



**HAL**  
open science

## **Evaluation de la vulnérabilité des communautés des plans d'eau français en application de l'indice IVCLA**

Christine Argillier, Barbbara Silva Rocha, Aurélien Jamoneau, Maxime Logez,  
Christophe Laplace-Treyture, Nathalie Reynaud

► **To cite this version:**

Christine Argillier, Barbbara Silva Rocha, Aurélien Jamoneau, Maxime Logez, Christophe Laplace-Treyture, et al.. Evaluation de la vulnérabilité des communautés des plans d'eau français en application de l'indice IVCLA. INRAE. 2023, pp.10. hal-04669020

**HAL Id: hal-04669020**

**<https://hal.science/hal-04669020v1>**

Submitted on 7 Aug 2024

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

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

# Evaluation de la vulnérabilité des communautés des plans d'eau français en application de l'indice IVCLA



## Auteurs :

Christine Argillier<sup>1</sup>, Barbbara da Silva Rocha<sup>1</sup>, Aurélien Jamoneau<sup>2</sup>, Maxime Logez<sup>3</sup>, Christophe Laplace-Treyture<sup>2</sup>, Nathalie Reynaud<sup>1</sup>

<sup>1</sup> INRAE, Aix Marseille Université, UMR RECOVER, 3275 Route Cézanne, 13182, Aix-en-Provence, France.

<sup>2</sup> INRAE, EABX, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas, France

<sup>3</sup> INRAE, RiverLy, F-69625, Villeurbanne Cedex, France

## IVCLA – Indice de vulnérabilité des communautés lacustres

### Introduction

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 (Gaillard, 2010). Aujourd'hui, ce concept est de plus en plus mobilisé pour asseoir les stratégies de gestion environnementale. Il est appliqué dans un grand nombre de domaines, en prenant en compte des considérations socio-économiques et écologiques avec l'évaluation des risques associés à la santé des écosystèmes (Dechazal et al., 2008; Halpern et al., 2007; Metzger et al., 2006). La vulnérabilité d'un écosystème correspond à son potentiel de perte de biodiversité et/ou de fonctions (Adger, 2006) et à son incapacité à tolérer des stress au cours du temps (Williams and Kapustka, 2000). Ainsi, la définition de la vulnérabilité inclut généralement deux idées principales, (i) la susceptibilité du système à subir des dommages, évaluée par l'exposition aux dangers et (ii) la sensibilité et la capacité d'adaptation (ou résilience) des organismes face aux dangers qui les menacent, la distinction entre sensibilité et résilience étant parfois difficile à faire dans la pratique. La perte très importante et rapide de biodiversité des milieux aquatiques explique vraisemblablement l'accroissement des publications mobilisant ce concept dans la communauté scientifique (Bouraï, 2022). Toutefois, dans le domaine de l'écologie aquatique, les études relatives à la vulnérabilité portent le plus souvent sur la prédiction des conséquences du changement climatique sur des populations d'intérêt, et de poissons en premier lieu. D'une manière générale, plus l'objet d'étude est complexe à appréhender (communauté, écosystème), moins le nombre de travaux semble important et, à notre connaissance, aucune étude ne s'intéresse à la vulnérabilité de différentes communautés à l'exception de quelques travaux exploratoires sur les réseaux trophiques marins (Arreguín-Sánchez and Ruiz-Barreiro, 2014; Giakoumi et al., 2015; Nevalainen et al., 2019).

Il existe en France métropolitaine plus de 550 000 plans d'eau de superficie supérieure à un are, qui représenteraient une surface totale de l'ordre de 500 000 ha (Bartout and Touchart, 2013). Paradoxalement, malgré leur importance numérique et leur rôle de réservoir de biodiversité aquatique mais aussi terrestre, les plans d'eau sont historiquement peu étudiés et les indicateurs de biodiversité existants ne couvrent que très partiellement ces milieux. Bien que d'autres soient en cours de finalisation, aujourd'hui, le seul indicateur de l'état de la biodiversité des milieux aquatiques dédié spécifiquement aux plans d'eau est son état écologique défini en application de la DCE (European Union). Cette évaluation permet d'identifier des lacs à restaurer, classés en état moyen à mauvais, mais n'apporte aucune information sur les écosystèmes à préserver du fait d'une biodiversité remarquable ou fragilisée et/ou d'une forte exposition aux stress.

