



HAL
open science

Méthode d'évaluation de l'hydromorphologie lacustre et de son altération

Alexandra Carrière, Nathalie Reynaud, Christine Argillier, Aurore Gay,
Jean-Marc Baudoin

► **To cite this version:**

Alexandra Carrière, Nathalie Reynaud, Christine Argillier, Aurore Gay, Jean-Marc Baudoin. Méthode d'évaluation de l'hydromorphologie lacustre et de son altération: Développement d'un indice d'altération hydromorphologique. INRAE. 2022. hal-04228694

HAL Id: hal-04228694

<https://hal.inrae.fr/hal-04228694>

Submitted on 4 Oct 2023

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.



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License



INRAE



Méthode d'évaluation de l'hydromorphologie lacustre et de son altération

Développement d'un indice d'altération hydromorphologique
Rapport de synthèse – Mise à jour décembre 2022

Alexandra Carrière, Nathalie Reynaud,
Christine Argillier, Aurore Gay, Jean-Marc Baudoin

SOMMAIRE

I. Introduction.....	3
II. Identification des altérations hydromorphologiques	7
III. Définition des conditions de référence	8
IV. Sélection et calcul des métriques	9
IV.1 Principe général.....	9
IV.1 Métriques relatives à l'hydrologie	10
IV.1.1 Quantité et dynamiques des flux	10
IV.1.2 Temps de résidence	14
IV.1.3 Connexion aux eaux souterraines	15
IV.2 Métriques descriptives à la morphologie	16
IV.2.1 Variation de la profondeur du lac.....	16
IV.2.2 Structure, nature et état du substrat	16
IV.2.3 Structure et état de la zone littorale.....	18
V. Agrégation et calcul du score final	22
VI. Discussion	23
VI. Remerciements	26
VII. Bibliographie	26

I. Introduction

La Directive Cadre Européenne sur l'Eau (Directive 2000/60/CE, DCE), adoptée le 20 octobre 2000 et transcrite dans le droit français en 2004, établit les objectifs de protection et de restauration de la qualité des eaux intérieures souterraines et de surface comprenant les lacs, les rivières, les eaux de transition et les eaux côtières. La DCE impose à chaque pays européen l'obligation d'évaluer l'état de ses masses d'eau et de mettre en place des mesures de gestion afin que celles-ci atteignent le bon état (ou bon potentiel, voir ci-après) chimique et écologique au plus tard en 2027.

Selon le cadre défini par la DCE, l'état écologique des masses d'eau de surface est évalué à partir d'un ensemble d'éléments de qualité biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques, la prise en compte de ces trois composantes intervenant à différents stades de l'évaluation (Figure 1).

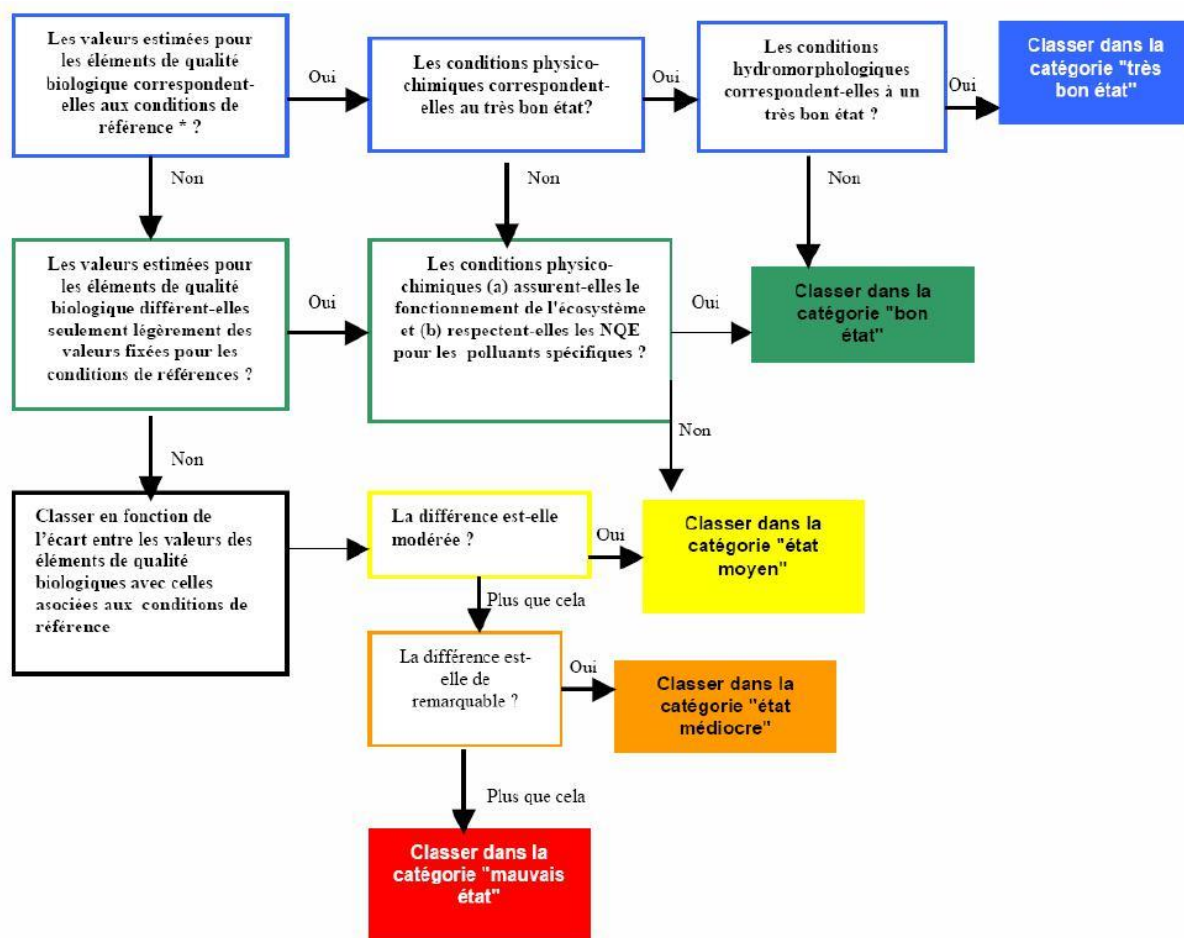


Figure 1 : Rôles respectifs des éléments de qualité biologique, physico-chimique et hydromorphologique pour la classification de l'état ou du potentiel écologique des masses d'eau au sens de la DCE (d'après European Communities, 2003)

Ainsi, l'hydromorphologie permet notamment de distinguer les masses d'eau en bon état de celles en très bon état, dès lors que de très bonnes conditions biologiques et physico-chimiques sont réunies. En tant qu'élément de qualité dit « soutenant la biologie », l'hydromorphologie des masses d'eau est, par ailleurs et de manière générale, attendue présenter des conditions compatibles avec l'état évalué pour les éléments de qualité biologique.

Dans le cas des masses d'eau artificielles (MEA) créées intégralement par et/ou pour les besoins des activités humaines et des masses d'eau fortement modifiées (MEFM) ayant subi des modifications

significatives de leurs caractéristiques physiques pouvant empêcher l'atteinte du bon état, c'est l'atteinte du bon potentiel qui est visé. Le bon potentiel correspond aux meilleures conditions atteignables sans remettre en cause l'usage de la masse d'eau.

Dans le cadre réglementaire de la DCE, l'évaluation des conditions hydromorphologiques des plans d'eau s'appuie sur six éléments de qualité (EQ) dont trois sont liés à la morphologie et trois autres à l'hydrologie (Tableau 1).

Tableau 1 : Définition des éléments de qualité morphologiques et hydrologiques à utiliser pour évaluer l'état hydromorphologique des plans d'eau en application de la DCE

Composantes	Eléments de qualité
Morphologie	Structure et état de la zone littorale
	Structure, nature et état du substrat
	Variation de la profondeur
Hydrologie	Quantité et dynamique des flux
	Temps de résidence
	Connexion aux eaux souterraines

Les attentes européennes concernant la caractérisation des milieux aquatiques et l'évaluation de leur état écologique ont engendré l'essor du développement des outils d'évaluation des conditions hydromorphologiques des systèmes fluviaux (Chandesris et al., 2008; Ollero et al., 2011; Rinaldi et al., 2013) et, dans une bien moindre mesure, des masses d'eau côtières et de transition (Orlando-Bonaca et al., 2012; UKTAG, 2012; Keogh et al., 2020). Concernant les plans d'eau, différents outils ont été proposés pour évaluer leur état biologique et physico-chimique (Argillier et al., 2013; Roubex et al., 2016). Cependant, l'évaluation de la qualité hydromorphologique des plans d'eau, en France et plus généralement dans le monde, a reçu moins d'attention de la part de la communauté scientifique (Birk et al., 2012; Poikane et al., 2020) (Figure 2) et cette évaluation demeure encore un défi à part entière à l'échelle européenne (Argillier et al., 2022).

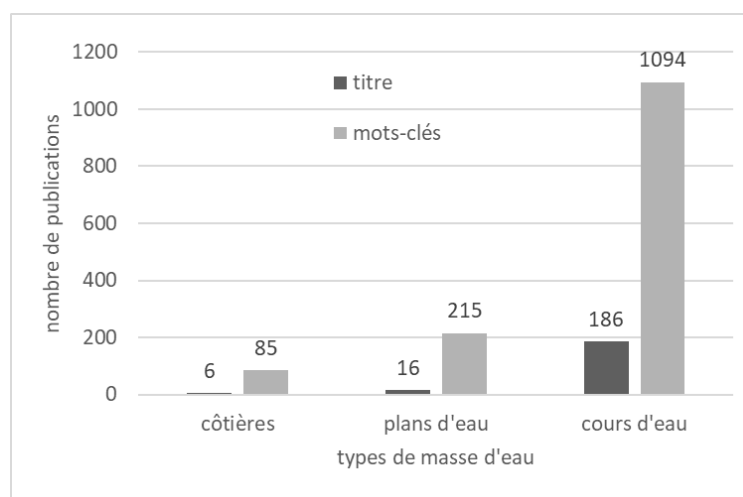


Figure 2 : Nombre de publications scientifiques traitant de l'hydromorphologie sur les différents types de masses d'eau. Statistiques issues du Web of Science (Décembre 2021) en effectuant une recherche sur le terme « hydromorpholog* » et les termes « coastal » ou « transitional », « lake* » ou « reservoir* », « river* » ou « stream* » respectivement.

Selon le cadre réglementaire de la DCE, l'évaluation de l'état hydromorphologique des masses d'eau vient en soutien à la biologie. Conceptuellement, les relations pressions-impacts qu'il s'agit de mettre en évidence entre les éléments de qualité hydromorphologiques des plans d'eau et les compartiments

biologiques, sont bien identifiées (Figure 3) et documentées. Cependant, les méthodes rendant compte de la qualité hydromorphologique des plans d'eau au regard de l'ensemble des éléments de qualité morphologiques et hydrologiques impactant les biocénoses restent encore peu nombreuses. En effet, certains liens sont parfois difficiles à interpréter du fait de la complexité des processus en jeu et la quantification des réponses biologiques demeure une tâche compliquée (Nicolas et al., 2016), rendue complexe par le manque de données de qualité et de méthodes caractérisant finement l'hydrologie et, dans une moindre mesure, la morphologie des plans d'eau.

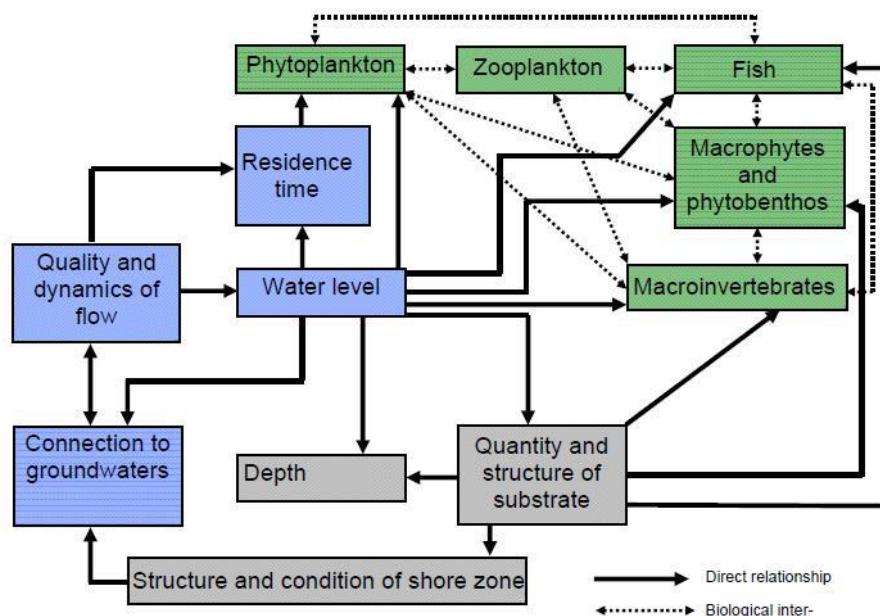


Figure 3 : Liens entre éléments de qualité hydrologiques (en bleu), morphologiques (en gris) et biologiques (en vert), d'après McParland & Barrett (2009).

Depuis les travaux fondateurs de Håkanson (1981, 2005a, 2005b) sur la morphométrie des lacs, et malgré l'adoption de la DCE en Europe, les méthodes de caractérisation de l'hydromorphologie lacustre et de ses altérations demeurent peu nombreuses (Ciampittiello et al., 2017) et, bien que les développements progressent, restent souvent peu accessibles (Argillier et al., 2022). Parmi les plus connues, nous pouvons citer notamment le Lake Habitat Survey (LHS) (Rowan et al., 2006) et le Lake Shorezone Functionality Index (SFI) (Siligardi et al., 2010) qui s'appuient sur des données d'observation de terrain, le HML (HydroMorphology of Lakes) (Ostendorp & Ostendorp, 2015) basé sur des données issues de la géomatique, ainsi que l'étude détaillée de Bragg et al. (2003). Quelques indices ont par ailleurs été développés pour évaluer la qualité hydromorphologique des milieux lacustres, tels que le LHQ et le LHMS, résultant de l'application du LHS, qui décrivent respectivement la qualité des habitats de rives et leur altération, le Morphological Impact Assessment System (Lake-MImAS) (Rowan et al., 2012) ou le Lakeshore Modification Index (LMI) (Peterlin & Urbanič, 2013). Ces indices reposent sur la combinaison de plusieurs métriques dont la plupart font référence à des caractéristiques morphologiques des plans d'eau. Les altérations hydrologiques et leur quantification font l'objet d'une attention plus particulière sur les lacs d'Europe du nord où ces altérations sont prédominantes, mais les méthodes, parfois décrites dans des rapports ou textes réglementaires (e.g. Bakken et al., 2019) restent encore relativement confidentielles. En complément de ces différentes méthodes, deux normes européennes ont été publiées (EN 16039 et EN 16870, voir AFNOR, 2011, 2017; Boon et al., 2019) afin de standardiser les approches et d'assurer une évaluation cohérente du statut écologique des plans d'eau à l'échelle de l'Europe.

