, A., Briski, E., Britton, J. R., Buřič, M., Camacho-Cervantes, M., Cano-Barbacid, C., Copilaş-Ciocianu, D., ... Haubrock, P. J. (2024). Taming the terminological tempest in invasion science. *Biological Reviews/Biological Reviews Of The Cambridge Philosophical Society*, 99(4), 1357-1390. <https://doi.org/10.1111/brv.13071>
- Su, G., Mertel, A., Brosse, S., & Calabrese, J. M. (2023). Species invasiveness and community invasibility of North American freshwater fish fauna revealed via trait-based analysis. *Nature Communications*, 14(1), 2332. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-38107-2>
- Tablado, Z., Tella, J. L., Sánchez-zapata, J. A., & Hiraldo, F. (2010). The Paradox of the Long-Term Positive Effects of a North American Crayfish on a European Community of Predators. *Conservation Biology*, 24(5), 1230-1238. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01483.x>
- Union internationale pour la conservation de la nature. (2022). *Accompagner le traitement des déchets de plantes exotiques envahissantes issus d'interventions de gestion. Guide technique*. Centre de ressources Espèces exotiques envahissantes. UICN Comité français & Office français de la biodiversité. https://especes-exotiques-envahissantes.fr/wp-content/uploads/2023/07/accompagner-traitement-dechets-eee_vfinale.pdf
- Union européenne. (2022). Règlement d'exécution (UE) 2022/1203 de la Commission du 12 juillet 2022 modifiant le règlement d'exécution (UE) 2016/1141 pour mettre à jour la liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=uriserv:OJ.L_.2022.186.01.0010.01.FRA
- Vagnon, C., Bazin, S., Cattaneo, F., Goulon, C., Guillard, J., & Frossard, V. (2022a). The opportunistic trophic behaviour of the European catfish (*Silurus glanis*) in a recently colonised large peri-alpine lake. *Ecology Of Freshwater Fish*, 31(4), 650-661. <https://doi.org/10.1111/eff.12659>
- Vagnon, C., Cattaneo, F., Goulon, C., Guillard, J., & Frossard, V. (2022b). The vulnerability of whitefish (*Coregonus lavaretus*) to the invasive European catfish (*Silurus glanis*) in a large peri-Alpine lake. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences*, 79(11), 1950-1960. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2021-0310>
- Vagnon, C., Cattaneo, F., Guillard, J., & Frossard, V. (2022c). Inferring the trophic attributes and consequences of co-occurring lake invaders using an allometric niche model. *Biological Invasions*, 24(6), 1661-1676. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02745-2>
- Vagnon, C., Rohr, R. P., Bersier, L., Cattaneo, F., Guillard, J., & Frossard, V. (2022d). Combining food web theory and population dynamics to assess the impact of invasive species. *Frontiers In Ecology And Evolution*, 10. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.913954>
- Vautier, M., Dublon, J., & Domaizon, I. (2024). *Projet Inva-Biomonitoring : Développement de méthodes de biomonitoring pour le suivi des espèces invasives en lacs*. INRAE-CARTELE- ECLA.
- Wunderlich, R. F., Jamoneau, A., Boutry, S., Hosni, M., & Bertrin, V. (2025). Model-based management of macrophytes in shallow lakes under warming. *Journal Of Environmental Management*, 378, 124543. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124543>
- Závorka, L., Lang, I., Raffard, A., Evangelista, C., Britton, J. R., Olden, J. D., & Cucherousset, J. (2018). Importance of harvest-driven trait changes for invasive species management. *Frontiers In Ecology And The Environment*, 16(6), 317-318. <https://doi.org/10.1002/fee.1922>
- Závorka, L., Lassus, R., Britton, J. R., & Cucherousset, J. (2020). Phenotypic responses of invasive species to removals affect ecosystem functioning and restoration. *Global Change Biology*, 26(10), 5693-5704. <https://doi.org/10.1111/gcb.15271>
- Zhang, H., Haltiner, L., Kaeser, S., Dennis, S. R., Rothhaupt, K., Kraemer, B. M., & Spaak, P. (2023). Veliger density and environmental conditions control quagga mussel colonization rates in two perialpine lakes. *Journal Of Great Lakes Research*, 49(4), 809-820. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2023.05.001>
- Zieritz, A., Gallardo, B., Baker, S. J., Britton, J. R., Van Valkenburg, J. L. C. H., Verreycken, H., & Aldridge, D. C. (2017). Changes in pathways and vectors of biological invasions in Northwest Europe. *Biological Invasions*, 19(1), 269-282. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1278-z>



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, le numéro de l'article et le DOI.

Les Salmonidés dans les lacs de montagne français

Victor FROSSARD^{1,6}, Arnaud SENTIS^{2,6}, Jean GUILLARD^{1,6}, Jean-Claude RAYMOND^{3,6}, Damien PRONER⁴, Manu VALLAT⁴, Chloé VAGNON^{5,6}

¹ Université Savoie Mont Blanc, INRAE, CARTEL, 75 bis avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains, France.

² INRAE, Aix Marseille Université, RECOVER, 13182, Aix-en-Provence, France.

³ OFB, USML, 13 Quai de Rives, 74200 Thonon-les-Bains, France.

⁴ FDPPMA 73, 73230, Saint-Alban-Leysse, France.

⁵ FRB-CESAB, 5 rue de l'École de médecine, 34000 Montpellier, France.

⁶ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Victor FROSSARD, victor.frossard@univ-smb.fr

Dans la plupart des lacs de montagne, des Salmonidés ont été introduits et se sont établis de manière pérenne. La diversité des contextes environnementaux de ces lacs induit des différences notables dans leurs morphologies et les ressources qu'ils consomment. La prise en compte des contraintes environnementales pourrait orienter les futures politiques de gestion de ces espèces dans ces écosystèmes soumis aux changements environnementaux.

Des enjeux d'actualités

Depuis des siècles, les Salmonidés ont commencé à être introduits dans de nombreux lacs de montagne pour des raisons d'alimentation et cette pratique s'est fortement intensifiée au cours de la seconde moitié du vingtième siècle pour soutenir le développement de la pêche de loisir (Knapp et Matthews, 2000; Ventura *et al.*, 2017; Loheac *et al.*, 2019; Fagín *et al.*, 2025). La question de leur impact sur la biodiversité s'est rapidement posée et différentes études ont montré des effets significatifs sur le zooplancton, les invertébrés benthiques et les amphibiens (Knapp et Matthews, 2000; Tiberti *et al.*, 2014; Milardi *et al.*, 2016; Miró *et al.*, 2020). Actuellement, la question du maintien des populations de Salmonidés dans ces écosystèmes originellement apiscicoles se pose aux gestionnaires pour deux raisons principales. Premièrement, le souhait d'une reconquête de naturalité (*wilderness*; Knapp *et al.*, 2001) peut motiver la volonté d'éradiquer les Salmonidés perçus comme des marqueurs d'anthropisation dans des écosystèmes généralement considérés comme préservés. Deuxièmement, les lacs d'altitude sont souvent localisés dans des zones naturelles protégées comprenant la présence d'espèces

d'intérêt pour la conservation et vulnérables à la prédation des Salmonidés (par exemple, le calotriton des Pyrénées – *Calotriton asper*, directive Habitats annexe II) ou le triton alpestre – *Triturus alpestris*, directive Habitats annexe IV).

Dans ce contexte, notre étude a été menée non pas pour estimer un impact des Salmonidés sur la biodiversité des lacs, puisque de nombreux travaux ont déjà été menés sur cette question, mais plutôt pour mieux comprendre les déterminants qui affectent leurs conditions de vie et l'origine des ressources alimentaires soutenant ces populations. Nos investigations apportent ainsi de nouvelles connaissances concernant l'écologie des Salmonidés dans ces milieux d'altitude et pourront contribuer aux débats actuels concernant leurs gestions futures en considérant à la fois les enjeux halieutiques et ceux de conservation. Pour répondre à nos questions, nous avons considéré neuf lacs hébergeant des populations naturalisées (capables de se reproduire et de se maintenir de façon autonome) d'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) et de cristivomer (*Salvelinus namaycush*) afin que nos résultats ne soient pas affectés par des introductions piscicoles récentes.

Condition de vie

La première interrogation concernant la présence des Salmonidés dans les milieux de montagne est généralement en lien avec leur capacité de survie dans ces environnements extrêmes, particulièrement du point de vue thermique. Bien que les Salmonidés soient généralement considérés comme sténothermes¹ d'eau froide, les températures moyennes hivernales particulièrement froides dans les lacs (~4 °C, figure 1D), questionnent souvent leur aptitude à se maintenir dans de bonnes conditions. Cette condition peut être estimée en abordant l'embonpoint des individus en mettant en relation leurs poids avec leurs tailles. Le coefficient de Fulton (équation 1 ; Peig et Green, 2010) est classiquement utilisé et traduit une bonne condition corporelle s'il est supérieur à 1 ou une mauvaise condition s'il est inférieur à 1. En utilisant ce coefficient, il est apparu que les deux espèces étudiées présentaient des conditions corporelles intrinsèquement différentes du fait de leur morphologie spécifique (figure 2A, insert). Ce coefficient varie aussi souvent avec la taille des individus (Martinot, 1978) et peut aussi varier au cours des saisons (Cavalli, 1997), ce qui limite son utilité pour comparer les conditions corporelles entre plusieurs stades de vie et populations d'une même espèce dans différents écosystèmes (ici différents lacs) mais aussi entre différentes espèces.

Équation 1

Coefficient de Fulton = (Poids (g) / Taille³ (mm)) × 100

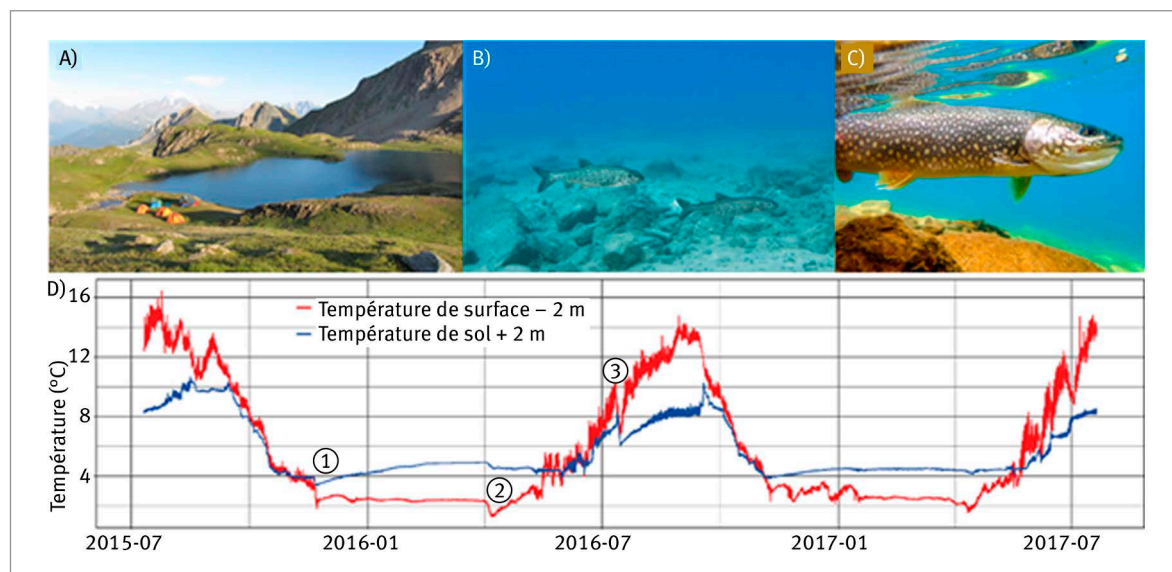
Nous avons donc préféré retenir le coefficient de condition spécifique (Kn, équation 2 ; Peig et Green, 2010) qui prend en compte à la fois les différences interspécifiques intrinsèques et les changements morphologiques pouvant survenir au cours de l'ontogénie des individus. Ce coefficient représente un ratio informant de la déviation entre le poids observé d'un individu par rapport au poids attendu selon sa taille obtenu d'après les données de l'ensemble de populations de la même espèce, ici les populations présentes dans les différents lacs (droites de la figure 2A). Son interprétation est la même que pour le coefficient de Fulton (bonne condition pour Kn > 1).

Équation 2

Coefficient relatif (Kn) = Poids (g) / (a × Taille^b (mm))

Les conditions spécifiques varient significativement entre lacs pour les deux espèces (tests de Kruskal-wallis, $p > 0,001$). Cela suggère que certains lacs sont plus propices à la bonne condition corporelle des poissons que d'autres. Par exemple, dans le lac du Mont Coua, les cristivomers présentent un poids supérieur à celui attendu (Kn > 1) suggérant des conditions de vie favorables malgré l'altitude importante du lac (2 672 m) comme l'avait reporté Martinot (1978) à la différence du lac Blanc de l'Archeboc (2 850 m) où les conditions spécifiques des cristivomers sont relativement dégradées (Kn moyen = 0,8) comme préalablement reportés par Loheac (2020b).

Figure 1 – (A) Lac de la Forclaz (2 471 m), typique des lacs d'altitude formés par une dépression issue du retrait glaciaire. Le campement est installé au bord du lac et permet à l'équipe scientifique d'effectuer l'ensemble des investigations de terrain sur plusieurs jours. (B) Jeunes cristivomers issus d'une population naturalisée dans le lac Pépin (2 728 m). L'habitat aquatique est très minéral et la transparence de l'eau reflète les faibles concentrations en nutriments présents dans l'eau (oligotrophie). (C) Les cristivomers adultes peuvent atteindre des tailles de plus de 60 cm, mais certains individus peuvent approcher le mètre et vivre plusieurs décennies. (D) La température est une variable environnementale particulièrement contraignante pour le développement des Salmonidés dans ces milieux d'altitude avec des effets sur leur métabolisme mais aussi sur la disponibilité en ressources. Les enregistrements thermiques, ici lac du Lou (2 035 m), montrent que l'englacement de la surface du lac se produit dès fin novembre (1) et se termine fin avril (2) avec une diminution momentanée de la température des eaux de surface due à la fonte de la glace. On note aussi la présence de chute momentanée de température affectant à la fois les eaux de surface et de fond en lien avec des événements météorologiques locaux (3).



1. Qui ne peut vivre que dans un milieu sujet à de faibles variations de température.

L'altitude est un facteur affectant significativement la condition spécifique pour le cristivomer (ANOVA, $p < 0,001$) mais pas pour l'omble chevalier (ANOVA, $p = 0,16$) (figure 3A). Cependant, on peut noter que l'omble chevalier n'est présent dans les lacs étudiés que jusqu'à ~ 2 500 m et est ensuite remplacé par le cristivomer. Cette transition de peuplement piscicole à ~ 2 500 m peut être en lien avec les conditions de vie particulièrement contraignantes au-delà de cette altitude pour l'omble chevalier, menant à des politiques d'introduction variables en adéquation avec l'écologie des espèces. En se focalisant sur le cristivomer, un modèle linéaire multiple permet d'expliquer une fraction non négligeable des variations de conditions spécifiques (ANOVA, $p < 0,001$, $R^2_{adj} = 0,35$; figure 3B).

Les effets partiels représentés permettent d'isoler l'impact spécifique de chaque variable sur la condition spécifique du cristivomer, en contrôlant l'influence des autres variables du modèle. Il ressort ainsi que la profondeur a un effet négatif dominant sur la dégradation du coefficient spécifique qui est contrebalancé positivement lorsque les températures de l'eau sont plus chaudes et les invertébrés (c'est-à-dire la ressource alimentaire) plus abondants. Les conditions spécifiques dégradées des cristivomers dans le lac Blanc de l'Archeboc peuvent ainsi s'expliquer par une forte profondeur (42 m), des températures hivernales faibles (~ 1,1 °C) et une ressource en invertébrés limitée (~ 250 ind m²). À l'inverse, le lac du Mont Coua, bien que présentant des températures hivernales similaires (~ 1,4 °C), bénéficie

Figure 2 – (A) Relation (log-log) entre la taille et le poids des Salmonidés capturés dans les neuf lacs étudiés. L'insert montre le coefficient de Fulton qui présente des variations significatives entre espèces distinguant les différentes morphologies suggérées par les icônes. (B) Le coefficient relatif Kn permet de s'affranchir des différences morphologiques spécifiques et met en évidence des différences de conditions entre lacs pour les deux espèces. Les lacs sont ordonnés par altitude croissante de gauche à droite.

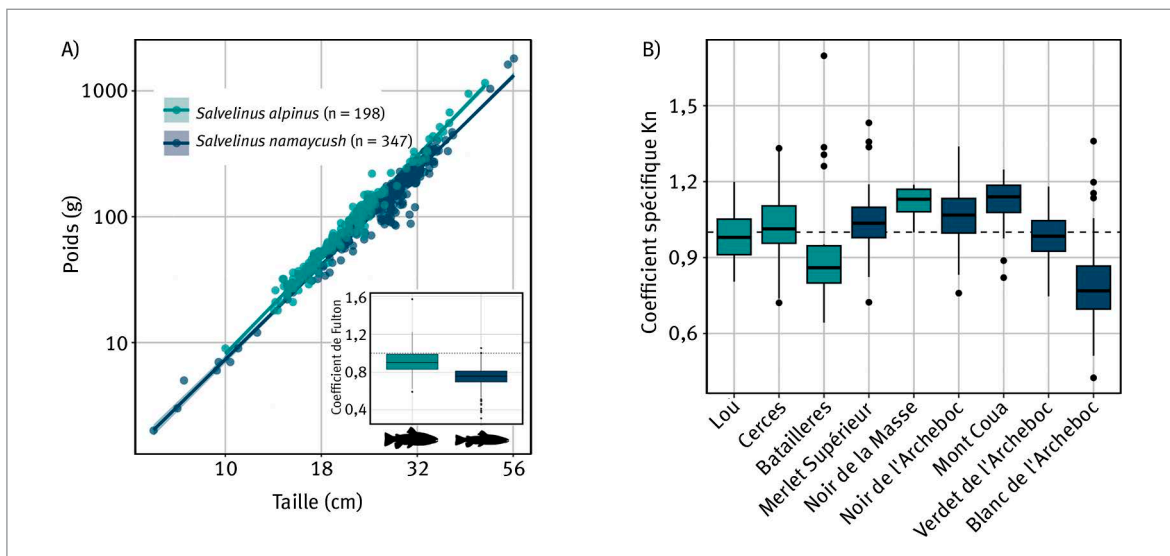
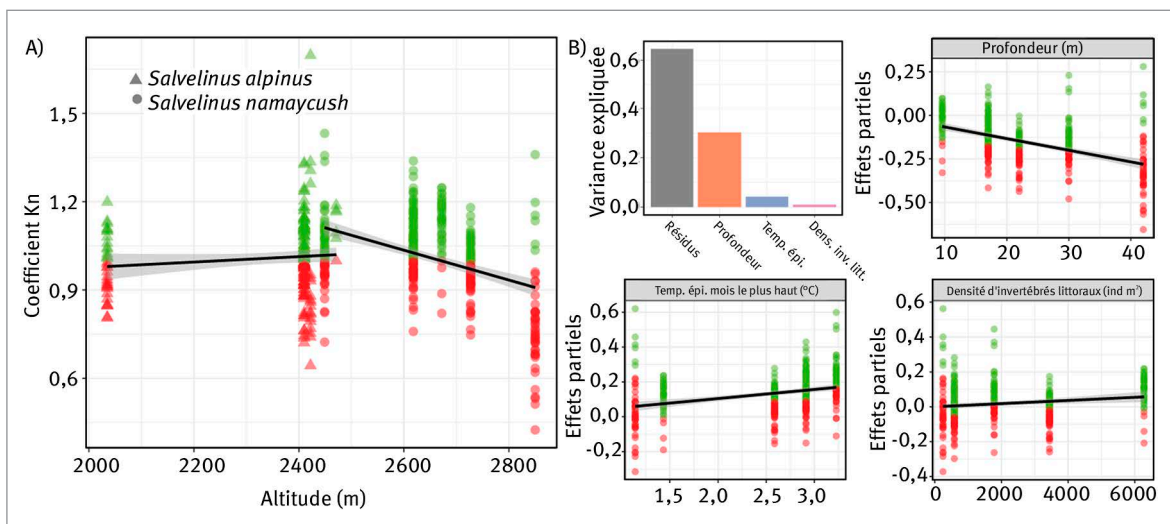


Figure 3 – (A) Variations du coefficient spécifique Kn en fonction de l'altitude pour l'omble chevalier et pour le cristivomer. (B) Effets partiels des trois variables retenues dans le modèle linéaire multiple permettant d'expliquer les variations de coefficients spécifiques pour le cristivomer. Les individus en vert ont de bonnes conditions individuelles (coefficients spécifiques supérieurs à 1) et ceux en rouge présentent des conditions individuelles altérées (coefficients spécifiques inférieurs à 1).



ficie d'une faible profondeur (10 m) et de fortes densités d'invertébrés littoraux (~ 6 250 ind m²) permettant aux crustivores présents dans ce lac d'atteindre de bonnes conditions spécifiques.

Ressources utilisées

Les Salmonidés sont opportunistes et peuvent consommer à la fois des proies aquatiques et terrestres, en particulier dans les écosystèmes d'altitude (Mann *et al.*, 1989; Cavalli, 1997; Horká *et al.*, 2017). Afin d'identifier les ressources que ceux-ci utilisaient dans les lacs étudiés, nous avons eu recours à une approche basée sur l'analyse comparée des compositions isotopiques (carbone et azote) des tissus des poissons et de leurs ressources possibles. Cette approche est largement utilisée en écologie et possède l'avantage, comparativement à l'analyse des contenus stomacaux, de fournir une estimation intégrée au cours de la vie du poisson des ressources assimilées par les consommateurs. L'estimation des contributions relatives de chaque ressource utilisée pour chaque individu a pu ainsi être quantifiée par le biais de modèles de mélange Bayésien (Parnell *et al.*, 2010; Phillips *et al.*, 2014).

Nos résultats mettent en évidence que les Salmonidés consomment majoritairement des ressources issues de la zone littorale des lacs (figure 4). La consommation de ressources benthiques des zones profondes et pélagiques apparaît très minoritaires bien que la consommation de zooplancton (ressources pélagiques) ait été reportée par ailleurs (Eloranta *et al.*, 2013). La contribution minoritaire du zooplancton dans le régime alimentaire des poissons pourrait s'expliquer par la taille moyenne relativement importante des poissons capturés (26,5 cm) pour lesquels le zooplancton pourrait être une proie énergétiquement peu profitable du fait de sa petite taille (quelques dixièmes de millimètres à quelques millimètres). Alternativement, la prédation par les Salmonidés pourrait avoir induit la disparition du zooplancton de grande taille (*Daphnia* sp.) ou son maintien à des densités faibles dans certains lacs ne permettant donc plus que cette ressource constitue une contribution majeure à leur régime alimentaire.

Si aucune variation significative dans les ressources utilisées n'est identifiée avec la taille des individus (ANOVA, $p > 0,05$), des variations significatives des proportions de ressources terrestres existent entre lacs (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,001$), variant de 6,5 % pour le lac de

Figure 4 – Ressources utilisées par les Salmonidés dans les neuf lacs étudiés estimées par un modèle de mélange Bayésien d'après les compositions isotopiques en carbone et en azote des Salmonidés et de leurs ressources. Les Salmonidés sont ordonnés par ordre croissant de taille de gauche à droite.

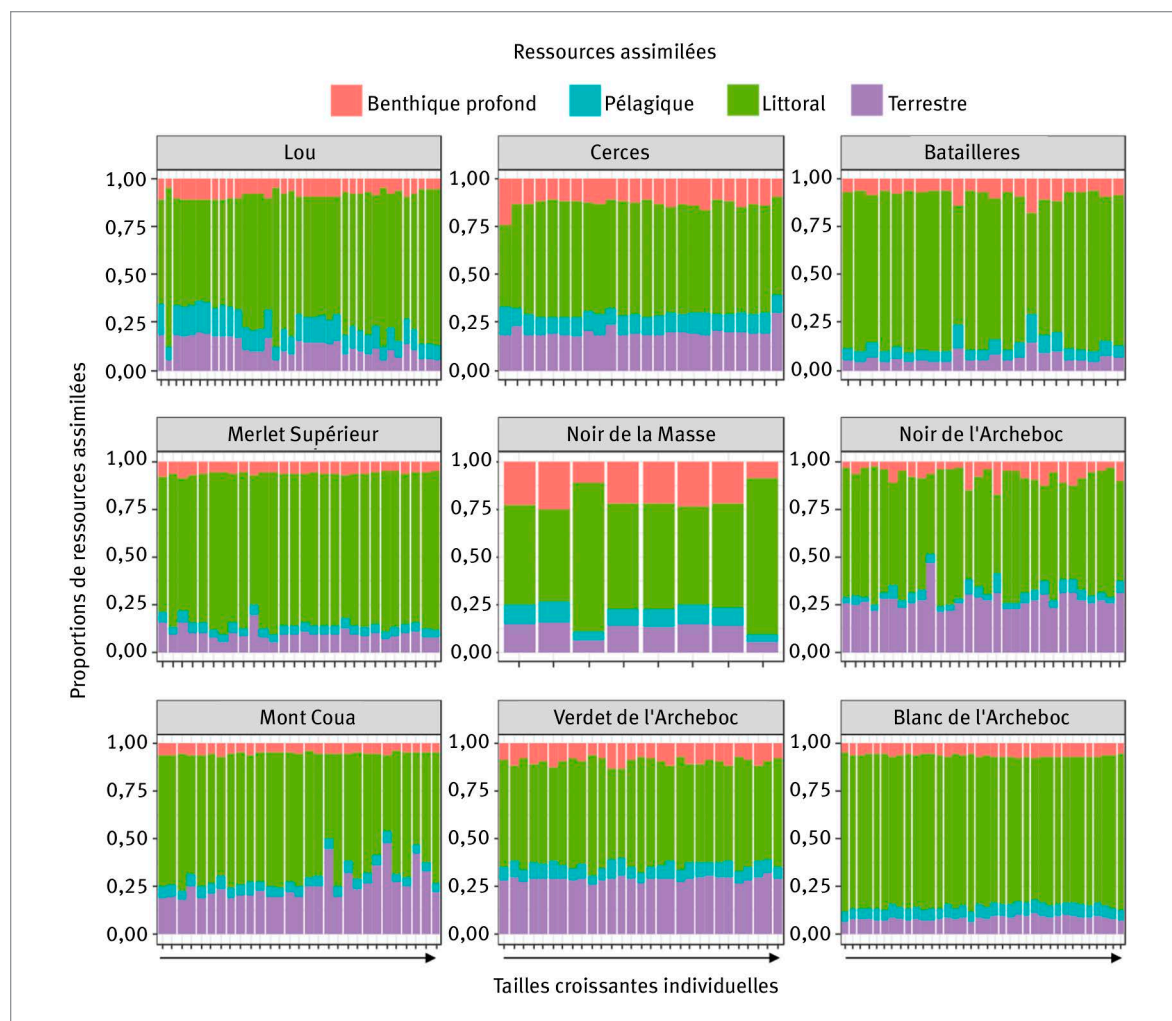
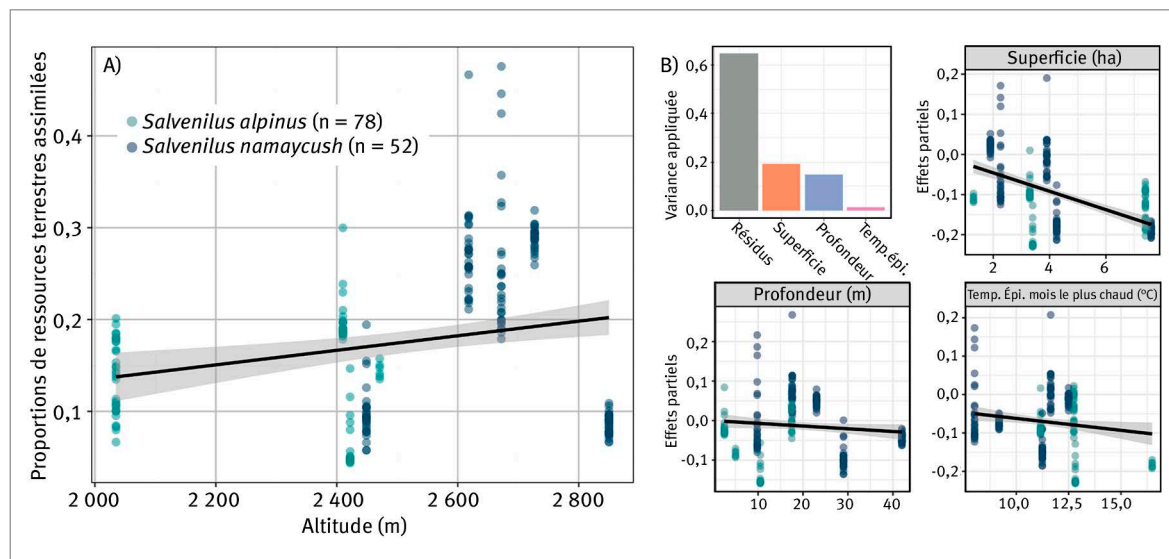


Figure 6 – Changement de la proportion de ressources terrestres assimilées par les Salmonidés en fonction de l'altitude (A). Effets partiels des trois variables retenues dans le modèle linéaire multiple permettant d'expliquer les variations de proportions de ressources terrestres assimilées par les Salmonidés (B).



Bataillères à 28,9% pour le lac Verdet de l'Archeboc. Les variations de la consommation des ressources terrestres par les Salmonidés semblent ainsi représenter une caractéristique majeure distinguant les régimes alimentaires des populations étudiées entre les différents lacs.

En conduisant la même approche que pour les coefficients spécifiques, nous avons mis en évidence que l'utilisation de ressources terrestres augmente avec l'altitude, bien qu'une forte variabilité entre et au sein des lacs existe ($R^2_{ad} = 0,04$; $p = 0,002$, figure 6A). D'ailleurs, pour le lac le plus en altitude (lac Blanc de l'Archeboc, 2850 m), les ressources terrestres utilisées sont particulièrement faibles (8,5%). La prise en compte des caractéristiques intrinsèques aux lacs permet finalement d'expliquer une part substantielle de la variation de l'utilisation des ressources terrestres par les Salmonidés en considérant trois variables ($R^2_{ad} = 0,35$; $p < 0,001$, figure 6B). La superficie des lacs a un effet majeur sur l'utilisation de cette ressource, suivie de la profondeur et des températures estivales. Ainsi, plus le lac est grand et profond, moins il est probable que les Salmonidés se nourrissent de proies terrestres. Ce résultat met en évidence un effet de dilution des ressources terrestres disponibles pour les écosystèmes de grande taille. En effet, le ratio périmètre des berges (d'où proviennent les ressources terrestres) sur surface du lac (ou volume associé à la profondeur) diminue avec la taille du lac. On observe également que plus les températures estivales sont chaudes, moins la proportion de proies terrestres assimilées est importante. L'effet négatif des températures estivales pourrait être une résultante indirecte de la contrainte thermique sur la production d'invertébrés aquatiques; plus les températures estivales de l'eau sont froides plus la production d'invertébrés aquatiques sera faible et les Salmonidés se tourneraient ainsi plus vers les ressources terrestres.