Le travail présenté ici porte sur le développement d'un indicateur de la vulnérabilité de la biodiversité lacustre tel qu'il est possible de l'évaluer à l'instant présent, sans ambition de prédiction de risque sous différents scénarios d'évolution des conditions environnementales. Cet indicateur a été développé dans un souci de mobiliser au mieux les données acquises au niveau national dans les réseaux de surveillance des plans d'eau, généralement de manière homogène ; il se veut donc applicable au niveau national. Il intègre les trois composantes de la vulnérabilité telles que décrites par Weißhuhn et al. (2018) i.e. l'exposition, la sensibilité et la résilience. Cet indicateur composite intègre en effet des données relatives aux pressions et menaces sur la biodiversité, 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 phytoplanctoniques.

## Méthode de développement de l'indice et données mobilisées

Le principe retenu sur la base de la littérature citée précédemment consiste à considérer que la biodiversité lacustre sera d'autant plus vulnérable que le milieu qui l'héberge est dégradé (i.e. qu'elle est fortement exposée à divers facteurs de stress), et que les communautés biologiques sont fortement sensibles et faiblement résilientes.

Nous rappelons ici les grandes lignes de la méthode. Pour plus d'information, on se référera au rapport Rocha et al., 2023.

### *Composante exposition*

Six « familles » de facteurs de stress ont été considérées.

La **qualité de l'eau** (sur 252 plans d'eau) au travers de 7 variables : l'alcalinité, la concentration en oxygène dissous (DO), les matières en suspension (MES), les concentrations en nitrates et nitrites (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), le pH, la transparence mesurée au disque de Secchi, et la concentration en phosphore total (Ptot). Ces variables ont été mesurées au point le plus profond des plans d'eau selon les protocoles en vigueur établis pour la surveillance des éléments de qualité de l'état écologique des plans d'eau en application de la DCE (Arrêté du 17 octobre 2018).

La **qualité de l'habitat** (sur 204 plans d'eau) au travers de 9 variables représentant principalement la perte de diversité et de complexité de l'habitat par rapport à un état de référence théorique. Il s'agit de variables morphologiques incluses dans l'indice LHYMO (Lake HYdroMOrphology) dont l'utilisation est également préconisée pour rendre compte de l'état des masses d'eau « plan d'eau » (Carriere et al., 2023).

L'altération du **régime hydrologique** (sur les mêmes 204 plans d'eau) à partir de 5 variables relatives à la quantité et dynamique des flux, au temps de résidence et à la connexion avec la nappe, également utilisées pour évaluer l'état écologique des masses d'eau (Carriere et al., 2023).

Le changement climatique et plus précisément l'évolution de la **température** de 242 plans d'eau. Cette évolution a été estimée à partir des pentes des variations quotidiennes de la température de l'épilimnion (Sharaf et al., 2023) au cours des 48 dernières années qui précèdent la date d'échantillonnage des communautés.

L'**introduction d'espèces de poissons non natives** dans 255 plans d'eau, par mesure de l'abondance relative de toutes les espèces non natives introduites dans chaque lac (Inventaire national du Patrimoine naturel; <http://inpn.mnhn.fr> et Keith et al. (2011)). L'information n'étant pas disponible pour le phytoplancton, cette variable n'a pu être mesurée sur ce groupe taxonomique.

Un **facteur de stress multiple** mesuré sur 251 plans d'eau, par l'évolution de l'occupation non naturelle du sol dans le bassin versant entre 2000 et 2018, dates de mise à jour de la base Corine Land Cover (CLC; Büttner et al., 2004).

Les variables relatives aux facteurs de stress hydromorphologique (i.e., dégradation de l'habitat et régime hydrologique) sont décrites dans le tableau 1.

Tableau 1. Liste des variables hydromorphologiques utilisées pour rendre compte du facteur d'exposition