Bien que prometteurs, les méthodes et indices disponibles pour évaluer l'hydromorphologie des plans d'eau souffrent de plusieurs faiblesses : (1) Aucune des méthodes publiées à ce jour ne permet

d'évaluer l'ensemble des six éléments de qualité hydromorphologique des plans d'eau requis en application de la DCE ; (2) Les conditions hydromorphologiques de référence, c'est à dire les conditions attendues dans un état proche de l'état naturel (avec pas ou peu de perturbations anthropiques), sont rarement définies et donc généralement peu prises en compte. Cette absence de référence s'avère particulièrement problématique puisqu'elle ne permet pas une évaluation objective et homogène du degré d'altération et du niveau d'impact des éléments considérés. Les échanges avec les experts des états membres de l'UE (travaux du groupe Hydromorphologie lacustre travaillant sous l'égide du CIS WG ECOSTAT), ont d'ailleurs mis en évidence que cette étape demeure un problème majeur de la plupart des systèmes de classification actuellement utilisés ; (3) Certaines méthodes nécessitent le recours à l'expertise ce qui, en plus d'introduire de potentiels biais d'interprétation, peut également représenter un frein à leur applicabilité à grand échelle ; (4) Enfin, à notre connaissance, aucune d'entre elles ne prend en compte l'impact des critères hydromorphologiques sur les communautés biologiques.

La méthode LHYMO présentée dans ce rapport propose un système d'évaluation de la qualité et de l'altération hydromorphologique des plans d'eau sous la forme d'un indicateur, qui s'inspire des concepts et outils d'évaluation existants et les complète, afin de mieux répondre aux exigences réglementaires imposées par la DCE. De manière générale, les indicateurs biologiques ou écologiques s'appuient sur une ou plusieurs métriques pour représenter différentes fonctionnalités d'un écosystème et évaluer son état, une métrique représentant une caractéristique mesurable d'un objet d'étude dont la valeur varie selon un gradient de perturbation (Karr & Chu, 1999 dans Hering et al., 2006). L'indice LHYMO est un indice multi-métriques synthétisant des informations sur l'état des plans d'eau relatives à plusieurs éléments de qualité hydromorphologiques tels que définis par la DCE. Il prend en compte des altérations aussi bien hydrologiques que morphologiques aux différentes échelles spatiales et temporelles de fonctionnement des écosystèmes lacustres. Le score final donne une mesure quantitative de l'état hydromorphologique et permet une comparaison directe entre différents plans d'eau.

Le développement de cette méthode a été réalisé en considérant l'existence de caractéristiques hydromorphologiques très hétérogènes sur les plans d'eau français (Nicolas et al., 2015), ainsi qu'en tenant compte des contraintes normatives (Boon et al., 2019) et des données environnementales disponibles et accessibles au niveau national (voir Tableau 5). Afin de s'assurer de la pertinence et de la robustesse des résultats de l'évaluation qu'elle fournit, ceux-ci ont été confrontés à l'expertise des Agences de l'eau et de l'OFB.

Prévue pour être applicable aux plans d'eau de plus de 1 ha, d'origine naturelle ou anthropique, dont la structure physique et le fonctionnement se rapprochent de ceux des plans d'eau de France métropolitaine, cette méthode permet de répondre à plusieurs objectifs :

- fournir une évaluation quantitative des conditions hydromorphologiques des plans d'eau et de leur altération, qu'il s'agisse de définir leur état écologique dans un contexte réglementaire ou de réaliser des diagnostics environnementaux dans un cadre plus large,
- identifier les éléments de qualité et les types d'altérations à l'origine d'une dégradation de la qualité hydromorphologique des plans d'eau,
- anticiper et évaluer l'impact de différents scénarios de gestion/remédiation potentiels sur l'amélioration des conditions hydromorphologiques en simulant les valeurs de certaines métriques.

II. Identification des altérations hydromorphologiques

La première étape de construction de l'indice a consisté à recenser l'ensemble des altérations d'ordre hydromorphologiques susceptibles de s'appliquer sur les plans d'eau, en rapport avec les six éléments de qualité hydromorphologiques ciblés par la DCE (Tableau 2), et pouvant in fine impacter le fonctionnement de l'écosystème et les communautés biologiques. Ce recensement a été conduit sur la base d'une analyse de la littérature, et notamment d'études scientifiques de synthèse sur l'impact des pressions anthropiques sur l'hydromorphologie lacustre (Bragg et al., 2003; Ostendorp et al., 2004; Rowan et al., 2006; Nicolas et al., 2015), complétée par les connaissances expertes existant sur les plans d'eau français.

Tableau 2 : Altérations identifiées pour chacun des six éléments de qualité hydromorphologiques ciblés par la DCE pour l'évaluation de la qualité hydromorphologique des plans d'eau.

Altérations hydromorphologiques	Structure et état de la zone littorale	Structure, nature et état du substrat	Variation de la profondeur	Quantité et dynamique des flux	Temps de résidence	Connexion aux eaux souterraines
Apport de matériaux		X	X			
Extraction de matériaux		X	X			
Erosion des berges	X					
Compactage des berges	X					
Modification de la ripisylve	X					
Modification de la végétation aquatique	X					
Artificialisation des berges	X	X				X
Artificialisation du fond		X				X
Apports de matières fines		X	X			X
Modification de la quantité d'eau				X	X	
Modification des tributaires				X		
Entraves à l'écoulement sur le réseau				X	X	
Variations du niveau d'eau				X		

Suite à cet inventaire, un premier jeu de métriques a été défini pour rendre compte de l'impact de chacune des altérations hydromorphologiques identifiées, sur les six éléments de qualité hydromorphologique des plans d'eau à considérer pour répondre aux exigences de la DCE (Tableau 3). Certaines altérations pouvant impacter plusieurs éléments de qualité, plusieurs métriques ont alors été envisagées afin de considérer l'impact de ces altérations vis-à-vis des différentes composantes de l'hydromorphologie lacustre, lorsque cela s'avérait pertinent, tout en évitant les redondances. Par exemple, concernant les entraves à l'écoulement sur le réseau hydrographique, deux métriques ont été construites, l'une relative à la présence d'obstacles à l'écoulement sur le bassin versant afin de rendre compte de l'impact de cette altération sur l'élément de qualité « Quantité et dynamique des flux », la seconde mesurant les volumes d'eau retenus en amont du plan d'eau, influant sur l'élément de qualité « Temps de résidence » à l'échelle du bassin versant.

Tableau 3 : Métriques candidates envisagées pour évaluer les altérations relatives aux différents éléments de qualité hydromorphologiques ciblés par la DCE.

Composantes	Eléments de qualité	Métriques
Morphologie	Structure et état de la zone littorale	Proportion des berges artificialisées
		Proportion des berges compactées
		Proportion des berges érodées
		Etat de la ripisylve
	Structure, nature et état du substrat	Composition de la végétation aquatique
		Proportion d'apport de sable
Variation de la profondeur	Proportion d'apport de graviers	
	Proportion d'extraction de matériaux	
	Proportion du littoral envasé	
Hydrologie	Quantité et dynamique des flux	Volumes de matériaux apportés
		Volumes de matériaux extraits
		Taux de comblement du plan d'eau
	Temps de résidence	Proportion des tributaires modifiés
		Obstacles à l'écoulement sur le bassin versant
		Dérive journalière à mensuelle des fluctuations de niveau d'eau
Connexion aux eaux souterraines	Dérive saisonnières des fluctuations de niveau d'eau	
	Volumes d'eau prélevés	
	Volumes d'eau restitués	
		Volumes d'eau retenus en amont
		Proportion de berges bétonnées
		Proportion de surface bétonnée de la cuvette
		Proportion de surface colmatée par les particules fines

III. Définition des conditions de référence

Réglementairement, l'état écologique des masses d'eau est évalué comme une déviation par rapport à un état dans des conditions dites de référence. Du point de vue de la DCE, les conditions de référence sont définies comme un état totalement ou presque totalement non perturbé, ne présentant pas ou très peu d'altérations d'origine anthropique, avec un impact écologique mineur (European Communities, 2003b). Dans ce contexte réglementaire, les conditions de référence sont par ailleurs attendues être établies pour chaque type de masse d'eau. Cependant les travaux de Nicolas et al. (2015) ont montré la difficulté d'établir une typologie hydromorphologique globale et systématique des plans d'eau français qui soit à la fois représentative de la forte diversité nationale et qui rassemble suffisamment de plans d'eau dans chaque type pour permettre des comparaisons ou conduire des analyses statistiques pertinentes.

Pour répondre et palier à ces contraintes, les conditions de référence ont été déterminées indépendamment, pour chacune des métriques descriptives de l'altération de l'hydromorphologie, sur la base d'un état théorique attendu propre à chaque plan d'eau. En utilisant cette méthode, chaque métrique rend compte d'un écart entre l'état observé d'un plan d'eau et l'état de ce même plan d'eau dans une situation idéale en l'absence de perturbation. Selon les cas, les valeurs de référence peuvent être calculées et/ou fixées en fonction d'une typologie spécifique. Pour certaines métriques, les caractéristiques intrinsèques du milieu sont par ailleurs considérées comme un critère d'atténuation ou d'aggravation du degré d'altération.

Concernant les MEA et MEFM, l'évaluation du bon potentiel écologique nécessite la prise en compte des Contraintes Techniques Obligatoires (CTO) liées à l'usage (European Communities, 2003a), ce qui

nous a conduit à adapter certaines métriques pour ces catégories de masses d'eau. A titre d'exemple, la suppression du barrage à l'aval d'une retenue n'étant pas envisageable sans remettre en cause à la fois l'usage et la nature de la masse d'eau, l'impact physique direct de celui-ci sur la morphologie du plan d'eau ne saurait être considéré comme une altération.

IV. Sélection et calcul des métriques

IV.1 Principe général

A partir de la liste de métriques candidates définies dans la première étape de développement de l'indice (voir section II), la sélection et la construction des métriques retenues pour la construction de l'indice ont été réalisées en portant une attention particulière à la disponibilité des données pour la définition des valeurs de référence et le calcul du degré d'altération. Les données d'entrées utilisées sont ainsi issues prioritairement et majoritairement de référentiels nationaux couvrant l'ensemble du territoire français ; d'autres relèvent de la mise en application de protocoles standardisés, référencés dans le programme de surveillance réglementaire de l'état des masses d'eau nationales, et conçus pour décrire la qualité des habitats rivulaires et leurs altérations (AFNOR, 2016a, 2016b). Certaines données relatives à l'hydrologie, plus difficiles à obtenir et n'existant pas de façon homogène à l'échelle nationale, ont dû être obtenues par modélisation ou collectées auprès d'organismes partenaires (voir Tableau 5)

Tableau 4 : Métriques sélectionnées à l'issue de la phase de développement de l'indice.

Composantes	Éléments de qualité	Métriques
Morphologie	Structure et état de la zone littorale	Proportion des berges artificialisées
		Proportion des berges compactées
		Proportion des berges érodées
		Etat de la ripisylve
		Composition de la végétation aquatique
Hydrologie	Structure, nature et état du substrat	Proportion d'apport de sable
		Proportion d'apport de graviers
		Proportion d'extraction de matériaux
Hydrologie	Variation de la profondeur	Proportion du littoral envasé
		Proportion des tributaires modifiés
		Obstacles à l'écoulement sur le bassin versant
		Dérive saisonnières des fluctuations de niveau d'eau
Hydrologie	Temps de résidence	Volumes d'eau prélevés
		Volumes d'eau retenus en amont
Hydrologie	Connexion aux eaux souterraines	Proportion de berges bétonnées

Ces choix, nécessaires dans le cadre du développement d'un outil à portée réglementaire, nous ont néanmoins contraints à abandonner un certain nombre de métriques candidates, en raison de l'absence ou de l'insuffisance des sources permettant de recueillir les données indispensables à leur calcul. Les métriques hydrologiques, notamment celles relatives à la connexion aux eaux souterraines pour lesquelles peu d'informations facilement exploitables sont disponibles en France, ont été particulièrement affectées. Il en est de même pour les métriques relatives aux variations de la profondeur, empêchant in fine l'évaluation de cet élément de qualité. Au total, un jeu de 15 métriques (voir Tableau 4 et Annexe I), a ainsi pu être constitué et compose donc actuellement l'indice LHYMO.

Pour la mise en application opérationnelle de la méthode, a fortiori dans un contexte d'évaluation réglementaire, l'utilisation de ces mêmes sources de données (Tableau 5) est fortement recommandée

afin d'assurer la cohérence et la pertinence des résultats et permettre leur comparaison entre différents sites. L'utilisation d'une source de données alternative, l'acquisition ou la collecte de nouvelles données peuvent toutefois être envisagées en l'absence d'information disponible pour l'une des sources préconisées. Il conviendra toutefois de s'assurer que les informations recueillies sont bien conformes aux données d'entrées attendues pour le calcul des métriques concernées.

Les valeurs des 15 métriques retenues sont ensuite standardisées en calculant des ratios de qualité écologique (Ecological Quality Ratio, EQR) selon la méthode proposée par Hering et al. (2006), afin de les ramener sur une échelle commune et comparable. Ces EQR sont calculés d'après l'Équation (1a) pour les métriques dont la valeur décroît lorsque la dégradation augmente, ou d'après l'Équation (1b) pour les métriques dont la valeur augmente avec l'importance de la dégradation. Les valeurs supérieures à 1 sont ramenées à 1 et les valeurs inférieures à 0, ramenées à 0. Ce ratio permet d'obtenir une valeur numérique comprise entre 0 et 1, une valeur de 0 correspondant aux états les plus dégradés et une valeur de 1 à ceux les moins dégradés.

$$EQR1 = \frac{(\text{métrique} - \text{borne inférieure})}{(\text{borne supérieure} - \text{borne inférieure})} \quad (1a)$$

$$EQR2 = 1 - \frac{(\text{métrique} - \text{borne inférieure})}{(\text{borne supérieure} - \text{borne inférieure})} \quad (1b)$$

Les valeurs des bornes inférieures et supérieures (également appelées points d'ancrage) utilisées pour le calcul des EQR correspondent ici aux extremums mathématiques des métriques, soit la plus petite et la plus grande valeur théorique possible d'après l'équation de calcul pour les points d'ancrage inférieur et supérieur respectivement.

IV.1 Métriques relatives à l'hydrologie

IV.1.1 Quantité et dynamiques des flux

L'altération de la dynamique des flux, et particulièrement du régime de fluctuation du niveau de l'eau, est un phénomène complexe à appréhender car il nécessite de tenir compte des variabilités naturelles liées aux conditions climatiques, ainsi qu'aux échanges entre l'aquifère et le plan d'eau. Cette dynamique résulte en outre de processus opérant à différentes échelles temporelles (journalière, mensuelle et annuelle, voire pluriannuelle) et spatiales (depuis le bassin versant jusqu'à la circulation de l'eau au sein même de la cuvette lacustre) (Hofmann et al., 2008; Grill et al., 2015). Pour évaluer cet EQ, trois métriques ont été construites pour tenir compte au mieux de cette variabilité spatio-temporelle. Les altérations des tributaires et les obstacles à l'écoulement relèvent du bassin versant, tandis que les fluctuations du niveau de l'eau sont intégratrices des processus opérant à toutes les échelles spatiales.