Synthèse et perspectives

Nos résultats ont montré que les conditions de vie entre lacs d'altitude différent et ne deviennent véritablement contraignantes pour la survie des Salmonidés qu'au-delà de 2700 m pour le cristivomer. Bien que cette espèce

puisse se maintenir dans une large gamme de contextes écologiques, les environnements les plus contraignants affectent leur bonne condition corporelle mettant en évidence des conditions de vie non optimales. Malgré tout, dans le lac Blanc de l'Archeboc, la population est naturalisée et pérenne depuis plus de trente ans (dernière introduction de juvéniles 0+ en 1993; Loheac, 2020a) malgré des conditions spécifiques dégradées, ce qui met en évidence les capacités de résistance de cette espèce vis-à-vis des conditions environnementales.

La morphologie lacustre (profondeur) et les conditions thermiques (température hivernale) expliquent les variations de condition des cristivomers et impliquent probablement un ensemble d'effets directs mais aussi indirects (Vagnon *et al.*, 2023b). Par exemple, les températures froides affectent directement le métabolisme des individus mais influencent aussi la production de ressources. Les lacs peu profonds semblent ainsi les plus propices pour l'atteinte de bonnes conditions corporelles pour les cristivomers. Leurs conditions corporelles pourraient ainsi s'améliorer si les températures hivernales se réchauffent et dans la mesure où elles n'affectent pas la reproduction (maturation des gonades et incubation des œufs). Notons enfin qu'au sein de chaque lac, une forte variabilité de condition corporelle est rencontrée, probablement en lien avec des variations inter-individuelles qu'elles soient d'ordres métabolique, comportemental (par exemple, exploitation des habitats) ou trophique (piscivorie). Cette facette de l'écologie des individus au sein des populations de Salmonidés reste à explorer.

L'approche isotopique permet d'avoir une information intégrée dans le temps pour une évaluation à l'échelle de la saison de croissance des ressources utilisées par les Salmonidés dont les analyses détaillées de régimes alimentaires ont montré qu'elles variaient au cours de l'année (Cavalli, 1997; Amundsen *et al.*, 2010). La dominance de ressources littorales utilisées montre l'importance de la production aquatique pour le maintien des populations de Salmonidés dans ces lacs d'altitude. Les Chironomidae sont la famille d'invertébrés benthiques la plus diversifiée et la plus abondante dans les lacs étudiés

(Loheac, 2020a) et représentent probablement les proies de prédilection des Salmonidés au sein de la zone littorale comme cela a été montré par analyses de contenus stomacaux de ces lacs (Martinot, 1978) ou dans d'autres (Cavalli, 1997).

L'augmentation de l'utilisation de ressources terrestres avec l'altitude souligne l'implication des apports terrestres comme substituts trophiques des proies aquatiques dont la production tendrait à diminuer avec l'altitude du fait de la diminution de température de l'eau. En effet, la faune d'invertébrés terrestres peut rester particulièrement abondante jusqu'à 3 000 m d'altitude (Caspers, 1970; Steinwandter et Seiber, 2023). Les caractéristiques morphologiques des lacs (profondeur et superficie) sont des caractéristiques propres à chaque système qui conditionnent l'utilisation des ressources terrestres avec une plus forte assimilation de ressources terrestres attendue dans les petits lacs peu profonds. La morphologie des lacs affecte ainsi à la fois les conditions corporelles des Salmonidés et l'utilisation de leurs ressources trophiques. Ces éléments pourraient contribuer à identifier les écosystèmes dans lesquels leur maintien ou leur établissement est le plus optimal.

Dans un contexte de réchauffement climatique, les conditions thermiques devraient devenir de plus en plus favorables aux Salmonidés dans les lacs d'altitude actuellement colonisés. D'un point de vue prospectif, le retrait glaciaire actuel a déjà permis l'apparition de nombreux nouveaux lacs (Mansoux *et al.*, 2020) et leurs retraits

futurs (Bosson *et al.*, 2023) devraient induire l'apparition des dizaines de nouveaux lacs dans les Alpes (Cathala *et al.*, 2021). La capacité de ces futurs écosystèmes à héberger des populations de Salmonidés pourrait, pour partie, être évaluée à l'aune des résultats obtenus et précédée d'un bilan des ressources trophiques disponibles (zooplancton et macroinvertébrés, aquatiques vs. terrestres) mais aussi de la biodiversité présente (par exemple, présence d'espèces protégées). La quantification des interactions écologiques directes et indirectes entre les Salmonidés et la biodiversité locale par le biais d'approches de réseaux trophiques par exemple (Vagnon *et al.*, 2023a) pourrait constituer une voie de recherche prometteuse pour mieux comprendre leurs effets sur le fonctionnement lacustre. ■

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les co-financeurs de l'étude que sont le Parc naturel de la Vanoise, EDF, L'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse et la Fédération nationale pour la pêche en France ainsi que l'ensemble des prestataires ayant participé à l'acquisition des données et particulièrement Sialis (prélèvements en plongée), Becq'eau (traitement des échantillons phytoplancton), Sage Environnement (traitement des échantillons IBL), Savoie Labo (analyses physico-chimiques), Téléos (pêches aux filets).

RÉFÉRENCES

- Amundsen, P., Knudsen, R., & Bryhni, H. T. (2010). Niche use and resource partitioning of Arctic charr, European whitefish and grayling in a subarctic lake. *Hydrobiologia*, 650(1), 3-14. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0054-9>
- Bosson, J. B., Huss, M., Cauvy-Fraunié, S., Clément, J. C., Costes, G., Fischer, M., Poulenard, J., & Arthaud, F. (2023). Future emergence of new ecosystems caused by glacial retreat. *Nature*, 620(7974), 562-569. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06302-2>
- Cathala, M., Magnin, F., Linsbauer, A., & Haeberli, W. (2021). Modelling and characterizing glacier-bed overdeepenings as sites for potential future lakes in the deglaciating French Alps. *Géomorphologie Relief Processus Environnement*, 27(1), 19-36. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.15255>
- Cavalli, L. (1997). *Biologie des populations de Salmonidés des lacs de haute altitude du Parc National des Ecrins. Alimentation - Croissance - Reproduction* [Thèse de doctorat. Université de Provence, Marseille].
- Eloranta, A. P., Knudsen, R., & Amundsen, P. (2013). Niche segregation of coexisting Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*) constrains food web coupling in subarctic lakes. *Freshwater Biology*, 58(1), 207-221. <https://doi.org/10.1111/fwb.12052>
- Fagín, E., Felip, M., Brancelj, A., Masqué, P., & Catalan, J. (2025). Parasite sedimentary DNA reveals fish introduction into a European high-mountain lake by the seventh century. *Nature Communications*, 16(1), 3081. <https://doi.org/10.1038/s41467-025-57801-x>
- Horká, P., Sychrová, O., Horký, P., Slavík, O., Švátora, M., & Petrusek, A. (2017). Feeding habits of the alien brook trout *Salvelinus fontinalis* and the native brown trout *Salmo trutta* in Czech mountain streams. *Knowledge And Management Of Aquatic Ecosystems*, 418, 6. <https://doi.org/10.1051/kmae/2016038>
- Knapp, R. A., Corn, P. S., & Schindler, D. E. (2001). The Introduction of Nonnative Fish into Wilderness Lakes : Good Intentions, Conflicting Mandates, and Unintended Consequences. *Ecosystems*, 4(4), 275-278. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0009-0>
- Knapp, R. A., & Matthews, K. R. (2000). Non-Native Fish Introductions and the Decline of the Mountain Yellow-Legged Frog from within Protected Areas. *Conservation Biology*, 14(2), 428-438. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99099.x>
- Loheac, B. (2020a). *Peuplements piscicoles des lacs d'altitude de Savoie : Rapports de synthèse des programmes pluriannuels successifs d'études et de recherche menés par la FDPPMA 73. Volume 3/3. Résultats, analyses et préconisations*. FDPPMA 73.
- Loheac, B. (2020b). *Peuplements piscicoles des lacs d'altitude de Savoie : Rapports de synthèse des programmes successifs d'étude et de recherche*. FDPPMA 73.
- Loheac, B., Caudron, A., & Guillard, J. (2019). Communautés piscicoles introduites des lacs d'altitude : approches scientifiques et influences idéologiques. *Revue des Sciences de l'Eau*, 32(1), 39-50. <https://doi.org/10.7202/1059879ar>
- Caspers, H. (1970). M. S. Mani : Ecology and Biogeography of High Altitude Insects. Series entomologica vol 4. The Hague : Dr. W. Junk N. V. Publ. 1968. XVI + 528 pp. D. Gl. 100, US \$ 27.80. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 55(3), 501-502. <https://doi.org/10.1002/iroh.19700550332>
- Mann, R. H. K., Blackburn, J. H., & Beaumont, W. R. C. (1989). The ecology of brown trout *Salmo trutta* in English chalk streams. *Freshwater Biology*, 21(1), 57-70. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1989.tb01348.x>
- Mansoux, H., Martinot, J. P., & Beranger, P. (2020). *Les lacs de Savoie : Du Bourget aux lacs nouveaux-nés*. Les Pytalierins-Beranger P. Éditions.

RÉFÉRENCES (SUITE)

- Martinot, J. P. (1978). *Acclimatation de l'omble du canada *Salvelinus namaycush walbaum* (Salmonidae) dans un lac de haute montagne du parc national de la vanoise*. Travaux Scientifiques du Parc National de la Vanoise.
- Milardi, M., Siitonen, S., Lappalainen, J., Liljendahl, A., & Weckström, J. (2016). The impact of trout introductions on macro- and micro-invertebrate communities of fishless boreal lakes. *Journal Of Paleolimnology*, 55(3), 273-287. <https://doi.org/10.1007/s10933-016-9879-1>
- Miró, A., O'Brien, D., Tomàs, J., Buchaca, T., Sabás, I., Osorio, V., Lucati, F., Pou-Rovira, Q., & Ventura, M. (2020). Rapid amphibian community recovery following removal of non-native fish from high mountain lakes. *Biological Conservation*, 251, 108783. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108783>
- Parnell, A. C., Inger, R., Bearhop, S., & Jackson, A. L. (2010). Source Partitioning Using Stable Isotopes : Coping with Too Much Variation. *PLoS ONE*, 5(3), e9672. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009672>
- Peig, J., & Green, A. J. (2010). The paradigm of body condition : a critical reappraisal of current methods based on mass and length. *Functional Ecology*, 24(6), 1323-1332. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01751.x>
- Phillips, D. L., Inger, R., Bearhop, S., Jackson, A. L., Moore, J. W., Parnell, A. C., Semmens, B. X., & Ward, E. J. (2014). Best practices for use of stable isotope mixing models in food-web studies. *Canadian Journal Of Zoology*, 92(10), 823-835. <https://doi.org/10.1139/cjz-2014-0127>
- Steinwandter, M., & Seeber, J. (2023). Ground-dwelling invertebrates of the high alpine : Changes in diversity and community composition along elevation (1500–3000 m). *Applied Soil Ecology*, 190, 104988. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.104988>
- Tiberti, R., Von Hardenberg, A., & Bogliani, G. (2014). Ecological impact of introduced fish in high altitude lakes : a case of study from the European Alps. *Hydrobiologia*, 724(1), 1-19. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1696-1>
- Vagnon, C., Pomeranz, J., Loheac, B., Vallat, M., Guillard, J., Raymond, J., Sentis, A., & Frossard, V. (2023a). Changes in vertical and horizontal diversities mediated by the size structure of introduced fish collectively shape food-web stability. *Ecology Letters*, 26(10), 1752-1764. <https://doi.org/10.1111/ele.14290>
- Vagnon, C., Sentis, A., Gerfand, B., Guillard, J., Raymond, J., Loheac, B., Proner, D., Vallat, M., & Frossard, V. (2023b). Persisting in extreme environments : What are the drivers of body conditions of introduced fish in high mountain lakes ? *Freshwater Biology*, 69(2), 254-265. <https://doi.org/10.1111/fwb.14208>
- Ventura, M., Tiberti, R., Buchaca, T., Buñay, D., Sabás, I., & Miró, A. (2017). Why should we preserve fishless high mountain lakes ? Dans J. Catalan, J. Ninot, M. Aniz (dirs), *High Mountain Conservation in a Changing World. Advances in Global Change Research* (pp. 181-205). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-55982-7>





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, le numéro de l'article et le DOI..

Énergies renouvelables et écosystèmes lacustres : risques écologiques potentiels liés au développement des centrales photovoltaïques flottantes

Héctor RODRIGUEZ PEREZ^{1,2,3}, Jean-Marc BAUDOUIN^{1,2,3}, Fanny COLAS⁴, Julien CUCHEROUSET⁵

¹ OFB, DRAS, Service EcoAqua, Aix-en-Provence, France.

² INRAE, Aix Marseille Université, RECOVER, 13182, Aix-en-Provence, France.

³ Pôle R&D ECLA, France.

⁴ Univ Lyon, Université Claude Bernard Lyon1, CNRS, ENTPE, UMR 5023 LEHNA, 69622, Villeurbanne, France.

⁵ Centre de recherche sur la biodiversité et l'environnement (CRBE). Univ de Toulouse, CNRS, Toulouse, France.

Correspondance : Héctor RODRIGUEZ PEREZ, hector.rodriguez-perez@ofb.gouv.fr

Les projets de centrales photovoltaïques flottantes sont en plein essor, mais on ne connaît pas les conséquences de ces installations sur le fonctionnement écologique des plans d'eau et leur biodiversité. Le Pôle R&D ECLA (Pôle Recherche & Développement Écosystèmes Lacustres)¹ mène diverses actions pour pallier ce manque de connaissance et y contribue à travers trois projets de recherche (SOLAKE, FLOATIX et SOLFLUX).

Introduction

La loi Énergie Climat de 2019 vise la neutralité carbone pour 2050 avec une production énergétique décarbonée pour atténuer le réchauffement climatique. La Programmation pluriannuelle de l'énergie 2019-2028 présentait l'objectif de doubler la puissance installée des énergies renouvelables électriques par rapport à 2017. Dans ce sens, la loi APER² de 2023 propose un cadre légal favorable à l'accélération du développement et de l'implantation des énergies renouvelables.

Les énergies renouvelables (EnR) dépendent des sources d'énergie diffuses comme le soleil et le vent. Au contraire, les technologies de production d'énergie très intensives en carbone sont basées sur des ressources énergétiques fossiles, avec une très haute densité énergétique. Pour compenser cette différence, les centrales de production des EnR ont besoin d'occuper une plus grande étendue de territoire pour obtenir la même production qu'avec les énergies fossiles, ainsi Lovering *et al.* (2022) établissent un ratio 1:5 entre la taille de centrales à gaz et les installations photovoltaïques. L'emprise au sol des instal-

lations photovoltaïques pour une puissance installée de 1 MW d'énergie est estimée entre 1 et 2 ha (Blaydes *et al.*, 2025). Cela représente un des paradoxes principaux des EnR. Alors que les EnRs contribuent à atténuer le changement climatique, une des cinq causes majeures de perte de biodiversité, le changement d'usage des sols qu'elles induisent participe aussi à l'érosion de la biodiversité (Jaureguiberry *et al.*, 2022).

Les centrales photovoltaïques flottantes (PVF) ont été imaginées, dès 2007 en Asie, comme une alternative à l'occupation des sols nécessaire au déploiement du photovoltaïque au sol. En 2023, la puissance installée par les centrales photovoltaïques flottantes a atteint les 7,7 GW au niveau mondial, dont environ 90% en Asie (Selj *et al.*, 2025). Le Japon, la Chine et Taiwan comptent pour 60% du nombre total de centrales installées (Nobre *et al.*, 2024). En 2023, la France est le deuxième acteur européen d'importance par puissance installée, avec un total de neuf centrales recensées (Nobre *et al.*, 2024 ; Selj *et al.*, 2025), et avec de nombreux projets en cours de conception et de construction (photo ①).

1. <https://poleecla.fr/>

2. Loi no 2023-175 du 10 mars 2023 relative à l'accélération de la production d'énergies renouvelables, surnommée loi APER.

Au niveau mondial, les connaissances scientifiques sur les impacts écologiques pour les plans d'eau de l'installation de centrales PVF sont néanmoins très limitées. Ce manque de connaissances, en particulier empiriques, complexifie la régulation de la construction des centrales par les services instructeurs de l'État. Afin d'accompagner les politiques publiques sur la question du PVF, le pôle R&D ECLA s'est saisi de la question des conséquences écologiques pour les plans d'eau dans le cadre de son dernier programme scientifique (2019-2024).

L'acquisition de connaissances sur les impacts écologiques du déploiement du PVF

Les travaux sur le PVF menés dans le cadre du projet SOLAKE (2020-2025) ont été cofinancés par l'Ademe³ et réalisés grâce à la mise en place d'un partenariat avec des équipes de recherche externes au Pôle R&D ECLA. Ce projet a été porté par le CRBE⁴ en collaboration avec l'UMR LEHNA⁵. Un premier objectif de ce projet était de faire une synthèse de la connaissance scientifique sur le sujet. Le deuxième objectif de ce projet a été l'acquisition des données écologiques sur le fonctionnement des plans d'eau et leur diversité avant et après l'installation de centrales photovoltaïques flottantes en suivant un protocole de type BACI⁶. Initialement, seize lacs de gravière situés dans les vallées de la Garonne et l'Ariège, à proximité de Toulouse, ont été suivis. Huit de ces plans d'eau étaient visés par des projets de déploiement de PVF, et les huit autres ont été choisis comme témoins. Les données acquises incluent la caractérisation physico-chimique des plans d'eau, celle des communautés de producteurs primaires, zooplancton et poissons, le fonctionnement métabolique du plan d'eau (respiration, production primaire, dynamique des gaz à effet de serre) et la caractérisation des réseaux trophiques.

Photo ① – Installation photovoltaïque flottante dans la vallée de la Durance (photo : Héctor Rodríguez Pérez).



3. Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie.

4. Centre de recherche sur la biodiversité et l'environnement.

5. Unité mixte de recherche Laboratoire d'écologie des hydrosystèmes naturels et anthropisés.

6. Acronyme anglais : *Before-After-Control-Impact*, traduit par « avant, après, témoin et impact ».

7. Office français de la biodiversité.

8. Plateforme expérimentale aquatique de Rennes-Le Rheu :

<https://uze.rennes.hub.inrae.fr/presentation/organisation/plateforme-pearl>

Le pôle R&D ECLA s'est aussi impliqué dans le prolongement du projet SOLAKE par le projet FLOATIX (2024-2028), financé par l'OFB⁷. Ce nouveau projet a élargi l'équipe de travail en incluant deux équipes INRAE (unité mixte de recherche CARRTEL Thonon-les-Bains et U3E Rennes), dont une incluse dans le pôle, et la société VITO. Les objectifs scientifiques de FLOATIX incluent la poursuite de l'acquisition des données écologiques pour mesurer les effets écologiques de l'installation de centrales PVF à laquelle a été ajoutée la mesure en milieu naturel de leurs effets écotoxicologiques, et la quantification expérimentale en mésocosmes (plateforme PEARL⁸) des effets de deux taux de recouvrement, 25 et 50 %.

Pour compléter ces approches, le projet SOLFLUX (2023-2025), porté par l'UMR LEHNA et le pôle R&D ECLA, et financé par la Compagnie nationale du Rhône via sa filiale CN'Air, est centré sur les impacts des installations PVF sur le cycle du carbone à l'interface entre les écosystèmes aquatiques et terrestres. Le projet vise à quantifier les effets de la modification de la dynamique de la matière organique après l'installation de centrales PVF sur les flux de carbone partant des écosystèmes aquatiques vers les écosystèmes terrestres sous la forme de gaz à effet de serre et d'émergence d'insectes, et l'exploitation de ces insectes par les chiroptères (Vouhé *et al.*, 2025). Pour répondre aux objectifs scientifiques de ce projet, huit lacs de gravière situés dans la vallée du Rhône ont été suivis, dont cinq avec un projet de déploiement de PVF prévu, l'approche méthodologique étant toujours du type BACI.

Les premiers résultats et les perspectives des projets en cours

Les hypothèses de travail de ces projets sont que l'installation des centrales PVF sur les plans d'eau va limiter fortement l'arrivée de lumière et de vent, avec un effet de diminution significative de la température de l'eau et des échanges entre l'eau et l'air. Le fonctionnement écologique des plans d'eau étant très dépendant de ces trois facteurs physiques, des altérations de diverses magnitudes de processus biologiques sont attendus à tous les niveaux d'organisation biologique (figure ①).

De par leur travail de synthèse, Nobre *et al.* (2023) ont constaté le manque de résultats empiriques publiés sur les conséquences écologiques du déploiement du PVF, ce qui justifie davantage l'investissement du Pôle R&D ECLA sur l'acquisition de connaissances sur le sujet. Une version en français de la synthèse est aussi disponible dans les collections de l'Office français de la biodiversité (Nobre *et al.*, 2025a).

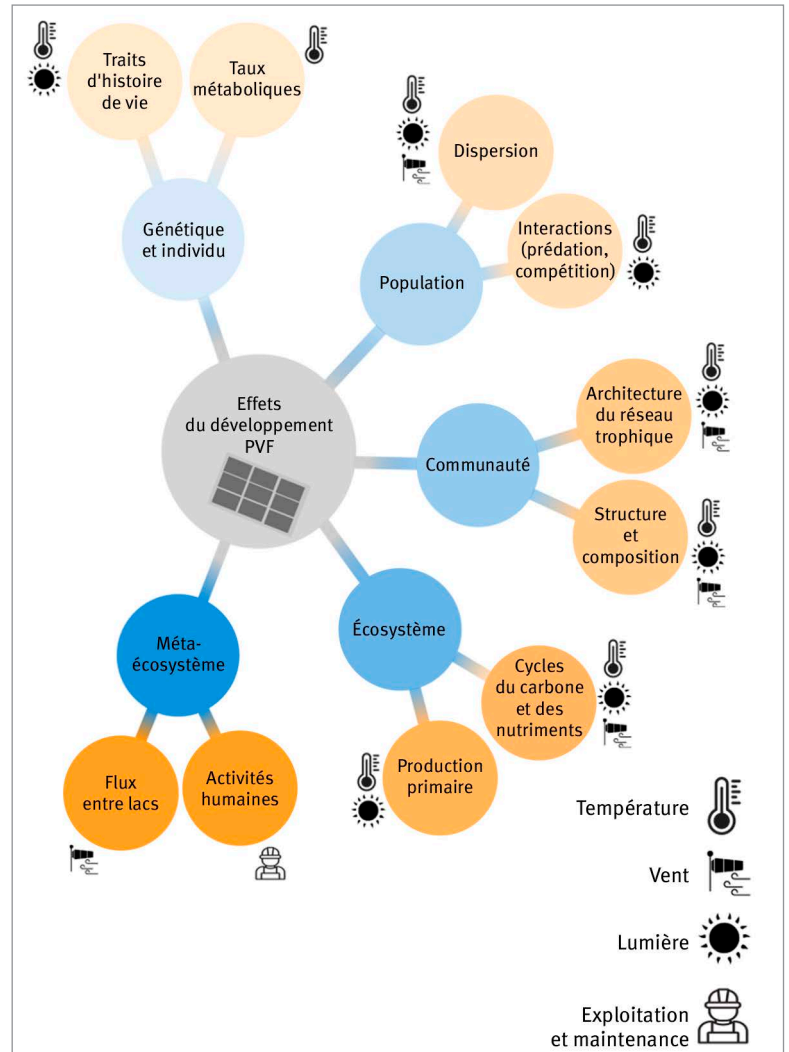
Néanmoins, les résultats empiriques obtenus dans les projets sont limités car le calendrier prévisionnel de constructions de la plupart des centrales PVF a pris du retard, limitant ainsi l'acquisition de données. Pour SOLAKE-FLOATIX (vallées de la Garonne et Ariège), seules quatre centrales PVF existent sur un total initialement prévu de huit. Quant au projet SOLFLUX (vallée du Rhône), la première des centrales prévues devrait voir le jour vers la fin de 2027.

Dans le cadre du projet SOLAKE, il a été mesuré une réduction généralisée et significative de la température pour l'ensemble des plans d'eau équipés des centrales

PVF. La réduction moyenne annuelle de la température mesurée a été de 1,2 °C, par rapport à la température dans les plans d'eau témoin (Nobre *et al.*, 2025b); elle était plus forte (> 2 °C) pendant les périodes les plus chaudes de l'année. Des modifications sur les communautés de producteurs primaires ont également été observées. Ainsi, les communautés de diatomées qui se développent sur les flotteurs sur lesquels les panneaux photovoltaïques sont installés sont moins riches en taxons et plus homogènes que les communautés de diatomées échantillonnées dans la colonne d'eau ou le substrat des plans d'eau (Nobre *et al.*, 2025c). Les analyses des autres paramètres n'ont pas encore permis de dessiner des tendances claires, c'est-à-dire une réponse similaire de tous les sites. Acquis sur une période relativement courte (1-2 années) après l'installation de PVF sur seulement trois lacs, ces résultats n'excluent pas des changements écologiques qui commenceraient à se mettre en place à moyen terme à la suite des modifications physiques (température et lumière) observées.

La réduction de la température à cause du déploiement des centrales PVF a été attestée (Nobre *et al.*, 2025b) et l'étude des conséquences sur les processus écologiques et la biodiversité sont en cours. Il faut désormais concentrer des efforts de recherche sur les conséquences de la réduction de la lumière et du vent pour la biodiversité et le fonctionnement des plans d'eau. Les résultats de ces travaux permettront aussi l'apport d'éléments de réflexion clés pour atténuer les impacts écologiques potentiels des centrales PVF dès leur conception, par exemple en ce qui concerne les technologies utilisés (forme de flotteurs, densité de panneaux, distance entre les rangs, etc.) ou encore les caractéristiques des plans d'eau moins favorables pour une installation PVF avec un impact acceptable. ■

Figure 1 – Altérations potentielles à différents niveaux d'organisation biologique induites par les modifications des facteurs physiques (lumière, vent et température) occasionnées par l'installation de centrales photovoltaïques sur un plan d'eau (modifié à partir de Nobre *et al.*, 2023).



RÉFÉRENCES

- Blaydes, H., Whyatt, J. D., Carvalho, F., Lee, H. K., McCann, K., Silveira, J. M., & Armstrong, A. (2025). Shedding light on land use change for solar farms. *Progress In Energy*, 7(3), 033001. <https://doi.org/10.1088/2516-1083/adc9f5>
- Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D. E., Coscieme, L., Golden, A. S., Guerra, C. A., Jacob, U., Takahashi, Y., Settele, J., Díaz, S., Molnár, Z., & Purvis, A. (2022). The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*, 8(45), eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Lovering, J., Swain, M., Blomqvist, L., & Hernandez, R. R. (2022). Land-use intensity of electricity production and tomorrow's energy landscape. *PLoS ONE* 17(7), e0270155. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0270155>
- Nobre, R. L. G., Boulêtreau, S., Colas, F., Azémar, F., Tudesque, L., Parthuisot, N., Favriou, P., & Cucherousset, J. (2023). Potential ecological impacts of floating photovoltaics on lake biodiversity and ecosystem functioning. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 188, 113852. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113852>
- Nobre, R. L. G., Midauro Rocha, S., Healing, S., Quinfeng, J., Boulêtreau, S., Armstrong, A., & Cucherousset, J. (2024). A global study of freshwater coverage by floating photovoltaics. *Solar Energy*, 267, 112244. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2023.112244>
- Nobre, R., Boulêtreau, S., Colas, F., Azémar, F., Tudesque, L., Parthuisot, N., Favriou, P., & Cucherousset, J. (2025a). *Photovoltaïque flottant : quels impacts potentiels sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes lacustres ?* Office français de la biodiversité. Comprendre pour agir. 16 p. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-comprendre-agir/photovoltaïque-flottant-quels-impacts-potentiels-biodiversité-fonctionnement>
- Nobre, R. L. G., Vagnon, C., Boulêtreau, S., Colas, F., Azémar, F., Tudesque, L., Parthuisot, N., Millet, P., & Cucherousset, J. (2025b). Floating photovoltaics strongly reduce water temperature : A whole-lake experiment. *Journal of Environmental Management*, 375, 124230. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124230>
- Nobre, R. L. G., Cucherousset, J., Boulêtreau, S., Azémar, F., Parthuisot, N., Colas, F., Millet, P., & Tudesque, L. (2025c). Diatom assemblage colonizing floating photovoltaic floaters are distinct from those in benthic and pelagic compartments of gravel pit lakes. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 426, 10. <https://doi.org/10.1051/kmae/2025006>
- Selj, J., Wieland, S., & Tsanakas, I. (2025). *Floating Photovoltaic Power Plants: A Review of Energy Yield, Reliability, and Maintenance (Report No. T13-31:2025)*. IEA PVPS Task 13. <https://iea-pvps.org/key-topics/t13-floating-pv-plants-review-2025/>
- Vouhé, P., Rodríguez-Pérez, H., Wissel, B., Lengagne, T., Metaireau, A., & Colas, F. (2025). Potential impacts of floating photovoltaics on carbon fluxes across aquatic-terrestrial boundaries. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 426, 13. <https://doi.org/10.1051/kmae/2025005>





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, le numéro de l'article et le DOI..

La plus grande retenue hydroélectrique de France (Petit-Saut, Guyane) et les Loutres géantes : situation et perspectives

Marina CIMINERA¹, Cécile RICHARD-HANSEN¹, Jean-Marc BAUDOIN^{2,3,4}

¹ OFB, DRAS, Service Conservation et gestion des espèces à enjeux, Kourou, France.

² INRAE, Aix Marseille Université, RECOVER, 13182, Aix-en-Provence, France.

³ OFB, DRAS, Service EcoAqua, Aix-en-Provence, France.