	Description du facteur de stress	Source des données
<b>Variables morphologiques</b>		
Absence de ripisylve	Métrique composite qui intègre le pourcentage du périmètre du plan d'eau dépourvu de ripisylve et le degré de fragmentation de la ripisylve existante.	BD TOPO® – IGN BD ALBER CHARLI (Alber) – OFB/INRAE HER2 – INRAE SCAN25® – IGN
Gestion de la végétation aquatique	Métrique composite qui prend en compte le taux de recouvrement de la zone littorale par la végétation aquatique et la diversité de la végétation présente (indice de Simpson). Ces deux variables sont pondérées par la proportion de la zone littorale théoriquement colonisable par la végétation aquatique.	BD ALBER CHARLI (Alber ; Substrat ; Veg) – OFB-INRAE BD ALTI® – IGN
Artificialisation des berges	Métrique composite qui intègre le pourcentage du périmètre du plan d'eau artificialisé et le niveau de fragmentation des habitats résultant de la présence de structures artificielles.	BD ALBER CHARLI (Alber) – OFB/INRAE BD ALBER CHARLI (Alber ; Substrat) – OFB/INRAE
Compactage des berges	Proportion du linéaire de berges du plan d'eau compacté.	BD ALBER CHARLI (Hydrologie ; Substrat) – OFB/INRAE
Erosion des berges	Proportion du linéaire de berges du plan d'eau érodé.	BD LITHO_1M simplifiée – BRGM
Extraction de matériaux	Proportion de linéaire de berges du plan d'eau impacté par une extraction de matériaux (sables, sédiments, graviers ou blocs).	
Apport de sable	Proportion du linéaire de berge avec apport de sable, pondéré par la proportion de linéaire de berge avec du sable naturellement présent.	
Apports de gravier	Proportion du linéaire de berge avec apport de gravier, pondéré par la proportion de linéaire de berge avec du gravier naturellement présent.	
Envasement	Proportion du périmètre du plan d'eau présentant un envasement non naturel en excluant les tronçons avec présence d'un substrat naturellement vaseux.	
<b>Variables hydrologiques</b>		
Obstacles à l'écoulement sur le bassin versant	Métrique composite qui intègre le nombre d'obstacles présents sur le bassin versant pondéré par leur nature, et la part du réseau hydrographique entravé par au moins un obstacle. Une pondération relative à la nature de chaque obstacle (seuil ou barrage) est appliquée, selon un ratio de 1/10.	BD_PLANDO (bv_pe) – OFB/INRAE BD CARTHAGE® (TronconHydrograElt) – IGN/Agences de l'eau ROE – OFB
Tributaires modifiés	Proportion de tributaires naturels ayant subi des modifications de leur profil (recalibrage, chenalisation), en prenant en compte l'importance de chaque tributaire dans le réseau hydrographique via son rang de Strahler.	BD ALBER CHARLI (Alber ; Hydrologie) – OFB/INRAE SYRAH – INRAE
Volumes d'eau retenus en amont	Rapport entre le temps de résidence théorique du plan d'eau et le temps de résidence régulé par la présence de retenues en amont.	BD_PLANDO (bv_pe) – OFB/INRAE SIOUH – BETCGB
Volumes d'eau prélevés	Ratio des volumes d'eau disponibles dans la cuvette lacustre en présence et en l'absence de prélèvements, en tenant compte du temps de renouvellement théorique.	BNPE – BRGM
Bétonnage des berges	Proportion de périmètre du plan d'eau bétonné.	BD ALBER CHARLI (Alber) – OFB-INRAE BD LISA (EntiteHydroGeol) – BRGM

Afin de réduire le nombre de variables, les stress liés à la qualité de l'eau, à la dégradation de la morphologie et à l'altération de l'hydrologie des plans d'eau ont été estimés par les coordonnées des plans d'eau sur les deux premiers axes des ACP construites avec les variables incluses dans chaque famille de stress (3 ACP et donc 6 variables synthétiques).

La composante exposition globale est donc composée de 9 indicateurs (6 variables synthétiques + les variables relatives au changement climatique, à l'introduction d'espèces non natives et à l'occupation non naturelle du sol) dont les valeurs ont été moyennées (Alexandrakis and Poulos, 2014; Tonmoy et al., 2014) après recentrage des valeurs entre 0 et 1.

### *Composantes sensibilité et résilience*

Nous nous sommes intéressés aux communautés ichthyologiques et phytoplanctoniques des lacs, c'est-à-dire aux compartiments biologiques situés aux deux extrémités de la chaîne trophique, et possédant un potentiel contrôle 'top-down' ou 'bottom-up' des transferts de matière et d'énergie dans l'écosystème. Les données utilisées sont celles issues des inventaires biologiques réalisés en application des protocoles de suivi des plans d'eau dans le cadre de la DCE (Arrêté du 17 octobre 2018), et bancarisées dans la base de données PLANDO (<http://geo.ecla.inrae.fr>) ou disponibles via le service NAIADES (<https://naiades.eaufrance.fr>).

Pour chaque groupe taxonomique, nous avons sélectionné huit traits liés aux rôles écologiques des espèces dans les écosystèmes et aux réponses des espèces aux changements environnementaux (Derot et al., 2020; Litchman and Klausmeier, 2008; Martini et al., 2021; Stefani et al., 2020; Truchy et al., 2015). Pour le groupe des poissons, les traits sélectionnés, extraits de la littérature (Froese and Pauly, 2021; Schmidt-Kloiber and Hering, 2015), sont les suivants : taille du corps, fécondité, substrat d'alimentation, longévité, soins parentaux, substrat de ponte, guildes trophiques et tolérance thermique. Pour le phytoplancton, les traits sélectionnés dans la littérature spécifique (Abonyi et al., 2018; Borics et al., 2020; Klais et al., 2017; Laplace-Treytore et al., 2021; Rimet and Druart, 2018) sont : forme biologique (cellule, colonie, filament), biovolume cellulaire, flagelle, hétérocyte, dimension linéaire maximale, mixotrophie, mucilage et vacuole.