Tableau 5 : Jeux de données utilisés pour le développement de la méthode LHYMO

Source de données	Fournisseur(s)	Disponibilité nationale	Accessibilité	Lien d'accès	Autre(s) source(s) possible(s)
Alber	OFB - INRAE	Non	Oui	https://geocatalogue.ecla.inrae.fr/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/metadata/6e3888b0-6c4e-48a9-bb23-abaf2687a5f2	-
Charli	OFB - INRAE	Non	Oui	https://geocatalogue.ecla.inrae.fr/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/metadata/f03f1673-93af-4c96-a6c0-292352a14430	-
BD_PLANDO plan_eau	OFB - INRAE	Oui	Oui	http://geo.ecla.inrae.fr	BDTOPO, BDTOPAGE
BD LISA	BRGM	Oui	Oui	https://www.sandre.eaufrance.fr/atlas/srv/fre/catalog.search#/metadata/769f36e0-eb23-4014-ad63-fb468fcd7488	-
LITHO_1M	BRGM	Oui	Oui	http://geoservices.brgm.fr/geologie (service WFS)	-
Modèle LOIEAU	INRAE	Non	Non	https://loieau.recover.inrae.fr	-
WLF	divers	Non	Non		-
BD ALTI®	IGN	Oui	Oui	https://geoservices.ign.fr/bdalti	RGEAlti
BD_PLANDO bv_pe	OFB - INRAE	Oui	Oui	http://geo.ecla.inrae.fr	-
BD CARTHAGE Tronçons hydrographiques	IGN - Agences de l'eau	Oui	Oui	https://www.sandre.eaufrance.fr/atlas/srv/fre/catalog.search#/metadata/3409c9c3-9836-43be-bac3-b110c82b3a25	-
ROE	OFB	Oui	Oui	https://www.sandre.eaufrance.fr/atlas/srv/fre/catalog.search#/metadata/5a2cdc66-36be-4bc7-be00-e04736bc7ba6	-
BNPE	BRGM	Oui	Oui	https://bnpe.eaufrance.fr/acces-donnees	-
HER2	INRAE	Oui	Oui	https://www.sandre.eaufrance.fr/atlas/srv/fre/catalog.search#/metadata/40b17d2a-5d4a-48ed-acdd-0728c080598c	-
BD TOPO® Vegetation	IGN	Oui	Oui	https://geoservices.ign.fr/bdtopo	-
ZH_PE	INRAE	Non	Non		CORINE LAND COVER
SYRAH	INRAE	Oui	Oui	https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/syrah-ce-systeme-relationnel-daudit-de-lhydromorphologie-des-cours-deau/	-
SIOUH	BETCGB	Oui	Non	http://siouh.din.developpement-durable.gouv.fr	-

Métrieque 1.1 – Tributaires modifiés

La modification du profil des tributaires, par des opérations de recalibrage ou de chenalisation, peut conduire à un changement significatif de la dynamique des flux liquides et solides entrant dans le plan d'eau. Ces interventions, devenues courantes lors de l'intensification de l'agriculture dans les années 1970, ont provoqué des déséquilibres dans le fonctionnement hydro-sédimentaire des cours d'eau (Landemaine et al., 2015) qui ont persisté pendant plusieurs décennies.

La situation de référence correspond à l'absence de modification des tributaires de quelque nature que ce soit. La métrieque proposée (Équation (1)) correspond au taux de tributaires naturels ayant subi des modifications de leur profil, et prend en compte l'importance de chaque tributaire dans le réseau hydrographique en intégrant le rang de Strahler.

$$M1.1 = \frac{\sum_{i=1}^n (Stnm_i)}{\sum_{j=1}^n (Stn_j)} \quad (1)$$

avec $Stnm_i$ le rang de Strahler du tributaire naturel modifié i et Stn_j le rang de Strahler du tributaire naturel j .

La valeur de la métrieque varie entre 0 en l'absence totale de tributaires modifiés et 1 lorsque l'ensemble des tributaires naturels du plan d'eau présentent une modification de leur profil et/ou de leur tracé.

Métrieque 1.2 – Obstacles à l'écoulement

La construction d'obstacles à l'écoulement, tels que barrages et seuils en rivière, sur le bassin versant des plans d'eau représente un facteur de stress important, en raison de l'altération de la continuité hydrologique, sédimentaire et biologique entre l'écosystème lacustre et le réseau hydrographique qui l'alimente (Søndergaard & Jeppesen, 2007). Les impacts de ces obstacles, en particulier dans le cas des grands barrages, peuvent s'opérer à des échelles très larges, parfois sur plusieurs centaines de kilomètres en aval, et présentent des effets cumulatifs difficiles à évaluer (Rosenberg et al., 1997).

L'état de référence correspond à l'absence totale d'obstacles d'origine anthropique quel que soit le plan d'eau. La métrieque proposée (Équation (2)) prend en compte à la fois le nombre d'obstacles présents sur le bassin versant et la part du réseau hydrographique entravé par au moins un obstacle. Afin de considérer la différence d'impact entre les seuils et les barrages du fait de la hauteur d'obstacle (Garcia de Leaniz, 2008), une pondération relative à la nature de chaque obstacle est appliquée, selon un ratio de 1/10, comparable au ratio moyen de différence de hauteur d'obstacles entre les barrages et les seuils en France (Bordes, 2010; Januchowski-Hartley et al., 2019). À noter que dans le cas des retenues, le (ou les) ouvrage(s) hydraulique(s) régulant le plan d'eau à l'aval ne sont pas comptabilisés.

$$M1.2 = \left(1 - \frac{1}{n_b + 0.1 * n_s + 1} \right) * \frac{L_{rhi}}{L_{rh}} \quad (2)$$

avec n_b le nombre de barrages, n_s le nombre de seuils, L_{rhi} la longueur cumulée de réseau hydrographique situé à l'amont d'un obstacle et L_{rh} la longueur cumulée du réseau hydrographique total sur le bassin versant.

La valeur de la métrieque est de 0 en l'absence totale d'obstacle à l'écoulement et tend vers 1 à mesure que le nombre d'obstacles et/ou la part du réseau entravée augmente.

Métrieque 1.2 – Fluctuations saisonnières du niveau d'eau

L'exploitation des plans d'eau pour des usages anthropiques de loisir, de plaisance, de soutien aux activités agricoles (irrigation) ou de production hydroélectrique peut induire des fluctuations saisonnières du niveau de l'eau altérant le régime hydrologique naturel du plan d'eau. Ces fluctuations

peuvent ainsi impacter le régime de stratification, la productivité, ainsi que la disponibilité des habitats pour la faune à des périodes critiques du cycle de vie des organismes (reproduction, repos hivernal, etc.).

Dans les conditions de référence, soit en l'absence d'altération, les fluctuations saisonnières du niveau de l'eau des lacs dépendent essentiellement du régime hydrologique de leur bassin versant : dans le cas d'un régime pluvial, les niveaux d'eau sont attendus être plus élevés en hiver et plus bas en été, alors que dans le cas d'un régime nival les niveaux d'eau sont attendus être plus élevés au printemps/été et plus bas en hiver. La métrique proposée (Équation (3)) permet d'évaluer le décalage entre les régimes de hautes et basses eaux d'un plan d'eau et le régime hydrologique de ses tributaires en comparant, sur une même année, l'écart entre la cote minimale et la cote maximale du plan d'eau avec l'écart entre la cote du plan d'eau lorsque le débit entrant est minimal et la cote du plan d'eau lorsque le débit entrant est maximal. Une altération du régime de fluctuation du niveau d'eau ayant un impact significativement moindre vis-à-vis des communautés biologiques dans le cas des plans d'eau peu marnant, cette métrique est jugée non pertinente et ne sera donc pas calculée lorsque l'amplitude annuelle de marnage du plan d'eau est inférieure à 3 m. Ce seuil a notamment été mis en évidence par une étude de Sutela et al. (2013) ayant analysé l'impact de l'amplitude annuelle de marnage sur les communautés littorales de macrophytes, macroinvertébrés et sur les assemblages piscicoles de 30 lacs finlandais.

$$M1.3 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_{qmax\ i} - C_{qmin\ i}}{C_{max\ i} - C_{min\ i}}}{n} \right) \quad (3)$$

avec $C_{qmax\ i}$ la cote moyenne du plan d'eau sur le mois de l'année i pour lequel le débit entrant est maximal, $C_{qmin\ i}$ la cote moyenne sur le mois de l'année i pour lequel le débit entrant est minimal, $C_{max\ i}$ la cote maximale du plan d'eau pour l'année i , $C_{min\ i}$ la cote minimale pour l'année i et n le nombre d'années prises en compte.

A noter que les années sont considérées sur le plan hydrologique, c'est à dire de septembre à août en climat tempéré.

La valeur de la métrique est comprise entre 1 dans le cas d'un régime de fluctuation saisonnier proche d'un régime naturel, et -1 dans le cas d'un régime totalement déphasé par rapport au régime naturel attendu (Figure 4).

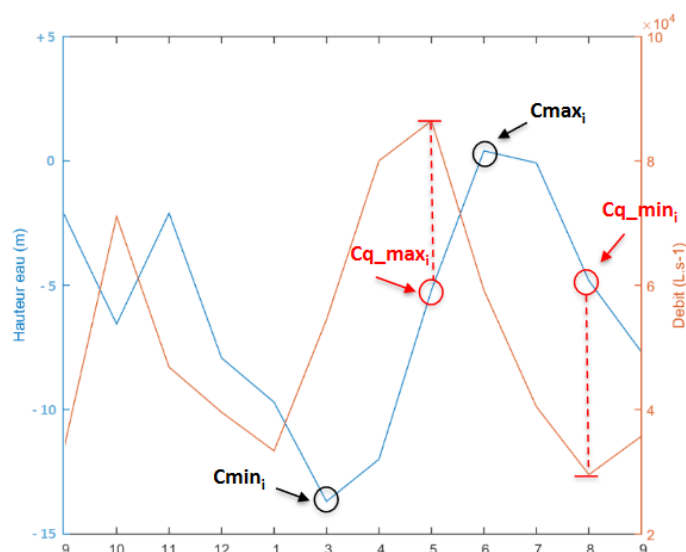


Figure 4 : Exemple de déphasage partiel entre l'évolution du débit total entrant dans le plan d'eau par les affluents et l'évolution de la hauteur d'eau (représentée comme un écart à la cote maximale) sur une année hydrologique.

IV.1.2 Temps de résidence

Le temps de résidence de l'eau dans un plan d'eau, généralement exprimé comme le rapport entre le volume et le débit moyen entrant ou sortant du plan d'eau (Ambrosetti et al., 2003), représente la durée moyenne pendant laquelle une molécule d'eau séjourne dans le plan d'eau. Il correspond par conséquent au temps nécessaire au renouvellement complet des eaux de la cuvette lacustre et peut varier de quelques jours pour les petits lacs peu profonds à plusieurs années dans le cas des grands lacs. La modification du temps de résidence, en particulier dans le sens d'une augmentation, peut avoir des conséquences importantes sur la qualité de l'eau et le vieillissement de l'écosystème lacustre (Jørgensen, 2003; Zhao et al., 2022). Les métriques proposées pour cet EQ ont été construites sous forme d'un ratio entre le temps de résidence observé et le temps de résidence théorique en l'absence d'altération et permettent de tenir compte aussi bien de phénomènes s'opérant au niveau du plan d'eau et au niveau du bassin versant.

Métrique 2.1 – Prélèvements d'eau

Le prélèvement d'importants volumes d'eau dans le plan d'eau, généralement à des fins d'irrigation, d'alimentation en eau potable et de production hydroélectrique, en diminuant le volume d'eau disponible dans la cuvette lacustre, conduit au raccourcissement du temps de résidence. Bien qu'une fréquence accrue du temps de renouvellement des eaux puisse parfois présenter certains bénéfices (comme par exemple une meilleure oxygénation des eaux), l'altération de la balance hydrologique du plan d'eau peut par ailleurs induire une diminution de l'effet de stratification et donc un réchauffement plus rapide des eaux en profondeur, avec des conséquences majeures sur les communautés biologiques, voire des phénomènes de blooms algaux potentiellement nocifs (Zohary & Ostrovsky, 2011).

La situation de référence correspond à l'absence de prélèvement d'eau pour des besoins anthropiques. Il est par ailleurs considéré que le plan d'eau se renouvelle selon son temps de résidence théorique hors situation de prélèvement d'eau (soit pour un volume à cote moyenne ou cote normale d'exploitation et en tenant compte des débits moyens entrants uniquement). La métrique proposée (Équation (4)) correspond au 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.

$$M2.1 = \frac{V_{lac} + \left(n * \frac{V_{lac}}{\tau_{res}} \right) - \sum_{i=1}^n V_{prélevé\ i}}{V_{lac} + \left(n * \frac{V_{lac}}{\tau_{res}} \right)} \quad (4)$$

avec V_{lac} le volume théorique du plan d'eau à cote moyenne ou cote normale d'exploitation, τ_{res} le temps de résidence théorique, $V_{prélevé\ i}$ le volume total d'eau prélevé l'année i et n le nombre d'années prises en compte.

La valeur de la métrique est de 1 en l'absence totale de prélèvement d'eau sur l'ensemble de la période considérée et tend vers 0 si les volumes prélevés atteignent la quantité d'eau totale disponible annuellement dans la cuvette lacustre.

Métrique 2.2 – Volumes retenus en amont

La présence de barrages sur le réseau hydrographique à l'amont d'un plan d'eau entraîne l'immobilisation d'importants volumes d'eau. Ces retenues d'eau modifient le fonctionnement hydrologique du bassin versant (Magilligan & Nislow, 2005) en augmentant notamment de manière globale et artificielle le temps de résidence de l'eau.

La situation de référence correspond à l'absence de retenues d'eau résultant de la présence de barrage sur le bassin versant du plan d'eau et tous les plans d'eau connectés au réseau sont susceptibles d'être

impactés. La métrique proposée (Équation (5)) est dérivée des équations de Vörösmarty et al. (2003), développées pour estimer l'efficacité de piégeage des sédiments par les grands réservoirs à l'échelle d'un bassin versant, et correspond au rapport entre le temps de résidence théorique du plan d'eau et le temps de résidence régulé par la présence de retenues en amont.

$$M2.2 = \frac{\tau_{lac}}{\tau_{reg}} = \frac{V_{lac}}{V_{lac} + (\sum_{i=1}^n V_i)} \quad (5)$$

Avec τ_{lac} le temps de résidence théorique du plan d'eau, τ_{reg} le temps de résidence régulé, V_{lac} le volume du plan d'eau et V_i le volume de la retenue i située en amont du plan d'eau.

La valeur de la métrique est de 1 en l'absence de retenue d'eau sur le bassin versant du plan d'eau et tend vers 0 lorsque la quantité d'eau retenue par des barrages à l'amont augmente.

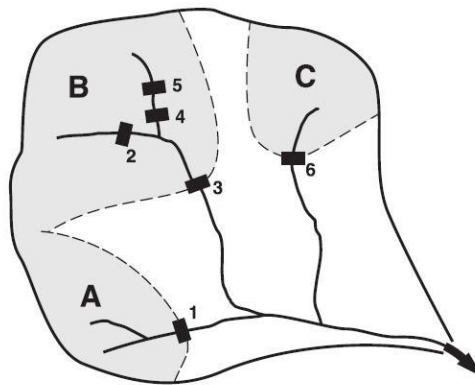


Figure 5 : Exemple de calcul de la métrique d'altération sur les volumes retenus en amont pour plusieurs bassins versants. Le temps de résidence régulé du bassin versant B, prend en compte les volumes des retenues 2, 4 et 5 en plus de celui du lac 3. Pour les bassins versants A et C, seuls les volumes des lacs 1 et 6 respectivement sont considérés puisqu'aucune retenue n'est présente en amont.