⁴ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Marina CIMINERA, marina.ciminera@ofb.gouv.fr

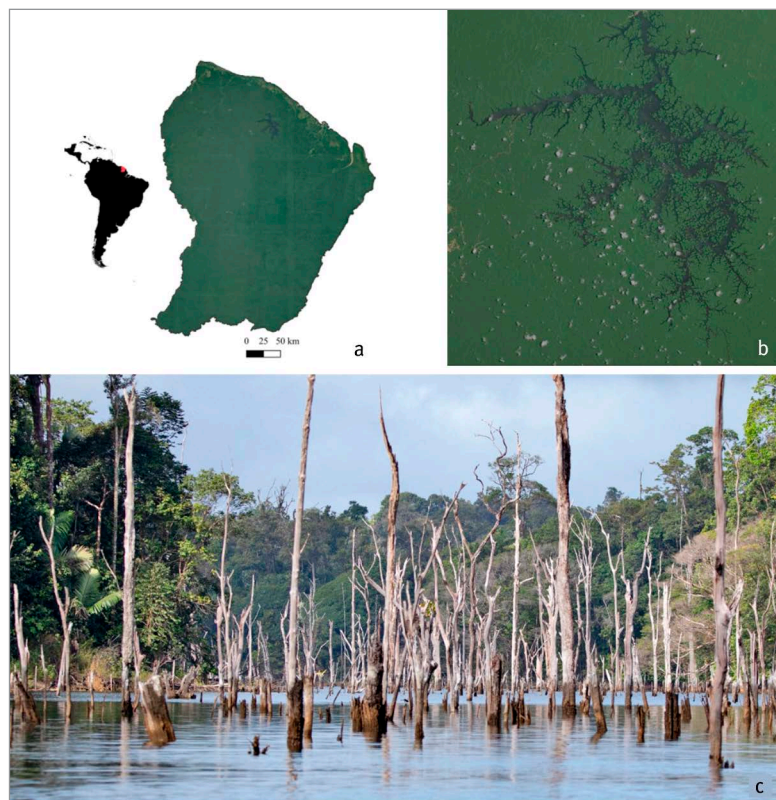
En Guyane, la retenue hydroélectrique de Petit-Saut, la plus vaste de France, offre un terrain d'étude inédit pour la conservation de la Loutre géante, espèce menacée au niveau mondial. Un suivi scientifique des populations engagé depuis 2021 montrent que ce milieu artificiel peut constituer un habitat favorable pour l'espèce, à condition de maintenir une gestion peu interventionniste et une régulation des usages. Ces résultats offrent une base solide pour orienter la gestion et la conservation des populations de Loutres géantes et des milieux aquatiques associés.

Introduction

Située au cœur de la forêt amazonienne guyanaise, la retenue du barrage hydroélectrique de Petit-Saut s'étend sur plus de 365 km². Elle constitue aujourd'hui la plus vaste retenue non naturelle de France. Sa mise en eau, en 1994, a entraîné l'inondation d'une forêt tropicale primaire, modifiant profondément le paysage et les écosystèmes. Trente ans plus tard, le lac se caractérise par des eaux parsemées d'une multitude d'îlots et de milliers d'arbres morts, vestiges de la forêt originelle (figure 1). Depuis sa mise en eau, la forêt immergée n'a connu aucune intervention humaine, laissant les bois quasi-intacts. La décomposition des arbres est lente et permet le développement de biofilms photosynthétiques et méthanotrophes, qui participent à l'oxygénation de l'eau et à la séquestration du carbone (Baudoin *et al.*, 2023). Toute l'année, la forêt submergée fournit aux poissons de la nourriture, des sites de reproduction et des refuges (Monchaux et Cerdan, 2016). Le réservoir abrite une biodiversité remarquable, notamment la Loutre géante, bénéficiant d'un vaste réseau d'habitats aquatiques, de zones de quiétude et d'une abondance de poissons pour se nourrir. Le bois de la forêt noyée repré-

sente également une ressource économique pour les activités humaines. Depuis 2022, les arbres sont exploités jusqu'à 30 mètres de profondeur à l'aide de barges spécialisées, destinés à la production de bois d'œuvre et d'électricité par combustion. La conciliation de cette activité industrielle avec les enjeux environnementaux du site pose de nombreuses questions notamment la simplification des habitats disponibles pour la biodiversité et la préservation de la Loutre géante. Autrefois largement répandue sur tout le continent sud-américain, la Loutre géante a vu sa population mondiale diminuer de moitié en seulement vingt-cinq ans, et son aire de répartition ne représente plus que 60% de son étendue historique (Groenendijk *et al.*, 2022). En Guyane, comme ailleurs en Amazonie, ses populations déclinent sous la pression des activités humaines. En danger critique d'extinction, les populations sont fragmentées et leurs estimations restent imprécises. Les suivis reposent majoritairement sur la détection d'indices de présence, une approche qui ne permet pas d'estimer réellement les abondances (Wallace *et al.*, 2025). Faisant suite à plusieurs études sur la biodiversité et le fonctionnement de la retenue de Petit-Saut, et en l'absence de données sur cette espèce

Figure 1 – a. Position géographique de la Guyane ; b. Images satellites du lac de Petit-Saut ; c. Photographie du lac de Petit-Saut et de ses bois morts.
Sources : © Copernicus Sentinel data 2024 ; © M.Ciminera.



1. <https://poleecla.fr/>

à fort enjeu de conservation, le Pôle R&D ECLA (Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres)¹ a initié en 2021 un programme de recherche. Ce projet a pour objectif de développer et mettre en place des méthodes permettant de dresser un premier bilan de l'état des populations du lac de Petit-Saut.

Une espèce sentinelle en péril

La Loutre géante, endémique d'Amérique du Sud, occupait autrefois un vaste territoire s'étendant du nord du Venezuela jusqu'à l'Uruguay (figure 2). Au cours du vingtième siècle, la chasse intensive pour sa fourrure a provoqué un effondrement des populations et l'espèce est passée proche de l'extinction. Elle est aujourd'hui considérée comme éteinte en Uruguay et en Argentine, où elle fait l'objet d'un programme de réintroduction. Elle subit les effets cumulés de la pollution, de la déforestation et de la surpêche (Groenendijk *et al.*, 2022). Étroitement liée aux milieux aquatiques et rivulaires, elle dépend de vastes territoires pour satisfaire ses besoins écologiques, notamment pour se nourrir. Plutôt généraliste, la Loutre géante consomme une grande variété d'espèces de poissons. Dotée d'un métabolisme élevé, elle doit pêcher entre trois et quatre kilogrammes de poissons par jour pour subvenir à ses besoins quotidiens (Wallace *et al.*, 2025). Elle privilégie généralement les poissons de plus de 5 cm et peut se nourrir ponctuellement de caïmans, de crabes, de petits mammifères et d'oiseaux. La réussite de la pêche dépend principalement de l'organisation et de la cohésion du groupe, ainsi que de l'absence de perturbations humaines (Barocas *et*

al., 2021). En tant que prédateur de grande taille, elle a des densités de population et un taux de reproduction faibles, ce qui la rend particulièrement vulnérable aux pressions humaines. Le suivi des populations de loutres géantes permet donc également d'étudier de manière intégratrice, l'effet cumulé des pressions anthropiques sur le fonctionnement global des milieux aquatiques et de mesurer l'impact des usages humains.

Dispositif de suivi de la Loutre géante

Pour établir un diagnostic de densité, plusieurs approches ont été combinées entre 2021 et 2023. Une première phase a consisté en des prospections de terrain sur les berges du lac à la recherche d'indices de présence : latrines (zones de dépôts collectifs des fèces d'un groupe jouant également un rôle de marquage du territoire occupé), catiche (terriers très caractéristiques de l'espèce, situés sur les zones rivulaires) et empreintes. Réalisées en bateau, ces campagnes ont permis de localiser les zones d'occupation de l'espèce sur le lac. En parallèle, un réseau de pièges photographiques a été déployé à des emplacements stratégiques, notamment sur les latrines, afin de filmer les loutres lors de marquages territoriaux et d'interactions sociales. Ces vidéos ont permis de reconnaître individuellement chaque loutre grâce aux motifs blancs présents sur leurs gorges (photo 1) qui, comme les empreintes digitales, sont uniques et propres à chaque individu.

De plus, des informations telles que le sexe, le statut reproducteur et la position hiérarchique ont pu être recueillies. Enfin, une estimation de la densité de population a été conduite à partir de méthodes de capture-marquage-recapture. Ces analyses réalisées sur un sous-échantillon territorial de 38 km², ont permis d'estimer la densité globale à partir des probabilités de détection et des distances de déplacement des groupes.

Figure 2 – Aire de répartition actuelle et historique de la Loutre géante (*Pteronura brasiliensis*), adaptée de Groenendijk *et al.* (2022).



Une population fonctionnelle, mais fragile

L'analyse de plus de 39 000 vidéos a permis d'identifier 100 individus et la structure de 15 groupes. Chaque groupe varie de deux à dix membres, avec une moyenne de 5,53 loutres par groupe. Leurs territoires s'étendent en moyenne sur 17 km² et comprennent de larges zones de chevauchements. Les estimations de densité de groupe, estimées sont de 0,2 [0,1-0,4] groupe par km². Les valeurs ajustées par la taille moyenne des groupes et en tenant compte des individus nomades, les données révèlent une densité de 1,24 individus par km². À l'échelle du lac, environ 455 individus et 75 groupes arpenteraient ses eaux. En comparaison, l'ensemble des populations d'Équateur, du Paraguay ou du Guyana comptent chacune moins de 100 individus. Le nombre d'individus recensé à Petit-Saut est aussi important que l'ensemble des populations de Bolivie, qui dénombre péniblement plus de 350 individus. Le Brésil, le Pérou, la Bolivie, la Colombie, le Venezuela et le Suriname, constitue aujourd'hui les principaux refuges de l'espèce, en particulier les zones protégées du bassin amazonien et du Pantanal (Wallace *et al.*, 2025). Cette situation souligne le statut particulier de la population de loutres du lac de Petit-Saut, la fragilité de l'espèce à l'échelle internationale et la nécessité d'une coordination pour assurer la conservation durable de l'espèce. De plus, les résultats montrent que le lac, bien qu'artificiel, constitue un milieu favorable à l'espèce, ce qui souligne l'importance de préserver l'intégrité des habitats aquatiques et rivulaires disponibles, des populations de poissons qui représentent une ressource alimentaire essentielle au maintien de l'espèce sur le site, ainsi que de limiter le dérangement par les activités humaines.

Conclusion et perspectives

Le barrage de Petit-Saut se distingue des autres barrages sud-américains qui ont vu les effectifs de Loutres géantes diminuer ou disparaître suite à leur construction (Palmeirim *et al.*, 2014). Les rares lacs ayant permis à l'espèce de se maintenir de manière durable remplissent deux conditions essentielles : disposer de ressources halieutiques adéquates et maintenir un faible niveau de perturbation humaine (Ramalheira *et al.*, 2021). À Petit-Saut, ces conditions semblent avoir été réunies grâce à une gestion de la production hydroélectrique non interventionniste, se caractérisant notamment par des aménagements et des coupes de la forêt primaire originelle uniquement dans des zones proches du barrage, par une gestion des niveaux d'eau et la présence d'habitats aquatiques (arbres morts) continuellement disponibles pour les communautés biologiques (notamment végétaux, invertébrés et poissons). Ces conditions résultent également de la mise en place d'une réglementation contrôlant la pêche, ainsi que l'accès à la zone, limitant ainsi fortement la fréquentation humaine. Si la population de loutres a pu s'adapter à ce nouveau milieu lacustre singulier et profiter d'un vaste territoire aquatique et de ressources halieutiques abondantes, le projet actuel d'exploitation des bois immergés nécessite une attention particulière. En effet, l'extraction industrielle des arbres morts entraîne inévitablement une simplification progressive de la structure des habitats aquatiques, impactant la

Photo ① – Cliché pris au piège photographique d'une Loutre géante (source de la photo : © OFB).



communauté piscicole et les interactions trophiques qui en dépendent. Dans les secteurs du lac dépourvus d'arbres morts, une diminution d'environ 60 % de la diversité et de la biomasse des poissons a été observée, soulignant le lien direct entre la complexité de l'habitat et la productivité piscicole. Ces éléments représentent une contrainte importante pour la stratégie de conservation de la population de loutres géantes du lac. Les choix de gestion du site seront d'autant plus importants que la population de Loutres géantes de Petit-Saut contribue de manière notable à l'effectif mondial, confirmant l'importance de la Guyane pour la conservation de cette espèce menacée. Le programme de suivi mis en place par le Pôle R&D ECLA a permis d'initier un suivi à long terme et d'améliorer les connaissances sur la population de Loutres géantes, ainsi que de mieux comprendre les facteurs influençant la résilience de ces populations suite à la construction de barrage. Plus largement, la Loutre géante, par sa sensibilité aux perturbations humaines, reflète le bon état écologique actuel de cet écosystème aquatique artificiel et justifie une attention scientifique et une protection renforcée. ■

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet BIODIV-Petit-SAUT soutenu par le Pôle R&D ECLA (OFB-INRAE-USMB). Le projet a également bénéficié de soutiens financiers complémentaires du partenariat européen BiodivERsA+ et de la Fondation Parot Wildlife. Les auteurs remercient en outre particulièrement tous les agents de l'OFB de Guyane ayant participé aux missions de terrain.

RÉFÉRENCES

Barocas, A., Farfan, J., Groenendijk, J., Mendoza, J., Silva, J., Mujica, O., Ochoa, J. A., Macdonald, D. W., & Swaisgood, R. R. (2021). Disturbance-specific behavioral responses of giant otters exposed to ecotourism and extractive activities. *Animal Conservation*, 25(1), 15-26. <https://doi.org/10.1111/acv.12713>

Baudoin, J. M., Ciminera, M., & Richard-Hansen, C. (2023). *Actualisation de la synthèse scientifique et technique relative au projet d'exploitation des bois immergés de la retenue de Petit-Saut*. Office Français de la Biodiversité.

Groenendijk, J., Marmontel, M., Van Damme, P., Schenck, C., Schenck, C. & Wallace, R. (2022). *Pteronura brasiliensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T18711A164580466. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T18711A164580466.en>

Monchaux, D., & Cerdan, P. (2016). *Évaluation des communautés ichthyologiques présentes dans le lac de Petit Saut (Guyane française) en vu de l'exploitation des bois de la forêt inondée*.

Palmeirim, A. F., Peres, C. A., & Rosas, F. C. (2014). Giant otter population responses to habitat expansion and degradation induced by a mega hydroelectric dam. *Biological Conservation*, 174, 30-38. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.03.015>

Ramalheira, C. S., Cabral, M. M., Da Silva, V. M., & Rosas, F. C. (2021). Giant otter behaviour in a mega-hydroelectric reservoir, Central Amazon, Brazil. *Animal Biology*, 71(4), 375-388. <https://doi.org/10.1163/15707563-bja10060>

Wallace, R., Auccacusi, L., Ayala, G., Del Pilar Becerra Cardona, M., Bentti, S. B., Bowler, M., Buschiazzi, M., Cartes, J. L., Coelho, A., De Thoisy, B., Di Martino, S., Duplaix, N., Gil, G., Groenendijk, J., Guerra, N., Heither, H., Hoops, H., Leuchtenberger, C., Lima, D., ... Zambrana, V. (2025). *Assessing an Aquatic Icon : A Range Wide Priority Setting Exercise for the Giant Otter (Pteronura brasiliensis)*. <https://doi.org/10.19121/2024.report.51079>





RESTAURATION ET INGÉNIERIE ÉCOLOGIQUES : UN ENJEU MAJEUR POUR LA GESTION DURABLE DE LA BIODIVERSITÉ

Cette partie présente les enjeux de l'action pour tenter de réparer la Nature ou atténuer les pressions dans le contexte du changement global. Elle met en avant le besoin de capitaliser les retours d'expérience via la mise en réseau de suivis écologiques standardisés au niveau national sur les écosystèmes restaurés, ainsi que le test de l'efficacité de mesures de restauration/mitigation innovantes.

- 129 Un réseau de sites de démonstration pour évaluer l'efficacité des techniques de restauration des zones littorales des plans d'eau et faire avancer les connaissances en écologie de la restauration**
Marlène ROLAN-MEYNARD, Althaea PANGAUD, Samuel WESTRELIN, Jean-Claude RAYMOND, Julien DUBLON, Christine ARGILLIER
- 133 Enjeux fonctionnels de la restauration des roselières des grands lacs alpins**
Florent ARTHAUD, Baptiste BOGGIO, Jean-Christophe CLÉMENT
- 137 Atténuer l'impact du marnage artificiel sur la biodiversité des retenues : l'exemple du projet UROS et de ses îlots flottants**
Samuel WESTRELIN, Quentin SALMON, Julien DUBLON, Sébastien FONBONNE, Jean-Marc BAUDOUIN
- 143 Végétaliser les retenues d'altitude pour atténuer leur impact sur la biodiversité**
Florent ARTHAUD, Benjamin GERFAND, Stéphanie GAUCHERAND, André EVETTE, Léo TIXIER, Pierre BERTELOOT, Samuel WESTRELIN





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, le numéro de l'article et le DOI.

Un réseau de sites de démonstration pour évaluer l'efficacité des techniques de restauration des zones littorales des plans d'eau et faire avancer les connaissances en écologie de la restauration

Marlène ROLAN-MEYNARD^{1,2,4}, Althaea PANGAUD^{2,4}, Samuel WESTRELIN^{2,4}, Jean-Claude RAYMOND^{3,4}, Julien DUBLON^{2,4}, Christine ARGILLIER^{2,4}

¹ OFB, DRAS, Service EcoAqua, Aix-en-Provence, France.

² Aix-Marseille Univ., INRAE, RECOVER, 13182 Aix en Provence, France.

³ OFB, DRAS, Service EcoAqua, Thonon-les-Bains, France.

⁴ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Marlène ROLAN-MEYNARD, marlene.rolan-meynard@ofb.gouv.fr

Le réseau des sites de démonstration en plans d'eau, initié et porté par le Pôle R&D ECLA (Pôle Recherche & Développement Écosystèmes Lacustres)¹, a pour ambitions, sur les zones littorales des plans d'eau, d'améliorer les connaissances en écologie de la restauration, de faire évoluer les pratiques de restauration, et d'appuyer scientifiquement la mise en œuvre des politiques publiques.

¹. <https://poleecla.fr/>

Introduction

La restauration écologique est définie par la SER comme étant « le processus qui consiste à assister l'auto-réparation du système qui a été dégradé, endommagé ou détruit »². Portée par la prise de conscience collective de l'état de dégradation de nos écosystèmes et par les politiques publiques, la restauration des milieux est aujourd'hui en plein essor. La directive cadre sur l'eau de 2000 (voir encadré 1 « Pour en savoir plus »), qui a pour objectif un retour au bon état des masses d'eau européennes d'ici à 2027, a entraîné l'émergence de nombreux projets de restauration des milieux aquatiques. Plus récemment, le Règlement européen sur la restauration de la nature (voir encadré 1 « Pour en savoir plus »), adopté le 17 juin 2024, impose des objectifs chiffrés de restauration des milieux dégradés pour chaque État membre.

Pour autant, l'écologie de la restauration, science transdisciplinaire qui développe les concepts, les modèles, les méthodologies et les règles au service de la pratique de la restauration (Gann *et al.*, 2026), est une discipline récente, qui présente la particularité de nécessiter un lien

fort entre la sphère opérationnelle (qui est gestionnaire du milieu et met en place la mesure de restauration) et la sphère scientifique. Aujourd'hui, les effets des mesures de restauration sur le milieu et les communautés restent encore peu étudiés et donc difficilement prévisibles. Dans quelle mesure est-on ainsi capable de restaurer un écosystème ? Grâce à quelles techniques et sur quel pas de temps ?

Les réponses à ces questions, nécessaires pour améliorer l'efficacité des restaurations futures, passent donc par la mise en œuvre systématique de suivis sur les opérations de restauration (Cortina-Segarra *et al.*, 2021).

C'est dans ce contexte que le projet de réseau de sites de démonstration en plans d'eau (SDDPE) a été initié en 2016, à la suite de son homologue en cours d'eau en 2010 (Vivier *et al.*, 2018). Il s'agit, sur des plans d'eau de la France hexagonale, et sur lesquels un projet de restauration hydromorphologique des zones littorales est engagé, de mettre en place un suivi standardisé et à long terme des écosystèmes et de leurs communautés. L'objectif de ces suivis multi-sites est de quantifier les effets des mesures de restauration à grande échelle et dans des

¹. Définition de la Society for ecological restoration (SER) : <https://ser-rrc.org/what-is-ecological-restoration>

3. Pour Before-after-control-impact, c'est à dire avec des suivis avant et après l'opération, et sur le secteur restauré et des stations témoin ne faisant pas l'objet de mesures de restauration. C'est un suivi souvent préconisé lorsqu'il est nécessaire de quantifier, soit les impacts d'un aménagement, soit d'une restauration.

contextes variés, permettant de disposer de suffisamment de données pour en tirer des conclusions robustes et de faire à la fois progresser la connaissance en écologie de la restauration mais aussi les pratiques de gestion, en identifiant les mesures et techniques les plus efficaces. Le présent article expose les étapes de construction du réseau SDDPE et détaille un exemple d'application sur un des sites de ce réseau.

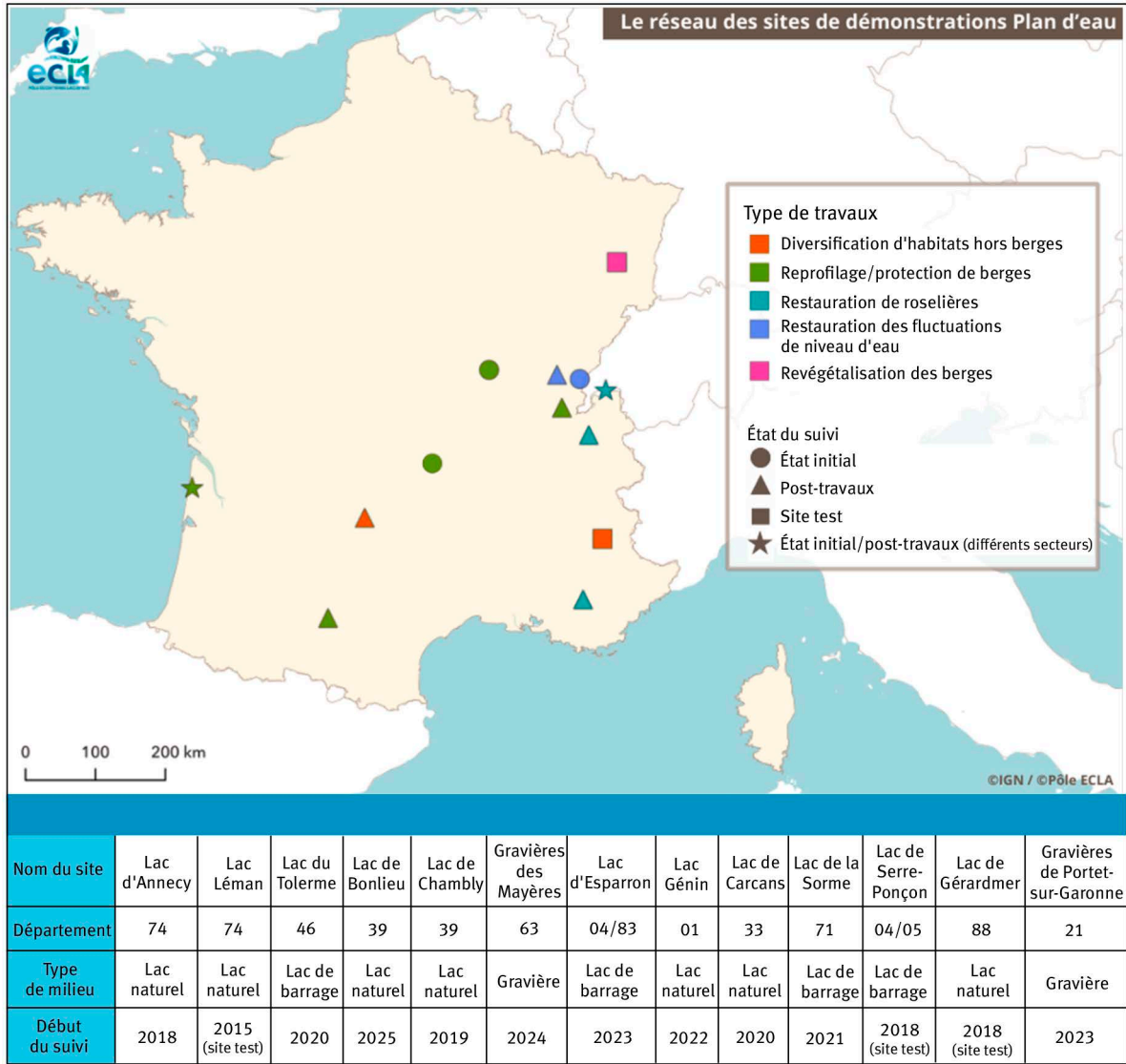
Initiation et principes du réseau de sites de démonstration en plans d'eau

La construction du réseau a débuté par des revues bibliographiques (incluant la littérature grise), des enquêtes nationales et des échanges auprès de l'ensemble des structures oeuvrant dans la gestion des milieux aquatiques (Garron *et al.*, 2024).

Ce travail préliminaire a mis en évidence le manque de suivis scientifiques des mesures mises en œuvre, ce qui a largement freiné la quantification d'un éventuel succès.

Par conséquent, dans le cadre du projet SDDPE, dont le but est de quantifier précisément les effets des mesures mises en œuvre sur le milieu et les communautés, un cadrage scientifique fort est essentiel. Aussi, quel que soit le projet de restauration envisagé et le type de plan d'eau concerné, l'intégration au réseau nécessite de disposer d'un diagnostic du milieu avant restauration, de définir des objectifs clairs pour le projet, et de mettre en place un suivi rigoureux et standardisé, suivant les principes BACI³, et ce sur le long terme. Ce suivi doit être mis en œuvre sur différents compartiments, qu'ils soient abiotiques (hydromorphologie, physico-chimie) ou biotiques (communautés végétales, d'invertébrés aquatiques, piscicoles), et sur plusieurs stations de suivi, l'une sur le secteur à restaurer, l'une ou les autres sur des secteurs dits « témoins ». Ces secteurs témoins sont situés sur le plan d'eau concerné par les travaux mais en-dehors de leur emprise et peuvent être « altérés » (secteur présentant les altérations que l'on cherche à restaurer et ne faisant pas l'objet de mesure de restauration) ou « non altérés »

Figure 1 – Les sites du réseau de démonstration en plans d'eau (SDDPE) en France métropolitaine en 2025. Les types de restauration concernés et quelques caractéristiques associées sont indiqués. Les deux sites appelés « sites test » ont participé à la définition des protocoles. Sources : © IGN et Althaea Pangaud, INRAE 2025.



(secteur ne présentant pas l'altération et pouvant correspondre à une « référence » locale) (Taubaty *et al.*, 2019). Le réseau étant fondé sur la mise en œuvre de suivis sur de nombreux sites, il est donc nécessaire de s'appuyer sur des protocoles existants, connus et pouvant être mis en œuvre à large échelle. À ce titre, les protocoles de collecte utilisés dans le cadre de la surveillance au titre de la directive cadre sur l'eau ont été retenus autant que possible, et adaptés au besoin.

Le projet ayant pour ambition de s'intéresser tant aux plans d'eau naturels qu'artificiels, et du fait des enjeux forts liés aux usages des plans d'eau (eau potable, hydroélectricité, irrigation mais aussi usages récréatifs), certaines opérations ne peuvent pas être considérées comme des opérations de restauration écologique en tant que tel. Il a donc été décidé de s'intéresser à la fois aux mesures de restauration au sens strict (suppression ou diminution des pressions), mais également aux mesures permettant d'améliorer la qualité des habitats littoraux des plans d'eau, même lorsque certains usages sont maintenus ou que le plan d'eau est artificiel.

Le réseau aujourd'hui : mise en œuvre et état d'avancement

Le choix des sites se fait en lien fort avec les services territoriaux de l'OFB (Office français de la biodiversité), les agences de l'eau, et l'ensemble des acteurs de la gestion des plans d'eau (collectivités, établissements publics, associations, privés...). Ces liens se poursuivent ensuite tout au long du projet, permettant une bonne coordination et mise en œuvre des suivis, ainsi qu'une remontée

des données dont le stockage, la standardisation et la centralisation en banque de données sont pilotés par le Pôle R&D ECLA.

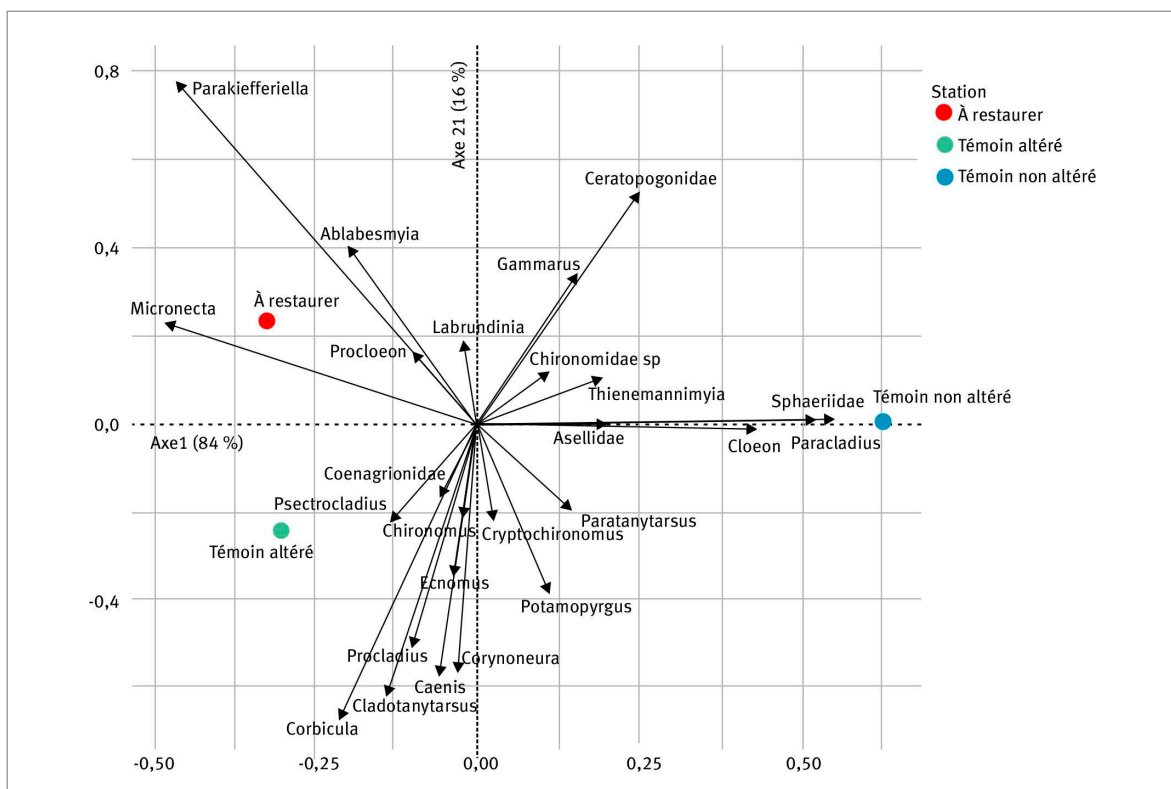
Aujourd'hui, le réseau de sites de démonstration est composé de treize sites sur le territoire hexagonal (figure 1). Il s'agit de différents types de plans d'eau (lacs naturels mais aussi lacs de barrage et gravières), sur lesquels les travaux mis en œuvre ou prévus consistent majoritairement en un reprofilage ou une protection des berges contre l'érosion (cinq sites), mais aussi pour deux cas, en de la diversification d'habitats hors berges (îlots flottants, abris de fond), et plus ponctuellement en d'autres types d'opérations. Les sites présentant un projet de restauration ambitieux sur la zone littorale d'un plan d'eau peuvent être inclus au réseau SDDPE, selon certains critères d'éligibilité (Taubaty *et al.*, 2019), suivant les possibilités de mise en œuvre des suivis et après échanges avec le réseau.