La sensibilité a été estimée par un indice adapté de Leitão et al. (2016), qui combine des informations sur la rareté de chaque espèce (son abondance locale i.e. le nombre moyen d'individus échantillonnés ou biovolume dans les lacs où l'espèce est présente), son aire de répartition géographique par construction de polygones définis par les limites extrêmes de la distribution des espèces dans les lacs échantillonnés (Rabinowitz, 1981) et l'étendue de l'habitat (Fridley et al., 2007). Les espèces rares sont censées présenter une plus grande vulnérabilité à l'extinction (Gaston and Kunin, 1997; Purvis et al., 2000). En effet, ces espèces présentent une faible abondance, une plage de distribution étroite et une faible tolérance environnementale ; elles sont donc plus sensibles aux impacts des changements environnementaux naturels ou induits par l'activité humaine (Caro, 2010; Foden et al., 2013; Leitão et al., 2016). L'indice de sensibilité au niveau de l'assemblage résulte de la moyenne de toutes les valeurs de sensibilité des espèces co-occurentes dans chaque lac.

La résilience a été évaluée par la redondance fonctionnelle au sein des communautés de poissons et de phytoplancton (de Bello et al., 2007). La redondance fonctionnelle représente le degré de "saturation" d'une communauté avec des traits similaires et tient compte de la différence entre la diversité taxonomique et la diversité des traits. Pour calculer cette métrique, nous avons utilisé les matrices des traits d'une part, et l'abondance (pour les poissons) et le biovolume (biovolume cellulaire multiplié par l'abondance) pour le phytoplancton, d'autre part.

### Assemblage des trois composantes

L'indice de vulnérabilité (IVCLA) résulte de l'agrégation des métriques de sensibilité et de résilience (pour chaque groupe) et de l'exposition à l'aide d'une approche numérique. Pour ce faire, nous avons modifié une formule couramment appliquée pour l'indice de vulnérabilité (Hamidi et al., 2020; Weißhuhn, 2019) afin de tenir compte des différents groupes d'organismes :

$$V = \sqrt{Ex \frac{Sf}{(n+Rf)} + \frac{Sp}{(n+Rp)}} ,$$

où E représente la métrique d'exposition, les Sf et Rf et les Sp et Rp représentent les métriques de sensibilité et de résilience pour les poissons et le phytoplancton, respectivement. Le nombre n représente le nombre de groupes d'organismes (c'est-à-dire 2) pris en compte dans la mesure de l'indice. Cinq classes d'état ont ensuite été définies en découpant la gamme de variation des valeurs de l'indice en 5 classes d'égale dimension qui définissent les plans d'eau dont la vulnérabilité est très forte [ $>0,8-1$ ], forte [ $>0,6-0,8$ ], moyenne [ $>0,4 - 0,6$ ], faible [ $>0,2 - 0,4$ ] et très faible [ $0 - 0,2$ ].

### Résultat – Indicateur de Vulnérabilité des communautés lacustres

Ces travaux ont permis de proposer une première version d'un indicateur de vulnérabilité des communautés lacustres applicable aux plans d'eau de français situés hors zones ultra marines, dont les principales caractéristiques sont précisées ci-dessous.

#### Nom complet de l'indicateur – Intitulé court

Proportion de plans d'eau dont la vulnérabilité de la biodiversité lacustre est faible ou très faible.

#### Intitulé long

Proportion de plans d'eau dont la vulnérabilité de l'ichtyofaune et du phytoplancton, évaluée au travers de l'exposition à différents stress et des sensibilité et résilience de ces deux communautés est faible ou très faible.

#### Définition

L'indicateur présente la proportion de plans d'eau dont la biodiversité présente un état peu ou très peu vulnérable. Pour cela, sont considérés (i) l'exposition aux stress physico-chimiques, hydromorphologiques, thermique et celui lié aux espèces non natives, (ii) la sensibilité de l'ichtyofaune et des communautés phytoplanctoniques évaluée à partir de caractéristiques de rareté et (iii) la résilience de ces mêmes communautés, évaluée par leur redondance fonctionnelle.

**Chiffre clé :** 11 % de plans d'eau hors zones ultra marines, ont des communautés peu vulnérables.

*Mise à jour : 2021*

#### Principale information portée par l'indicateur

L'indice de vulnérabilité calculé sur les 255 plans d'eau de français métropolitaine et de Corse, montre que pour 11 % d'entre eux, la biodiversité est dans un état pas ou peu vulnérable. En revanche, la vulnérabilité est moyenne ou forte dans respectivement 87 % et 2 % des plans d'eau (Figure 1).