IV.1.3 Connexion aux eaux souterraines

Le bilan hydrologique des plans d'eau dépend à la fois des écoulements de surface, des précipitations, de l'évapotranspiration et des échanges avec les nappes souterraines, dans une proportion variable selon leurs modes d'alimentation et d'écoulement (drainage de surface, drainage souterrain, infiltration ou réservoir) (Shaw et al., 2004). Par conséquent, l'altération des flux d'eau souterrains peut déstabiliser ce bilan hydrologique, avec des conséquences majeures sur le fonctionnement du plan d'eau et la quantité d'eau disponible dans la cuvette lacustre. La connexion aux eaux souterraines joue par ailleurs un rôle essentiel sur la chimie des plans d'eau et donc sur la qualité de leurs eaux.

Le principal prérequis pour évaluer l'altération des échanges entre les plans d'eau et les eaux souterraines consiste à identifier les zones d'échange potentielles. Dans le cas des lacs n'étant pas localisés sur une zone aquifère avec laquelle des échanges seraient susceptibles de se produire, aucune altération de la connexion aux eaux souterraines ne pourra être considérée et cet EQ ne sera donc pas évalué.

Métrique 3.1 – Bétonnage des berges

Généralement entrepris pour le soutènement d'infrastructures dans le périmètre proche du plan d'eau, le bétonnage des berges entraîne une diminution du degré de perméabilité au niveau des berges, limitant ainsi la connexion latérale entre le plan d'eau et les nappes les plus affleurantes.

La situation de référence correspond à l'absence totale de structures bétonnées au niveau de la berge

du plan d'eau. La métrique proposée (Équation (6)) correspond au pourcentage du périmètre du plan d'eau ayant été bétonné.

$$M3.1 = \frac{100 * L_{\text{bétonné}}}{P} \quad (6)$$

avec $L_{\text{bétonné}}$ le linéaire cumulé de berges bétonnées et P le périmètre total du plan d'eau, exprimés dans la même unité.

La valeur de la métrique varie entre 0 en l'absence totale de bétonnage des berges et 100 lorsque la totalité du périmètre du plan d'eau est bétonné.

IV.2 Métriques relatives à la morphologie

IV.2.1 Variation de la profondeur du lac

Les modifications de la profondeur des plans d'eau sont le plus souvent abordées au travers du prisme de l'hydrologie, en particulier en lien avec les phénomènes de marnage. Néanmoins, ces variations peuvent également, bien que généralement dans une moindre mesure, résulter de phénomènes purement morphologiques comme le creusement ou le comblement de la cuvette lacustre et impacter durablement le régime de stratification et/ou le processus de vieillissement du plan d'eau.

Trois métriques potentielles considérant les volumes de matières déposés ou extraits annuellement des plans d'eau pour des besoins anthropiques, ainsi que le taux de comblement, ont été envisagées pour évaluer cet EQ, mais l'absence de jeux de données disponibles à l'échelle nationale et facilement accessibles n'a pas rendu possible leur intégration dans l'indice LHYMO.

IV.2.2 Structure, nature et état du substrat

Le substrat recouvrant le fond des plans d'eau constitue le support physique de nombreuses fonctions écologiques dans le cycle de vie des organismes aquatiques (nourrissage, ponte, refuge...) et contribue à conditionner la colonisation par les macrophytes. La modification de ce substrat, en termes de répartition, de quantité ou de granulométrie, en particulier dans les zones littorales, peut entraîner la disparition d'habitats essentiels aux communautés biologiques avec d'importants effets sur la composition des assemblages de poissons (Jennings et al., 1999; Logez et al., 2016) et de macroinvertébrés (McGoff & Sandin, 2012) ainsi que sur la productivité du plan d'eau. Quatre métriques ont été proposées pour évaluer l'altération de cet EQ, prenant en compte différentes catégories de substrat.

Métrique 5.1 – Apport de sable

Les apports de sable, souvent d'origine exogène, sur le littoral des plans d'eau sont entrepris notamment pour la création de plages artificielles. Ces apports modifient profondément la nature et la granulométrie du substrat au niveau de la zone concernée, avec un impact d'autant plus important que cette catégorie de substrat diffère fortement de celles naturellement présentes sur le fond du plan d'eau.

La situation de référence correspond à l'absence de zone d'apport de sable. La métrique proposée (Équation (7)) prend néanmoins en compte à la fois la proportion de zones d'apport de sable et la proportion de sable présent sur l'ensemble du littoral du plan d'eau, permettant ainsi de pondérer l'évaluation du degré d'altération au regard du substrat naturellement présent sur le plan d'eau. Ainsi, pour une même proportion d'apport de sable, la valeur prise par la métrique sera inférieure dans le cas d'un plan d'eau naturellement sableux par rapport à un plan d'eau présentant majoritairement d'autres catégories de substrat.

$$M5.1 = \frac{L_{app\ sab}}{P} * \left(1 - \frac{L_{sab} - L_{app\ sab}}{P}\right) \quad (7)$$

avec $L_{app\ sab}$ le linéaire cumulé de berges présentant des apports de sable d'origine anthropique, L_{sab} le linéaire cumulé de berges présentant un substrat sableux et P le périmètre total du plan d'eau, exprimés dans la même unité.

La valeur de la métrique varie entre 0 en l'absence totale d'apport de sable et 1 lorsque la totalité du périmètre du plan d'eau est concerné par un apport de sable.

Métrique 5.2 – Apport de graviers

L'apport de graviers sur les plans d'eau peut résulter de pratiques liées aussi bien à l'aménagement des berges qu'à l'usage (cas des site d'exploitation de granulats) et parfois même d'actions malveillantes comme le dépôt sauvage de gravats de chantier. Tout comme pour les apports de sable, ces apports vont avoir un impact sur la nature et la granulométrie du substrat, dépendamment du substrat naturellement présent.

La situation de référence correspond à l'absence de zone d'apport de graviers. La métrique proposée (Équation (8)) est construite sur le même principe que la métrique précédente concernant les apports de sable.

$$M5.2 = \frac{L_{app\ grav}}{P} * \left(1 - \frac{L_{grav} - L_{app\ grav}}{P}\right) \quad (8)$$

avec $L_{app\ grav}$ le linéaire cumulé de berges présentant des apports de graviers d'origine anthropique, L_{grav} le linéaire cumulé de berges présentant un substrat de catégorie graviers et P le périmètre total du plan d'eau, exprimés dans la même unité.

La valeur de la métrique varie entre 0 en l'absence totale d'apport de graviers et 1 lorsque la totalité du périmètre du plan d'eau est concerné par ce type d'apport.

Métrique 5.3 – Extraction de matériaux

L'extraction de matériaux (sables, sédiments, graviers ou blocs) en bordure de plans d'eau modifie la quantité de substrat disponible et donc la forme de la berge, à la fois sur le plan horizontal (indice de développement des berges) et vertical (indice de pente). Indirectement, ces changements peuvent modifier l'impact des vagues sur la berge, favorisant l'érosion et entraînant un déséquilibre de la balance sédimentaire (Ostendorp et al., 2004). En fonction de la profondeur d'extraction et du niveau de dépôt sédimentaire, la nature du substrat peut également être affectée. En outre, le passage répété d'engins mécaniques peut entraîner des phénomènes de tassement et donc une densification du substrat. Ces activités sont, par conséquent, susceptibles d'altérer la diversité et la répartition des habitats disponibles pour la faune et la flore, voire de conduire à la destruction de certains habitats-clés.

La situation de référence correspond à l'absence de zone d'extraction de matériaux, quel qu'en soit le type, sur le littoral du plan d'eau. La métrique proposée (Équation (9)) correspond au pourcentage du linéaire de berges du plan d'eau impacté par une extraction de matériaux.

$$M5.3 = \frac{100 * L_{extrac}}{P} \quad (9)$$

avec L_{extrac} le linéaire cumulé de berges concerné par l'extraction de matériaux et P le périmètre total du plan d'eau, exprimés dans la même unité.

La valeur de la métrique varie entre 0 en l'absence totale d'extraction et 100 lorsque la totalité du périmètre du plan d'eau est concerné.

Métrieque 5.4 – Envasement

En tant que réceptacle des flux liquides et solides provenant de leurs bassins versants, les plans d'eau sont largement influencés par l'aménagement du territoire et les changements d'occupation du sol, avec un impact potentiel sur l'ensemble des communautés biologiques (Cheruvellil & Soranno, 2008; Johnson et al., 2018; Bierschenk et al., 2019; Sperlea et al., 2021). La déforestation, l'intensification des pratiques agricoles et/ou l'urbanisation des bassins versants sont autant de pratiques pouvant causer l'accroissement des apports de sédiments fins et donc entraîner l'envasement des plans d'eau (Bragg et al., 2003). En provoquant le colmatage du substrat, l'envasement dégrade les habitats disponibles pour la faune aquatique. La remise en suspension des matières fines accumulées sur la zone littorale peut par ailleurs réduire la transparence de l'eau et donc la quantité de lumière, nécessaire au développement de la flore.

Dans les conditions de référence, seules les zones situées à proximité immédiate d'une arrivée d'affluent ou les zones littorales des plans d'eau situées sur un sol à dominante argileuse et/ou limoneuse sont attendues pouvoir présenter un substrat de type vase. La métrieque proposée (Équation (10)) correspond au pourcentage du périmètre du plan d'eau présentant un envasement non naturel. Pour tenir compte de la présence potentielle d'un substrat naturellement vaseux, les tronçons correspondant aux zones décrites dans les conditions de référence seront ignorés dans le calcul du linéaire envasé (voir ci-dessous).

$$M5.4 = \frac{100 * L_{vase}}{P} \quad (10)$$

avec L_{vase} le linéaire cumulé de berges présentant un substrat de type vase, situé à plus de 200 m d'une arrivée d'affluent et à plus de 1000 m d'un sol argileux, argilo-limoneux ou limoneux, et P le périmètre total du plan d'eau, exprimés dans la même unité.

La valeur de la métrieque varie entre 0 en l'absence totale de vase d'origine non-naturelle et 100 lorsque la totalité du périmètre du plan d'eau est soumis à un phénomène d'envasement.

IV.2.3 Structure et état de la zone littorale

Les zones littorales lacustres sont particulièrement productives et d'une importance primordiale pour le déroulement de nombreux processus écologiques (Wetzel, 2001). La structure physique des habitats littoraux, déterminée par l'agencement du substrat et de la végétation (submergée et émergente), constitue l'un des éléments déterminants des assemblages biologiques (poissons, invertébrés, macrophytes...) à l'échelle du plan d'eau (Schmieder, 2004; Winfield, 2004; Rennie & Jackson, 2005). Situées à l'interface entre milieu terrestre et milieu pélagique, les zones littorales sont davantage exposées aux risques d'altération et donc particulièrement sensibles (Strayer & Findlay, 2010). L'altération de la structure et de l'état de la zone littorale a été évaluée à partir de cinq métriques ciblant différents éléments structurant des berges et de la zone riveraine des plans d'eau.

Métrieque 6.1 – Artificialisation des berges

La construction de structures artificielles pour le renforcement des berges contre l'érosion ou les risques d'effondrement, et/ou pour le soutien des activités anthropiques économiques ou de loisir, dénature la forme et la structure des zones littorales des plans d'eau. La présence de ces structures limite, par conséquent, la disponibilité et l'attractivité des habitats ainsi que les fonctions qu'ils assurent vis-à-vis des biocénoses aquatiques (Brauns et al., 2007). Elle contribue par ailleurs à la fragmentation du linéaire, entravant la circulation des espèces piscicoles et des macroinvertébrés entre les habitats d'intérêt potentiel.

La situation de référence correspond à l'absence de structure artificielle de quelque nature que ce soit. Néanmoins, dans le cas des masses d'eau artificielles ou masses d'eau fortement modifiées, le (ou les)

ouvrage(s) hydraulique(s) (digue ou barrage) à l'origine de la création du plan d'eau, constituent une « Contrainte Technique Obligatoire » nécessaire au maintien de l'écosystème lacustre et ne pourront donc, à ce titre, être considérés comme des altérations. Ainsi, la formulation de la métrique est adaptée en fonction de l'origine naturelle (Équation (12a)) ou artificielle (Équation (12b)) des plans d'eau. Ces deux formulations prennent en compte à la fois le pourcentage du périmètre du plan d'eau artificialisé et le niveau de fragmentation des habitats résultant de la présence de structures artificielles. Le calcul de la fragmentation s'inspire de l'indice de division du paysage décrit par Jaeger (2000) et défini comme la probabilité que deux emplacements pris au hasard dans un paysage soient situés dans deux zones dissociées (Équation (11)).

$$D = 1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{A_t} \right)^2 \quad (11)$$

avec A_i la taille des n patches et A_t la taille totale du paysage considéré. Cet indice, conçu initialement pour des éléments surfaciques, peut facilement être transposé à des éléments linéaires.

$$M6.1 = \frac{100 * L_{artif}}{P} * \left(1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{L_{non\ artif\ i}}{P} \right)^2 \right) \quad (12a)$$

$$M6.1 = \left(\frac{100 * L_{artif}}{P} - \frac{100 * L_{barrage}}{P} \right) * \left(1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{L_{non\ artif\ i}}{P} \right)^2 \right) \quad (12b)$$

avec L_{artif} le linéaire cumulé de berges artificialisées, $L_{barrage}$ la longueur cumulée de digue et/ou de barrage, $L_{non\ artif\ i}$ la longueur du tronçon non artificialisé i et P le périmètre total du plan d'eau, exprimés dans la même unité.

La valeur de la métrique varie de 0 en l'absence totale de structure artificielle au niveau de la zone littorale, ou lorsque la seule structure présente correspond à l'ouvrage hydraulique à l'origine de l'existence du plan d'eau, à 100 lorsque la totalité du linéaire des berges et de la zone littorale du plan d'eau présente des constructions artificielles.

Métrique 6.2 – Compactage des berges

Le compactage des berges des plans d'eau, pouvant résulter du piétinement répété de la rive par les êtres humains (O'Toole et al., 2009), du pâturage de troupeaux (Trimble & Mendel, 1995) ou du passage d'engins mécaniques, entraîne la densification du substrat et limite le développement du réseau racinaire de la végétation aquatique ou rivulaire et donc la production végétale. La situation de référence correspond à l'absence de zones de compactage liées aux activités anthropiques. La métrique proposée est celle du pourcentage de linéaire de berges du plan d'eau compacté. La métrique proposée (Équation (13)) correspond au pourcentage du périmètre du plan d'eau compacté.

$$M6.2 = \frac{100 * L_{compacté}}{P} \quad (13)$$

avec $L_{compacté}$ le linéaire cumulé de berges compacté en raison des activités humaines et P le périmètre total du plan d'eau, exprimés dans la même unité.

La valeur de la métrique varie entre 0 en l'absence totale de zone de compactage et 100 lorsque la totalité du périmètre du plan d'eau présente des signes de compactage de son substrat au niveau de la rive.