Étant donné, d'une part, les contraintes liées au montage opérationnel d'un projet de restauration et, d'autre part, au temps nécessaire à la mise en œuvre du suivi sur chacun des sites, il s'agit d'un projet à long terme, dont les premiers résultats ne seront exploitables que dans plusieurs années.

Exemple sur le lac d'Esparron (région Provence-Alpes-Côte d'Azur)

Le lac d'Esparron, dont l'usage principal est l'approvisionnement en eau potable, est la retenue artificielle la plus aval de la chaîne des lacs du Verdon. D'une surface de 328 hectares et d'une profondeur maximale de

Figure 2 – Projection sur l'axe factoriel de l'ACP⁴ (Transformation de Hellinger) des stations selon les peuplements macro-invertébrés échantillonnés en 2023 sur le Lac d'Esparron en région PACA (état initial avant travaux). La détermination des individus est réalisée au niveau générique ou à défaut, de la famille.



4. L'ACP ou Analyse en composantes principales permet, dans ce cas précis, de visualiser sur un plan les stations en fonction des communautés qui les composent et de leur abondance relative.

5. Association agréée pour la pêche et la protection du milieu aquatique locale.

6. Conservatoire botanique national alpin.

7. Le taxon définit l'unité de classification des individus, qui peut être le genre, la famille, l'espèce. Quand les groupes ne peuvent être déterminés à l'espèce, ou comportent des limites de détermination variables, on utilise le terme de taxon.

8. L'écologie des taxons se base sur Tachet *et al.* (2000) et Serra *et al.* (2016).

55 mètres, c'est également un important site touristique. En berge, les habitats de type roselière sont peu développés malgré des secteurs assez propices. Ce faible développement est attribué aux usages de loisirs, entraînant le piétinement et l'accostage sur ces zones.

Un projet de restauration des roselières a vu le jour, impliquant mise en défens et plantations de phragmites locaux, dont l'objectif est de favoriser leur développement et ainsi de soutenir la biodiversité liée à ces zones d'intérêt. En lien avec l'AAPPMA⁵ locale, le CBNA⁶, INRAE et l'OFB se sont impliqués dans le montage du projet et la mise en œuvre des suivis préconisés. L'état initial a été réalisé en 2023, pour des travaux qui ont eu lieu en 2024 et des suivis post-travaux qui ont débuté à l'automne 2025.

À titre d'exemple de résultats, la figure 2 représente ceux obtenus sur l'échantillonnage des invertébrés aquatiques avant travaux. Elle montre la similarité entre les communautés de la station à restaurer et de la station témoin altérée, comprenant notamment une forte proportion de taxons⁷ associés aux substrats fins (e.g. le bivalve exotique *Corbicula sp.*). Si, sur la station témoin non altérée, des taxons affectionnant les substrats fins sont également présents (Shaeriidae notamment), d'autres sont plus spécifiques aux habitats végétaux (*Paratanytarsus sp.*, *Cloeon sp.*, Asellidae)⁸.

Si l'opération de restauration se montre efficace, la communauté de macro-invertébrés observée sur la station restaurée se rapprochera alors de celle observée sur la station témoin non altérée, servant ainsi de référence à la mesure du succès de la restauration, montrant que la roselière recréée se montre attractive pour les taxons ayant des affinités pour cet habitat.

Conclusion

Le réseau de sites de démonstration en plans d'eau, initié en 2016 par le Pôle R&D ECLA, permettra d'améliorer les connaissances sur les effets des restaurations hydromorphologiques des zones littorales des plans d'eau. Ce réseau a d'ores et déjà permis de mobiliser un ensemble d'acteurs autour du projet. Les échanges sont ainsi largement favorisés au travers de réunions, de groupes de travail et de séminaires, qui permettent notamment le partage de retours d'expériences et la diffusion de bonnes pratiques. ■

REMERCIEMENTS

Nous remercions tous les gestionnaires, scientifiques et opérationnels impliqués dans le réseau SDDPE, sans qui le projet n'aurait pu être mis en place. En particulier, nous remercions ici Samuel Pauvert et Damien Cartalade du laboratoire hydrobiologie de l'OFB PACA-Corse.

Encadré 1 – Pour en savoir plus

Le site de la Society for ecological restoration :

<https://www.ser.org/>

Les textes de la directive cadre européenne sur l'eau :

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:02000L0060-20141120>

Les textes du Règlement européen sur la restauration de la nature :

https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/nature-restoration-regulation_en

Le site web du projet sites de démonstration en plans d'eau : <https://poleecla.fr/recherche/Usages-anthropisation/SDDPE>

Contact : prj.suivi-restaurations-plandeau.aix@inrae.fr

RÉFÉRENCES

- Cortina-Segarra, J., García-Sánchez, I., Grace, M., Andrés, P., Baker, S., Bullock, C., Decler, K., Dicks, L. V., Fisher, J. L., Frouz, J., Klimkowska, A., Kyriazopoulos, A. P., Moreno-Mateos, D., Rodríguez-González, P. M., Sarkki, S., & Ventocilla, J. L. (2021). Barriers to ecological restoration in Europe: expert perspectives. *Restoration Ecology*, 29(4), e13346. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.13346>
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Hallett, J. G.,...Dixon, K. W. (2026). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Third edition. *Restoration Ecology*, 34(S2), e70441. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.70441>
- Garron, C., Pangaud, A., Taubaty, M., Rolan-Meynard, M., Argillier, C., Raymond, J., Dublon, J., & Westrelin, S. (2024). Towards the development of a standardized method to monitor lakeshore hydromorphological restoration measures. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 34(4), e4152. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/aqc.4152>
- Serra, S. R., Cobo, F., Graca, M. A., Dolédec, S., & Feio, M. J. (2016). Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): Towards a new database. *Ecological indicators*, 61, 282-292. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.028>
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2000). *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie* (Vol. 15). CNRS éditions Paris.
- Taubaty, M., Rolan-Meynard, M., Argillier, C., Raymond, J., Marchand, C., & Westrelin, S. (2019). *Guide et protocoles pour le suivi d'actions de restauration hydromorphologique du littoral en plans d'eau*. Rapport de recherche Irstea. <https://hal.inrae.fr/hal-02608713v1>
- Vivier, A., Mangeot, P., Rolan-Meynard, M., Melun, G., Tales, E., Reyjol, Y., Peress, J., Bouchard, J., Gautier, J., & Dupont, P. (2018). Réseau de sites de démonstration pour la restauration hydromorphologique des cours d'eau: vers une production mutualisée de données de suivi au service de la connaissance et de l'action. *Techniques sciences méthodes*, 3, 43-54. <https://doi.org/10.1051/tsm/201803043>



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, le numéro de l'article et le DOI.

Enjeux fonctionnels de la restauration des roselières des grands lacs alpins

Florent ARTHAUD^{1,2,3}, Baptiste BOGGIO^{1,3}, Jean-Christophe CLÉMENT^{1,3}

¹ Université Savoie Mont Blanc, INRAE, CARRTEL, 75 bis avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains, France.

² OFB, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, Service EcoAqua, Thonon-les-Bains, France.

³ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Florent ARTHAUD, florent.arthaud@univ-savoie.fr

Les roselières lacustres, dominées par *Phragmites australis*, constituent des habitats essentiels des grands lacs alpins. Elles assurent à la fois des fonctions écologiques majeures pour la biodiversité et un rôle clé dans la régulation des cycles biogéochimiques. Leur forte régression, liée à l'aménagement des berges et à la stabilisation artificielle des niveaux d'eau, menace la fourniture de ces services. Comprendre et restaurer leur fonctionnement constitue aujourd'hui un enjeu écologique et de gestion primordial.

Les roselières lacustres : hotspots¹ biogéochimiques et de biodiversité en régression

Les roselières lacustres, dominées par *Phragmites australis*, jouent un rôle clé dans la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Elles offrent un habitat essentiel pour de nombreuses espèces faunistiques, notamment des oiseaux aquatiques, des amphibiens et une faune invertébrée diversifiée (Le Barz *et al.*, 2009). Elles influencent également les cycles biogéochimiques, en particulier celui de l'azote, en modulant la transformation et le transfert des nutriments entre sédiments, eau et biomasse végétale. Ce rôle est renforcé par l'oxygénation des sédiments *via* le système racinaire, favorisant l'activité microbienne et les processus associés.

Le déclin des roselières lacustres est documenté dans plusieurs grands lacs alpins, lié à diverses pressions anthropiques, principalement à l'aménagement des berges et à la stabilisation artificielle des niveaux d'eau. Ainsi, au cours du vingtième siècle, les roselières du lac d'Annecy ont perdu près de 90 % de leur surface, les zones restantes étant majoritairement considérées comme en mauvais état. Au lac du Bourget, la régression

atteint environ 50 %, entraînant une forte fragmentation des ceintures végétales. Cette régression compromet les services écosystémiques liés à la biodiversité et aux fonctions biogéochimiques associées (Le Barz *et al.*, 2009).

Des efforts de restauration sont entrepris depuis plusieurs décennies, visant à replanter ou protéger les roselières existantes, et à rétablir des conditions hydrologiques favorables. Les restaurations sont régulièrement suivies par les gestionnaires pour évaluer leurs effets sur la biodiversité, avec une recolonisation rapide de certaines espèces observée dans les zones concernées. En revanche, peu d'études ont évalué les effets sur les fonctions biogéochimiques, en particulier sur le cycle de l'azote.

Avant de pouvoir mesurer l'effet de la restauration sur ces fonctions, il est donc nécessaire de comprendre comment le cycle de l'azote est influencé par les caractéristiques environnementales (profondeur d'eau, saisonnalité, température, niveau trophique de la masse d'eau) et propres à la roselière (densité, biomasse, surface racinaire). Cette compréhension constitue une étape préalable à l'évaluation de l'effet de la restauration sur les fonctionnalités de l'écosystème. Ce travail a été mené dans le cadre du Pôle R&D ECLA² (Pôle Recherche et Développement

¹ Zones où l'activité biogéochimique ou la biodiversité est disproportionnellement élevée par rapport aux conditions générales.

² <https://poleecla.fr>

3. Centre alpin
de recherche sur les
réseaux trophiques
et écosystèmes
limniques.

Écosystèmes Lacustres) et de la thèse de Baptiste Boggio à l'université Savoie Mont Blanc (Boggio, 2023) au sein du laboratoire CARTEL³, afin de fournir des éléments clés pour guider des restaurations efficaces et durables.

Le cycle de l'azote dans les roselières lacustres

L'azote dissous dans les lacs, principalement sous forme d'ammonium (NH_4^+) et de nitrate (NO_3^-), provient des apports externes (ruissellement agricole, eaux usées, dépôts atmosphériques) et de la minéralisation de la matière organique dans les sédiments. Si le phosphore est historiquement identifié comme le principal nutriment de l'eutrophisation des lacs, l'azote joue également un rôle majeur en favorisant la croissance des algues et en modulant la dynamique des écosystèmes aquatiques. Le cycle de l'azote dans les zones littorales lacustres repose sur des interactions complexes entre sédiments, végétation et micro-organismes. L'ammonium présent dans les sédiments peut être transformé en nitrate par la nitrification, processus microbien aérobie. Le nitrate peut ensuite être réduit en diazote gazeux (N_2) par la dénitrification, processus microbien anaérobie qui permet l'élimination de l'azote inorganique dissous du lac vers l'atmosphère, contribuant ainsi à diminuer la charge azotée de l'écosystème. Dans les roselières, les organes souterrains de la végétation, rhizomes et racines, prélèvent l'ammonium et le nitrate pour leur croissance mais ils créent en même temps des micro zones oxygénées susceptibles de favoriser localement la nitrification, tandis que les zones saturées par l'eau interstitielle ou peu oxygénées limitent cette activité microbienne et favorisent plutôt la dénitrification qui élimine le nitrate. L'hydrologie contrôle donc la dynamique de l'azote dans les horizons superficiels des zones humides riveraines (Hefting *et al.*, 2004). Un niveau de nappe situé à moins

de 10 cm de la surface favorise l'ammonification, entraînant une accumulation d'ammonium ; une nappe comprise entre 10 et 30 cm stimule la dénitrification et réduit la disponibilité en azote ; tandis qu'une nappe située à plus de 30 cm conduit à une accumulation de nitrates en raison d'une nitrification nette plus élevée.

Dans le cadre des recherches menées par le Pôle R&D ECLA, il a été montré que *Phragmites australis* jouait un rôle majeur dans la régulation de l'azote inorganique dissous dans les zones riveraines des grands lacs alpins. Ces travaux reposent notamment sur le suivi de topohydroséquences dans les roselières des lacs du Bourget et d'Annecy, combinant la caractérisation des peuplements de roseaux, les mesures biogéochimiques et les paramètres environnementaux. Les résultats confirment comme attendu que la transformation de l'ammonium en nitrate (nitrification) est fortement contrainte par l'hydrologie. Elle reste possible, mais à un niveau très faible, lorsque les sédiments sont simplement gorgés d'eau et pauvres en oxygène (figure 1). En revanche, la nitrification est totalement absente dès lors que la colonne d'eau recouvre les sédiments de façon permanente, indépendamment de la hauteur d'eau. Cette faible production de nitrate est signe d'une boucle microbienne incomplète probablement due à l'anoxie de sédiments toujours immergés. Malgré cette absence de nitrification significative, une faible activité de dénitrification est néanmoins détectée ce qui suggère l'existence d'apports alternatifs en nitrate dans les sédiments immergés, permettant la réduction de nitrate en diazote gazeux, émis vers l'atmosphère, entraînant ainsi une perte d'azote pour l'écosystème. Ce processus de dénitrification reste très faible en roselière aquatique en réponse probablement à des conditions réductrices dans des sédiments immergés en permanence. Bien que les potentiels redox n'ont pas été mesuré dans cette étude, des valeurs de 300 mV sont optimales pour la dénitrification, alors que des valeurs plus faibles entraîne l'utilisation d'autres accepteurs d'électrons tels que les ions manganèse (Mn^{4+} , fer (Fe^{3+}) ou sulfate (SO_4^{2-}) par exemple, au lieu de l'utilisation du nitrate.

Parallèlement, *Phragmites australis* joue un rôle également déterminant dans le devenir de l'azote réduit. Les roseaux assimilent efficacement l'ammonium présent dans les sédiments et l'eau interstitielle, ce qui peut entraîner une diminution de plus de 95 % des concentrations par rapport aux zones dépourvues de végétation. Cette réduction de la concentration d'ammonium se maintient quelle que soit la densité de peuplement, avec des capacités similaires observées entre 5 et 200 tiges.m⁻². À l'inverse, l'absence totale de roseaux conduit à une accumulation marquée de l'ammonium dans les sédiments superficiels, soulignant le rôle essentiel de la végétation comme puits biologique. Ainsi, la présence, même clairsemée, de *Phragmites australis* assure une assimilation efficace de l'ammonium et prévient son accumulation, alors que son absence favorise des concentrations élevées. Ces résultats soulignent que la restauration des roselières ne peut se limiter à la seule replantation de *Phragmites australis*. Elle doit absolument être envisagée de manière intégrée avec la gestion hydrologique afin de rétablir durablement les fonctions biogéochimiques des roselières alpines.

Figure 1 – Effets de la profondeur d'eau et de la présence de roseaux sur les pools et les flux principaux du cycle de l'azote dans les roselières à *P. australis*. La taille des caractères et l'épaisseur des flèches correspondent à la taille respective du stock ou à l'intensité relative de l'activité concernant l'azote organique (N_{orga}), le nitrate (NO_3^-), l'ammonium (NH_4^+), le diazote (N_2) et le protoxyde d'azote (N_2O).

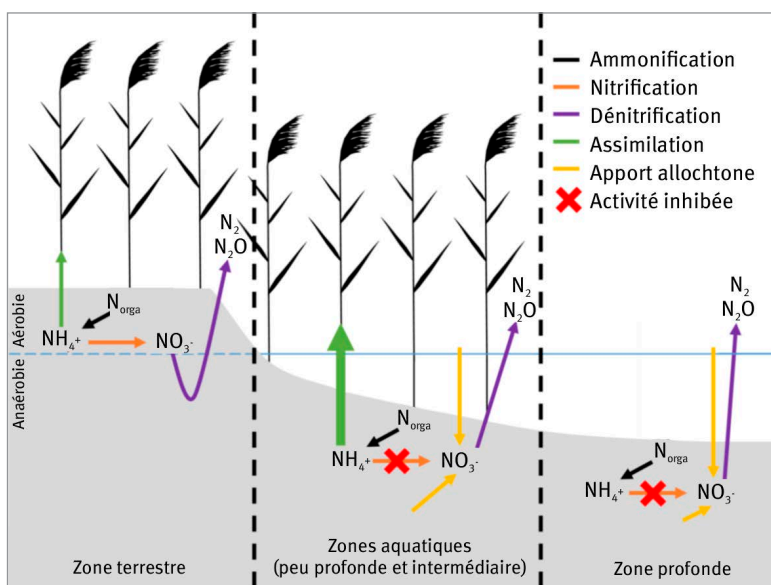


Photo ① – Roselières du lac du Bourget au niveau d'eau estival (à gauche) et lors de la baisse exceptionnelle du lac survenant tous les quatre ans (à droite). Source de la photo : © CISALB (<https://www.cisalb.fr>).



Restauration des roselières : combiner génie écologique et gestion hydrologique

La restauration des roselières lacustres des grands lacs alpins constitue un enjeu fonctionnel majeur. Au-delà de la préservation de la biodiversité faunistique, ces roselières contribuent à la régulation du cycle de l'azote, notamment par l'absorption de l'ammonium et les interactions complexes avec la microfaune et la microflore des sédiments.

Les recherches menées par le Pôle R&D ECLA montrent que le fonctionnement du cycle de l'azote dans les roselières dépend fortement des conditions hydrologiques locales. Les fluctuations du niveau d'eau sont essentielles pour permettre des alternances d'oxygénation et de saturation des sédiments qui stimulent la nitrification et soutiennent la dénitrification. Par ailleurs, la germination des roseaux se déroule presque uniquement lors des phases hors de l'eau, soulignant la nécessité d'une gestion fine de l'hydrologie pour assurer également le renouvellement et le maintien des roselières.

Dans de nombreux lacs français, et même européens, la régulation et stabilisation artificielles des niveaux d'eau ont supprimé le marnage naturel, éliminant les phases d'assèchement des roselières. Il est donc essentiel de réinstaurer le plus possible des événements de baisse des niveaux du lac, comme c'est le cas depuis 2017 pour le lac du Bourget (photo ①). Pour être pleinement efficaces, ces événements doivent permettre la mise à sec complète des roselières aquatiques, afin de favoriser une oxygénation ponctuelle des sédiments, permettant certaines étapes clés des cycles biogéochimiques, comme la nitrification, la respiration aérobie mais aussi la méthanotrophie (transformation du méthane en dioxyde de carbone (CO₂)). La période de ces assèchs ponctuels est également un élément essentiel pour la réussite de l'opération : l'été semble être le plus propice, dans la mesure où les températures chaudes stimulent les activités microbiennes. Parallèlement, pour permettre la dénitrification, qui peut être temporellement et spatialement découplée de la nitrification, il est également nécessaire que les roselières soient submergées une partie de l'année. Ce régime alter-

nant assèchement et submersion, initialement naturel, se rapproche du fonctionnement « en chasse » des stations d'épuration à macrophytes, dont l'efficacité pour l'abattement des pollutions azotées est bien documentée. Ces variations du niveau d'eau semblent parallèlement avoir peu d'impact sur la faune benthique et piscicole littorale (Lenormand *et al.*, 2019), qui s'adapte aux cycles saisonniers de submersion et d'assèchement.

Ainsi, une restauration efficace ne peut se limiter à la seule plantation de roseaux : elle requiert une approche intégrée et adaptée aux conditions locales combinant végétation et hydrologie, les deux étant liées puisque le cycle de vie des roseaux et donc la régénération des roselières aquatiques, dépendent de l'alternance de périodes d'assech et de périodes en eau. Ces résultats fournissent des leviers concrets pour orienter les restaurations et guider les recherches futures. Ils mettent en évidence l'importance de coupler restauration végétale et gestion hydrologique afin de rétablir pleinement les services écosystémiques des roselières alpines, en particulier la régulation des nutriments et la résilience des écosystèmes face au changement global. ■

RÉFÉRENCES

- Boggio, B. (2023). Fonctionnement biogéochimique des roselières lacustres et effets de la restauration sur le cycle de l'azote [Thèse, Université Savoie Mont Blanc]. <https://hal.science/tel-04876171v1>
- Keddy, P. (2023). *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Third edition. Cambridge University Press.
- Hefting, M., Clément, J., Dowrick, D., Cosandey, A., Bernal, S., Cimpian, C., Tatur, A., Burt, T., & Pinay, G. (2004). Water table elevation controls on soil nitrogen cycling in riparian wetlands along a European climatic gradient. *Biogeochemistry*, 67(1), 113-134. <https://doi.org/10.1023/b:biog.0000015320.69868.33>
- Le Barz, C., Michas, M. & Fouque, C. (2009). Les roselières en France métropolitaine – premier inventaire (1998-2008). *Faune Sauvage* n°283.
- Lenormand, J., Crétollier, F., Taubaty, M., & Raymond, J. C. (2019). *Évaluation de l'abaissement du niveau du lac du Bourget : impact sur la qualité biologique et piscicole de la zone littorale*. OFB.





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, le numéro de l'article et le DOI..

Atténuer l'impact du marnage artificiel sur la biodiversité des retenues : l'exemple du projet UROS et de ses îlots flottants

Samuel WESTRELIN^{1,4}, Quentin SALMON^{1,4}, Julien DUBLON^{1,4}, Sébastien FONBONNE², Jean-Marc BAUDOIN^{1,3,4}

¹ Aix-Marseille Univ., INRAE, RECOVER, 13182 Aix-en-Provence, France.

² ECOCEAN, 1342 avenue de Toulouse, 34070 Montpellier, France.

³ OFB, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, Service EcoAqua, 13182 Aix-en-Provence, France.

⁴ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Samuel WESTRELIN, samuel.westrelin@inrae.fr

Dans de nombreux plans d'eau soumis au marnage artificiel, les zones littorales — pourtant essentielles à la biodiversité — se dégradent fortement. Le projet UROS explore une solution innovante : des îlots flottants capables d'offrir en continu des habitats variés. Testés pendant quatre ans sur la retenue de Serre-Ponçon, les résultats prometteurs laissent entrevoir la capacité de ces îlots à restaurer une partie des fonctionnalités écologiques perdues, sous réserve de confirmer ces tendances à long terme.

Introduction

Les écosystèmes lacustres contribuent fortement à la biodiversité terrestre et aquatique et hébergent de nombreuses espèces endémiques menacées (Collen *et al.*, 2014). Ils sont également exploités pour de nombreux usages comme la production d'hydroélectricité, l'approvisionnement en eau potable, l'irrigation, ou bien encore les activités récréatives. La dépendance de nombreuses activités humaines à ces milieux a ainsi conduit à l'artificialisation de nombreux lacs naturels et à la création de nombreuses retenues artificielles (79 % des plans d'eau de plus de 50 ha sont artificiels en France) (Zarfl *et al.*, 2015). Les zones littorales des écosystèmes lacustres concentrent une grande diversité d'habitats et une importante biodiversité (Strayer et Findlay, 2010), mais elles sont aussi particulièrement soumises aux altérations anthropiques générées par ces activités (artificialisation des rives, gestion des niveaux d'eau, batillage, piétinement, etc.). Un fort marnage* appauvrit la qualité et la diversité des habitats disponibles et diminue la biodiversité de la zone littorale. Evtimova et Donohue (2016) ont par exemple montré qu'il conduisait à un substrat littoral plus grossier avec moins de couverture végétale de type

macrophytique dans les zones peu profondes. Le fort marnage peut ainsi entraîner la perte de zones de refuge, notamment pour les jeunes stades de poissons (Kaczka et Miranda, 2014), voire même assécher des pontes. Les structures de communautés s'en trouvent modifiées avec souvent un déclin de la richesse littorale spécifique* des poissons et des macro-invertébrés (Hirsch *et al.*, 2017; White *et al.*, 2011). Le recrutement naturel devient particulièrement délicat chez les espèces de poissons phytophiles pour lesquelles l'accès aux zones humides herbacées est critique à certains stades de vie (Tibblin *et al.*, 2023).

Si une gestion hydrologique des lacs plus respectueuse des cycles biologiques des espèces reste sans doute la solution d'atténuation des impacts la plus efficace, il est en pratique souvent très difficile d'abandonner ou d'adapter les usages à l'origine de ces fortes variations de niveau d'eau. À l'échelle européenne, dans le cadre de la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau (DCE) et plus particulièrement de la recherche de mesures pour l'atteinte du bon potentiel des retenues artificielles, un guide recense les solutions envisageables (Halleraker *et al.*, 2016). Gilbert et Tissot (2016) en proposent une

revue et distinguent deux grands types d'aménagements en soulignant le manque de retours sur leur efficacité : les frayères artificielles, dont l'objectif ciblé est d'améliorer la reproduction des poissons, et les mesures de restauration (incluant végétalisation des berges et radeau végétalisé), dont l'objectif est plus général et vise à améliorer la qualité de l'habitat et la dimension paysagère du site. Concernant la végétalisation des rives, de nombreux essais ont été tentés dans les années 1990 mais se sont avérés infructueux (Fraissé, 1999). On peut rajouter l'alevinage à la liste des méthodes utilisées pour espérer contrecarrer la mauvaise reproduction de certaines espèces sur certains sites, largement pratiqué en France, mais dont l'efficacité semble très limitée (Daupagne *et al.*, 2021). Parmi les solutions dites de « restauration », les îles artificielles flottantes présentent l'avantage majeur de suivre les variations de niveau d'eau, rendant accessibles en permanence des habitats proches de ceux naturellement présents dans les zones littorales lacustres. Si cette idée commence à émerger, il s'agit le plus souvent d'un simple tapis de végétation flottant, dont seules les racines sont immergées et font office de support de ponte pour les poissons. En outre, il existe à l'heure actuelle très peu de retours d'expérience et d'études scientifiques s'intéressant à l'architecture et à l'efficacité de telles structures (de Moraes *et al.*, 2023 ; Huang *et al.*, 2017). Elles ont le plus souvent été conçues et considérées seulement sous la forme de « filtres biologiques » pour lutter contre l'eutrophisation (Yeh *et al.*, 2015), l'apport en termes d'habitats pour la macrofaune aquatique étant généralement peu pris en compte.

Le projet de recherche et développement UROS a consisté à concevoir, construire et tester des îlots artificiels flottants végétalisés (végétations terrestre et aquatique) recréant des zones littorales de différentes profondeurs, disponibles en permanence pour la biodiversité. Le but recherché était que ces structures offrent des zones de substrat immergé et de végétation propices

à la reproduction des espèces de poissons phytophiles* (frayères), à la croissance et la protection des jeunes poissons (nursérie) et à la colonisation par les invertébrés et les micro-organismes aquatiques. Nous dressons ici un bilan de ce projet au regard de ces objectifs.

Site d'étude et design des îlots

Le site d'étude

La retenue de Serre-Ponçon fait partie des plus grandes retenues de France métropolitaine avec une surface de 28 km² et une profondeur maximale de 110 m. Les multiples usages de cette retenue (hydroélectricité, irrigation, eau potable, contrôle de crue, activités récréatives) entraînent un marnage très important pouvant atteindre 49 m en une année (en moyenne 27 m de 2018 à 2022) et 1,6 m en une journée (source : EDF). Ces variations sont saisonnières avec une baisse importante du niveau de l'automne au début du printemps (production d'hydroélectricité), puis une remontée avec la fonte des neiges et une stabilité estivale à cote haute pour assurer les activités récréatives.

La conception des îlots

Les îlots, d'une surface de 70 m² (14 m x 5 m), sont constitués, en leur périphérie, d'une partie terrestre plantée d'hélophytes* locales et, au centre, d'une partie aquatique comprenant deux étages de profondeurs différentes végétalisés avec des hydrophytes* locales. À 0,5 m de profondeur ont été plantées des plantes gazonnantes de taille moyenne (*Myriophyllum spicatum*, *Stuckenia pectinata*, *Chara* sp.) et, à 1 m de profondeur, du *Potamogeton* (*Potamogeton coloratus*, *Potamogeton nodosus*, *Potamogeton lucens*) pour le développement d'herbiers plus importants. La surface totale végétalisée est d'environ 14 m² par radeau et permet de créer des zones propices pour la biodiversité. Des cages grillagées remplies de coquilles d'huîtres recyclées et de verre cellulaire tapissent le fond de ces étages aquatiques et recréent un sol minéral. Sur les côtés de ces étages, de leur fond jusqu'à la surface, des cages grillagées (© Biohut) remplies de substrat et des cages vides ont été positionnées afin de protéger la zone centrale du battillage et de créer des refuges pour les poissons juvéniles (photo ❶ ; Salmon *et al.*, 2022).

La sélection des stations d'échantillonnage

Trois îlots flottants ont été installés en septembre 2018 dans la partie aval de la retenue. Le choix des zones d'implantation s'est fait selon plusieurs critères comme une profondeur supérieure à 30 m pour éviter l'échouage en période de basses eaux, des zones reculées en fond de baies pour être protégées des effets du battillage et éloignées des zones d'activités récréatives. La taille des stations* littorales témoins (70 m de long x 1 m de large x 1 m de profondeur) a été définie en regard de la surface (70 m²) et de l'étagement aquatique (profondeur de 1 m maximum) des îlots. Deux catégories de stations témoins ont été sélectionnées dans le but de pouvoir mesurer un effet potentiel des structures flottantes dans leur environnement proche : pour chacun des îlots, une station littorale témoin proche se situant dans la même baie que la structure flottante et une station littorale témoin éloignée dans une baie voisine (Salmon *et al.*, 2022).

Photo ❶ – Îlot flottant sur la retenue de Serre-Ponçon.

Vue aérienne d'un îlot avec deux encarts photographiques, respectivement des herbiers aquatiques de la partie centrale de l'îlot à gauche et des structures grillagées (© Biohut) à droite (© Pôle ECLA-Ecocean).