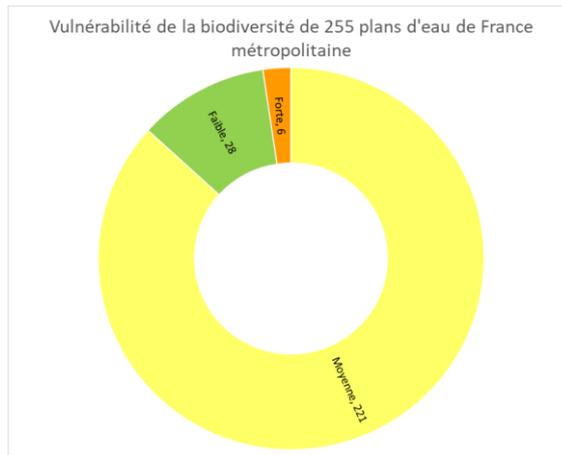


Figure 1 : Distribution des plans d'eau dans les différentes classes de vulnérabilité. Les nombres indiqués dans chaque classe correspondent aux nombres de plans d'eau évalués

*Les trois composantes de l'indicateur*

Si l'on s'intéresse maintenant à chacune des composantes, les résultats sont les suivants (Figure 2) :

- 22 % des communautés lacustres sont faiblement ou très faiblement exposées à des stress,
- 0 % des communautés phytoplanctoniques et de l'ichtyofaune sont faiblement ou très faiblement sensibles,
- 0 % des communautés phytoplanctoniques et de l'ichtyofaune ont une forte ou très forte résilience.