Métrieque 6.3 – Érosion des berges

Une érosion marquée des berges des plans d'eau, d'origine non-naturelle, peut survenir suite aux mouvements répétés de l'eau ou à l'action des vagues en lien avec diverses activités anthropiques comme la gestion hydraulique ou la navigation à moteur (Bilkovic et al., 2019). De manière générale, l'érosion fragilise la structure des berges, les rendant instables, propices à un effondrement et donc à un apport massif de sédiments dans le plan d'eau. L'érosion des berges modifie également la forme du plan d'eau et des zones littorales, et altère les conditions de développement de la végétation aquatique et rivulaire en mettant les racines à nu, parfois jusqu'à leur arrachement. La situation de référence correspond à l'absence d'érosion marquée d'origine anthropique, les figures d'érosion liées aux mécanismes naturels (action du vent, etc.) n'étant pas considérées. La métrieque proposée (Équation (14)) correspond au pourcentage du périmètre du plan d'eau érodé.

$$M6.3 = \frac{100 * L_{\text{érodé}}}{P} \quad (14)$$

avec $L_{\text{érodé}}$ le linéaire cumulé de berges présentant une érosion marquée et P le périmètre total du plan d'eau, exprimés dans la même unité.

La valeur de la métrieque varie entre 0 en l'absence totale de zone d'érosion liée aux activités anthropiques et 100 lorsque la totalité du périmètre du plan d'eau présente des signes d'érosion marquée.

Métrieque 6.4 – Absence de ripisylve

Outre ses propriétés intéressantes quant à la réduction des transferts de particules et d'intrants depuis les versants (Lowrance et al., 1997), la végétation située en bordure des plans d'eau contribue également à la stabilisation des berges grâce au développement de son réseau racinaire et à sa capacité d'absorption de l'humidité du sol (Simon & Collison, 2002), limitant ainsi l'érosion et les phénomènes d'effondrement. L'altération de la ripisylve modifie par ailleurs l'ombrage du plan d'eau et affecte donc directement la température dans la zone de berge, qui constitue une zone refuge pour de nombreuses espèces.

En milieux tempérés, la situation de référence correspond généralement à la présence d'une frange arborée continue tout autour des plans d'eau. Certaines cuvettes lacustres peuvent néanmoins être naturellement totalement ou partiellement exemptes de ripisylve, en particulier les lacs d'altitude et les plans d'eau contigus à une zone humide. Les lacs d'altitude, lorsqu'ils sont situés au-dessus de la limite altitudinale permettant le développement des arbres, sont naturellement dépourvus de ripisylve, aussi cette absence ne pourrait-elle être considérée comme une altération. Dans le cas de l'existence de zones humides aux abords directs des plans d'eau, souvent dominées par les herbacées ou les sphaignes mais empêchant le développement d'une végétation arborée, celles-ci ne seront pas considérées comme une discontinuité de la ripisylve et seront donc virtuellement assimilées à de la ripisylve (voir exemple en Figure 6). A noter que les digues et barrages construits sur les plans d'eau empêchent également la ripisylve de s'installer, néanmoins, l'impact de ces infrastructures sur la structure des rives étant déjà évalué par ailleurs (métrieque 6.1), les tronçons concernés ne seront pas considérés ici. La métrieque proposée (Équation (15)) prend en compte à la fois le pourcentage du périmètre du plan d'eau dépourvu de ripisylve et le degré de fragmentation de la ripisylve existante. Tout comme pour la métrieque 6.1, la fragmentation est calculée d'après l'indice de division du paysage de Jaeger (2000)

$$M6.4 = \left(\frac{100 * (L_{\text{sans ripi}} - L_{\text{barrage}})}{P} \right) * \left(1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{L_{\text{ripi } i}}{P - L_{\text{barrage}}} \right)^2 \right) \quad (15)$$

avec $L_{\text{sans ripi}}$ le linéaire cumulé de berges sans frange arborée dans un corridor rivulaire de 20 m, L_{barrage}

la longueur cumulée de digue et/ou de barrage, $L_{ripi\ i}$ la longueur du tronçon de ripisylve i et P le périmètre total du plan d'eau, exprimés dans la même unité.

La valeur de la métrique varie de 0 lorsque la ripisylve recouvre la totalité du pourtour du plan d'eau (hors zones de digue ou de barrage) à 100 en l'absence totale de ripisylve dans un corridor de 20 m autour du plan d'eau.

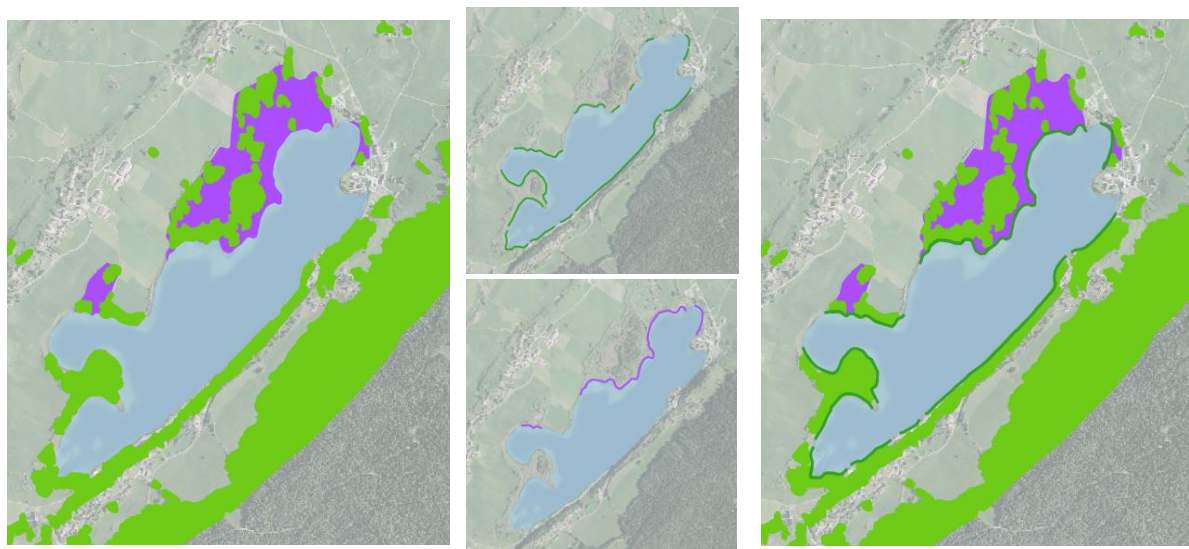


Figure 6 : Exemple de prise en compte des zones humides contiguës à un plan d'eau pour le calcul du linéaire de ripisylve. À gauche : en bleu = surface du plan d'eau, en vert = ripisylve arborée, en violet = zones humides ; Au milieu : ligne verte = linéaire de berge contigu à la ripisylve, ligne violette = linéaire de berge contigu à une zone humide ; À droite : ligne verte = linéaire de ripisylve pris en compte pour le calcul de la métrique. Sources : BD Topo IGN, Ortho 50 cm IGN.

Métrique 6.5 – Gestion de la végétation aquatique

La végétation aquatique des plans d'eau contribue à de nombreux processus physiques et chimiques, comme l'épuration par la régulation des cycles de nutriments (azote et phosphore) ou le piégeage des sédiments, et constitue par ailleurs l'une des composantes essentielles des habitats littoraux, dont la répartition, la richesse et la complexité vont influencer sur les assemblages faunistiques (Weaver et al., 1997). La gestion anthropique de la végétation aquatique, par des actions de faucardage ou l'application d'herbicides, en détruisant localement les habitats et en réduisant la diversité et la continuité des zones végétalisées, peut ainsi entraîner un déséquilibre important pour le plan d'eau et la faune qu'il héberge.

Dans la situation de référence, la végétation aquatique est attendue être présente sur l'ensemble de la zone littorale, dès lors que les pentes sont suffisamment douces et le substrat de fond suffisamment fin pour permettre leur colonisation. La présence d'infrastructures artificielles peut ici également représenter un facteur limitant pour le développement de la végétation, cependant et afin de ne pas induire de redondance avec la métrique 6.1, seules les portions non artificialisées du littoral des plans d'eau sont évaluées. La métrique proposée (Équation (16)) prend en compte à la fois le taux de recouvrement de la zone littorale par la végétation aquatique et la diversité de la végétation présente, estimée selon l'indice de Simpson. Ces deux variables sont pondérées par la proportion de la zone littorale théoriquement colonisable par la végétation aquatique.

$$M_{6.5} = \left(\frac{P_{colonisable}}{P} \right) * \left(1 - \frac{L_{veg\ aqua}}{P} \right) * \left(\sum_{i=1}^n \left(\frac{L_{veg\ aqua\ i}}{L_{veg\ aqua\ cumu}} \right)^2 + 1 \right) \quad (16)$$

avec $L_{veg\ aqua}$ l'équivalent linéaire cumulé de la zone littorale colonisée par au moins un groupe floristique, $L_{veg\ aqua\ i}$ la longueur cumulée de linéaire couverte par le groupe floristique i , $L_{veg\ aqua\ cumu}$ la longueur cumulée de linéaire couverte par chacun des groupes floristiques et $P_{colonisable}$ la longueur du périmètre du plan d'eau présentant des pentes inférieures à 10% et un substrat de granulométrie inférieure à 250 mm, exprimés dans la même unité.

La valeur de la métrique varie de 0 lorsque la totalité de la zone colonisable est recouverte de végétation à 1 en l'absence totale de végétation aquatique sur les zones colonisables du littoral.

V. Agrégation et calcul du score final

L'étape finale de construction de l'indice a consisté à combiner les valeurs de l'ensemble des métriques précédemment décrites de façon à obtenir, pour chaque plan d'eau, un unique score final compris entre 0 et 1, représentatif de son état hydromorphologique (0 représentant un état très dégradé et 1 le meilleur état atteignable) et comparable aux scores obtenus sur d'autres plans d'eau évalués avec la même méthode. Dans le cadre de la construction des indices multi-métriques, les méthodes envisageables pour agréger les valeurs données aux différentes métriques sont nombreuses, pouvant ainsi conduire in fine à une évaluation plus ou moins discriminante et/ou sévère des masses d'eau. Plusieurs méthodes ou combinaisons de méthodes, appliquées aussi bien à l'échelle des métriques qu'à l'échelle intermédiaire des éléments de qualité, ont par conséquent été testées lors du développement de l'indice LHYMO (résultats non présentés). Les résultats issus des méthodes jugées les plus pertinentes ont ensuite été soumis à un collège d'experts, en collaboration avec les Agences de l'Eau, et confrontés aux résultats d'évaluation issus de l'analyse par expertise (voir en Annexe II des exemples de comparaison pour les lacs des bassins Adour-Garonne et Rhône-Méditerranée-Corse).

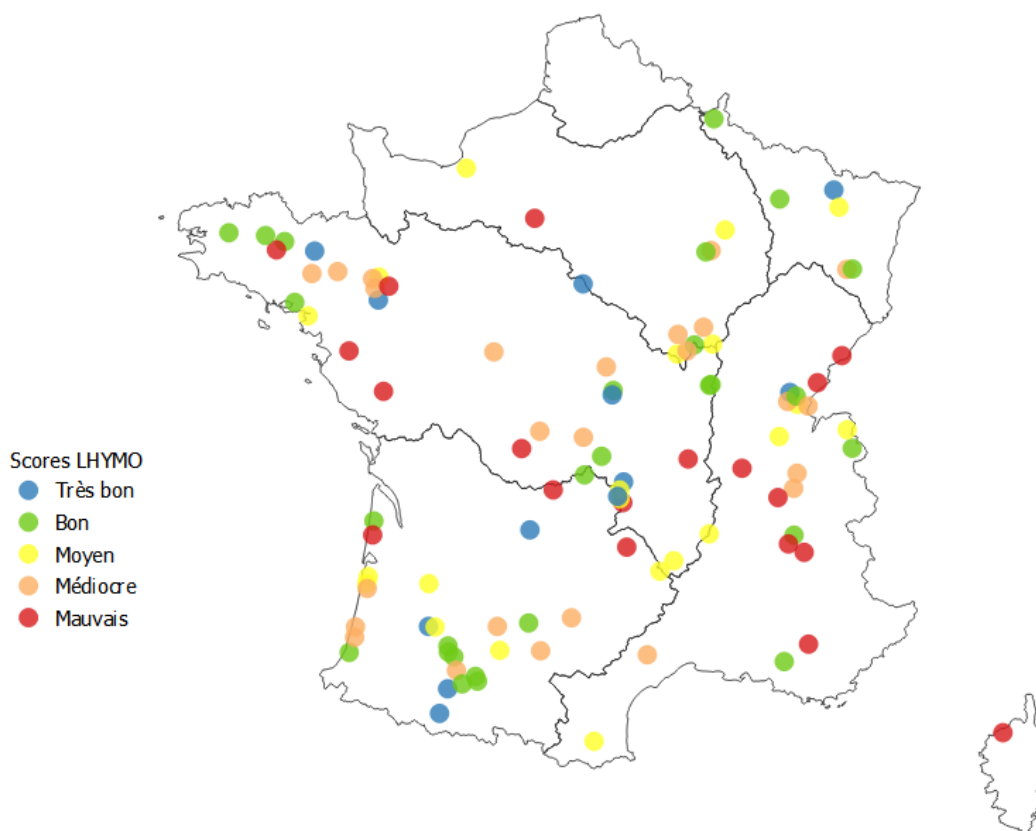


Figure 7 : Représentation cartographique des classes d'état hydromorphologique d'après les scores LHYMO obtenus par la méthode OAO sur 104 plans d'eau de France métropolitaine.

À l'issue de cet exercice, la méthode présentant les résultats les plus représentatifs, choisie pour le calcul du score final de l'indice LHYMO, est la méthode dite du « one-out, all-out » (OOAO). Il s'agit d'une méthode fréquemment utilisée dans le contexte d'évaluation de l'état écologique des masses d'eau pour la DCE, qui repose sur le principe de l'élément déclassant (European Communities, 2005) : c'est la valeur représentant l'état le moins bon parmi l'ensemble des valeurs (donc la valeur la plus basse parmi les EQR des métriques) qui détermine la valeur finale de l'indice. Bien que potentiellement critiquable en raison de sa sévérité (Borja & Rodríguez, 2010; Prato et al., 2014), cette méthode constitue néanmoins la méthode la plus conservatrice pour les milieux et s'avère donc pertinente pour une première évaluation, en l'absence de connaissance a priori sur l'état des systèmes étudiés, dans une optique de préservation écologique. Contrairement aux calculs de moyennes et médianes qui ont tendance à lisser les valeurs et ne pas refléter leur distribution réelle dans le score final, la méthode du OOAO offre par ailleurs l'avantage de bien considérer les valeurs de métriques les plus basses, indicatrices de dysfonctionnements. Il s'agit également, parmi toutes les méthodes appliquées, de la méthode offrant la meilleure discrimination de l'état hydromorphologiques sur l'ensemble des plans d'eau étudiés.