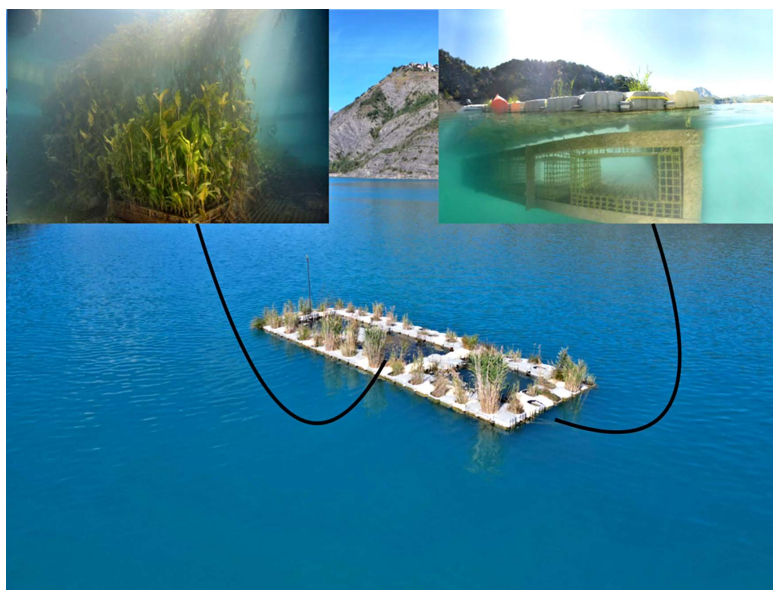
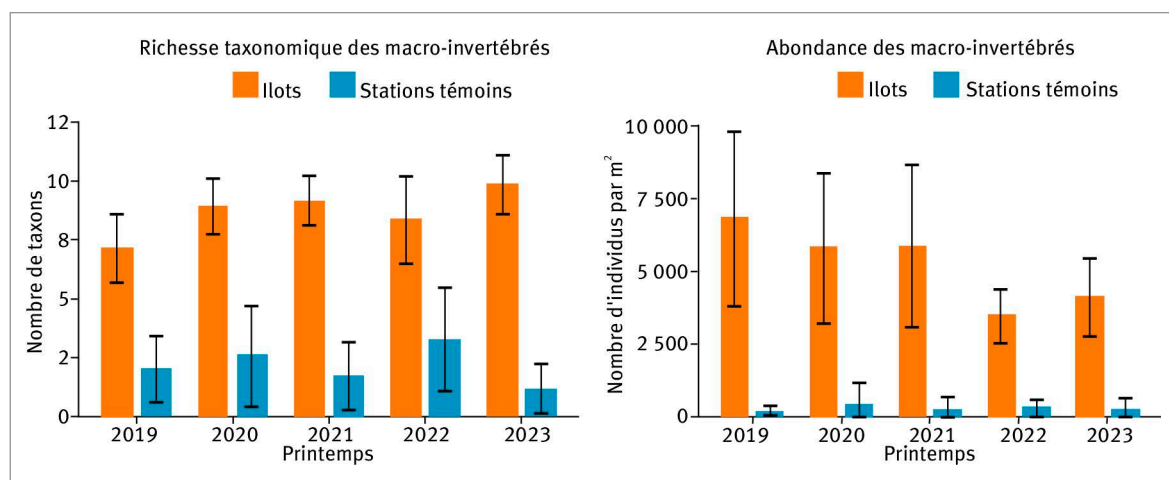


Figure 1 – Évolution de la richesse taxonomique et des abondances de macro-invertébrés.
Valeur moyenne ($\pm$ écart type standard) de la richesse taxonomique (panel de gauche) et de l'abondance au m² (panel de droite) des macro-invertébrés dans les stations témoins et dans les îlots au printemps de 2019 à 2023.



Colonisation par les macro-invertébrés

Méthodologie

Les communautés de macro-invertébrés benthiques ont été échantillonnées dans les îlots et les stations témoins lors de chaque printemps de 2019 à 2023. Dans les stations témoins, des prélèvements au filet Surber* (maille de 250 μ m) ont été réalisés à différentes profondeurs dans la zone littorale : deux à 0,5 m et un à 1 m de profondeur. Dans chacune des trois îlots, des substrats amovibles (deux à 0,5 m et un à 1 m de profondeur, de dimensions identiques au filet Surber), installés lors de la mise en place des structures, ont été retirés et leur contenu soigneusement conservé dans l'alcool. Au laboratoire, tous les échantillons ont été tamisés à 250 μ m et triés sous loupe binoculaire. Les organismes ont été déterminés au niveau taxonomique le plus précis possible, principalement au genre.

L'abondance et la richesse* taxonomique (nombre de taxons recensés) ont été calculées pour chaque échantillon de chaque type de station. La Dreissène (*Dreissena polymorpha*), bivalve non indigène à croissance rapide, n'a pas été prise en compte dans les échantillons pour éviter d'avoir des abondances excessives qui masquent les autres espèces d'intérêt. Les métriques ont été comparées statistiquement entre les stations grâce à des tests non paramétriques de type Kruskal-Wallis (Salmon *et al.*, 2022).

Par ailleurs, les traits fonctionnels* ont été recensés pour chacun des taxons échantillonnés (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000) et comparés entre stations témoins et îlots.

Résultats

Au printemps 2019, soit seulement huit mois après leur installation, l'abondance moyenne était déjà significativement plus importante dans les îlots que dans les stations témoins proches. Les années suivantes, elle tend à se stabiliser dans les îlots à environ 4 000 individus/m² mais reste significativement supérieure à celle des stations témoins (figure 1). C'est également le cas pour la richesse taxonomique qui est significativement supérieure dans les

îlots chaque année comparativement aux stations témoins (environ quatre fois supérieure). On observe également une augmentation de la richesse taxonomique moyenne dans les îlots au cours du temps avec environ sept taxons en 2019 contre dix en 2023 (figure 1).

Concernant les traits fonctionnels, les communautés des zones témoins et des îlots sont très différentes. Dans les stations témoins, les individus appartiennent à des taxons généralistes qui sont très mobiles, polluorésistants, à dispersion aérienne, plutôt inféodés à des substrats minéraux et qui supportent de fortes variations de température. À l'inverse, dans les îlots, les individus appartiennent à des taxons peu mobiles, polluo-sensibles, à dispersion aquatique active et plutôt inféodés à des environnements chauds et végétalisés de type étang. Il est important aussi de mentionner que la moule Quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) a été découverte en 2023 dans la retenue (Combrisson, 2023). Cette espèce a un développement encore plus rapide que sa cousine la moule zébrée. À ce jour, elle a déjà très largement colonisé la retenue ainsi que les îlots.

Colonisation par les poissons

Méthodologie

Les communautés de poissons ont été échantillonnées sur les îlots et sur les stations littorales témoins de même surface au printemps et en été de 2019 à 2022, avec des nasses pêchant la nuit et par observation visuelle directe par plongée en apnée le jour. La taille des poissons était mesurée (échantillonnage par nasses) ou estimée (échantillonnage en apnée), ce qui a permis d'estimer l'abondance des stades juvéniles et adultes de chaque espèce ainsi que leur richesse spécifique*. Des modèles linéaires généralisés ont été utilisés pour expliquer richesse et abondance des différents stades en fonction du type de station (îlot/zone témoin), de l'année et de la saison. La comparaison des abondances entre îlots et zones témoins a été raffinée par espèce (Salmon *et al.*, 2025).

Une attention particulière a été portée au brochet, top prédateur emblématique de nos milieux aquatiques continentaux et espèce cible naturelle de ces îlots dans la mesure où il affectionne les zones végétalisées, typiquement comme zone de fraie (Skov et Nilsson, 2018). L'échantillonnage visuel décrit ci-dessus a été étendu à l'année 2023. La comparaison des abondances de brochets échantillonnés de jour entre les deux types de station s'est faite sur l'ensemble de la période 2019-2023, par saison (printemps, été) et par année à l'aide de tests de Kruskal-Wallis (Salmon *et al.*, 2024).

Résultats

Toutes espèces

Huit espèces ont été recensées sur les îlots et dans les zones littorales témoins (tableau ❶). Leurs abondances diffèrent entre îlot et zone témoin, excepté pour les juvéniles en journée. Concernant la richesse spécifique*, seule celle des juvéniles dépend du type de station, de jour comme de nuit, tout en étant légèrement supérieure dans les zones littorales témoins. Globalement, les communautés des zones littorales témoins et des îlots apparaissent cependant très similaires. Les principales différences se trouvent la nuit, notamment avec une abondance plus importante en zones littorales pour les juvéniles de chevaine (*Squalius cephalus*), goujon (*Gobio gobio*) et perche (*Perca fluviatilis*) mais aussi pour les blennies (*Salaria fluviatilis*) adultes (tableau ❶).

Tableau ❶ – Comparaison des abondances des différentes espèces de poissons entre îlots et zones littorales témoins. La comparaison est faite selon le stade de développement des poissons (adulte/juvénile) et le cycle jour/nuit ; le mode d'échantillonnage est rappelé entre parenthèses. Un signe +, respectivement –, signifie que l'abondance de l'espèce est plus élevée, respectivement plus faible, dans les îlots que dans les stations littorales témoins. Un signe = signifie qu'aucune différence n'a été relevée. Une case vide dans le tableau signifie que le stade correspondant de l'espèce en question n'a pas été échantillonné. Une x signifie que le stade correspondant est trop gros pour être capturé par les nasses.

		Jour (plongée)	Nuit (nasses)
Adultes	Ablette (<i>Alburnus alburnus</i>)	=	
	Blennie fluviatile (<i>Salaria fluviatilis</i>)	=	-
	Brochet (<i>Esox lucius</i>)		x
	Chevaine (<i>Squalius cephalus</i>)	=	x
	Gardon (<i>Rutilus rutilus</i>)		=
	Goujon (<i>Gobio gobio</i>)	=	=
	Perche commune (<i>Perca fluviatilis</i>)	+	=
	Toxostome (<i>Chondrostoma toxostoma</i>)		x
Juvéniles	Ablette	=	=
	Blennie fluviatile	=	=
	Brochet	=	=
	Chevaine	=	-
	Gardon	=	=
	Goujon	-	-
	Perche commune	=	-
	Toxostome	+	=

De jour, les îlots sont plutôt fréquentés par des perches adultes et des toxostomes (*Chondrostoma toxostoma*) juvéniles (tableau ❶).

Il est à mentionner qu'aucune écrevisse américaine (*Faxonius limosus*) n'a été piégée ou vue sur les îlots, contrairement aux zones littorales témoins.

Zoom sur le brochet (espèce cible du projet)

Sur l'ensemble de la période 2019-2023 ainsi que tous printemps confondus, l'abondance moyenne du brochet est plus élevée dans les îlots que dans les zones témoins distantes mais pas différente de celle des zones témoins proches des îlots. Chaque année prise individuellement, l'abondance n'est pas différente entre îlot et quelque zone témoin que ce soit, proche ou distante.

Lors de chacune des cinq années de suivi, de un à dix-huit brochets juvéniles ont été observés tous îlots confondus contre zéro à six toutes stations témoins comprises. Seuls quatre adultes ont été observés lors de ces échantillonnages, équitablement répartis entre îlots et zones témoins.

Les plus petits individus observés sur les îlots possédaient encore un sac vitellin et mesuraient environ 15 mm (photo ❷). Une large gamme de juvéniles allant de très petits stades avec sac vitellin jusqu'à des brochetons d'environ 15 cm ont été observés sur les îlots (Salmon *et al.*, 2024).

Conclusions - Perspectives

L'hétérogénéité des habitats offerts par les îlots (différents types de substrats, racines de plantes hélophytes, herbiers de plantes aquatiques) ainsi que leur disponibilité permanente ont favorisé la colonisation par les macro-invertébrés. Une communauté de macro-invertébrés très différente des points de vue taxonomique et fonctionnel de celle qui supporte les fortes contraintes des zones littorales soumises au marnage s'y est rapidement et durablement installée. Alors que les zones littorales accueillent des taxons généralistes, les îlots accueillent des taxons peu mobiles et polluo-sensibles, certains étant présents sur le bassin versant en amont ou en aval de la retenue de Serre-Ponçon.

Contrairement à ce qui a été observé pour les macro-invertébrés, la communauté piscicole des îlots est relativement peu différente de celle des zones littorales et, quand différence il y a, c'est le plus souvent avec des abondances plus fortes dans les zones littorales. Un zoom sur le brochet, espèce phytophile par excellence et cible naturelle des radeaux, montre tout de même un signal qui va dans le sens des hypothèses de départ du projet, à savoir que les îlots semblent un peu plus attirer les espèces phytophiles. Certaines espèces de poissons restent plus abondantes dans les zones littorales probablement car elles sont benthiques, comme la blennie ou le goujon, et préfèrent les fins substrats des zones littorales plutôt que les substrats plus grossiers tapissant le fond des îlots. Par ailleurs, atteindre les îlots nécessite de nager en pleine eau (profondeur supérieure à 30 m), ce qui peut limiter la colonisation par certaines espèces. La complexité des habitats et la végétation en particulier expliquent fort probablement les résultats encourageants obtenus sur le brochet, pour lequel, même si des pontes n'ont pas été répertoriées, une large gamme

de stades juvéniles avec notamment des individus très petits jusqu'à des stades adultes ont été observés. La plus forte abondance de cette espèce sur les îlots et les zones témoins proches, relativement aux zones témoins éloignées, pourrait correspondre à un rayon d'influence de l'îlot au-delà de son seul périmètre à l'échelle d'une baie.

Même si les îlots ont été colonisés par une communauté de poissons s'approchant de celle des zones littorales, l'abondance moindre de juvéniles autres que les brochets n'était pas un résultat attendu. Les emplacements des îlots, distants d'une cinquantaine de mètres des berges et dans des zones de profondeur d'environ 30 m, ont pu être limitantes. En effet, dans d'autres études ayant montré un relatif bénéfice de structures apparentées, celles-ci étaient toutes situées dans des zones de faible profondeur dans la zone littorale (par exemple Baumann *et al.*, 2016; de Moraes *et al.*, 2023). La surface relativement limitée de l'îlot peut aussi jouer, notamment pour des espèces comme le brochet dont les frayères ont des surfaces bien plus importantes. Cependant, de telles surfaces, même petites, peuvent jouer un rôle important dans la continuité écologique à l'échelle du bassin versant en faisant office de corridor, comme on a pu l'apercevoir sur les macro-invertébrés. Au-delà de leurs bénéfices pour les communautés animales, il est à noter que l'apport paysager de ces îlots dans des milieux fortement anthropisés est un point attractif pour de nombreux gestionnaires. Ils florissent d'ailleurs en milieu urbain.

Bien que la biodiversité amphibie et terrestre n'ait pas fait l'objet d'un échantillonnage scientifique, elle a été minutieusement répertoriée à chaque campagne de terrain. De nombreuses pontes d'oiseaux ont été recensées chaque année, avec au total plus de quarante œufs pondus par trois espèces (Goéland argenté, Bergeronnette grise, Canard colvert). Le crapaud commun, aux stades de têtard et d'adulte, a été observé au sein des îlots ainsi que ses pontes dans les racines d'hélophytes. Au sein de la végétation terrestre, un lézard ainsi qu'araignées, abeilles et autres insectes ont également été observés. L'ensemble de ces observations souligne l'intérêt écologique de cette partie terrestre.

Par ailleurs, les suivis écologiques réalisés sur plusieurs années ont montré que l'architecture de tels dispositifs, inspirée du biomimétisme et utilisant des matériaux vivants, évolue constamment avec le développement de la végétation. La structure des habitats offerts par les différents étages végétalisés n'est finalement proche du design imaginé initialement qu'au bout de quelques années. Ce constat est fréquent dans les opérations de restauration écologique plus classiques et souligne le besoin de suivis scientifiques sur le long terme pour apprécier réellement l'ensemble des potentialités offertes par ce type d'îlots flottants. En outre, riches des enseigne-

Photo 2 – Alevin de brochet d'environ 15 mm dont le sac vitellin n'est pas totalement résorbé. Photographie prise dans un îlot flottant en mai 2020 (© Pôle ECLA-Ecocean).



ments de ce projet, de nouveaux prototypes plus grands, plus fonctionnels, plus esthétiques et bannissant l'utilisation de plastique pour les flotteurs, ont été imaginés et pourraient être testés prochainement. Enfin, dans la continuité du projet UROS, le Pôle R&D ECLA (Pôle Recherche & Développement Écosystèmes Lacustres)¹ étend l'analyse des bénéfices de ce type de structures pour la biodiversité dans de plus petits écosystèmes anthropisés et également soumis à un marnage important, tels que les retenues d'altitude. ■

1. <https://poleecla.fr>

Encadré 1 – Glossaire

Hélophyte : plante semi-aquatique dont les racines se développent dans une terre gorgée d'eau voire dans l'eau.

Hydrophyte : plante aquatique.

Marnage : variations du niveau d'eau.

Phytophile : qui dépose ses œufs sur de la végétation immergée.

Prélèvement au filet Surber : il s'agit de déposer un filet au fond de l'eau et de récupérer tout le substrat qui se trouve délimité par un cadre en avant du filet.

Richesse spécifique : nombre d'espèces différentes échantillonnées. L'espèce est le rang le plus fin d'identification ; il peut être compliqué d'atteindre ce rang et la détermination peut s'arrêter avant : on parle alors de richesse taxonomique.

Station : zone sur laquelle est réalisé l'échantillonnage, c'est-à-dire un prélèvement physico-chimique ou biologique. Les stations sont ici soit une portion continue de la zone littorale du lac, soit un îlot.

Traits fonctionnels : caractéristiques de la biologie et de l'écologie d'un taxon (morphologie, phénologie, ressource alimentaire, affinité à des paramètres d'habitat, mode de locomotion, mode de reproduction...).

Encadré 2 – En savoir plus

Manuscrit de thèse : <https://theses.fr/2022AIXM0205>

Vidéos :

<https://www.ofb.gouv.fr/actualites/des-structures-flottantes-pour-soutenir-la-biodiversite-dans-les-zones-littorales>

<https://youtu.be/oG8cubuSDas?feature=shared>

https://www.youtube.com/watch?v=Qgw6HuQft_g

REMERCIEMENTS

Ce projet a été soutenu par l'Office français de la biodiversité (OFB), l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE), la société ECOCEAN et l'Agence nationale pour la recherche et la technologie (ANRT). Les auteurs remercient particulièrement le SMADESEP, Syndicat mixte d'aménagement et de développement du lac de Serre-Ponçon, pour avoir accueilli très favorablement ce projet et pour son excellente collaboration. Merci au Conservatoire botanique national alpin (CBNA) pour son aide dans la mise en place des structures.

Les auteurs remercient chaleureusement toute l'équipe du service départemental OFB 05 et toutes les personnes, très nombreuses, qui ont apporté leur aide précieuse tout au long du projet, que ce soit lors des échantillonnages de terrain ou au laboratoire.

Enfin, un grand merci aux structures locales pour leur enthousiasme dans le projet : Commission de Serre-Ponçon, EDF, Fédérations de pêche des Hautes-Alpes et des Alpes-de-Haute-Provence, directions départementales des Territoires des Hautes-Alpes et des Alpes-de-Haute-Provence.

RÉFÉRENCES

- Baumann, J. R., Oakley, N. C., & McRae, B. J. (2016). Evaluating the Effectiveness of Artificial Fish Habitat Designs in Turbid Reservoirs Using Sonar Imagery. *North American Journal of Fisheries Management*, 36(6), 1437-1444. <https://doi.org/10.1080/02755947.2016.1227401>
- Collen, B., Whitton, F., Dyer, E. E., Baillie, J. E. M., Cumberlidge, N., Darwall, W. R. T., Pollock, C., Richman, N. I., Soulsby, A., & Böhm, M. (2014). Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Global Ecology and Biogeography*, 23(1), 40-51. <https://doi.org/10.1111/geb.12096>
- Combrisson, D. (2023). Colonisation de la Moule quagga *Dreissena rostriformis bugensis* Andrusov, 1897 (Mollusca, Bivalvia, Myida) sur le lac de Serre-Ponçon (Hautes-Alpes & Alpes-de-Haute-Provence). Colonization of the quagga mussel *Dreissena rostriformis bugensis* Andrusov, 1897 (Mollusca, Bivalvia, Myida) on the lake of Serre-Ponçon (Hautes-Alpes & Alpes-de-Haute-Provence). *MalaCo*, 19, 5-9.
- Daupagne, L., Rolan-Meynard, M., Logez, M., & Argillier, C. (2021). Effects of fish stocking and fishing pressure on fish community structures in French lakes. *Fisheries Management and Ecology*, 28(4), 317-327. <https://doi.org/10.1111/fme.12476>
- De Moraes, K. R., Souza, A. T., Muška, M., Hladík, M., Čtvrtlíková, M., Drašík, V., Kolařík, T., Kučerová, A., Krolová, M., Sajdllová, Z., Šmejkal, M., & Kubečka, J. (2023). Artificial floating islands: a promising tool to support juvenile fish in lacustrine systems. *Hydrobiologia*, 850(9), 1969-1984. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05204-8>
- Evtimova, V. V., & Donohue, I. (2016). Water-level fluctuations regulate the structure and functioning of natural lakes. *Freshwater Biology*, 61(2), 251-264. <https://doi.org/10.1111/fwb.12699>
- Fraissé, T. (1999). *Protection et végétalisation des zones de marnage des plans d'eau, guide méthodologique*. Les études des agences de l'Eau (66).
- Gilbert, P., & Tissot, L. (2016). *Étude des solutions pour pallier l'influence du marnage des retenues sur les poissons*.
- Halleraker, J., van de Bund, W., Bussettini, M., Gosling, R., Döbel-Grüne, S., Hensman, J., Kling, J., Koller-Kreimel, V., Pollard, P. (2016). *Working Group ECOSTAT report on Common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for heavily modified water bodies. Part 1: Impacted by Water Storage*. Publications Office of the European Union. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC103830>
- Hirsch, P. E., Eloranta, A. P., Amundsen, P., Brabrand, Å., Charmasson, J., Helland, I. P., Power, M., Sánchez-Hernández, J., Sandlund, O. T., Sauterleute, J. F., Skoglund, S., Ugedal, O., & Yang, H. (2017). Effects of water level regulation in alpine hydropower reservoirs: an ecosystem perspective with a special emphasis on fish. *Hydrobiologia*, 794(1), 287-301. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3105-7>
- Huang, X. F., Zhao, F., Song, C., Gao, Y., Geng, Z., & Zhuang, P. (2017). Effects of stereoscopic artificial floating wetlands on nekton abundance and biomass in the Yangtze Estuary. *Chemosphere*, 183, 510-518. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.091>
- Kaczka, L. J., & Miranda, L. E. (2014). Size of age-o crappies (*Pomoxis* spp.) relative to reservoir habitats and water levels. *Journal of Freshwater Ecology*, 29(4), 525-534. <https://doi.org/10.1080/02705060.2014.923791>
- Salmon, Q., Colas, F., Westrelin, S., Dublon, J., & Baudoin, J. M. (2022). Floating Littoral Zone (FLOLIZ): a solution to sustain macroinvertebrate communities in regulated lakes? *Ecological Engineering*, 176, 106509. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106509>
- Salmon, Q., Westrelin, S., Dublon, J., Abadie, E., & Baudoin, J. M. (2024). Artificial floating littoral zones: a promising nursery to support Pike (*Esox lucius*) in reservoirs. *International Journal Of Limnology*, 60, 22. <https://doi.org/10.1051/limn/2024022>
- Salmon, Q., Westrelin, S., Dublon, J., Fonbonne, S., & Baudoin, J. M. (2025). An evaluation of artificial floating littoral zones to support fish communities in reservoirs. *Knowledge And Management Of Aquatic Ecosystems*, 426, 3. <https://doi.org/10.1051/kmae/2024025>
- Skov, C., & Nilsson, P. A. (2018). *Biology and ecology of pike*. CRC Press.
- Strayer, D. L., & Findlay, S. E. (2010). Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences*, 72(2), 127-163. <https://doi.org/10.1007/s00027-010-0128-9>
- Tibblin, P., Bergström, K., Flink, H., Hall, M., Berggren, H., Nordahl, O., & Larsson, P. (2023). Higher abundance of adult pike in Baltic Sea coastal areas adjacent to restored wetlands compared to reference bays. *Hydrobiologia*, 850(9), 2049-2060. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05216-4>
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., & Tachet, H. (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43(2), 175-205. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00535.x>
- White, M. S., Xenopoulos, M. A., Metcalfe, R. A., & Somers, K. M. (2011). Water level thresholds of benthic macroinvertebrate richness, structure, and function of boreal lake stony littoral habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(10), 1695-1704. <https://doi.org/10.1139/f2011-094>
- Yeh, N., Yeh, P., & Chang, Y. H. (2015). Artificial floating islands for environmental improvement. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 47, 616-622. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.090>
- Zarfl, C., Lumsdon, A. E., Berlekamp, J., Tydecks, L., & Tockner, K. (2015). A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*, 77(1), 161-170. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0377-0>

Végétaliser les retenues d'altitude pour atténuer leur impact sur la biodiversité

Florent ARTHAUD^{1,2,6}, Benjamin GERFAND^{3,4}, Stéphanie GAUCHERAND³, André EVETTE³, Léo TIXIER⁴, Pierre BERTELOOT⁵, Samuel WESTRELIN^{5,6}

¹ Université Savoie Mont Blanc, INRAE, CARRTEL, 75 bis avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains, France.

² OFB, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, Service EcoAqua, Thonon-les-Bains, France.

³ Univ. Grenoble Alpes, INRAE, LESSEM, 38402 St-Martin-d'Hères France.

⁴ ADS–Domaine de Montagne Les Arcs/Peisey-Vallandry/Villaroger, Bourg-Saint-Maurice, France.

⁵ INRAE, Aix Marseille Université, RECOVER, 13182, Aix-en-Provence, France

⁶ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Florent ARTHAUD, florent.arthaud@univ-savoie.fr

Les retenues d'altitude se multiplient rapidement dans les massifs alpins pour stocker l'eau qui soutient l'enneigement artificiel. Ces retenues, qui transforment les paysages, sont très peu biogènes. Le Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres¹, avec le soutien financier de l'Union européenne dans le cadre du projet BECCA², teste des solutions d'intégration écologique et de végétalisation de ces retenues conciliant usages humains et réhabilitation écologique de ces zones humides artificielles.

Les retenues d'altitude, impacts et enjeux divers

En montagne, les retenues d'altitude se sont multipliées en quelques décennies. Destinées principalement au stockage d'eau pour l'enneigement artificiel, elles sont de plus en plus nombreuses et volumineuses : certaines dépassent désormais plusieurs centaines de milliers de mètres cubes. Cette expansion rapide transforme les paysages alpins et interroge quant à leurs conséquences écologiques une fois mises en eau.

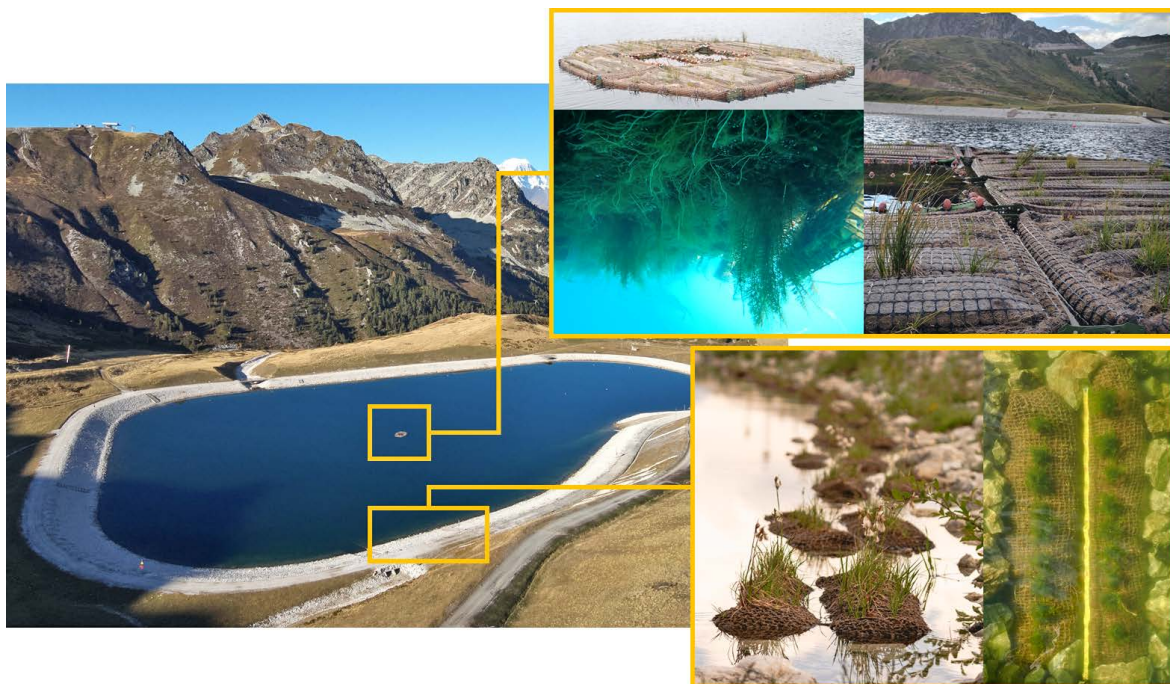
Leur rôle dans le paysage aquatique en montagne reste ambivalent. En effet, leur implantation conduit souvent à la destruction d'habitats plus anciens et fonctionnels comme des zones humides. Dans les Alpes du Nord, elles représentent aujourd'hui plus de 5 % de l'ensemble des plans d'eau présents dans la même tranche altitudinale (Gerfand *et al.*, 2025). Elles forment ainsi une part non négligeable du réseau de plans d'eau et pourraient constituer, même temporairement, des refuges, des zones relais ou des corridors de dispersion pour certaines espèces dans un contexte de fragmentation accrue des milieux alpins.

Les inventaires biologiques réalisés sur un échantillon représentatif de retenues montrent toutefois des communautés particulièrement pauvres, dominées par quelques espèces ubiquistes. Cela pourrait en partie s'expliquer par la conception homogène et minérale des berges et les conditions particulières engendrées par l'exploitation de ces retenues. En outre, la présence fréquente de poisons introduits perturbe les relations trophiques et limite la diversité faunistique. L'absence quasi systématique de végétation aquatique prive aussi ces milieux de fonctions essentielles : production primaire, oxygénation, abris et supports de ponte pour invertébrés aquatiques et amphibiens. Dans ces conditions, les retenues d'altitude peuvent agir comme de véritables « pièges écologiques », attirant certaines espèces sans offrir les conditions nécessaires à leur reproduction et leur survie. Quelques observations isolées de colonisation spontanée de plantes héliophytes ou hydrophytes ouvrent cependant une piste : ces milieux pourraient alors potentiellement évoluer vers une meilleure qualité environnementale, à condition d'enclencher et d'accompagner les dynamiques de végétation par des travaux d'ingénierie écologique. En effet, ces milieux sont particulièrement minéraux et les conditions climatiques extrêmes y ralentissent les dynamiques de succession écologique.