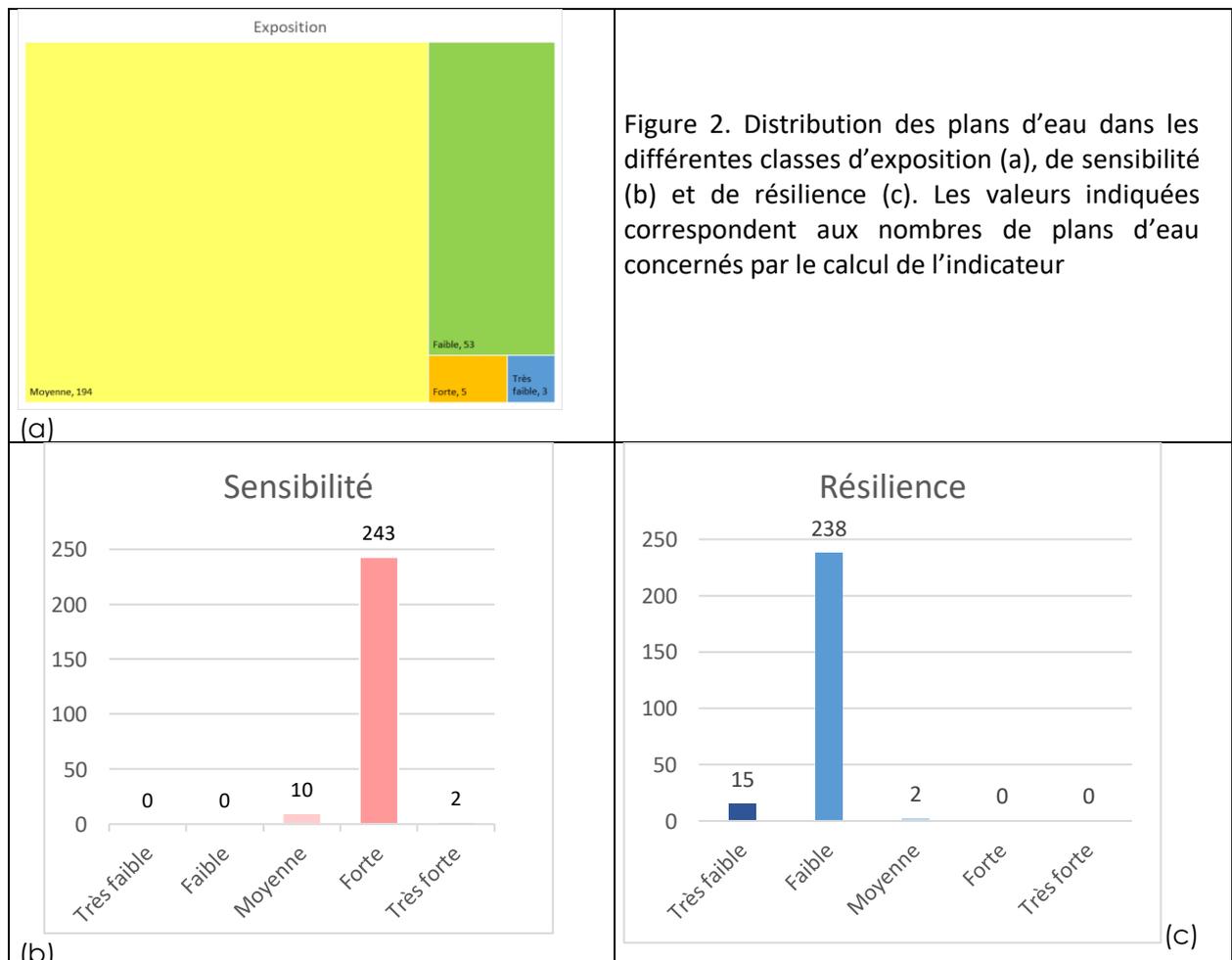


Figure 2. Distribution des plans d'eau dans les différentes classes d'exposition (a), de sensibilité (b) et de résilience (c). Les valeurs indiquées correspondent aux nombres de plans d'eau concernés par le calcul de l'indicateur

Ainsi, bien qu'une proportion assez importante de plans d'eau soit classée en moyennement vulnérable, la sensibilité et la résilience des communautés étudiées sont des composantes très préoccupantes dans une grande majorité des plans d'eau car les communautés considérées sont en majorité fortement sensibles et peu résilientes.

#### *A quelles questions répond cet indicateur ?*

Cet indicateur apporte des réponses aux questions suivantes :

Quel est le niveau d'intensité des pressions que subissent les organismes aquatiques lacustres ?

Quel est le niveau de sensibilité des communautés de poissons et de phytoplancton lacustres ?

Quel est le niveau de résilience des communautés de poissons et de phytoplancton lacustres évalué au travers de leur capacité à supporter les différentes fonctions de l'écosystème et à répondre à ses altérations ?

#### *Avantages*

L'indicateur synthétique s'appuie sur des données biologiques et environnementales, collectées à une échelle nationale de manière harmonisée dans le cadre des suivis de l'état écologique des plans d'eau. Il reflète des propriétés des écosystèmes complémentaires de celles évaluées dans le cadre de ces suivis en s'intéressant au risque de dégradation.

Au travers de ses différentes composantes, il donne des renseignements sur les facteurs à cibler pour réduire la vulnérabilité.

Il est évolutif dans la mesure où d'autres composantes peuvent être intégrées à cet indice.

#### *Perspectives d'évolution*

En partant du même principe que celui adopté ici, il serait possible d'envisager d'inclure dans l'indice de vulnérabilité des critères relatifs à la sensibilité et à la résilience d'autres communautés biologiques, et notamment des macrophytes, du phytobenthos et des macroinvertébrés dont les données sont collectées dans le cadre des réseaux de suivi en application de la DCE.

Il pourrait être intéressant aussi de tenir compte des liens entre les communautés au sein des réseaux (stabilité des réseaux trophiques). Cela a été envisagé dans le cadre d'un projet soumis pour financement au pôle ECLA (malheureusement pas acceptée pour 2024).

Les espèces de phytoplancton introduites n'ayant pu être déterminées, nous n'avons qu'une image partielle de la pression « introduction d'espèces non natives ». Des études visant à combler ces lacunes seraient particulièrement intéressantes pour progresser dans notre démarche.

La résilience a été évaluée au travers de la redondance fonctionnelle dont certaines limites sont notées (Mouillot et al., 2013). Certains traits fonctionnels supplémentaires pourraient être mobilisés pour améliorer cette composante (connectivité entre populations par exemple).

Des choix méthodologiques ont dû être faits au cours des différentes étapes de la construction. Bien que ces choix soient argumentés, d'autres options peuvent être envisagées. Par exemple la sensibilité des deux communautés a été estimée à partir de la valeur moyenne de la sensibilité de chacune des communautés mais une autre option aurait pu consister à ne conserver que les valeurs les plus « conservatrices » des deux (la plus faible résilience ou la plus forte sensibilité). De la même manière, il aurait été envisageable d'appliquer des règles logiques d'agrégation des composantes (Bouraï, 2022; Markovic et al., 2017). IVCLA aurait également pu être standardisé pour obtenir la valeur de vulnérabilité relative pour un ensemble de lacs d'intérêt.

Il faut également noter que la biodiversité lacustre ne fait pas l'objet d'une surveillance fréquente.