Dans un souci d'harmonisation des représentations des états des écosystèmes, une dernière étape requise par la DCE consiste à attribuer des classes d'état à partir des valeurs calculées des indices. Les classes d'état standards sont au nombre de cinq, allant d'un état « Très bon » (pas ou peu d'altérations par rapport aux conditions de référence) à un état « Mauvais » (altérations graves par rapport aux conditions de référence). En théorie, les limites de classes sont censées être établies sur la base de changements significatifs observés sur les communautés biologiques. Dans la pratique, les impacts sur la biologie sont souvent difficiles à quantifier et les phénomènes de basculement pas toujours observables. Ainsi, une alternative couramment employée et à laquelle nous avons eu recours consiste à diviser la gamme des valeurs de l'indice en cinq classes de même amplitude :

Très bon : valeur ≥ 0.8
Bon : $0.8 > \text{valeur} \geq 0.6$
Moyen : $0.6 > \text{valeur} \geq 0.4$
Médiocre : $0.4 > \text{valeur} \geq 0.2$
Mauvais : $0.2 > \text{valeur}$

VI. Discussion

La méthode LHYMO d'évaluation de la qualité hydromorphologique des plans d'eau, proposée dans ce rapport, a été conçue dans une démarche visant à produire une méthode compatible avec les exigences de la DCE, en mobilisant au mieux les données disponibles pour rendre compte des propriétés physiques, morphologiques et hydrologiques, à l'origine d'une altération des processus écosystémiques. Cette démarche a contribué à la définition de métriques relatives à cinq des six éléments de qualité hydromorphologiques listés dans l'Annexe V de la DCE (Structure et état de la zone littorale, Structure, nature et état du substrat pour la caractérisation de la morphologie ; Quantité et dynamique des flux, Temps de résidence et Connexion aux eaux souterraines pour la caractérisation de l'hydrologie). En ce sens, et notamment par la prise en compte de six métriques relatives à l'hydrologie pour le calcul du score final, la méthode LHYMO permet une avancée importante dans la caractérisation de l'altération de l'hydromorphologie des plans d'eau français. En effet, la plupart des évaluations nationales réalisées à ce jour reposent essentiellement sur les informations relatives à la morphologie, acquises suite à la mise en application des protocoles réglementaires dits « Alber » et « Charli » (AFNOR, 2016a, 2016b). Afin de répondre aux exigences réglementaires, une réflexion devra être poursuivie pour rendre compte de l'élément de qualité « variation de la profondeur ».

L'hydromorphologie touche à de nombreux processus complexes régissant le fonctionnement des plans d'eau. La méthode LHYMO a été conçue pour s'appuyer sur les données existantes de façon plus ou moins homogène à l'échelle nationale et être facilement applicable par les gestionnaires, principales cibles de sa mise en application. Aussi, si par construction les altérations considérées par l'indice LHYMO couvrent bien l'ensemble des éléments de qualité (EQ) à évaluer de façon relativement équivalente, les critères d'applicabilité de la méthode nous ont parfois contraint à procéder à des simplifications vis-à-vis de la prise en compte des processus. Certaines altérations et EQ ont par conséquent été ignorées dans la définition finale de l'indice par manque de métriques calculables, entraînant parfois un déséquilibre vis-à-vis du nombre de métriques représentant les différents EQ. En particulier, les métriques rendant compte de la variation de la profondeur de la cuvette lacustre (voir Tableau 4) ont dû être abandonnées, empêchant donc in fine l'évaluation de cet élément de qualité.

De manière générale, et exception faite du cas particulier cité précédemment, les métriques rendant compte des EQ relatifs à la morphologie (n=9) sont également plus nombreuses que celles rendant compte des EQ relatifs à l'hydrologie (n=6). Ces différences en terme de nombre de métriques par EQ sont susceptibles d'induire un biais concernant l'influence des différents EQ au sein de l'indice, en donnant davantage de poids à ceux décrits par un plus grand nombre de métriques. L'utilisation du principe du OAO pour l'agrégation des métriques dans le calcul du score final permet néanmoins de limiter ce déséquilibre en donnant systématiquement le poids maximum à l'altération la plus significative, quel que soit l'EQ qu'elle représente. L'application de cette méthode à tous les plans d'eau pour lesquels l'ensemble des métriques sont actuellement calculables (n=104) conduit d'ailleurs à un déclassement par les EQ hydrologiques dans 49% des cas, soit quasiment un cas sur deux, malgré un nombre de métriques moindre. L'utilisation de facteurs de pondération basés sur des principes écologiques de fonctionnement représente une perspective intéressante, qui suppose cependant de mieux appréhender et quantifier l'impact de chacune des altérations sur le fonctionnement général de l'écosystème lacustre. Une amélioration de la compréhension des facteurs de contrôle des différents processus écosystémiques et notamment des liens entre les pressions hydromorphologiques et leurs impacts sur le milieu, et en particulier sur les communautés biologiques, est donc encore nécessaire.

Enfin, l'alimentation, l'amélioration et l'accessibilité croissantes des jeux de données existants, la parution régulière de nouveaux jeux de données, ainsi que la mise en place de routines informatiques pour faciliter le traitement des données et les calculs permettront également d'affiner, de redéfinir et éventuellement de réintégrer certaines métriques à l'avenir.

Les échanges au sein du groupe d'experts européens sur l'hydromorphologie lacustre (travaillant sous l'égide du groupe ECOSTAT) font ressortir que la définition des conditions de référence est considérée actuellement comme une difficulté majeure pour la mise en œuvre des systèmes d'évaluation par les différents états membres de l'union européenne. La méthode LHYMO a été construite avec une approche inspirée à la fois des approches site-spécifique et type-spécifique (voir Roset et al., 2007), en tenant compte de différentes caractéristiques des plans d'eau (altitude, hydroécocorégion, origine, etc.). Les conditions de référence sont ainsi définies pour chaque plan d'eau de façon à refléter l'état attendu en l'absence d'altération d'ordre hydromorphologique autres que celles potentiellement liées à l'usage. Celles-ci ont été établies sur la base de connaissances expertes par concertation avec des limnologues spécialistes du fonctionnement des milieux lacustres. Bien que les concepts mobilisés puissent être discutés et potentiellement encore ajustables, cette démarche constitue, à notre connaissance, une avancée majeure dans la caractérisation de l'altération de l'hydromorphologie lacustre.

La définition de la référence s'avère particulièrement délicate dans le cas des MEFM et MEA, en raison des contraintes pouvant être imposées par les usages, et a donc fait l'objet d'un travail à part entière. Par exemple, pour tenir compte du fait qu'un lac de retenue ne pourrait exister sans la présence de son barrage, qui constitue donc une « Contrainte Technique Obligatoire » (CTO) liée à l'usage du plan d'eau, le linéaire de barrage a été volontairement exclu du calcul de certaines métriques (par ex. artificialisation des berges). Ce raisonnement s'est avéré plus difficile à mettre en œuvre pour les métriques relatives à l'hydrologie, plus directement influencées par les usages, mais pour lesquelles les informations concernant les objectifs d'exploitation initiaux des masses d'eau, de même que les marges de manœuvres envisageable du point de vue de la gestion, sont souvent confidentielles. Concernant, par

exemple, les prélèvements d'eau sur les retenues collinaires, à des fins d'irrigation ou les retenues d'eau potable, il est en effet peu concevable que l'usage du plan d'eau n'influe pas sur le résultat de la métrique quantifiant cette altération. La définition d'une condition de référence spécifique pour cette métrique s'est cependant révélée périlleuse en l'absence d'information relative aux CTO, bien que l'instauration d'un seuil de tolérance moyen aurait pu être envisagé. Par conséquent, il est à considérer que les CTO ne sont pas toujours prises en compte de façon stricte dans le cas des métriques rendant compte des altérations hydrologiques sur les MEFM et MEA, ce qui peut *in fine* conduire à un classement plus sévère qu'attendu pour ce type de plans d'eau. Cette option a néanmoins été choisie en considérant qu'il est parfois possible d'améliorer la gestion hydraulique des hydrosystèmes pour en limiter les impacts, sans toutefois remettre en cause l'usage. L'expérience a montré par exemple sur la retenue d'Eguzon, que le maintien d'un niveau d'eau permettant l'accès de l'ichtyofaune aux zones de frayères en période de reproduction peut s'avérer efficace pour atténuer les impacts du marnage sur les communautés de poisson, sans forcément impacter fortement l'usage du plan d'eau à l'échelle d'une année (Mathe, 2021).

La confrontation des résultats issus de la méthode LHYMO avec l'évaluation experte sur un échantillon de plans d'eau nous a déjà permis d'identifier, et parfois même de limiter certains de ces biais, qui restent mineurs sur les analyses déjà réalisées. Néanmoins, seule l'application de la méthode à plus large échelle au niveau national nous permettra à terme de disposer de la quantité d'information et du recul nécessaire. Il s'agit là d'une limite forte à la construction d'un indicateur universel.

Par ailleurs, les classes d'état des métriques ont été établies sur une base mathématique en définissant cinq classes de même étendue. Il s'agit d'un choix par défaut relativement courant en première approche pour une démarche d'évaluation. Des travaux complémentaires doivent cependant encore être menés afin d'étudier plus finement ces seuils, et éventuellement les redéfinir au regard de leur impact sur les communautés biologiques, à l'instar de ce qui a pu être réalisé avec les variables physico-chimiques par exemple (Roubeix et al., 2016).

Au-delà de l'attribution des classes d'état, la méthode LHYMO par sa simplicité de conception et sa transparence offre également la possibilité de considérer les résultats de l'évaluation selon différents niveaux hiérarchiques, en s'intéressant plus particulièrement aux valeurs obtenues pour les différents éléments de qualités, voir les différentes métriques. Cette approche multi-scalaire permet le cas échéant de préciser et décrypter le résultat final de la classification afin de mettre en évidence les altérations les plus significatives, pouvant être ciblées dans le cadre d'un plan de restauration par exemple.

Le calcul du score final de l'indice résulte d'une étape d'agrégation des 15 métriques sélectionnées, pour laquelle le choix de la méthode employée peut conduire à des évaluations plus ou moins discriminantes et plus ou moins sévères des plans d'eau. Bien qu'il soit a priori difficile, d'un point de vue scientifique, de privilégier le choix d'une méthode par rapport à une autre, en particulier en l'absence de mise en relation avec la biologie, la confrontation à l'évaluation experte nous a conduit à privilégier l'approche s'appuyant sur le principe du OAO. La classification résultant de cette approche a été présentée et discutée avec les correspondants des Agences de l'eau et les experts de l'OFB et, bien que souvent sévère, semble globalement cohérente avec l'image experte de l'état hydromorphologique des plans d'eau des différents bassins en première analyse. Par ailleurs, cette méthode présente le meilleur pouvoir de discrimination, qui reste un critère essentiel dans une démarche d'évaluation.

Il convient cependant d'insister sur le fait que l'ensemble des métriques n'a pu être calculé que pour 104 plans d'eau, ce qui représente une proportion assez faible des plans d'eau français concernés par le rapportage au niveau européen. La poursuite des efforts de recueil de données est donc encore nécessaire, notamment en ce qui concerne les données relatives à l'hydrologie, et en particulier celles liées aux fluctuations de niveaux d'eau dont la majorité des plans d'eau français restent aujourd'hui dépourvus. L'application des protocoles réglementaires, l'acquisition plus systématique de données bathymétriques ou la réalisation de carottages de fond pourraient également permettre de mieux documenter l'hydromorphologie des plans d'eau et son évolution dans le temps, tout en alimentant le calcul des métriques actuelles, voir futures, de l'indice LHYMO.

Toujours pour une raison d'accessibilité aux données, les plans d'eau inclus dans le cadre de cette

analyse sont tous localisés sur le territoire français métropolitain. Il est néanmoins important de préciser que la méthode LHYMO est prévue pour une application potentiellement plus large, incluant notamment les plans d'eau des départements et région d'outre-mer, bien qu'une réflexion complémentaire soit vraisemblablement nécessaire, en particulier sur l'ajustement des conditions de référence, en vue de son application sur ces territoires.

VI. Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier sincèrement : les experts ayant participé à la conception des métriques et à la définition des conditions de référence, les membres des Agences de l'eau et de l'OFB ayant fourni une évaluation experte des conditions hydromorphologiques des plans d'eau de leurs territoires d'action respectifs et participé aux échanges sur les résultats de classification, les membres du Pôle ECLA ayant participé de près ou de loin aux échanges et aux réflexions concernant le développement de l'indice LHYMO, ainsi que l'ensemble des organismes et/ou partenaires fournisseurs de données.

VII. Bibliographie

- AFNOR. (2011). *Qualité de l'eau—Guide pour l'évaluation des caractéristiques hydromorphologiques des lacs* (Patent N° NF EN 16039).
- AFNOR. (2016a). *Qualité de l'eau—Qualité des milieux—Caractérisation des altérations des berges de plans d'eau* (Patent N° NF XP T90-714).
- AFNOR. (2016b). *Qualité de l'eau—Qualité des milieux—Caractérisation des habitats des rives et du littoral des plans d'eau* (Patent N° NF XP T90-718).
- AFNOR. (2017). *Qualité de l'eau—Préconisations pour la détermination du degré de modification des caractéristiques hydromorphologiques des lacs* (Patent N° NF EN 16870).
- Ambrosetti, W., Barbanti, L., & Sala, N. (2003). Residence time and physical processes in lakes. *Journal of limnology*, 62, 1-15. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2003.s1.1>
- Argillier, C., Carriere, A., Wynne, C., Hellsten, S., Vartia, K., & Poikane, S. (2022). Lake hydromorphology assessment in Europe : Where are we 20 years after the adoption of the Water Framework Directive? *Science of The Total Environment*, 855, 158781. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158781>
- 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>
- Bakken, T. H., Beck, V., Schönfelder, L. H., Charmasson, J., Thrane, J.-E., Lindholm, M., & Brabrand, Å. (2019). *Testing and evaluation of a HYMO classification system for lakes and reservoirs—Proposed new and modified hydromorphological (HYMO) classification system* (Research Report 2019:01365; p. 103). SINTEF. <http://hdl.handle.net/11250/2642179>
- Bierschenk, A. M., Mueller, M., Pander, J., & Geist, J. (2019). Impact of catchment land use on fish community composition in the headwater areas of Elbe, Danube and Main. *Science of The Total Environment*, 652, 66-74. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.218>
- Bilkovic, D. M., Mitchell, M. M., Davis, J., Herman, J., Andrews, E., King, A., Mason, P., Tahvildari, N., Davis, J., & Dixon, R. L. (2019). Defining boat wake impacts on shoreline stability toward management and policy solutions. *Ocean & Coastal Management*, 182, 104945. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104945>
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N., & Hering, D. (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters : An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18, 31-41. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009>
- Boon, P., Argillier, C., Boggero, A., Ciampittiello, 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>