1. Pôle R&D ECLA : <https://poleecla.fr>

2. Programme européen de coopération transfrontalière Interreg ALCOTRA 2021-2027, cofinancé par le Fonds européen de développement régional (FEDER), dans le cadre du projet BECCA « *Bacini Ecologicamente sostenibili e sicuri, concepiti per l'adattamento ai Cambiamenti Climatici* » (n°20148).

Photo ❶ – Retenue de l'Adret des Tuffes (Arcs 2000); avec un zoom sur les berges végétalisées et le radeau flottant.
Photo montage : sources : © Christian Gonthier ; © B. Gerfand ; © Ecocéan ; © Adeline François – 2025.



Expérimentation de végétalisation et effets pour la faune

Suite à ce constat, un projet expérimental de réhabilitation écologique *via* une végétalisation faisant appel à l'introduction de plantes herbacées locales a été mis en place sur la retenue de l'Adret des Tuffes (Arcs 2000), en collaboration avec le laboratoire LESSEM³ d'INRAE, ADS Domaine de montagne Les Arcs/Peisey-Vallandry et le Pôle R&D ECLA, et avec le soutien financier de l'Union européenne dans le cadre du projet BECCA. Cette initiative vise à tester des techniques de génie végétal pour établir une végétation sur les berges et évaluer son attractivité pour initier de nouvelles successions végétales et attirer la faune locale.

Les interventions ont consisté à installer des fascines d'hélophytes (*Carex nigra* et *Eriophorum angustifolium*) et d'hydrophytes (*Chara globularis* et *Chara vulgaris*) locales sur les berges au printemps 2023, puis sur un radeau flottant au centre de la retenue, mis en place au printemps 2024 (photo ❶). Les hydrophytes ont montré une bonne croissance initiale aussi bien sur les berges que sur le radeau flottant. Toutefois, leur croissance après le premier hiver n'a été observée que sur le radeau. Sur les berges, celle-ci semble fortement compromise ou très retardée, probablement en raison de la période d'exondation prolongée entre la fonte nivale et le remplissage printanier, malgré la tolérance relative des characées à

l'assèchement. En revanche, les hélophytes se sont bien développés dans les fascines sur les berges. Sur le radeau flottant, la croissance aérienne des hélophytes est restée limitée la première année, mais a connu une reprise notable la seconde année, favorisée par un réseau racinaire aquatique très développé sous le radeau.

Parallèlement, un suivi de la biodiversité faunistique a été mis en place sur les berges végétalisées et sur des zones témoins non végétalisées ainsi que sur le radeau. Ce suivi inclut l'inventaire des amphibiens, des invertébrés aquatiques et des stades adultes d'odonates et du zooplancton. La végétalisation des berges et du radeau flottant étant très récente, le suivi, engagé depuis moins de deux ans, constitue avant tout un état de référence et ne permet donc pas encore d'évaluer les effets de la végétalisation sur la biodiversité. Quelques individus de grenouilles rousses ont toutefois été observés sur les berges végétalisés et témoin, mais pas encore sur le radeau. Les communautés de macro-invertébrés des berges semblent relativement peu diversifiées et dominées par les chironomes. La colonisation a également eu lieu sur le radeau flottant, présentant des taxons similaires, mais aussi d'autres taxons comme des larves d'odonates. Une forte densité de vairons, poissons introduits, a également été mesurée sur l'ensemble des zones étudiées. La poursuite de ces suivis permettra, parallèlement au développement de la végétation, d'évaluer l'efficacité des aménagements sur la colonisation par la faune et leur capacité à fournir ressources et abris. ■

3. Laboratoire
« Écosystèmes
et sociétés en
montagne ».

REMERCIEMENTS

Ce projet a également reçu le soutien financier du programme européen de coopération transfrontalière Interreg ALCOTRA 2021-2027, cofinancé par le Fonds européen de développement régional (FEDER), dans le cadre du projet BECCA (n°20148). Les auteurs remercient vivement Virginie Diouloufet pour son investissement dans le travail de terrain et sa contribution au tri des macro-invertébrés au laboratoire. Merci également à Gaët Archambaud-Suard pour son aide dans la détermination des macro-invertébrés et à Héctor Rodriguez-Perez pour ses conseils sur le compartiment zooplancton notamment.

RÉFÉRENCES

Gerfand, B., Arthaud, F., Evette, A., Testi, B., Peyras, L., & Gaucherand, S. (2025). Ecological quality of snowmaking reservoirs in the Alps and management perspectives. *Aquatic Sciences*, 87, 9.
<https://doi.org/10.1007/s00027-024-01136-0>





ACCÉLÉRER LE TRANSFERT DES CONNAISSANCES FACE AUX URGENCES ENVIRONNEMENTALES

Cette partie présente les diverses actions menées par le Pôle R&D ECLA pour diffuser la connaissance et l'expertise acquises sur les écosystèmes lacustres auprès de la sphère opérationnelle.

- 149 Panorama des réseaux de surveillance des plans d'eau en France**
Thierry TORMOS, Nathalie REYNAUD
- 153 Centralisation et diffusion des données sur les lacs en France (DataECLA)**
Thierry TORMOS, Nathalie REYNAUD
- 157 Un centre d'expertise et de médiation scientifique sur les écosystèmes lacustres : informer, former et soutenir scientifiquement l'ensemble des acteurs**
Anne TESSIER, Florent ARTHAUD, Jean GUILLARD, Jean-Marc BAUDOIN
- 161 Les omics pour la gestion des milieux aquatiques : rencontre entre chercheurs, gestionnaires et analystes**
Frédéric RIMET, Benjamin ALRIC, Valentin VASSELON, Olivier MONNIER, Aurélie LACOEUILHE, Benoit PAIX, Nicolas POULET





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, le numéro de l'article et le DOI..

Panorama des réseaux de surveillance des plans d'eau en France

Thierry TORMOS^{1,3}, Nathalie REYNAUD^{2,3}

¹ OFB, DRAS, Service EcoAqua, 13290 Aix-en-Provence, France.

² INRAE, Aix Marseille Université, RECOVER, 13182, Aix-en-Provence, France.

³ Pôle R&D ECLA, France

Correspondance : Thierry TORMOS, thierry.tormos@ofb.gouv.fr

Suivre l'évolution des lacs, comprendre leurs transformations et guider les décisions de gestion : c'est tout l'enjeu des réseaux de surveillance déployés sur le territoire. Entre obligations réglementaires, initiatives scientifiques et suivis opérationnels, cet article fait le point sur la diversité et la complémentarité des dispositifs existants en France, avec un focus sur le rôle central du R&D ECLA (Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres) dans la structuration et la gestion des données.

Introduction

Les réseaux de surveillance jouent un rôle essentiel, à la fois scientifique et opérationnel, pour appréhender l'écologie des milieux lacustres. En organisant la collecte de données de manière régulière, standardisée et sur le long terme sur l'ensemble du territoire, ils permettent de mieux comprendre l'évolution de ces écosystèmes face aux pressions humaines et climatiques. Grâce à cette structuration cohérente à grande échelle, il devient possible de détecter des changements, d'anticiper des dérèglements et de guider les actions de gestion afin de préserver ces milieux fragiles.

En France, plusieurs réseaux de suivi des lacs coexistent (figure 1). Certains répondent à des obligations réglementaires, en particulier en application de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), tandis que d'autres relèvent d'initiatives scientifiques centrées sur des questionnements thématiques (comme les effets du changement climatique) ou des types de lacs particuliers. Le Pôle R&D ECLA (Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres)¹ joue un rôle majeur dans cette organisation en assurant la coordination, la gestion et la valorisation des données collectées, quelles que soient leurs origines et leurs portées.

Cet article propose un panorama des principaux réseaux de surveillance lacustres existant en France, en présentant leurs objectifs, les compartiments suivis et les bases de données associées (tableau 1).

Les réseaux réglementaires

Depuis l'adoption de la DCE en 2000 – et sa transposition en droit français en 2006 – plusieurs réseaux ont été mis en place à l'échelle nationale pour suivre les composantes physiques, chimiques et biologiques des milieux aquatiques. L'objectif est d'évaluer leur état écologique et de suivre son évolution dans le temps en réponse aux pressions subies et aux éventuelles mesures de gestion entreprises.

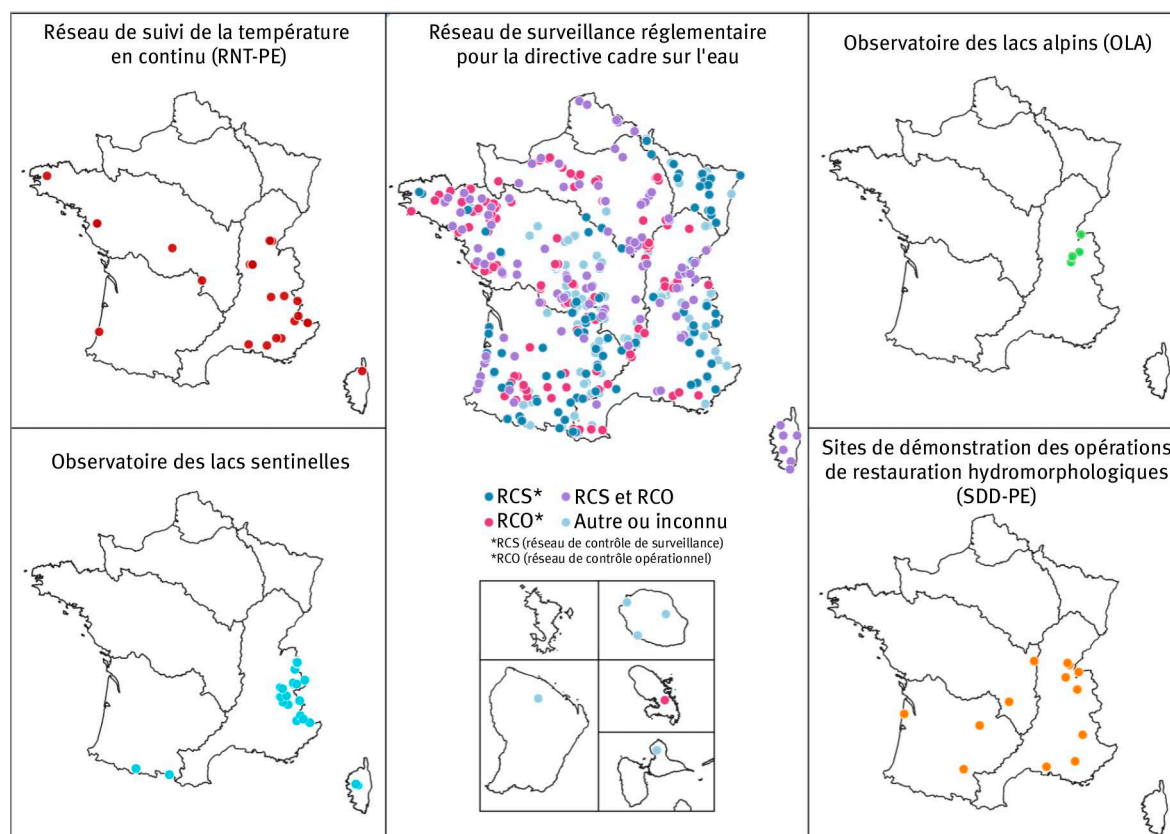
Le réseau de contrôle de surveillance (RCS) et le réseau de contrôle opérationnel (RCO)

Comme pour les rivières et les eaux côtières, deux réseaux réglementaires principaux structurent la surveillance des lacs :

– le réseau de contrôle de surveillance (RCS) qui a pour ambition de suivre l'état général des lacs sur le long terme. Il permet d'observer les grandes tendances, qu'elles soient naturelles ou liées aux activités humaines ;

1. <https://poleecla.fr/>

Figure 1 – Localisation des sites inclus dans les réseaux de surveillance nationaux sur les écosystèmes lacustres.



– le réseau de contrôle opérationnel (RCO) qui cible plus spécifiquement les lacs susceptibles de ne pas atteindre le bon état écologique. Il permet de suivre les sites à risque et d'évaluer l'efficacité des actions de gestion mises en œuvre.

Ces réseaux ciblent exclusivement les lacs entrant dans le champ d'application de la DCE en France (> 50 ha). Plusieurs compartiments biologiques, ainsi que l'hydromorphologie et la physico-chimie font l'objet d'un suivi dont la fréquence est définie par arrêté réglementaire, entre une et huit campagnes sur un cycle de gestion de six ans. Les données collectées alimentent des indicateurs de qualité, essentiels pour le diagnostic et l'évaluation de l'état écologique. Loin d'être limitées aux usages réglementaires, ces informations sont par ailleurs largement mobilisées par la communauté scientifique dans le cadre de projets visant à mieux comprendre le fonctionnement des lacs, la dynamique des communautés biologiques et les interactions entre caractéristiques physiques, chimiques et biologiques.

Le Pôle R&D ECLA, au travers de l'implication de l'Office français de la biodiversité (OFB), administre depuis plus de quinze ans les données nationales issues des trois compartiments clés que sont les poissons, l'hydromorphologie et la température de l'eau. Les données de suivi de l'ensemble des autres compartiments (physico-chimie, macrophytes, macro-invertébrés, etc.) étant depuis 2017 sous la responsabilité des Agences de l'eau. Ces informations, dont la collecte est assurée par différents organismes (établissements publics, bureaux d'études), sont centralisées dans des bases de données dédiées, conformes aux référentiels du SANDRE², et remontées (hors hydro-

morphologie) sur le portail public fédérateur NAIADES : <https://naiades.eaufrance.fr/>. Plusieurs centaines de lacs sont aujourd'hui documentés, ce qui constitue un socle unique de connaissance au niveau national.

Le réseau national de suivi de la température de l'eau des plans d'eau (RNT-PE)

En complément des réseaux standards inscrits dans la réglementation, le Pôle R&D ECLA a initié en 2013 le déploiement complémentaire d'un réseau national de suivi de la température de l'eau des plans d'eau (RNT-PE). La température représente en effet un paramètre structurant du fonctionnement écologique des lacs, qui influence de nombreux processus physiques (stratification de la colonne d'eau), chimiques (disponibilité en oxygène et nutriments) et biologiques (répartition des espèces). Les modalités et la fréquence de suivi de la température dans le cadre des réseaux précédemment décrits sont néanmoins insuffisantes pour rendre compte de la variabilité et des dynamiques au sein des lacs. Avec le changement climatique et le réchauffement global associé, il apparaît par ailleurs d'autant plus capital de suivre de manière fine ce paramètre clé et son évolution. Le RNT Plans d'eau organise de façon protocolée l'acquisition de mesures de température dans les lacs à haute fréquence (une mesure toutes les heures au minimum) et à différentes profondeurs depuis la surface jusqu'au fond. Ces données permettent d'appréhender la dynamique temporelle de la température des lacs suivis, de produire des indicateurs de synthèse à destination des scientifiques et gestionnaires, et sont utilisées pour alimenter et/ou valider des modèles de simulation

de température à différentes dimensions afin de gagner encore en finesse dans la représentation des structures thermiques des lacs (Bruehl *et al.*, 2026).

Les données collectées sont rassemblées dans une base de données dédiée qui compte aujourd'hui plusieurs dizaines de millions de mesures, pour une vingtaine de lacs suivis sur une à onze années.

Les réseaux scientifiques

En parallèle des suivis réglementaires, les structures de recherche mettent également en place des réseaux scientifiques visant à approfondir la compréhension des écosystèmes lacustres. Contrairement aux réseaux nationaux, ces dispositifs de suivi se concentrent généralement sur certains types de lacs ou sur des questionnements particuliers comme la réponse au changement climatique ou l'impact des pollutions chimiques par exemple.

OLA, l'Observatoire des lacs alpins

Créé en 2010 et coordonné par INRAE (UMR CARTEL³, Thonon-les-Bains), l'Observatoire des lacs alpins (OLA) est intégré à l'infrastructure nationale de recherche OZCAR⁴. Il fédère de nombreux partenaires scientifiques et institutionnels (universités, CNRS, INRAE).

Ses objectifs principaux consistent à :

- suivre l'évolution des lacs alpins dans le temps, en particulier face aux changements globaux ;
- collecter des données à long terme et multidisciplinaires ;
- étudier les interactions entre physique, chimie et biologie ;
- favoriser le dialogue entre science et gestion.

Le dispositif est centré sur quatre grands lacs périalpins d'intérêt majeur (Léman, Bourget, Annecy, Aiguebelette) qui constituent à la fois des ressources stratégiques (eau potable, sites de pêche), des réservoirs de biodiversité et des indicateurs sensibles de l'impact des activités humaines.

Les données sont centralisées dans le système d'information OLA, accessible aux chercheurs, gestionnaires et au public. Le système d'information OLA regroupe entre trente et soixante ans de séries de données selon les lacs, pour de nombreux paramètres physico-chimiques (température, oxygène, nutriments), biologiques (plankton, poissons, macrophytes), hydrologiques et/ou météorologiques.

Lacs sentinelles

Créé en 2010, le réseau Lacs sentinelles s'intéresse spécifiquement aux lacs de montagne. Ces écosystèmes fragiles sont en effet particulièrement sensibles aux effets du changement climatique (hausse des températures, réduction de l'enneigement, modification des précipitations, etc.) et jouent de ce fait le rôle de véritables « sentinelles du climat ».

Le réseau, intégré à OZCAR, suit une trentaine de lacs d'altitude selon des protocoles standardisés et à long terme. Ses objectifs sont de :

- surveiller les impacts du climat sur les lacs de montagne ;
- détecter précocement les signaux de changement ;
- fournir des données aux scientifiques, gestionnaires et décideurs.

Piloté par l'OFB, son animation est confiée à ASTERS (Conservatoire d'espaces naturels de Haute-Savoie), qui assure la logistique et le lien entre science et territoire. Le réseau rassemble une large communauté d'acteurs scientifiques et institutionnels, allant des universités aux collectivités locales.

Les compartiments suivis incluent la physico-chimie (température, oxygène, nutriments), la biologie (plankton, végétation aquatique, invertébrés) et l'hydrologie (prise en glace, enneigement). Les données acquises sont progressivement intégrées dans le système d'information OLA et la base de données du RNT-PE.

Tableau 1 – Caractéristiques des réseaux de surveillance nationaux sur les écosystèmes lacustres.

Nom du réseau	Objectifs	Bases de données (SGBD)	Diffusion	Année de mise en activité	Pilotage/gestion	Nombre de plans d'eau	Compartiments
RCS & RCO (DCE)	Surveillance et évaluation de l'état écologique des plans d'eau	BD Plando (PostgreSQL)	DataECLA et NAIADES	2000	DEB/Pôle R&D ECLA	481	Hydromorphologie Macro-invertébrés Macrophytes Poissons Physico-chimie Phytoplancton
RNT-PE (DCE)	Suivi et anticipation des impacts du changement climatique	BD Thermie (PostgreSQL)	DataECLA	2013	DEB/Pôle R&D ECLA	24	Température
OLA	Compréhension et modélisation des grands lacs face aux changements globaux	SI OLA (PostgreSQL)	SI OLA	1957	INRAE/Pôle R&D ECLA	4	Physico-chimie Phytoplancton Zooplancton
Lacs sentinelles	Connaissance et préservation des lacs d'altitude	SI OLA et BD Thermie (PostgreSQL)	SI OLA et DataECLA	2013	OFB/Asters	30	Physico-chimie Phytoplancton Température
Sites de démonstration	Évaluation de l'efficacité des actions de restauration	OSSIDE (PostgreSQL)	DataECLA	2016	OFB/Pôle R&D ECLA	13	Opérations de restauration

3. Centre alpin de recherche sur les réseaux trophiques et écosystèmes limniques.

4. Observatoires de la zone critique : application et recherche : <https://www.ozcar-ri.org/fr/accueil/>

Les sites de démonstration

Enfin, le réseau des sites de démonstration vise à pallier l'absence de suivi homogène et long terme dans le cadre des projets de restauration écologiques. En organisant un suivi standardisé, il devient possible d'évaluer l'efficacité des mesures mises en œuvre et d'orienter les futurs projets.

Pour les plans d'eau, le Pôle R&D ECLA a défini des méthodes standardisées de suivi, centrées sur les aspects hydrologiques et morphologiques. Les informations sont collectées selon des protocoles communs et recensées dans la base de données OSSIDE, qui documente les opérations de restauration et référence les jeux de données associés.

Aujourd'hui, treize sites de démonstration pour les plans d'eau sont répertoriés. Ils constituent un socle expérimental précieux pour relier recherche, gestion et politiques publiques.

Encadré ① – En savoir plus

Data Écla – Portail de données du Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres :

<https://dataecla.fr/>

Base de données de l'Observatoire des lacs :

<https://si-ola.inrae.fr>

Site internet du réseau des Lacs sentinelles :

<https://www.lacs-sentinelles.org/>

Portail Naïades – Données sur la qualité des eaux de surface : <https://naiades.eaufrance.fr/>

Conclusion

Qu'ils soient réglementaires ou scientifiques, les réseaux de surveillance jouent un rôle fondamental pour la connaissance, la gestion et la préservation des écosystèmes lacustres en France. En couvrant un large éventail de compartiments (physico-chimie, biologie, hydromorphologie, température), ils offrent une vision intégrée de l'état et de l'évolution de ces milieux.

Le Pôle R&D ECLA assure une cohérence nationale dans la collecte, l'administration et la valorisation de ces données, via des plateformes ouvertes comme DataECLA (Tormos et Reynaud, 2026), le système d'information OLA ou NAIADES. Ces ressources sont désormais largement accessibles aux scientifiques, aux gestionnaires et aux décideurs publics.

Face aux défis environnementaux croissants, il apparaît essentiel de renforcer ces réseaux, de pérenniser leur gouvernance et d'améliorer leur interopérabilité. À travers cette dynamique, la France se dote d'outils robustes pour mieux documenter, comprendre, protéger et restaurer ses lacs, véritables réservoirs de biodiversité à haute valeur socio-environnementale. ■

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier l'ensemble des organismes et personnes qui contribuent, ou ont contribué, d'une manière ou d'une autre, à faire vivre les différents réseaux : coordinateurs, gestionnaires, contributeurs, collecteurs, etc.

RÉFÉRENCES

Bruel, R., Sharaf, N., Desgue-Itier, O., Prats, J., Reynaud, N., Peroux, T., Tormos, T., Danis, P., & Jenny, J. (2026). Les évolutions thermiques des lacs français face au changement climatique : surveillance et prédiction. *Sciences Eaux & Territoires*, 51, article 10051. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2026.51.10051>

Tormos, T., Reynaud, N. (2026). Centralisation et diffusion des données sur les lacs en France (DataECLA). *Sciences Eaux & Territoires*, 51, article 9936. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2026.51.9936>



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, le numéro de l'article et le DOI..

Centralisation et diffusion des données sur les lacs en France (DataECLA)

Thierry TORMOS^{1,3}, Nathalie REYNAUD^{2,3}

¹ OFB, DRAS, Service EcoAqua, Aix-en-Provence, France.

² INRAE, Aix Marseille Université, RECOVER, 13182, Aix-en-Provence, France.

³ Pôle R&D ECLA, France

Correspondance : Thierry TORMOS, thierry.tormos@ofb.gouv.fr

Face à la diversité des données sur les écosystèmes lacustres en France, la plateforme DataECLA centralise, structure et valorise ces informations pour les rendre accessibles à tous, scientifiques, gestionnaires et citoyens. Pensée selon les principes FAIR (faciles à trouver, accessibles, interopérables, réutilisables) et s'appuyant sur des technologies open source, elle s'impose comme un pivot stratégique de la science ouverte et de la gouvernance des données environnementales.

Introduction

La plateforme DataECLA¹ est un outil central développé par le Pôle R&D ECLA² (Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres) pour faciliter le transfert et la valorisation des connaissances scientifiques sur les lacs. Conçue dans un contexte marqué par l'essor de l'open data et de la science ouverte, elle répond aux exigences européennes et françaises en matière d'ouverture et d'interopérabilité des données environnementales.

Sa mission principale est de centraliser, structurer et diffuser les données relatives aux écosystèmes lacustres, produites par le Pôle R&D ECLA et ses partenaires à l'échelle nationale. Elle alimente également le système d'information sur l'eau (SIE), dans lequel l'Office français de la biodiversité (OFB) joue un rôle de référent national pour plusieurs jeux de données.

Conformément aux principes FAIR (faciles à trouver, accessibles, interopérables, réutilisables), DataECLA repose exclusivement sur des solutions open source, garantissant transparence, pérennité et compatibilité avec d'autres systèmes. Cet article présente successivement l'architecture logicielle de la plateforme, les modalités d'accès offertes aux utilisateurs, ainsi que les types de données actuellement diffusés.

L'architecture logicielle

L'architecture de DataECLA, résumé dans la figure 1 repose sur trois briques logicielles complémentaires :

- un catalogue de métadonnées,
- un outil de publication des données,
- des interfaces de visualisation.

Ces composantes utilisent des standards internationaux définis par l'*Open Geospatial Consortium* (OGC), garantissant une large interopérabilité avec d'autres infrastructures. Leur intégration repose sur un environnement technique léger et reproductible basé sur la conteneurisation Docker, qui facilite déploiement et maintenance.

Geonetwork pour le catalogue des métadonnées

Les métadonnées des jeux de données sont gérées via GeoNetwork, logiciel libre largement adopté par les institutions publiques et scientifiques. Il permet de structurer les informations selon des standards internationaux, rendant les données plus facilement exploitables.

Les métadonnées sont accessibles en ligne et interrogeables automatiquement par d'autres plateformes, comme le catalogue national THEIA dédié à l'observation de la Terre, assurant une large visibilité aux données ECLA.

1. <https://dataecla.fr/>
2. <https://poleecla.fr/>

Geoserver pour la publication des données

La diffusion des données géographiques s'appuie sur GeoServer, référence internationale dans le domaine des infrastructures spatiales. Les jeux de données sont publiés via les principaux protocoles OGC :

- WMS pour l'affichage cartographique,
- WFS pour l'accès aux données vectorielles,
- WCS pour les données raster,
- WMTS pour un affichage rapide en tuiles.

GeoServer accepte de nombreux formats (shapefile, GeoTIFF, netCDF...) et peut se connecter à des bases relationnelles telles que PostgreSQL/PostGIS. Dans DataECLA, chaque jeu de données publié via GeoServer est automatiquement associé à ses métadonnées issues de GeoNetwork, assurant une cohérence entre données et documentation.

Outils de visualisation

La valorisation des données repose sur trois solutions complémentaires :

- GeoCMS : application cartographique interactive développée par l'unité mixte de recherche LETG (Littoral, environnement, télédétection, géomatique). Elle permet de combiner données spatiales et temporelles, de créer des cartes personnalisées et d'interroger directement les jeux de données ;
- ManageChart : outil de génération automatique de graphiques interactifs à partir de bases de données relationnelles. Dans DataECLA, il permet par exemple de visualiser des indicateurs spécifiques à chaque lac ;
- Dash : framework Python pour la création de dashboards. Ces tableaux de bord regroupent cartes, graphiques et indicateurs dans une interface unifiée, offrant une vision dynamique et synthétique des phénomènes observés.

Ces outils de visualisation rendent les données accessibles non seulement aux experts, mais aussi à un public plus large, en offrant des interfaces intuitives et interactives.

Les accès utilisateurs

DataECLA propose deux grandes modalités d'accès : *via* des interfaces web et *via* des logiciels clients.

Les interfaces web

Quatre points d'entrée principaux sont proposés :

- le portail principal³, qui donne accès à l'ensemble des services et propose une vision d'ensemble de la plateforme ;
- le catalogue de métadonnées⁴, où chaque jeu de données est décrit selon les normes ISO et INSPIRE ;
- le visualiseur cartographique⁵, permettant d'explorer les données géographiques, d'afficher plusieurs couches simultanément et de télécharger librement les informations ;
- le portail des dashboards⁶, qui regroupe les tableaux de bord interactifs. Chaque dashboard associe carte, filtres thématiques et graphiques organisés, garantissant une expérience utilisateur cohérente.

Ces outils web constituent la vitrine de DataECLA, en rendant les données compréhensibles et mobilisables par différents profils d'utilisateurs.

Les logiciels clients

En parallèle, les données sont accessibles directement depuis des logiciels spécialisés comme QGIS ou ArcGIS, ou encore *via* des scripts utilisant des API REST. Cette ouverture est rendue possible par l'usage systématique de standards OGC (WMS, WFS, WMTS, CSW).

Ainsi, chercheurs, gestionnaires et collectivités peuvent intégrer facilement les flux DataECLA dans leurs propres environnements de travail.

Les données actuellement centralisées et diffusées

L'ambition de DataECLA est de centraliser l'ensemble des informations utiles à la compréhension et à la gestion des écosystèmes lacustres français. Les données disponibles sont issues principalement des réseaux de surveillance nationaux (voir l'article « Panorama des réseaux de surveillance des plans d'eau en France » – Tormos *et al.*, 2026, dans ce même numéro) et relèvent de trois grandes catégories.

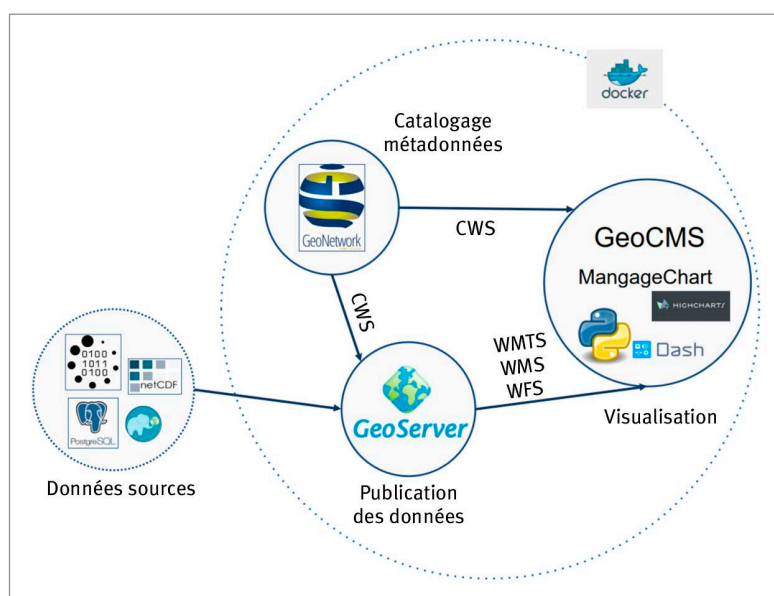
Données réglementaires

Les premiers jeux intégrés concernent les réseaux relevant de la directive cadre sur l'eau (DCE), pour lesquels l'OFB est référent national. Il s'agit notamment :

- des données sur l'ichtyofaune (poissons),
- des suivis d'hydromorphologie,
- des mesures de température issues du Réseau national de suivi de la température des plans d'eau (RNT-PE).