La plupart des données biologiques lacustres disponibles au niveau national sont collectées dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE. Elles sont au mieux collectées tous les 3 ans (phytoplancton) et plus généralement une seule fois par plan de gestion, c'est-à-dire tous les 6 ans (ichtyofaune, macrofaune benthique, macrophytes en particulier). Cela limite fortement la mise en évidence des trajectoires de l'indicateur proposé.

## Remerciement

Ce travail a bénéficié de l'appui financier de la FRB ; il a été suivi par Matthias Gaboriau que nous remercions pour son attention et sa bienveillance. Merci également à Najwa Sharaf qui a mis toutes les données de température à notre disposition et à Hector Rodriguez, Arnaud Sentis et Camille Leclerc pour la richesse des échanges au cours de ce travail.

## References

- Arrêté du 17 octobre 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement.
- Abonyi, A., Horváth, Z., Ptasnik, R., 2018. Functional richness outperforms taxonomic richness in predicting ecosystem functioning in natural phytoplankton communities. *Freshwater Biology* 63, 178–186.
- Adger, W.N., 2006. Vulnerability. *Global Environmental Change* 16, 268–281.
- Alexandrakis, G., Poulos, S.E., 2014. An holistic approach to beach erosion vulnerability assessment. *Scientific Reports* 4, 1–8.
- Arreguín-Sánchez, F., Ruiz-Barreiro, T.M., 2014. Approaching a functional measure of vulnerability in marine ecosystems. *Ecological Indicators* 45, 130–138.
- Bartout, P., Touchart, L., 2013. L'inventaire des plans d'eau français: outil d'une meilleure gestion des eaux de surface. *Annales de Géographie* 3, 266–289.
- Borics, G., Bácsi, I., Lukács, B.A., Botta-Dukát, Z., Várбірó, G., 2020. Trait convergence and trait divergence in lake phytoplankton reflect community assembly rules. *Scientific reports* 10, 1–11.
- Bouraï, L., 2022. Vulnérabilité des milieux lacustres : diversité fonctionnelle des communautés piscicoles et multi-pressions. Thèse de doctorat, Aix-Marseille Université.
- Büttner, G., Feranec, J., Jaffrain, G., Mari, L., Maucha, G., Soukup, T., 2004. The CORINE land cover 2000 project. *EARSeL eProceedings* 3, 331–346.
- Caro, T., 2010. Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species. Washington DC: Island Press.
- Carriere, A.M.-J., Reynaud, N., Gay, A., Baudoin, J.-M., Argillier, C., 2023. LHYMO: a new WFD-compliant multimetric index to assess lake hydromorphology and its application to French lakes. <https://doi.org/10.31223/X5FT0Q>
- De Bello, F. de, Lepš, J., Lavorel, S., Moretti, M., 2007. Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. *Community Ecology* 8, 163–170.
- Dechazal, J., Quetier, F., Lavorel, S., Vandoorn, A., 2008. Including multiple differing stakeholder values into vulnerability assessments of socio-ecological systems. *Global Environmental Change* 18, 508–520.
- Derot, J., Jamoneau, A., Teichert, N., Rosebery, J., Morin, S., Laplace-Treytore, C., 2020. Response of phytoplankton traits to environmental variables in French lakes: New perspectives for bioindication. *Ecological Indicators* 108, 105659.
- European Union. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy

- (Directive cadre européenne sur l'eau) [Consolidated version]. Official Journal of the European Union, L 327/1
- Foden, W.B., Butchart, S.H., Stuart, S.N., Vié, J.-C., Akçakaya, H.R., Angulo, A., DeVantier, L.M., Gutsche, A., Turak, E., Cao, L., 2013. Identifying the world's most climate change vulnerable species: a systematic trait-based assessment of all birds, amphibians and corals. *PloS One* 8, e65427.
- Fridley, J.D., Vandermaast, D.B., Kuppinger, D.M., Manthey, M., Peet, R.K., 2007. Co-occurrence based assessment of habitat generalists and specialists: A new approach for the measurement of niche width. *Journal of Ecology* 95, 707–722.
- Froese, R., Pauly, D., 2021. FishBase. world wide web electronic publication. <http://www.fishbase.org>.
- Gaillard, J.C., 2010. Vulnerability, capacity and resilience: Perspectives for climate and development policy. *Journal of International Development* 22, 218–232.
- Gaston, K.J., Kunin, W.E., 1997. Rare—common differences: an overview. *The biology of rarity* 12–29.
- Giakoumi, S., Halpern, B.S., Michel, L.N., Gobert, S., Sini, M., Boudouresque, C.-F., Gambi, M.-C., Katsanevakis, S., Lejeune, P., Montefalcone, M., 2015. Towards a framework for assessment and management of cumulative human impacts on marine food webs. *Conservation Biology* 29, 1228–1234.
- Halpern, B.S., Selkoe, K.A., Micheli, F., Kappel, C.V., 2007. Evaluating and Ranking the Vulnerability of Global Marine Ecosystems to Anthropogenic Threats. *Conservation Biology* 21, 1301–1315.
- Hamidi, A.R., Wang, J., Guo, S., Zeng, Z., 2020. Flood vulnerability assessment using MOVE framework: A case study of the northern part of district Peshawar, Pakistan. *Natural Hazards* 101, 385–408.
- Keith, P., Persat, H., Feunteun, É., Allardi, J., 2011. Les poissons d'eau douce de France. Deuxième édition. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris ; Biotope, Mèze, 704 p. (Inventaires & biodiversité ; 18).
- Klais, R., Norros, V., Lehtinen, S., Tamminen, T., Olli, K., 2017. Community assembly and drivers of phytoplankton functional structure. *Functional Ecology* 31, 760–767.
- Laplace-Treytore, C., Derot, J., Prévost, E., Le Mat, A., Jamoneau, A., 2021. Phytoplankton morpho-functional trait dataset from French water-bodies. *Scientific Data* 8, 1–9.
- Leitão, R.P., Zuanon, J., Villéger, S., Williams, S.E., Baraloto, C., Fortunel, C., Mendonça, F.P., Mouillot, D., 2016. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283, 20160084.
- Litchman, E., Klausmeier, C.A., 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annual Review of Ecology, evolution, and Systematics* 39, 615–639.
- Markovic, D., Carrizo, S.F., Kärcher, O., Walz, A., David, J.N., 2017. Vulnerability of European freshwater catchments to climate change. *Global Change Biology* 23, 3567–3580.
- Martini, S., Larras, F., Boyé, A., Faure, E., Aberle, N., Archambault, P., Bacouillard, L., Beisner, B.E., Bittner, L., Castella, E., 2021. Functional trait-based approaches as a common framework for aquatic ecologists. *Limnology and Oceanography* 66, 965–994.
- Metzger, M.J., Rounsevell, M.D.A., Acosta-Michlik, L., Leemans, R., Schröter, D., 2006. The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114, 69–85.
- Mouillot, D., Graham, N.A., Villéger, S., Mason, N.W., Bellwood, D.R., 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in ecology & evolution* 28, 167–177.
- Nevalainen, M., Vanhatalo, J., Helle, I., 2019. Index-based approach for estimating vulnerability of Arctic biota to oil spills. *Ecosphere* 10, e02766.
- Purvis, A., Jones, K.E., Mace, G.M., 2000. Extinction. *BioEssays* 22, 1123–1133.
- Rabinowitz, D., 1981. Seven forms of rarity. *Biological aspects of rare plant conservation. Foundations of Macroecology: Classic Papers with Commentaries*, edited by Felisa A. Smith, John L. Gittleman and James H. Brown, Chicago: University of Chicago Press, 2014, 480-494.
- Rimet, F., Druart, J.-C., 2018. A trait database for Phytoplankton of temperate lakes. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 18.

- Rocha, B.S., Jamoneau, A., Logez, M., Laplace-Treyture, C., Reynaud, N., Argillier, C. (2023). Projet IVCLA: Development of a Lake Community Vulnerability Indicator. Rapport de Recherche, FRB INRAE, 23p.
- Schmidt-Kloiber, A., Hering, D., 2015. [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info)—An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators* 53, 271–282.
- Sharaf, N., Prats, J., Reynaud, N., Tormos, T., 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 Discussions*, 1–16.
- Stefani, F., Schiavon, A., Tirozzi, P., Gomarasca, S., Marziali, L., 2020. Functional response of fish communities in a multistressed freshwater world. *Science of the Total Environment* 740, 139902.
- Tonmoy, F.N., El-Zein, A., Hinkel, J., 2014. Assessment of vulnerability to climate change using indicators: a meta-analysis of the literature. *Climate Change* 5, 775–792.
- Truchy, A., Angeler, D.G., Sponseller, R.A., Johnson, R.K., McKie, B.G., 2015. Linking biodiversity, ecosystem functioning and services, and ecological resilience: towards an integrative framework for improved management. *Advances in Ecological Research* 53, 55–96.
- Weißhuhn, P., 2019. Indexing the vulnerability of biotopes to landscape changes. *Ecological Indicators* 102, 316–327.
- Weißhuhn, P., Müller, F., Wiggering, H., 2018. Ecosystem vulnerability review: proposal of an interdisciplinary ecosystem assessment approach. *Environmental management* 61, 904–915.
- Williams, L.R., Kapustka, L.A., 2000. Ecosystem vulnerability: a complex interface with technical components. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19, 1055–1058.