- Bordes, J.-L. (2010). Les barrages en France du XVIII^e à la fin du XX^e siècle—Histoire, évolution technique et transmission du savoir. *Pour mémoire*, 9, 70-120.
- Borja, Á., & Rodríguez, J. G. (2010). Problems associated with the 'one-out, all-out' principle, when using multiple ecosystem components in assessing the ecological status of marine waters. *Marine Pollution Bulletin*, 60(8), 1143-1146. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.06.026>
- Bragg, O. M., Duck, R. W., Rowan, J. S., & Black, A. R. (2003). *Review of methods for assessing the hydromorphology of lakes* (Final Report N° WFD06; p. 130). SNIFFER.
- Brauns, M., Garcia, X.-F., Walz, N., & Pusch, M. T. (2007). Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology*, 44(6), 1138-1144. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01376.x>
- Chandesris, A., Mengin, N., Malavoio, J. R., Wasson, J. G., & Souchon, Y. (2008). SYRAH-CE: SYstème Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau A relational, multi-scale system for auditing the hydro-morphology of running waters : Diagnostic tool to help the WFD implementation in France. 4th International Conference on River Restoration, Venice, Italy. <https://hal.inrae.fr/hal-02591511>
- Cheruvilil, K. S., & Soranno, P. A. (2008). Relationships between lake macrophyte cover and lake and landscape features. *Aquatic Botany*, 88(3), 219-227. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.10.005>
- Ciampittiello, M., Dresti, C., & Saidi, H. (2017). A review of assessment approaches for lake hydro-morphology before and after the European Water Framework Directive (WFD). *Current World Environment*, 12(3), 491-506. <https://doi.org/10.12944/CWE.12.3.08>
- European Communities. (2003a). *Guidance document n.o 4—Identification and designation of heavily modified and artificial water bodies*. Office for Official Publications of the European Communities. <http://bookshop.europa.eu/uri?target=EUB:NOTICE:KH5103188:EN:HTML>
- European Communities. (2003b). *Guidance document n.o 10—River and lakes typology, reference conditions and classification systems*. Office for Official Publications of the European Communities. <http://bookshop.europa.eu/uri?target=EUB:NOTICE:KH5203845:EN:HTML>
- European Communities. (2005). *Guidance document n.o 13—Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential*. Office for Official Publications of the European Communities. <http://bookshop.europa.eu/uri?target=EUB:NOTICE:KH5703758:EN:HTML>
- Garcia de Leaniz, C. (2008). Weir removal in salmonid streams : Implications, challenges and practicalities. *Hydrobiologia*, 609(1), 83-96. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9397-x>
- Grill, G., Lehner, B., Lumsdon, A. E., MacDonald, G. K., Zarfl, C., & Reidy Liermann, C. (2015). An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Environmental Research Letters*, 10(1), 015001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/1/015001>
- Håkanson, L. (1981). *A Manual of Lake Morphometry* (Springer). Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-81563-8>
- Håkanson, L. (2005a). The Importance of Lake Morphometry for the Structure and Function of Lakes. *International Review of Hydrobiology*, 90(4), 433-461. <https://doi.org/10.1002/iroh.200410775>
- Håkanson, L. (2005b). The importance of lake morphometry and catchment characteristics in limnology – ranking based on statistical analyses. *Hydrobiologia*, 541(1), 117-137. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-5032-7>
- Hering, D., Feld, C. K., Moog, O., & Ofenböck, T. (2006). Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems : Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566(1), 311-324. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0087-2>
- Hofmann, H., Lorke, A., & Peeters, F. (2008). Temporal scales of water-level fluctuations in lakes and their ecological implications. In K. M. Wantzen, K.-O. Rothhaupt, M. Mörtl, M. Cantonati, L. G. -Tóth, & P. Fischer (Éds.), *Ecological Effects of Water-Level Fluctuations in Lakes* (p. 85-96). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9192-6_9
- Jaeger, J. A. G. (2000). *Landscape division, splitting index, and effective mesh size : New measures of landscape fragmentation*. 16.
- Januchowski-Hartley, S. R., Jézéquel, C., & Tedesco, P. A. (2019). Modelling built infrastructure heights to evaluate common assumptions in aquatic conservation. *Journal of Environmental Management*, 232, 131-137. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.040>
- Jennings, M. J., Bozek, M. A., Hattenbeler, G. R., Emmons, E. E., & Staggs, M. D. (1999). Cumulative Effects of Incremental Shoreline Habitat Modification on Fish Assemblages in North Temperate Lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 19(1), 18-27. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1999\)019<0018:CEOISH>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1999)019<0018:CEOISH>2.0.CO;2)
- Johnson, R. K., Hallstan, S., & Zhao, X. (2018). Disentangling the response of lake littoral invertebrate assemblages

- to multiple pressures. *Ecological Indicators*, 85, 1149-1157. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.075>
- Jørgensen, S. E. (2003). The application of models to find the relevance of residence time in lake and reservoir management. *Journal of Limnology*, 62(1s), 16. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2003.s1.16>
- Karr, J. R., & Chu, E. W. (1999). *Restoring life in running waters*. Island Press. https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Restoring+life+in+running+waters&author=Karr%2C+James+R.&publication_year=1999
- Keogh, J., Wilkes, R., & O'Boyle, S. (2020). A new index for the assessment of hydromorphology in transitional and coastal waters around Ireland. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110802. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110802>
- Landemaine, V., Gay, A., Cerdan, O., Salvador-Blanes, S., & Rodrigues, S. (2015). Morphological evolution of a rural headwater stream after channelisation. *Geomorphology*, 230, 125-137. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.11.011>
- Logez, M., Roy, R., Tissot, L., & Argillier, C. (2016). Effects of water-level fluctuations on the environmental characteristics and fish-environment relationships in the littoral zone of a reservoir. *Fundamental and Applied Limnology*, 189(1), 37-49. <https://doi.org/10.1127/fal/2016/0963>
- Lowrance, R., Altier, L. S., Newbold, J. D., Schnabel, R. R., Groffman, P. M., Denver, J. M., Correll, D. L., Gilliam, J. W., Robinson, J. L., Brinsfield, R. B., Staver, K. W., Lucas, W., & Todd, A. H. (1997). Water Quality Functions of Riparian Forest Buffers in Chesapeake Bay Watersheds. *Environmental Management*, 21(5), 687-712. <https://doi.org/10.1007/s002679900060>
- Magilligan, F. J., & Nislow, K. H. (2005). Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology*, 71(1), 61-78. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.08.017>
- Mathe, G. (2021, mars 26). Indre : À Éguzon, la ponte des sandres est scrutée. *La Nouvelle République*. <https://www.lanouvellerepublique.fr/indre/commune/saint-plantaire/a-eguzon-la-ponte-des-sandres-est-scrutee>
- McGoff, E., & Sandin, L. (2012). Catchment land-use effects on littoral macroinvertebrates in response to local habitat structure and trophic state. *Fundamental and Applied Limnology*, 111-121. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2012/0194>
- McParland, C., & Barrett, O. (2009). *Hydromorphological literature reviews for lakes*. Environment Agency.
- Nicolas, D., Maire, A., Argillier, C., & Baudoin, J.-M. (2016). *Réponses de l'ichtyofaune aux altérations hydromorphologiques* [Rapport d'étape]. Irstea.
- Nicolas, D., Reynaud, N., Argillier, C., & Baudoin, J.-M. (2015). *Caractérisation de la qualité hydromorphologique des plans d'eau* (p. 93) [Rapport d'étape]. Irstea.
- Ollero, A., Ibisate, A., Gonzalo, L. E., Acín, V., Ballarín, D., Díaz, E., Domenech, S., & Gimeno, M. (2011). The IHG index for hydromorphological quality assessment of rivers and streams : Updated version. *Limnetica*, 30(2), 255-262. <https://doi.org/10.23818/limn.30.19>
- Orlando-Bonaca, M., Mavrič, B., & Urbanič, G. (2012). Development of a new index for the assessment of hydromorphological alterations of the Mediterranean rocky shore. *Ecological Indicators*, 12(1), 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.05.010>
- Ostendorp, W., & Ostendorp, J. (2015). Analysis of hydromorphological alterations of lakeshores for the implementation of the European Water Framework Directive (WFD) in Brandenburg (Germany). *Fundamental and Applied Limnology*, 333-352. <https://doi.org/10.1127/fal/2015/0662>
- Ostendorp, W., Schmieder, K., & Jöhnk, K. (2004). Assessment of human pressures and their hydromorphological impacts on lakeshores in Europe. *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology*, 4(4), 379-395.
- O'Toole, A. C., Hanson, K. C., & Cooke, S. J. (2009). The Effect of Shoreline Recreational Angling Activities on Aquatic and Riparian Habitat Within an Urban Environment: Implications for Conservation and Management. *Environmental Management*, 44(2), 324-334. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9299-3>
- Peterlin, M., & Urbanič, G. (2013). A Lakeshore Modification Index and its association with benthic invertebrates in alpine lakes : LAKESHORE MODIFICATION INDEX AND ITS ASSOCIATION WITH BENTHIC INVERTEBRATES. *Ecohydrology*, 6(2), 297-311. <https://doi.org/10.1002/eco.1269>
- Poikane, S., Zohary, T., & Cantonati, M. (2020). Assessing the ecological effects of hydromorphological pressures on European lakes. *Inland Waters*, 10(2), Art. 2. <https://doi.org/10.1080/20442041.2019.1654800>
- Prato, S., La Valle, P., De Luca, E., Lattanzi, L., Migliore, G., Morgana, J. G., Munari, C., Nicoletti, L., Izzo, G., & Mistri, M. (2014). The "one-out, all-out" principle entails the risk of imposing unnecessary restoration costs : A study case in two Mediterranean coastal lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 80(1), 30-40. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.054>
- Rennie, M. D., & Jackson, L. J. (2005). *The influence of habitat complexity on littoral invertebrate distributions* :

Patterns differ in shallow prairie lakes with and without fish. 62, 12.

Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F., & Bussettini, M. (2013). A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams : The Morphological Quality Index (MQI). *Geomorphology*, 180-181, 96-108. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.09.009>

Rosenberg, D. M., Berkes, F., Bodaly, R. A., Hecky, R. E., Kelly, C. A., & Rudd, J. W. M. (1997). Large-scale impacts of hydroelectric development. *Environmental Reviews*, 5(1), 27-54. <https://doi.org/10.1139/er-5-1-27>

Roset, N., Grenouillet, G., Goffaux, D., Pont, D., & Kestemont, P. (2007). A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology*, 14(6), 393-405. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2007.00589.x>

Roubeix, V., Danis, P.-A., Feret, T., & Baudoin, J.-M. (2016). Identification of ecological thresholds from variations in phytoplankton communities among lakes: Contribution to the definition of environmental standards. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(4), 246. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5238-y>

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>

Rowan, J. S., Greig, S. J., Armstrong, C. T., Smith, D. C., & Tierney, D. (2012). Development of a classification and decision-support tool for assessing lake hydromorphology. *Environmental Modelling & Software*, 36, 86-98. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.006>

Schmieder, K. (2004). European lake shores in danger—Concepts for a sustainable development. *Limnologica*, 34(1), 3-14. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80016-1](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80016-1)

Shaw, B., Mechenich, C., & Klessig, L. (2004). *Understanding lake data*. University of Wisconsin. <https://www.uwsp.edu/cnr-ap/UWEXLakes/Documents/uwexlakes/understandingLakeData.pdf>

Siligardi, M., Bernabei, S., Cappelletti, C., Ciutti, F., Dallafior, V., Dalmiglio, A., Mancini, L., Monauni, C., Pozzi, S., Scardi, M., Tancioni, L., & Zennaro, B. (2010). *Lake Shorezone Functionality Index (SFI)—A tool for the definition of ecological quality as indicated by Directive 2000/60/CE* (p. 81).

Simon, A., & Collison, A. J. C. (2002). Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27(5), 527-546. <https://doi.org/10.1002/esp.325>

Søndergaard, M., & Jeppesen, E. (2007). Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoration. *Journal of Applied Ecology*, 44(6), Art. 6. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01426.x>

Sperlea, T., Philip Schenk, J., Dreßler, H., Beisser, D., Hattab, G., Boenigk, J., & Heider, D. (2021). The relationship between land cover and microbial community composition in European lakes. *Pre-Print*. <https://doi.org/10.1101/2021.11.17.468820>

Strayer, D. L., & Findlay, S. E. G. (2010). Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences*, 72(2), 127-163. <https://doi.org/10.1007/s00027-010-0128-9>

Sutela, T., Aroviita, J., & Keto, A. (2013). Assessing ecological status of regulated lakes with littoral macrophyte, macroinvertebrate and fish assemblages. *Ecological Indicators*, 24, 185-192. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.015>

Trimble, S. W., & Mendel, A. C. (1995). The cow as a geomorphic agent—A critical review. *Geomorphology*, 13(1), 233-253. [https://doi.org/10.1016/0169-555X\(95\)00028-4](https://doi.org/10.1016/0169-555X(95)00028-4)

UKTAG. (2012). *Development and Review of a TraC Hydromorphology Decision Support Tool for (a) screening proposed new or altered activities / structures for compliance with WFD water body status and (b) classifying TraC waters under the WFD* (TraC-MImAS Technical Report, p. 84) [Technical report]. <https://www.sepa.org.uk/media/163212/transitional-coastal-waters-morphology-tool.pdf>

Vörösmarty, C. J., Meybeck, M., Fekete, B., Sharma, K., Green, P., & Syvitski, J. P. M. (2003). Anthropogenic sediment retention : Major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change*, 39(1), 169-190. [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00023-7)

Weaver, M. J., Magnuson, J. J., & Clayton, M. K. (1997). Distribution of littoral fishes in structurally complex macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(10), 2277-2289. <https://doi.org/10.1139/f97-130>

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology : Lake and River Ecosystems*. Gulf Professional Publishing.

Winfield, I. J. (2004). Fish in the littoral zone: Ecology, threats and management. *Limnologica*, 34(1), Art. 1. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80031-8](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80031-8)

Zhao, F., Zhan, X., Xu, H., Zhu, G., Zou, W., Zhu, M., Kang, L., Guo, Y., Zhao, X., Wang, Z., & Tang, W. (2022). New insights into eutrophication management : Importance of temperature and water residence time. *Journal of*

Environmental Sciences, 111, 229-239. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.02.033>

Zohary, T., & Ostrovsky, I. (2011). Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. *Inland Waters*, 1(1), 47-59. <https://doi.org/10.5268/IW-1.1.406>