Ces données, transmises également au portail national Naïades, constituent une base solide pour l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau.

Figure 1 – Architecture logicielle retenue pour la mise en œuvre de la plateforme DataECLA. CSW : Catalogue Service for the Web, WFS : Web Feature Service, WMS : Web Map Service, WMTS : Web Map Tile Service.



3. <https://dataecla.fr/>

4. <https://dataecla.fr/geocatalogue>

5. <https://dataecla.fr/geocatalogue>

6. <https://dashboard.ecla.inrae.fr>

Données de recherche

La plateforme diffuse aussi des résultats de modélisations et de traitements innovants. On y trouve par exemple les séries hebdomadaires de température de surface et de fond simulées depuis les années 1950 grâce au modèle OKP. Ces données offrent une vision unique de l'évolution des lacs dans le temps long.

Réseaux complémentaires

Enfin, DataECLA intègre progressivement des données issues d'initiatives scientifiques complémentaires comme :

– les « lacs sentinelles », dédiés au suivi des impacts du changement climatique,

– les sites de démonstration de restauration écologique,

– l'Observatoire des lacs alpins (OLA).

Ces apports diversifient les thématiques couvertes (physico-chimie, hydrologie, biologie, restauration) et enrichissent la vision globale des dynamiques lacustres. Le tableau ❶ résume les différentes informations actuellement sur la plateforme.

À terme, la plateforme intégrera également les données physico-chimiques issues de Naïades ainsi que des résultats plus spécifiques de projets de recherche.

Tableau ❶ – Couches de données actuellement disponibles sur la plateforme DataECLA.

Thématique	Couche de données (source)	Valorisation dashboard
Hydrographie	Bassins versants lacustres (ECLA) Inventaire national des plans d'eau (INPE – IGN) Lacs du réseau Sentinelles (ASTERS) Plans d'eau ultramarins (ECLA) Plans d'eau hexagonaux (ECLA) Lacs du réseau OLA (OLA)	Non
Données DCE	Plans d'eau DCE hexagonaux (ECLA) Plans d'eau DCE ultramarins (ECLA)	Non
Données DCE Hydromorphologie	Indice LHYMO (ECLA) Altération des berges (BD AlberCharli – ECLA) Hydrologie (BD AlberCharli – ECLA) Sous-Berges (BD AlberCharli – ECLA) Substrat (BD AlberCharli – ECLA) Végétation Bryophytes (BD AlberCharli – ECLA) Végétation chevelus racinaire (BD AlberCharli – ECLA) Végétation hélophytes (BD AlberCharli – ECLA) Végétation hydrophytes flottants (BD AlberCharli – ECLA) Végétation hydrophytes immergés (BD AlberCharli – ECLA) Végétation ligneux émergents vivants (BD AlberCharli – ECLA) Végétation litières ou débris organiques (BD AlberCharli – ECLA) Végétation ligneux morts (BD AlberCharli – ECLA) Végétation surplombante (BD AlberCharli – ECLA)	Oui En cours de développement. Mise en ligne prévue fin 2025
Données DCE Physico-chimie	Mesures de chlorophylle-a (ECLA, Naiades)	Non
Données DCE Poissons	Campagnes piscicoles (ECLA)	Oui https://dashboard.ecla.inrae.fr/lacs-poissons/
Données DCE Température	Températures des stations RNT-PE (BD thermie – ECLA)	Oui https://dashboard.ecla.inrae.fr/lacs-temperatures-suivi-en-continu/
Données OLA (Observatoire des lacs alpins)	–	–
Autres réseaux de suivi	Suivis oxygène (BD thermie – ECLA) Suivis de la température de l'eau (BD thermie – ECLA) Station de suivi du réseau des sites de démonstration d'actions de restauration hydromorphologique en plans d'eau (BD OSSIDE – ECLA) Actions de restauration du réseau des sites de démonstration hydromorphologique en plans d'eau (BD OSSIDE – ECLA)	Non
Données satellitaires	Passage des satellites Sentinel-2 & Landsat sur les lacs DCE (ECLA) Suivi de la température de peau des lacs par télédétection (BD emil - ECLA)*	Non
Données de modélisation Modélisation OKP	Simulations des températures des lacs (BD t-mod – ECLA)	Non
Fonds de carte	Ortho 50 cm (IGN)	–

* Une couche d'information pour chaque lac documenté par cette donnée sur le territoire national.

Conclusion et perspectives

La plateforme DataECLA illustre l'application concrète des principes FAIR et contribue activement à la dynamique de la science ouverte. Son architecture basée sur des solutions open source assure robustesse et flexibilité, tandis que ses outils de visualisation et d'accès favorisent une diffusion large et adaptée aux besoins variés des utilisateurs.

Au-delà de la simple diffusion, DataECLA couvre désormais l'ensemble du cycle de vie des données, depuis leur collecte jusqu'à leur valorisation. De nouvelles fonctionnalités sont en cours de développement, notamment pour faciliter le dépôt et le contrôle qualité des données (capteurs haute fréquence, données biologiques) ou pour proposer des services avancés comme la modélisation numérique des températures.

En rendant accessibles et interopérables des centaines de couches d'information sur les plans d'eau, DataECLA joue aujourd'hui un rôle central dans la structuration et la mise à disposition des connaissances sur les écosystèmes lacustres en France. Elle constitue ainsi un outil stratégique au service de la recherche, de la gestion et des politiques publiques de l'eau. ■

REMERCIEMENTS

Nous souhaitons exprimer notre sincère gratitude au réseau CNRS SIST (Systèmes d'information scientifique thématique), dont l'expertise et le soutien ont été déterminants pour nous orienter dans l'univers des données FAIR.

Nos remerciements vont également à Mathias Rouan, pour son accompagnement constant et ses développements autour des applications GeoCMS et ManageChart, qui constituent des briques essentielles de notre plateforme.

Un immense merci à Michel Candido et Samuel Bastide pour leur engagement sans faille dans l'hébergement et l'administration informatique de DataECLA.

Enfin, nous tenons à saluer la contribution précieuse de Natalia Moraga, William Masson, Arthur Coqué, Chloé Le Bescond, Jose Daniel Organista et Alexandre Vergnaud, stagiaires et personnels temporaires, qui ont participé – et participent encore pour certains – activement à la conception et à l'évolution de la plateforme.

Encadré 1 – En savoir plus

Réglementation des données publiques, textes et sites officiels

Directive européenne Open Data (2019/1024) :

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32019L1024>

Directive INSPIRE (2007/2/CE) : <https://inspire.ec.europa.eu/>

Loi Valter (2015-1779) sur la gratuité de la réutilisation des informations publiques :

<https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000031589207>

Loi Lemaire pour une République numérique (2016-1321) :

<https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000033202746>

Loi pour la reconquête de la biodiversité (2016-1087) :

<https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000032913432>

Open Science & données de recherche

Ouvrir la science – Ministère français de l'Enseignement supérieur et de la Recherche :

<https://www.ouvrirlascience.fr>

OpenAIRE – Infrastructure européenne pour la science ouverte : <https://www.openaire.eu>

GO FAIR – Mouvement international pour la mise en œuvre des principes FAIR : <https://www.go-fair.org>

Interopérabilité des données

OGC – Open Geospatial Consortium (protocoles WMS, WFS, CSW, etc.) : <https://www.ogc.org>

INSPIRE – Portail technique (modèles de données, guides) : <https://inspire.ec.europa.eu/technical-guidelines>

ISO TC/211 – Normes ISO pour les informations géographiques (dont ISO 19115 / 19139) :

<https://www.iso.org/committee/54904.html>

Réseau SIST (CNRS) – Systèmes d'information scientifique thématique

Ressources & documentation FAIR proposées par le réseau : <https://sist.cnrs.fr/ressources/>

RÉFÉRENCES

Merkel, D. (2014). Docker: Lightweight Linux containers for consistent development and deployment. *Linux Journal*, 239(2). <https://www.linuxjournal.com/content/docker-lightweight-linux-containers-consistent-development-and-deployment>

Sharaf, N., Prats, J., Reynaud, N., Tormos, T., Bruel, R., Peroux, T. & Danis, P. A. (2023). A long-term dataset of simulated epilimnion and hypolimnion temperatures in 401 French lakes (1959–2020). *Earth System Science Data*, 15(12), 5631–5650. <https://doi.org/10.5194/essd-15-5631-2023>

Tormos, T., Reynaud, N. (2026). Panorama des réseaux de surveillance des plans d'eau en France. *Sciences Eaux & Territoires*, (51), article 9935. <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2026.51.9935>



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, le numéro de l'article et le DOI.

Un centre d'expertise et de médiation scientifique sur les écosystèmes lacustres : informer, former et soutenir scientifiquement l'ensemble des acteurs

Anne TESSIER^{1,2,5}, Florent ARTHAUD^{1,3,5}, Jean GUILLARD^{2,5}, Jean-Marc BAUDOUIN^{1,4,5}

¹ OFB, Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique, Thonon-les-Bains, France.

² Université Savoie Mont Blanc, INRAE, CARRTEL, Thonon-les-Bains, France.

³ Université Savoie Mont Blanc, INRAE, CARRTEL, Bourget-du-Lac, France.

⁴ INRAE, Aix Marseille Université, RECOVER, Aix-en-Provence, France.

⁵ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Anne TESSIER, anne.tessier@ofb.gouv.fr

Les écosystèmes lacustres soutiennent de nombreux services écosystémiques et rassemblent à la fois une importante biodiversité, de nombreuses fonctionnalités ainsi que de multiples acteurs. Malgré ces enjeux et le contexte du changement global qui s'accélère, l'accès et le partage des connaissances sur ces milieux restent complexes en France. La création d'une entité levant ces verrous pourrait alors favoriser l'émergence d'actions écologiques plus efficaces dans les territoires.

Introduction

Les plus de 850 000 plans d'eau recensés en France (INPE, 2023)¹ soutiennent des fonctions écologiques et socio-économiques majeures. Dans le contexte actuel d'accélération du changement global, leur vulnérabilité devient de plus en plus prégnante, faisant de leur surveillance et de leur gestion un enjeu croissant pour les parties prenantes de ces écosystèmes.

L'importance de leur nombre, de leurs usages, de leur biodiversité, et des services écosystémiques qu'ils fournissent, mobilise consécutivement une grande diversité d'acteurs français : services de l'État, collectivités, gestionnaires, exploitants et usagers, associations, chercheurs, etc. Cette pluralité génère une diversité des actions menées (gestion de la ressource en eau, travaux d'aménagement, gestion des ressources halieutiques et cynégétiques, activités culturelles et de loisir, surveillance environnementale et sanitaire, restauration écologique, recherche, par exemple), le besoin de connaissances pour mieux les guider, la mise en place de suivis et la production de données.

Sur le territoire national, des structures physiques et/ou numériques, existent avec pour rôle de mutualiser, centraliser et valoriser des connaissances, des données, des outils et des retours d'expériences pour une thématique donnée, via un accès libre ou facilité. Ces structures contribuent également à la mise en réseau des acteurs et à leur montée en compétences. Parmi ces dispositifs, figurent notamment les centres de ressources (CDR) (CEDIP, 2006 ; OFB, 2019)², dont certains déjà existants sont centrés sur des écosystèmes tels que le CDR Milieux humides et le CDR Cours d'eau, labellisés OFB (OFB, 2019), ou encore le CDR sur les sols de l'Association française pour l'étude des sols (2023). Actuellement, aucune structure ayant un rôle comparable et dédié aux écosystèmes lacustres n'existe cependant sur le territoire national.

Dans ce contexte, la création d'un centre d'expertise et de médiation scientifique dédié aux écosystèmes lacustres constituerait un outil stratégique pour fédérer l'ensemble des acteurs, valoriser et diffuser les connaissances, renforcer l'efficacité des actions de surveillance, de gestion, et mobiliser durablement les parties prenantes grâce à l'information, la sensibilisation, la formation et un appui scientifique structuré.

1. INPE : Inventaire national des plans d'eau.

2. CEDIP : Centre d'Études pour le développement, l'innovation et la prospective en ressources humaines ; OFB : Office français de la biodiversité.

Un centre d'expertise et de médiation scientifique sur les écosystèmes lacustres, une nécessité ?

Depuis la mise en place de la directive cadre sur l'eau (DCE) en 2000, de nombreux outils, plateformes numériques et réseaux ont vu le jour en France pour accompagner la surveillance, la gestion et la restauration des eaux superficielles, notamment lacustres. Cette dynamique a permis de produire une grande diversité de connaissances, de données, d'outils et de retours d'expérience. Toutefois, la multiplicité des acteurs impliqués et des dispositifs existants génère une fragmentation importante des sources d'information. En effet, les données, souvent issues de protocoles hétérogènes, sont dispersées entre de nombreuses plateformes (par exemple : NAIADES, 2012 ; AQUAREF, 2013 ; Eau & Biodiversité, 2013 ; SANDRE, 2020 ; Portail technique de l'OFB, 2019 ; INRAE-Hydrobio DCE, 2022 ; SEEE, 2017 ; les systèmes d'information des agences de l'eau)³ rendant leur accès, leur mutualisation et leur valorisation complexes pour les gestionnaires. Ces derniers rencontrent parfois aussi des difficultés à identifier les bons référentiels, à localiser des données précises (température, production primaire, communautés biologiques), ou à s'assurer de la mise à jour des informations disponibles, notamment dans un contexte de réorganisations institutionnelles fréquentes.

Parallèlement, les initiatives de structuration à l'échelle locale se multiplient, prenant la forme d'observatoires, de groupes de travail ou de groupements d'intérêt scientifique, impulsés par les gestionnaires eux-mêmes. Soucieux de mieux répondre aux enjeux auxquels ils sont confrontés, ils s'entourent de divers acteurs (comme par exemple des scientifiques et des acteurs socio-professionnels) pour partager protocoles, expertises et retours d'expérience. Cette dynamique ascendante révèle à la fois un besoin croissant de coordination, dans un paysage encore morcelé, et les difficultés rencontrées pour mener certaines missions sur les écosystèmes lacustres, par manque de compétences. Cela résulte notamment d'une offre de formation limitée en limnologie⁴. Pour pallier ce manque, les gestionnaires recherchent souvent des experts capables d'apporter des réponses à leurs préoccupations.

Bien qu'il n'existe aucun annuaire des compétences en limnologie, des collaborations locales peuvent parfois exister, mais elles demeurent hétérogènes et reposent largement sur des opportunités ponctuelles. Dans ce contexte, la création d'un centre national dédié à l'expertise et la médiation scientifique sur les écosystèmes lacustres ne viserait donc pas uniquement à fédérer les acteurs, mais aussi à structurer et pérenniser les échanges, renforcer les compétences, produire et diffuser des connaissances consolidées, et offrir un appui scientifique opérationnel. Un tel centre constituerait ainsi un levier stratégique pour améliorer la cohérence, la montée en compétence et l'efficacité des actions menées à l'échelle nationale.

Quels objectifs et missions pour cette structure dans le paysage nationale des écosystèmes lacustres ?

Le centre d'expertise et de médiation scientifique aura pour objectif de promouvoir la surveillance et la gestion des écosystèmes lacustres, d'animer la communauté des acteurs, d'assurer leur montée en compétences et de faciliter le transfert de l'information technique en les accompagnant. Il visera également à simplifier l'accès à l'expertise scientifique sur le fonctionnement, la biodiversité, la préservation et la restauration des écosystèmes lacustres.

Animer la communauté des acteurs

Face à la volonté de structuration des acteurs des écosystèmes lacustres, le centre d'expertise et de médiation scientifique s'attachera à les fédérer à l'échelle nationale. Pour ce faire, il se positionnera comme un intermédiaire facilitant la mise en relation entre les différentes parties prenantes. Il les référencera et il organisera des événements d'échanges qui pourront prendre diverses formes et auront pour objectif de favoriser les partages de connaissances, d'expériences et de bonnes pratiques. En outre, il centralisera et mettra à disposition l'ensemble des informations disponibles, via une plateforme numérique.

Assurer l'accompagnement technique des acteurs

La structure offrira un service d'accompagnement scientifique et technique aux acteurs des écosystèmes lacustres afin de favoriser leur montée en compétence. Pour cela, elle proposera des formations en lien avec les besoins des acteurs, en partenariat avec des institutions scientifiques. Elle référencera aussi les formations disponibles sur le territoire, autres que celles qu'elle proposera.

Consciente des difficultés rencontrées par certains acteurs pour identifier les experts les plus pertinents pour les accompagner, la structure développera un annuaire des compétences et fera office de point relais. Les acteurs souhaitant être orientés pour obtenir un avis, un conseil, pourront s'adresser à elle. Elle pourra alors les diriger vers la ou les personnes ressources les plus adaptées.

La structure réalisera aussi une veille technique et méthodologique, diffusera les événements programmés sur le territoire et mettra à disposition des synthèses de retours d'expérience.

Mettre à disposition les connaissances existantes

Afin de pallier à la fragmentation actuelle des connaissances et des données relatives aux écosystèmes lacustres (par exemple : biodiversité, qualité de l'eau, pressions anthropiques, surveillance, réglementation, gestion), la structure aura pour objectif de faciliter l'accès à l'ensemble de ces ressources via un seul portail numérique national. Cette future plateforme centrali-

3. NAIADES : Données sur la qualité des eaux de surface ; AQUAREF : Laboratoire national de référence pour la surveillance des milieux aquatiques ; SANDRE : Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau ; SEEE : Système d'évaluation de l'état des eaux.

4. La limnologie est la science qui a pour objet l'étude de toutes les questions relatives aux eaux stagnantes (lacs, étangs, marais...), tant du point de vue physique, chimique, que biologique (Husson, 1970).

sera l'ensemble des informations disponibles, sans en dupliquer les contenus existants. Lorsque des données existent déjà, elle redirigera vers leurs sources originales, garantissant la transparence et la valorisation des producteurs de connaissances.

Quelles sont les premiers jalons et les perspectives ?

Le lancement officiel de la structure est prévu en 2026, avec une première version fonctionnelle de la plateforme numérique courant 2027.

Plusieurs jalons ont déjà été franchis : préfiguration de la structure, mobilisation des partenaires intervenant dans la gouvernance, phase préliminaire d'identification des besoins des acteurs via un atelier de travail lors du séminaire annuel du Pôle R&D ECLA (Pôle Recherche et Développement Écosystèmes Lacustres)⁵ organisé à la fin de l'année 2024, complété par une enquête nationale lancée sur le dernier trimestre 2025, et centralisation des données disponibles sur les écosystèmes lacustres (DataECLA, 2023).

Le centre d'expertise et de médiation scientifique a monté et dispensé la formation annuelle « Limnologie générale » ouverte à tous les acteurs. Cette première édition a eu lieu en novembre 2025 à Thonon-les-Bains et a accueilli quinze professionnels d'agences de l'eau, parcs nationaux et régionaux, réserves naturelles et agents de l'OFB (figure 1). La prochaine édition est programmée la semaine du 16 novembre 2026, les demandes d'inscriptions sont déjà ouvertes et la session est déjà complète⁶.

Sous deux à trois ans, une réflexion sur les formats de formation (en présentiel, en ligne synchrone ou asynchrone, etc.) sera menée, accompagnée d'un élargissement des formations proposées (indice macro-invertébrés lacustres, prélèvements ADN environnemental, par exemple). Des journées techniques seront organisées et des guides techniques et méthodologiques seront édités pour accompagner les gestionnaires et les décideurs dans leurs pratiques. À terme, la structure ambitionne de proposer des outils d'aide à la décision sur des thématiques à enjeux (cyanobactéries, polluants émergents, ADN environnemental, par exemple) fondés sur les connaissances disponibles et les expériences de terrain.

Cette structure, en interaction avec les réseaux et les acteurs du territoire, a vocation à devenir une référence nationale sur les écosystèmes lacustres français.

Conclusion

Face aux enjeux croissants de préservation, de restauration et de gestion durable des écosystèmes lacustres, dans un contexte de changement global qui s'accélère, la création d'une structure nationale dédiée à ces écosystèmes apparaît comme nécessaire. En animant la communauté des acteurs, en proposant des offres pour renforcer leurs compétences, et en fournissant un accompagnement technique, cette structure permettra de répondre aux besoins des acteurs et d'offrir des leviers concrets pour mieux agir pour conserver et/ou restaurer les écosystèmes lacustres du territoire français. ■

Figure 1 – Cours théoriques, cas pratiques et sortie terrain au programme de la formation « Limnologie générale » en 2025. Photos : © Anne Tessier.



5. Pôle R&D ECLA : <https://poleecla.fr>

6. <https://poleecla.fr/transfert/formation>

RÉFÉRENCES

- AFES. (2023). Centre de ressources. <https://www.afes.fr/nos-missions/valoriser/centre-de-ressources/>
- AQUAREF. (2013). Guides méthodologiques (hydrobiologie). <https://www.aquaref.fr/guides-methodologiques-hydrobiologie>
- CEDIP. (2006). Centre de ressources. <https://www.cmvrh.developpement-durable.gouv.fr/centres-de-ressources-a2417.html>
- DataECLA. (2023). DataECLA – Portail de données du Pôle Écosystèmes Lacustres. <https://dataecla.fr/>
- Eau & Biodiversité. (2013). Accéder aux documents. <https://www.documentation.eauetbiodiversite.fr/>
- INPE. (2023). L'inventaire national des plans d'eau. <https://geoservices.ign.fr/inpe>
- INRAE-Hydrobio DCE. (2022). <https://hydrobio-dce.hub.inrae.fr/>
- NAIADES. (2012). A propos des données. <https://naiades.eaufrance.fr/propos-des-donnees>
- OFB. (2019). Centres de ressources. <https://professionnels.ofb.fr/fr/centres-de-ressources>
- SANDRE. (2020). Accueil Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau. <https://www.sandre.eaufrance.fr/v2/#donn%C3%A9es>
- SEEE. (2017). <https://seee.eaufrance.fr/>





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, le numéro de l'article et le DOI..

Échanges de points de vue

Les omics pour la gestion des milieux aquatiques : rencontre entre chercheurs, gestionnaires et analystes

Frédéric RIMET^{1,6}, Benjamin ALRIC^{1,6}, Valentin VASSELON², Olivier MONNIER³, Aurélie LACOEUILHE⁴,
Benoît PAIX⁵, Nicolas POULET³

¹ Université Savoie Mont Blanc, INRAE, CARTEL, 75 bis avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains, France.

² SCIMABIO Interface, 5 Rue des Quatre Ventes, 74200 Thonon-les-Bains, France.

³ OFB, DRAS, Service EcoAqua, Aix-en-Provence, France.

⁴ PatriNat OFB/MNHN/CNRS/IRD, 36 rue Geoffroy de Saint Hilaire, 75005 Paris, France.

⁵ Aix Marseille Université, Université de Toulon, CNRS, IRD, MIO, Marseille, France.

⁶ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Frédéric RIMET, frederic.rimet@inrae.fr

Les omics* rassemblent les outils d'analyse des molécules constituant les organismes, acides nucléiques (métagénomique*, métabarcoding*, digital PCR*) et métabolites (métabolomique*). Leur utilisation pour gérer les milieux aquatiques et les lacs en particulier, permet d'obtenir des informations complémentaires à celles des outils classiquement utilisés. Lors de tables rondes, scientifiques, gestionnaires de milieux, professionnels de laboratoires d'analyse, ont discuté de la place de ces méthodes pour la gestion des milieux aquatiques, de l'évolution des métiers et formations, des développements méthodologiques.

Introduction

Les milieux aquatiques et les lacs en particulier jouent un rôle essentiel dans le maintien des équilibres écologiques, en soutenant une diversité de processus biogéochimiques et biologiques (Grizzetti *et al.*, 2019). Leur bon fonctionnement repose en grande partie sur la richesse et la diversité des espèces qui les composent (Oliver *et al.*, 2015). Toutefois, ces milieux subissent une érosion rapide de leur biodiversité (Reid *et al.*, 2019; Keck *et al.*, 2025), ce qui menace leur intégrité écologique et les nombreux services écosystémiques qu'ils fournissent aux populations humaines. Pour mieux comprendre et suivre ces dynamiques, des outils de surveillance performants sont indispensables, ce que permettent les approches omics*.

Les omics sont un ensemble d'outils d'analyse des différents types de molécules qui constituent les organismes. Ces molécules peuvent être des acides nucléiques comme de l'ADN environnemental – ADNe* – (métagénomique*), et de l'ARN – ARNe – (metatranscripto-

mique), ou des métabolites (méta-métabolomique). Différents outils sont utilisés comme les séquenceurs haut-débit et la PCR quantitative* pour les acides nucléiques, ou encore la chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse pour les métabolites. Ces outils révolutionnent l'étude et la gestion des écosystèmes aquatiques, en termes de nature des données produites, de débit, d'identification taxonomique, de répliquabilité.

Il y a un intérêt évident à utiliser les omics pour la gestion des milieux aquatiques comme l'illustrent les travaux en cours visant à développer des méthodes opérationnelles utilisables dans le cadre de la mise en œuvre de politiques publiques environnementales (DCE¹, espèces protégées, stratégie nationale relative aux espèces exotiques envahissantes, règlement sur la restauration de la nature, énergies renouvelables). L'utilisation des approches omics est désormais à la disposition des porteurs d'enjeux. Cette évolution a mis en évidence, à plusieurs reprises, le besoin d'échanges entre les domaines

1. Directive cadre sur l'eau.

2. <https://aquaecomics.symposium.inrae.fr>

3. Office français de la biodiversité.

de la recherche, de la gestion et de l'analyse. Du 17 au 20 mars 2025 a eu lieu à Evian-les-Bains un congrès scientifique – AquaEcOmics² – qui a regroupé deux-cent-quatre-vingt chercheurs utilisant les omics pour l'étude des milieux aquatiques, et une synthèse des présentations a été publiée (Rimet *et al.*, 2025). À la suite de ce meeting, des tables rondes ont été proposées le 21 mars pour permettre des échanges en français entre chercheurs et porteurs d'enjeux (gestionnaires, analystes, experts), à propos de l'utilisation des omics pour la gestion des milieux aquatiques. Les objectifs étaient de permettre aux gestionnaires et porteurs d'enjeux d'exprimer leurs besoins et attentes, aux scientifiques de clarifier et présenter les limites et opportunités méthodologiques, et aux analystes de mieux appréhender et échanger sur les évolutions potentielles des métiers.

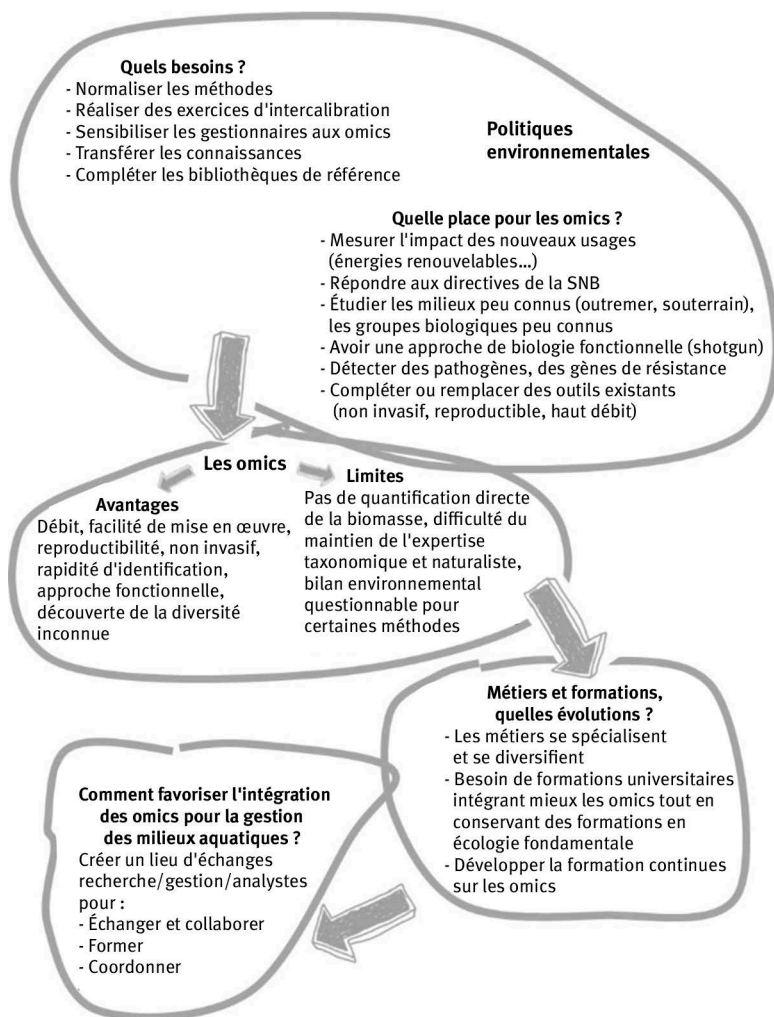
Un appel à participation a été lancé fin 2024 auprès des principaux établissements publics d'État en charge de l'environnement et des gestionnaires d'espaces naturels en France (agences de l'eau, OFB³, conservatoires d'espaces naturels, ministère), des analystes (laboratoires d'analyse publics et privés), et des scientifiques (univer-

sités, instituts de recherche). Au total, quarante-quatre personnes étaient présentes : vingt-huit du monde académique (CNRS, MNHN, INRAE, Ifremer, universités), treize de la sphère privée (ADNid, Aquascop, Aquabio, ADENEKO, CEBEDEAU, e-biom, ADF, Eurofins, Scimabio, VSA) et deux d'un établissement public d'état (OFB). Pour avoir un socle de connaissances communes, les participants ont d'abord assisté à la présentation d'une synthèse du meeting AquaEcOmics, d'un rappel des enjeux des politiques publiques, de présentations des principaux projets de recherche dans le domaine des omics et du référentiel national de séquences génétiques porté par l'OFB et le MNHN. Puis ils ont débattu en six groupes de sept à huit personnes autour de quatre enjeux :

- les besoins pour appliquer les politiques environnementales et la place des omics,
- l'évolutions des métiers et formations,
- les limites et avantages des omics,
- les stratégies pour favoriser l'intégration des omics pour la gestion des milieux aquatiques.

Nous résumons ci-après l'utilisation des omics pour l'étude et la gestion des milieux aquatiques et les enjeux des politiques publiques, les échanges des tables rondes (figure 1), puis concluons sur les perspectives qui permettraient de favoriser l'intégration des omics dans la gestion des milieux aquatiques.

Figure 1 – Les échanges entre scientifiques, gestionnaires et analystes, à propos de la place des omics dans la gestion des milieux aquatiques, ont abordé quatre thèmes donnés dans les bulles de cette figure. Dans chaque bulle les principales idées évoquées sont reprises.



Synthèse des derniers développements méthodologiques et des enjeux des politiques publiques

Une vue d'ensemble des cent-soixante-cinq présentations (orales et posters) données au meeting AquaEcOmics (AquaEcOmics meeting, 2025) montre que les omics sont appliquées aussi bien à l'étude des micro-organismes qu'aux macro-organismes. Cependant, on constate une nette distinction dans les champs d'application en fonction de l'organisme ciblé : les études concernant les macro-organismes (poissons, invertébrés, amphibiens) se concentraient principalement (85 %) sur l'évaluation de la biodiversité et la biosurveillance pour répondre aux besoins pratiques des parties prenantes (gestionnaires des milieux, ministère chargé de l'environnement), tandis qu'une majorité (58 %) des études concernant les micro-organismes (bactéries, microalgues, protistes) se concentraient sur des questions d'écologie fondamentale. Les connaissances fondamentales produites sont principalement dans les champs de l'écologie des communautés et utilisent le métabarcoding comme méthode de référence : tous types d'organismes et de milieux sont concernés. Des questions d'écologie fonctionnelle (ex. : cycle du carbone) ont été abordées en métagénomique (*shotgun**). La méta-métabolomique a été également utilisée dans de plus rares études (ex. : fonctionnement de l'holobionte de macrophytes marines, interactions entre des bivalves et leurs bactéries symbiotiques).

Les développements méthodologiques et la mise en œuvre des omics pour les porteurs d'enjeux ont concerné un grand nombre d'études concernant les macro-organismes, alors que c'était moins le cas pour les micro-organismes. Ceci s'explique d'une part par l'utilisation relativement récente des omics pour les macro-organismes.

nismes, donc la nécessité d'avoir des développements méthodologiques (Pawlowski *et al.*, 2020) et que ceux-ci concentrent les enjeux des politiques publiques (qui ne concernent quasiment pas les micro-organismes).

Dans le contexte des politiques publiques, les omics peuvent aider à répondre à un ensemble de directives (directive habitat, DCE, directive cadre stratégie pour le milieu marin), et en particulier à la Stratégie nationale Biodiversité 2030 où l'ADNe est indiquée comme outil d'évaluation. Cependant, l'arrivée de ces outils se passe dans un contexte budgétaire contraint, avec la nécessité d'une acculturation des gestionnaires et décideurs.

Synthèse des tables rondes

Politiques environnementales : quels besoins ? Quelle place pour les omics ?

Les participants ont été invités à donner leurs avis sur l'utilisation des omics dans un cadre de gestion des milieux, par exemple pour l'application de directives environnementales ou pour répondre à de nouveaux enjeux (restauration, éolienne en mer, photovoltaïque...). Les échanges ont montré qu'il existe avant tout un besoin de sensibilisation des décideurs (ministère, agences de l'eau) et de transfert de connaissances pour permettre leur application dans les politiques publiques. Une échelle de niveau de transférabilité par méthode, allant des approches utilisables principalement en recherche (métagénomique, métabolomique, ARNe) aux approches opérationnelles déployables à large échelle (métabarcoding, quantification directe qPCR/dPCR) serait appréciée comme cela a été réalisé par Laamanen *et al.* (2025).

Les nouveaux usages des milieux aquatiques dont les éoliennes off-shore et les panneaux photovoltaïques font partie, et la place des omics pour analyser leurs impacts ont été abordés. Les participants ont indiqué que l'utilisation de méthodes basées sur l'ADN environnemental pouvait être facilitée dans ces cas, car il n'y a ni d'historiques, ni de méthodes officielles reconnues pour le suivi spécifique de ces aménagements. Un retour d'expérience au niveau international serait important, puisque plusieurs présentations ont été données pendant le meeting AquaEcOmics sur ce sujet.

Le développement de nouveaux indicateurs basés sur l'ADNe et pour l'étude d'environnements peu explorés a été abordé. Un exemple spécifique a été donné sur l'utilisation des communautés microbiennes comme indicateur DCE dans les mangroves pour évaluer la qualité de ces masses d'eau et l'impact des micropolluants. Il a été souligné l'intérêt des omics pour l'étude des milieux peu accessibles (milieux souterrains) ou peu explorés (ex. : dans les Outre-mer). Des participants ont indiqué que la mise en œuvre des politiques dans les Outre-Mer, ou pour des compartiments biologiques pour lesquels il n'y a pas d'antériorité (ex. : procaryotes au regard de la DCE) et l'évolution de la réglementation européenne (ex. règlement sur la restauration de la nature) sont des contextes qui pourraient être favorables à l'utilisation des omics. Plusieurs autres exemples ont été cités, notamment avec le développement d'indicateurs basés sur les protistes, les champignons, les micro-eucaryotes, les bactéries.

Des participants, principalement des scientifiques, ont indiqué que le « *retrofitting* » (adaptation des indicateurs

existants avec des méthodes omics) n'est pas une solution idéale. En effet, il semble préférable de créer de nouveaux indicateurs profitant de toutes les propriétés et capacités des omics, complémentaire aux indicateurs existants. Mais d'autres participants, essentiellement des gestionnaires, ont répondu que la stratégie de « *retrofitting* » répond cependant à un besoin de certains acteurs (robustesse, débit, coût) pour certains indicateurs, afin de s'assurer d'avoir un référentiel d'évaluation stable sur le long terme et congruent avec les données historiques. L'utilisation d'indicateurs *taxonomy-free** (indicateurs sans assignation taxonomique des séquences) a été abordée. Les avis pour ce type d'indicateur étaient contradictoires. Certains participants y voient un intérêt pour les milieux dont les connaissances taxonomiques sont mal connues, ou pour des groupes d'organismes peu étudiés,

Encadré 1 – Glossaire

ADNe (ou ADN environnemental) : ADN échantillonné dans l'environnement à partir de différentes matrices (eau, biofilms, sédiment, graviers...), plutôt que directement échantillonné d'un seul organisme. La nature de cet ADN peut varier, il peut s'agir d'ADN intracellulaire (quand on échantillonne du phytoplancton, il est majoritairement intercellulaire), ou provenant de tissus (résidus de peau), de cellules mortes, de fèces, ou extracellulaire (ex. : il peut être adsorbé à des particules, ou à des argiles).

Afnor : Association française de normalisation.

Barcodes : courte séquence d'ADN, permettant l'identification d'un taxon. Un barcode doit être commun à tous les taxons du groupe taxonomique ciblé, suffisamment variable entre taxons pour permettre leur identification, facile à amplifier, et d'une longueur adaptée à la technologie de séquençage.

Bibliothèques de barcodes référence : base de données, donnant pour chaque taxon une ou plusieurs séquences (ou barcode). À ces séquences sont associées un ensemble de métadonnées (échantillon à l'origine de la séquence, lieu, date de prélèvement, auteur, méthode de séquençage...).

Bioinformatique : ensemble d'outils informatiques et d'algorithmes permettant d'analyser, stocker et interpréter des données biologiques, dans notre cas des données moléculaires.

CEN : Comité européen de normalisation

FAIR : ensemble de bonnes pratiques pour la gestion des données scientifiques. Les données doivent être faciles à trouver (F:Findable), Accessibles (A), Interopérables (I), Réutilisables (R).

Indicateurs *taxonomy-free* : indicateur biotique permettant d'évaluer l'état d'un milieu naturel, qui ne se base pas sur la composition en taxons (espèces, genres...). Les indicateurs *taxonomy-free* se basent habituellement sur la composition en séquences (non assignées taxonomiquement).

ISO : International Standardisation Office.

Métabarcoding : analyse d'une petite partie du génome (barcode) d'organismes vivant en communautés permettant de les identifier taxonomiquement.

Métabolomique : analyse de l'ensemble des métabolites d'un organisme. On parle de méta-métabolomique lors de l'analyse des métabolites d'un ensemble d'organismes vivant en communauté.

Métagénomique (ou métagénomique non ciblée) : analyse de l'ensemble des génomes d'organismes vivant en communautés (voir aussi *shotgun*).

Omics : les méthodes omics (ou omiques) regroupent les techniques qui visent à analyser de façon globale les molécules produites par les organismes vivants.

PCR : la PCR (*Polymerase Chain Reaction*) est une technique de biologie moléculaire qui permet d'amplifier un fragment spécifique d'ADN.

PCR quantitative : technique permettant de quantifier une cible d'ADN ou d'ARN au moyen de PCR (nombre de copies de la cible par unité de volume). Plusieurs techniques de PCR quantitative existent (qPCR, dPCR).

Shotgun (ou métagénomique non ciblée) : en métagénomique, le *shotgun* désigne une approche de séquençage qui consiste à fragmenter aléatoirement l'ensemble de l'ADN présent dans un échantillon environnemental, puis à séquencer tous ces fragments sans ciblage préalable. C'est une technique particulièrement puissante pour étudier en détail la composition et le fonctionnement des communautés microbiennes dans un milieu donné.

ou encore pour avoir une meilleure évaluation des pressions. D'autres y voient un effet « boîte noire », avec la perte de compréhension écologique, et la difficulté de communiquer ce type d'indicateur auprès du public. La notion d'espèce reste importante dans un cadre réglementaire (ex. : directive cadre stratégie pour le milieu marin) et à des fins de protection et de conservation (ex. : espèces patrimoniales).

Le sujet des bibliothèques de barcodes* de référence a largement été débattu. Les participants ont souligné la nécessité urgente d'harmonisation et d'interopérabilité entre les bibliothèques existantes (publiques et privées) même si des guidelines (Rimet *et al.*, 2021) et des projets européens existent sur le sujet⁴. Les participants ont insisté pour que les bibliothèques de référence soient ouvertes, standardisées et labellisées afin d'assurer un bon niveau de confiance. La constitution d'un référentiel national, regroupant les séquences vérifiées et fiables pour différents groupes biologiques est un élément capital⁵. Il a également été mentionné, que les bibliothèques doivent anticiper les évolutions technologiques (augmentation des longueurs de séquençage) en permettant d'intégrer les petits fragments (barcodes*) et les génomes (mitochondriaux, chloroplastiques). Dans le cas des micro-organismes (bactéries, micro-eucaryotes, champignons...), il a été souligné que la complétion serait, en l'état actuel des technologies, difficile à atteindre, faute de capacité à isoler correctement toutes les espèces et à pouvoir les identifier. Par ailleurs, la notion d'espèce pour ces groupes est versatile, et par conséquent une bibliothèque stable et pérenne peut-être difficile à obtenir. Il serait important que les bibliothèques intègrent les fonctions et traits écologiques en plus des informations taxonomiques, pour permettre d'aborder des questions d'écologie fonctionnelle.

Un point sur l'avancement des méthodes et leur transférabilité a été réalisé. Les protocoles d'extractions d'ADN, de PCR et d'analyses bio-informatiques pour le métabarcoding des diatomées sont prêts, en cours de transfert et de normalisation (ISO*, CEN*). Les protocoles macro-invertébrés sont également bien avancés avec des tests à l'échelle nationale réalisés dans plusieurs pays (Allemagne, Pologne, Autriche...) et des protocoles en cours de normalisation. L'importance de cibler des compartiments encore peu connus a été soulignée : virus, parasites, chironomes, compartiment microbien. Les suivis de pathogènes, de gènes de résistance sont des méthodes qui commencent à être bien abouties et dont les développements ont fait suite aux besoins de la pandémie covid. Les protocoles métabarcoding poissons font partie des méthodologies les plus avancées selon une étude bibliographique récente (Laamanen *et al.*, 2025) et sont l'objet d'une campagne nationale en 2025 en France (prélèvement ADNe poisson en lac).

La standardisation et l'intercalibration des protocoles ont été abordés par les participants qui indiquent que c'est un point essentiel à une application réglementaire des outils. Il a été admis que les normes doivent être pensées comme des « minimums requis » pour assurer une confiance dans les résultats et être suffisamment

flexibles pour anticiper des évolutions technologiques (ex. : évolution des séquenceurs). La normalisation doit être pensée de manière modulaire pour être applicables par le monde socio-économique existant : une norme pour l'échantillonnage, une norme pour l'extraction et PCR, une norme pour le séquençage est préférable à une seule norme intégrant toutes les étapes d'une approche omic, allant de l'échantillonnage jusqu'aux analyses bioinformatiques. La standardisation du format des données est un point décisif pour faciliter l'interopérabilité et la réutilisation des données, de même qu'il est souhaité que les données soient produites dans un cadre de science ouverte, en appliquant les principes FAIR*. Enfin, il a été souligné que l'intercalibration est nécessaire à l'échelle nationale et internationale à la fois pour permettre de valider une nouvelle approche, mais aussi pour permettre à la communauté des utilisateurs de rester à jour des évolutions technologiques. Cependant, les participants du monde académique ont indiqué que la standardisation est un processus chronophage et mal reconnu par leurs tutelles.

Enfin, il a été souligné le besoin d'avoir des projets collectifs au niveau européen facilitant les échanges pour la standardisation et les exercices d'intercalibration (ex. : projet Biodiversa+ DNAqualMG). Il est par exemple regrettable d'avoir des tests nationaux poissons ADNe/pêche électrique qui démarrent dans plusieurs pays (France, Allemagne, Pays-Bas, Suède) sans qu'ils soient pensés collectivement.

Métiers et formations, quelles évolutions ?

En utilisant davantage les omics dans l'étude et la gestion des milieux aquatiques, les métiers, les formations (universitaires, et permanentes), et les recrutements doivent évoluer. Les participants ont été appelés à faire part de leur expérience à ce propos.

L'expérience de jeunes participants (doctorants, post-doctorants) a été bénéfique pour répondre aux enjeux liés à la formation universitaire. Ils ont souligné qu'il existe peu de formations adaptées aux métiers rattachés aux approches omics pour l'étude et la gestion des milieux aquatiques. Les principaux défauts soulignés sont que les masters sont trop théoriques, avec peu de travaux pratiques en biologie moléculaire. La pratique en biologie moléculaire se fait en institut technique universitaire. Il semble y avoir une déconnexion entre ces deux niveaux de formation. Une difficulté liée à la formation aux métiers utilisant les omics pour la gestion des milieux aquatiques est due à la multiplicité des domaines à connaître : biologie moléculaire, bioinformatique*, écologie, gestion des milieux. Il semble donc indispensable d'avoir des formations spécialisées (masters dédiés), qui offrent un équilibre entre une formation en écologie classique et évitant la perte d'expertise taxonomique et écologique et une spécialisation sur les omics. La formation de master présentée par T. Lefébure à Lyon 1⁶ fait office d'exception et répond à ce manque puisque tous les aspects d'écologie et de biologie moléculaire sont abordés.

4. <https://ednaquaplan.com/>

5. <https://www.patrinat.fr/fr/actualites/vers-un-referentiel-national-des-sequences-genetiques-des-especes-des-territoires>

6. <https://master-bee.univ-lyon1.fr/>

Les participants ont souligné l'enjeu de la formation continue pour les professionnels (bureaux d'études, gestionnaires, porteurs d'enjeux...) afin de faciliter la compréhension des bases conceptuelles et techniques des omics. Il semble important qu'un maximum d'acteurs soient sensibilisés à ces techniques pour en avoir un regard critique. Il a été mentionné l'importance d'avoir un ouvrage de synthèse sur les approches omics et leur potentiel d'application pour la gestion des milieux aquatiques, même si certains documents (Ranjard *et al.*, 2017) et synthèses existent déjà (Pawlowski *et al.*, 2018; Hering *et al.*, 2018). Également, des guides de bonnes pratiques seraient important à produire en complément de ceux déjà existants (Lacoeuilhe *et al.*, 2024; Pawlowski *et al.*, 2020; Lefrançois *et al.*, 2018).

Quelles limites et avantages des omics ?

Les participants ont listé plusieurs avantages généraux bien connus. Le premier est le haut débit de production de données qui permet d'augmenter la résolution spatiale et temporelle. Ensuite, la facilité de mise en œuvre a été mentionnée : sur le terrain, le temps d'échantillonnage et les moyens humains sont réduits. Enfin, le biais opérateur est réduit et la reproductibilité améliorée. Des avantages plus spécifiques ont été mentionnés, par exemple pour la détection d'espèces cibles : les méthodes moléculaires permettent une détection précoce dans le milieu (espèces exotiques envahissantes), non destructrice (espèces patrimoniales) et robuste (précision taxonomique pour des complexes d'espèces). Les omics permettent aussi une approche intégrative *via* une analyse multi-marqueurs ciblant plusieurs groupes biologiques pour obtenir une vue holistique des écosystèmes. Les approches de métagénomique non ciblée permettent d'aborder des questions d'écologie fonctionnelle en assignant les fonctions aux gènes détectés. Enfin, des méthodes ont été développées pour certains milieux peu étudiés (saumâtre, souterrain), ou pour lesquels la connaissance avec les méthodes traditionnelles est insuffisante (ex. : diatomées en Guyane).

Parmi les limites, les participants indiquent l'incomplétude des bibliothèques de référence comme un écueil majeur. Une autre limite mentionnée peut-être le manque de lien avec la biomasse (ex. : phytoplancton, poisson), l'abondance des individus, l'évaluation du sex-ratio et d'autres traits physiologiques, même si certaines études établissent des passerelles (Guri *et al.*, 2024). Par ailleurs, les données omics peuvent ne pas être utilisables pour travailler sur la dynamique de populations (ex. : classes d'âge/cohortes pour les poissons).

L'impact environnemental de ces techniques a été discuté, le problème principal des omics étant lié à l'utilisation de consommables à usage unique (tubes, cônes, réactifs...), au manque de filières de recyclage et au stockage des données en ligne (consommation d'électricité). Cependant, un désaccord a été constaté entre participants quand une comparaison du bilan environnemental a été établi avec les techniques traditionnelles : certains ont mentionné, par exemple, qu'une campagne de chalutage en mer a une empreinte carbone beaucoup plus importante qu'un échantillonnage ADNe, et d'autres *a contrario* ont fait valoir qu'il est important de comparer des choses similaires entre techniques tradi-

tionnelles et omics puisqu'elles ne donnent pas le même type d'information et peuvent être utilisées de manières complémentaires.

Le problème du maintien des expertises taxonomique et naturaliste a été souligné : il est indispensable de conserver ces expertises et que les analystes formés aux méthodes traditionnelles ne soient pas dépossédés de leurs métiers. Il est important de conserver des formations aux techniques traditionnelles d'étude des milieux aquatiques (pêche électrique, identification morphologique). Il a été indiqué que les omics rappellent que l'expertise taxonomique est centrale, par exemple lors de la découverte de diversités inconnues nécessitant la description de nouveaux taxons.

La question du modèle socio-économique pour appliquer les omics a été discutée. Il a été indiqué que si le tissu d'entreprises réalisant les analyses est peu développé, alors cela sera un frein au déploiement des omics. Ensuite, dans le cas des Outre-mer, où les marchés sont de petite taille, il y a un risque que les gros laboratoires appliquant les omics ne répondent pas par manque de rentabilité des marchés. Enfin, il a été indiqué que la transition de méthode classique vers ADNe doit se faire en douceur car les investissements pour les laboratoires existants dans le domaine de l'hydrobiologie sont lourds (trois cent mille euros pour équiper un laboratoire d'un séquenceur, à ce coût se rajoutera le coût de l'accréditation). Cependant, des laboratoires proposant des analyses omics existent déjà dans le domaine médical, vétérinaire mais également environnemental et répondent déjà à des appels d'offre dans le domaine spécifique des milieux aquatiques.

Le coût des analyses a été discuté. Selon certains, les coûts sont importants et pas compétitifs par rapport aux techniques traditionnelles. Selon d'autre, les coûts sont moindres pour certaines analyses (diatomées, poissons). Il semble cependant manquer d'études économiques robustes pour conclure définitivement sur le sujet. Et enfin, il a été souligné que les techniques traditionnelles et omics fournissent des données de natures différentes qui permettent d'aborder des problématiques complémentaires, et par conséquent comparer leurs coûts n'est pas très pertinent.

Comment favoriser l'intégration des omics pour la gestion des milieux aquatiques ?

La création d'un lieu d'échanges rassemblant le monde de la recherche académique et les porteurs d'enjeux semble partagé par les participants. Il existe déjà des réseaux mais dédiés à la recherche académique (Green-Omics, ADN-O), qui ne répondent pas à ce besoin.

Les participants ont ensuite identifié les objectifs qui pourraient être poursuivis dans ce lieu d'échanges. Un premier objectif serait axé sur l'échange d'informations mutuelles et la collaboration entre acteurs de la recherche, de la gestion, de l'expertise et de l'analyse dans le but de faire émerger de nouvelles approches méthodologiques et de travailler à les rendre opérationnelles : les échanges seraient scientifiques et permettraient de mieux cibler l'orientation des recherches académiques. Un deuxième objectif serait lié à la formation des gestionnaires, des experts et analystes, en vue

d'une acculturation aux omics et d'une application des méthodes transférables. Ces formations pourraient être récurrentes, pérennes et coordonnées au niveau national. Enfin, un troisième objectif serait lié à une coordination nationale, qui pourrait orienter la recherche et développement, conseiller les décideurs dans le déploiement des méthodes, identifier les équipes référentes sur certaines méthodes, éviter que des projets redondants émergent sans concertations préalables. Un annuaire des experts et acteurs dans le domaine pourrait être créé.

Conclusions

L'utilisation des omics pour l'étude des milieux aquatiques évolue rapidement, aussi bien d'un point de vue méthodologique, que d'un point de vue des questions abordées. Ceci suscite un intérêt fort de l'ensemble des acteurs. Cependant, pour que les omics soient appliquées dans un cadre réglementaire et pour la surveillance des milieux, il est nécessaire que les acteurs de la recherche, de l'expertise, de la gestion des espaces naturels et de l'analyse, collaborent étroitement. Les participants ont convenu que des espaces d'échanges favoriseraient cette dynamique, et permettraient de promouvoir les omics comme outils pour améliorer la connaissance, la surveillance et la protection de notre environnement. Le Pôle R&D ECLA (Pôle Recherche & Développement Écosystèmes Lacustres)⁷ a une programmation scientifique qui intègre depuis plusieurs années les outils omics (encadré 2). Il fait office d'exemple à suivre car il offre

une plateforme d'échange entre scientifiques et gestionnaires des lacs et facilite l'intégration de ces outils pour leur suivi écologique en routine. Le métabarcoding pour l'identification des communautés phytoplanctoniques, microbiennes et ichtyologiques, la digital PCR pour la détection et la quantification de certaines espèces invasives ou rares font partie de ces outils. Certains sont appliqués en test à l'échelle nationale et seront d'ici peu, prêts à être transférés aux laboratoires d'analyse et utilisables en routine. ■

Encadré 2 – Le pôle R&D ECLA, précurseur dans les omics, a identifié le besoin d'organiser des tables rondes rassemblant chercheurs, gestionnaires et analystes.

La biodiversité des lacs est étudiée depuis plus d'un siècle avec des méthodes d'identification morphologiques. L'avènement des méthodes omics transforme profondément la façon dont nous pouvons surveiller ces communautés biologiques. Plusieurs travaux du pôle R&D ECLA utilisent et développent des méthodes basées sur les omics et viennent bousculer les façons dont sont surveillés les lacs. C'est pour cette raison qu'une dizaine de professionnels de pôle R&D ECLA ont décidé d'organiser et d'animer ces tables rondes en mars 2025 pour répondre à des questions : avantages/limites des omics ? Quels besoins pour les politiques environnementales ? L'évolution des métiers ?...

7. <https://poleecla.fr/>

REMERCIEMENTS

Nous remercions l'Institut Carnot Eau&Environnement pour avoir soutenu l'organisation de ces tables rondes, ainsi que l'ensemble des participants (liste disponible : <https://doi.org/10.57745/VBSHUO>). Le Pôle R&D ECLA a été partenaire de l'événement.

RÉFÉRENCES

- AquaEcOmics meeting. (2025). AquaEcOmics meeting : Exploring aquatic ecology through omics. March 17-20, 2025. Program and abstracts booklet [Jeu de données]. Recherche Data Gouv. <https://doi.org/10.57745/VBSHUO>
- Grizzetti, B., Liqueste, C., Pistocchi, A., Vigiak, O., Zulian, G., Bouraoui, F., De Roo, A., & Cardoso, A. C. (2019). Relationship between ecological condition and ecosystem services in European rivers, lakes and coastal waters. *Science of The Total Environment*, 671, 452-465. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.155>
- Guri, G., Shelton, A. O., Kelly, R. P., Yoccoz, N., Johansen, T., Præbel, K., Hanebrekke, T., Ray, J. L., Fall, J., & Westgaard, J.-I. (2024). Predicting trawl catches using environmental DNA. *ICES Journal of Marine Science*, 81(8), 1536-1548. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsae097>
- Hering, D., Borja, A., Jones, J. I., Pont, D., Boets, P., Bouchez, A., Bruce, K., Drakare, S., Hänfling, B., Kahlert, M., Leese, F., Meissner, K., Mergen, P., Reyjol, Y., Segurado, P., Vogler, A., & Kelly, M. (2018). Implementation options for DNA-based identification into ecological status assessment under the European Water Framework Directive. *Water Research*, 138, 192-205. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.003>
- Keck, F., Peller, T., Alther, R., Barouillet, C., Blackman, R., Capo, E., Chonova, T., Couton, M., Fehlinger, L., Kirschner, D., Knüsel, M., Muneret, L., Oester, R., Tapolczai, K., Zhang, H., & Altermatt, F. (2025). The global human impact on biodiversity. *Nature*, 641(8062), 395-400. <https://doi.org/10.1038/s41586-025-08752-2>
- Laamanen, T., Norros, V., Vihervaaara, P., Jerney, J., Kortelainen, P., Kujala, K., Lambert, S., Mäyrä, J., Nikula, L., Palmroos, I., Tolkkinen, M., Vuorio, K., & Meissner, K. (2025). Technology Readiness Level of biodiversity monitoring with molecular methods – where are we on the road to routine implementation? *Metabarcoding and Metagenomics*, 9, e130834. <https://doi.org/10.3897/mbmg.9.130834>
- Lacoeuilhe, A., Hérard, K., Poncet, L., & Tourout, J. (2024). *Intérêts et enjeux de l'utilisation de l'ADN environnemental pour l'inventaire, le suivi et la surveillance de la biodiversité des milieux dulcicoles, marins et terrestres*. PatriNat (OFB-MNHN-CNRS-IRD). <https://hal.science/hal-04561160>
- Lefrançois, E., Apothéloz-Perret-Gentil, L., Blancher, P., Botreau, S., Chardon, C., Crepin, L., Cordier, T., Cordonier, A., Domaizon, I., Ferrari, B. J. D., Guéguen, J., Hustache, J., Jacas, L., Jacquet, S., Lacroix, S., Mazon, A., Pawlowska, A., Perney, P., Pawlowski, J., ... Bouchez, A. (2018). Development and implementation of eco-genomic tools for aquatic ecosystem biomonitoring : The SYNAQUA French-Swiss program. *Environmental Science And Pollution Research*, 25(34), 33858-33866. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2172-2>
- Oliver, T. H., Heard, M. S., Isaac, N. J. B., Roy, D. B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C. D. L., Petchey, O. L., Proença, V., Raffaelli, D., Suttle, K. B., Mace, G. M., Martín-López, B., Woodcock, B. A., & Bullock, J. M. (2015). Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(11), 673-684. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>
- Pawlowski, J., Apothéloz-Perret-Gentil, L., Mächler, E., & Altermatt, F. (2020). *Environmental DNA applications in biomonitoring and bioassessment of aquatic ecosystems—Guidelines*. Federal Office for the Environment FOE. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-1884>
- Pawlowski, J., Kelly-Quinn, M., Altermatt, F., Apothéloz-Perret-Gentil, L., Beja, P., Boggero, A., Borja, A., Bouchez, A., Cordier, T., Domaizon, I., Feio, M. J., Filipe, A. F., Fornaroli, R., Graf, W., Herder, J., van der Hoorn, B., Iwan Jones, J., Sagova-Mareckova, M., Moritz, C., ... Kahlert, M. (2018). The future of biotic indices in the ecogenomic era : Integrating (e)DNA metabarcoding in biological assessment of aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment*, 637-638, 1295-1310. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.002>
- Ranjard, L., Maron, P. A., Cuny, P., & d'Oiron Veram, E. (2017). *La microbiologie moléculaire au service du diagnostic environnemental*. ADEME.
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849-873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Rimet, F., Aylagas, E., Borja, A., Bouchez, A., Canino, A., Chauvin, C., Chonova, T., Jr, F. C., Costa, F. O., Ferrari, B. J. D., Gastineau, R., Goulon, C., Gugger, M., Holzmann, M., Jahn, R., Kahlert, M., Kusber, W. H., Laplace-Treytore, C., Leese, F., ... Ekrem, T. (2021). Metadata standards and practical guidelines for specimen and DNA curation when building barcode reference libraries for aquatic life. *Metabarcoding and Metagenomics*, 5, e58056. <https://doi.org/10.3897/mbmg.5.58056>
- Rimet, F., Lemonnier, C., Alric, B., Beja, P., Bittner, L., Bylemans, J., Leese, F., Logares, R., Meissner, K., Not, F., Orsini, L., Paix, B., Rodríguez-Ezpeleta, N., Siano, R., Thalinger, B., Tromas, N., Vasselon, V., & Domaizon, I. (2025). Omics to Study and Manage Aquatic Environments: A Snapshot From the AquaEcOmics Meeting (Evian-les-Bains, 2025). *Molecular Ecology*, 34(17), e70041. <https://doi.org/10.1111/mec.70041>

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.

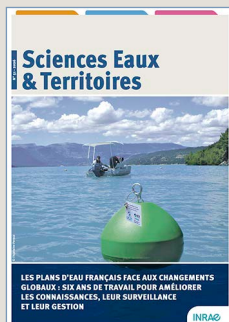
Le lectorat de la revue

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 51, Année 2026
N°ISSN : 2109-3016

Directeur de la publication : Philippe Mauguin

Coordination scientifique du numéro : Jean-Marc BAUDOIN, Jean GUILLARD, Anne TESSIER.

Comité éditorial : Jacques Baudry, Nathalie Bertrand, Nathalie Carcaud, Thierry Dutoit, Léa Dieckhoff, Stéphanie Gaucherand, Véronique Gouy, Alain Hénaut, Ghislain Huyghe, Emmanuelle Jannès-Ober, Roxane Jupin, Léa Juret, Guillaume Letournel, Selin Le Visage, Delphine Mézière, Sébastien Michel, Thierry Mougey, Paul Rouveyrol, Gaëlle Tallec.

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 : Mayenne Dupli-Print

Illustrations de couverture :

© Thiphaine Peroux (INRAE RECOVER, Pôle R&D ECLA) – © Rosalie Bruel (EcoAqua-DRAS-OFB, Pôle R&D ECLA)

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

Sciences Eaux & Territoires
www.revue-set.fr

N° 51, 2026
N°ISSN : 2109-3016

INRAE