Annexe I : Tableau récapitulatif des différentes métriques

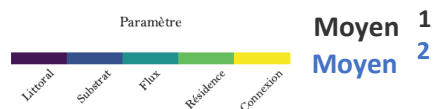
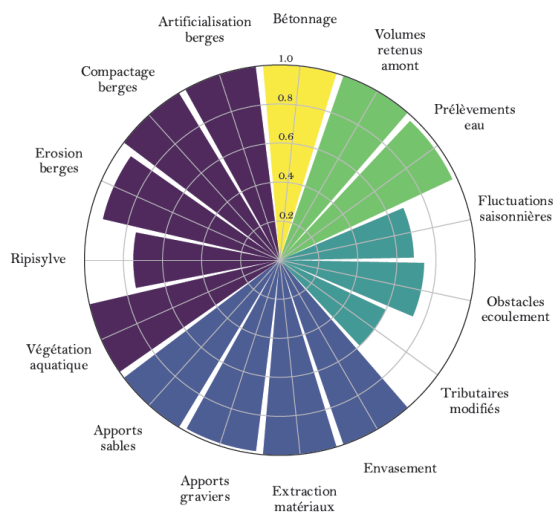
Paramètre	Altération	Raisons - origine	Impact suggéré	Conditions de référence	Typologie – nombre et description des groupes	Typologie - variables utilisées	Métrique	Équation EQR	Bornes EQR
Dynamique de flux	Tributaires modifiés	Chenalisation, rectification des cours d'eau pour le drainage de terres agricoles	Modification de l'équilibre hydrologique et sédimentaire des tributaires du plan d'eau	Aucun tributaire modifié	Aucune	-	$\frac{\sum_{i=1}^n (Stn_{m_i})}{\sum_{j=1}^m (Stn_j)}$	(1b)	0 – 1
	Obstacles à l'écoulement	Régulation des niveaux d'eau dans les cours d'eau (besoins agricoles)	Modification de la dynamique hydrologique et sédimentaire des cours d'eau en amont du plan d'eau	Absence d'obstacles	Aucune	-	$\left(1 - \frac{1}{n_b + 0.1 * n_s + 1}\right) * \frac{L_{rhi}}{L_{rh}}$	(1b)	0 – 1
	Fluctuations saisonnières du niveau d'eau	Maintien des niveaux d'eau hauts pour la baignade ou fluctuations importantes pour la production hydroélectrique	Déphasage entre dynamique saisonnière naturelle et induite	Régime de fluctuations saisonnières naturel	Plans d'eau pas ou peu marnants	Amplitude annuelle de marnage	= 1	-	-
Plans d'eau marnants					$\frac{\sum_{i=1}^n (Cq_{max_i} - Cq_{min_i})}{n}$		(1a)	-1 – 1	
Temps de résidence	Prélèvements d'eau	Pompage pour l'irrigation, alimentation en eau potable, écrêtage des crues	Diminution du temps de renouvellement des eaux, diminution de la profondeur et augmentation de la température	Aucun prélèvement	Aucune	-	$\frac{V_{lac} + \left(n * \frac{V_{lac}}{\tau_{res}}\right) - \sum_{i=1}^n V_{prélevé\ i}}{V_{lac} + \left(n * \frac{V_{lac}}{\tau_{res}}\right)}$	(1a)	0 – 1
	Volumes retenus en amont	Barrages en amont du plan d'eau pour les différents usages anthropiques de l'eau	Augmentation du temps de résidence théorique à l'échelle du bassin versant	Absence de barrage en amont	Aucune	-	$\frac{V_{lac}}{\sum_{i=1}^n V_i + V_{lac}}$	(1a)	0 – 1
Connexion aux eaux souterraines	Bétonnage des berges	Soutènement pour les infrastructures dans le corridor	Diminution des échanges latéraux avec l'aquifère	Aucun bétonnage	Plan d'eau connecté avec la nappe	Présence/ absence d'un socle aquifère	$\frac{L_{bétonné} * 100}{P}$	(1b)	0 – 100
					Plan d'eau non connecté avec la nappe		= 1	-	-

Structure et état de la zone littorale	Artificialisation des berges	Stabilisation de la berge contre l'érosion ou pour le support d'infrastructures bétonnées à proximité	Diminution des habitats naturels (biologie et flore) et de leur connectivité	Absence de structures artificielles sur les berges sauf CTO	Lacs naturels	Origine du plan d'eau (norme CEN/TC 230)	$\frac{L_{artif} * 100}{P} * \left(1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{L_{non_artif_i}}{P}\right)^2\right)$	(1b)	0 – 100
					Plans d'eau artificiels et fortement modifiés		$\left(\frac{L_{artif} * 100}{P} - \frac{L_{barrage} * 100}{P}\right) * \left(1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{L_{non_artif_i}}{P}\right)^2\right)$	(1b)	0 – 100
	Compactage des berges	Piétinement par le bétail, l'homme ou les engins mécaniques	Limite la production végétale	Absence de compactage	Aucune	-	$\frac{L_{compacté} * 100}{P}$	(1b)	0 – 100
	Erosion des berges	Batillage	Changement dans la forme du plan d'eau, arrachage des végétaux en place et apport de particules érodées au plan d'eau	Absence d'érosion	Aucune	-	$\frac{L_{érodé} * 100}{P}$	(1b)	0 – 100
	Absence de ripisylve	Gestion de la végétation, ouverture des espaces pour accès plus facile	En cas d'absence : diminution de l'ombrage et augmentation de la température, plus de limites aux transferts particuliers (et intrants) depuis le versant ainsi qu'une déstabilisation des berges	Présence de ripisylve sur les pourtours du plan d'eau sauf dans le cas des lacs d'altitude et si présence d'une zone humide autour du plan d'eau	Lacs d'altitude	Hydroécorégions, altitude	= 1	-	-
					Plans d'eau avec zone humide	Délimitation des zones humides autour du plan d'eau	$\left(\frac{(L_{sans_ripi} - L_{barrage}) * 100}{P}\right) * \left(1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{L_{ripi_i}}{P - L_{barrage}}\right)^2\right)$	(1b)	0 – 100
					Autres plans d'eau	-			
	Gestion de la végétation aquatique	Gestion de la végétation aquatique	Présence d'engins mécaniques ou d'humains pour la gestion de la végétation, pertes d'habitats variés pour les différentes espèces biologiques.	Présence d'une végétation aquatique non invasive, sauf dans le cas d'une zone de forte pente, substrat naturel non propice ou présence d'infrastructures artificielles	Nombre de groupes variables en fonction de la zone d'étude	Pente < 10% en zone littorale ou dans le corridor 50 m	$\left(\frac{P_{colonisable}}{P}\right) * \left(1 - \frac{L_{veg\ aqua}}{P}\right) * \left(\sum_{i=1}^n \left(\frac{L_{veg\ aqua\ i}}{L_{veg\ aqua\ cumu}}\right)^2 + 1\right)$	(1b)	0 – 1
						Infrastructures anthropiques			
						Nature du substrat			

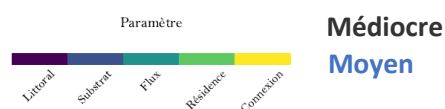
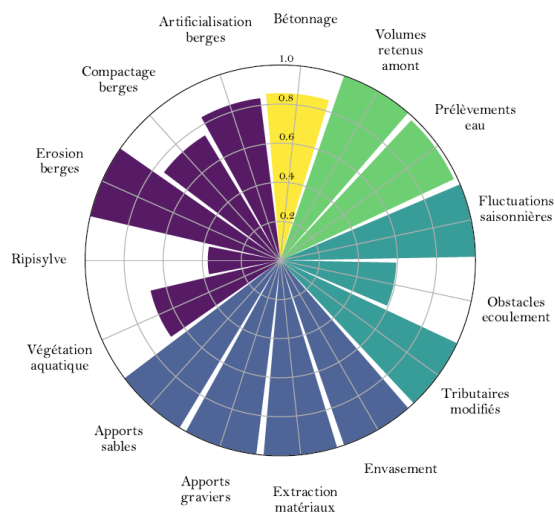
Structure, nature et état du substrat	Apport de sable	Installation de plages artificielles	Dénature le substrat en place et amène une fréquentation humaine du site	Absence d'apport de sables sauf pour les plans d'eau présentant naturellement un substrat de ce type	Aucune		$\frac{L_{app_sab}}{P} * \left(1 - \frac{L_{sab} - L_{app_sab}}{P}\right)$	(1b)	0 – 1
	Apport de graviers	Installation de plages artificielles, dépôts de gravats	Dénature le substrat en place et amène une fréquentation humaine du site	Absence d'apport de graviers sauf pour les plans d'eau présentant naturellement un substrat de ce type	Aucune	-	$\frac{L_{app_grav}}{P} * \left(1 - \frac{L_{grav} - L_{app_grav}}{P}\right)$	(1b)	0 – 1
	Extraction de matériaux	Exploitation du granulat	Dénature le substrat en place et présence d'engins mécaniques dans/aux abords du plan d'eau	Absence d'extraction de matériaux	Aucune	-	$\frac{L_{extrac} * 100}{P}$	(1b)	0 – 100
	Envasement	Erosion de particules fines (agriculture) provenant du bassin versant	Dénature le substrat en place et peut aboutir au colmatage de celui-ci et donc une diminution de l'attractivité des habitats	Absence de vases sauf dans le cas d'un sol naturellement argilo-limoneux, si présence d'une zone humide ou d'un affluent	Nombre de groupes variables en fonction de la zone d'étude	Nature du sol de type argile ou limon	= 1	-	-
Arrivée d'affluent à moins de 200 m						$\frac{L_{vase} * 100}{P}$	(1b)	0 – 100	

Annexe II : Distribution des 15 métriques sur les plans d'eau soumis à l'avis d'expert

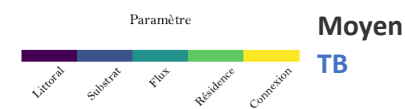
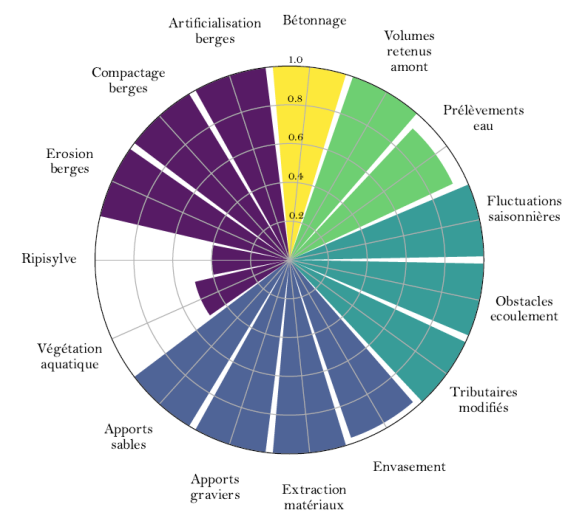
Adour-Garonne



Barrage d'Astarac

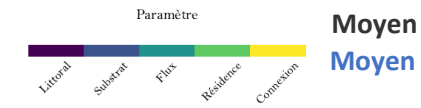
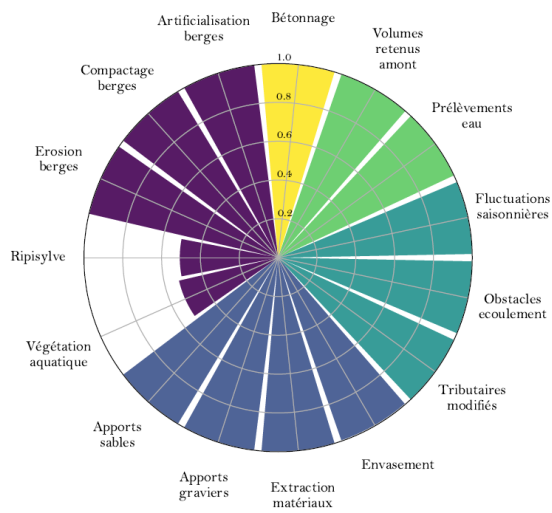


Etang de Cazaux



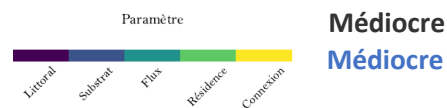
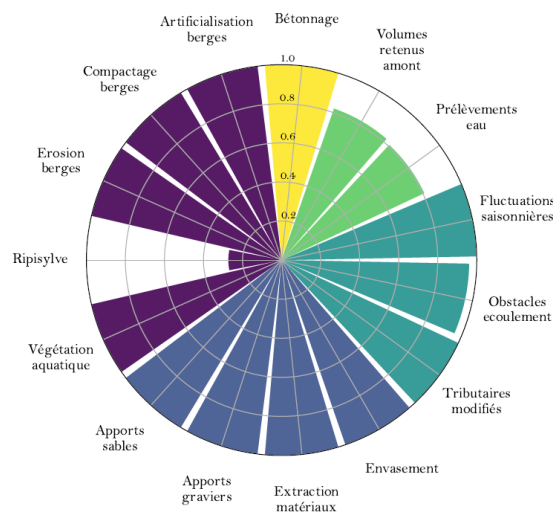
Lac de Charpal

- 1 Etat hymo selon l'agrégation OAO
- 2 Etat hymo selon le dire d'expert



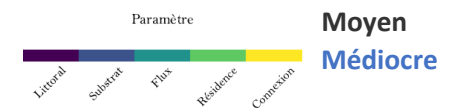
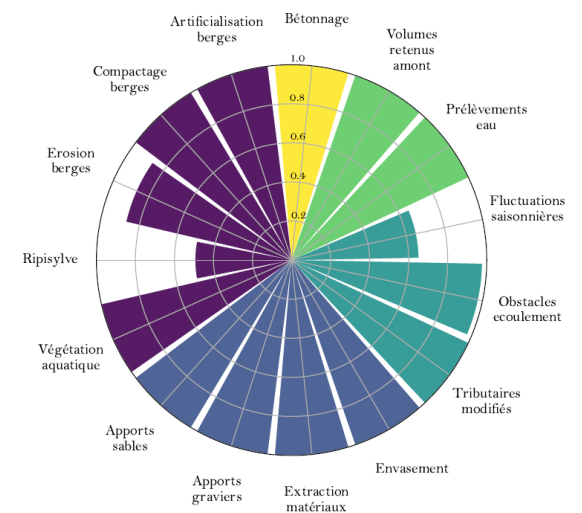
Etang de Carcans-Hourtin

Moyen
Moyen



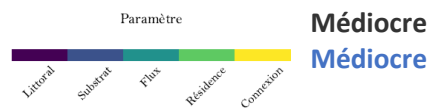
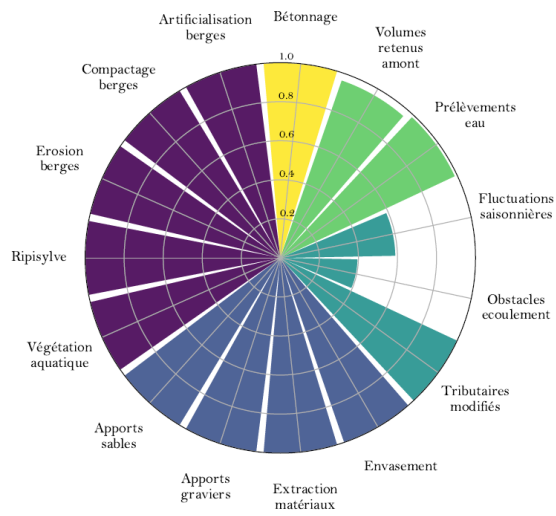
Barrage de Gensac-Lavit

Médiocre
Médiocre



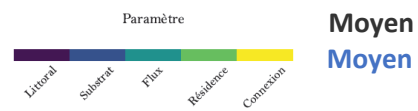
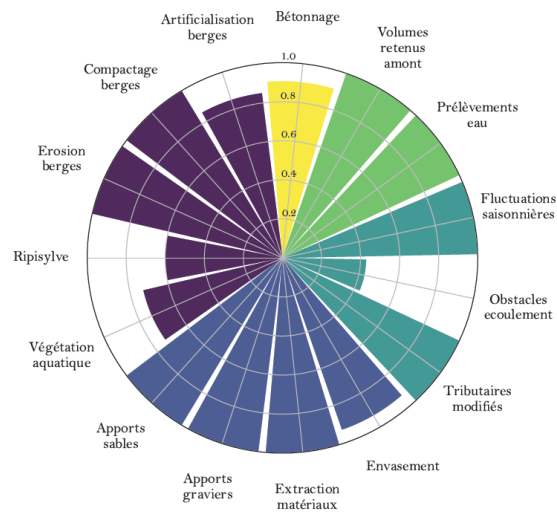
Barrage de Lunax

Moyen
Médiocre



Médiocre
Médiocre

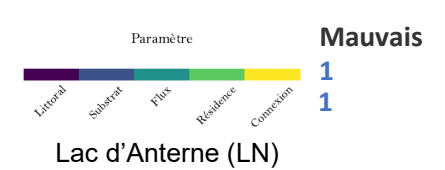
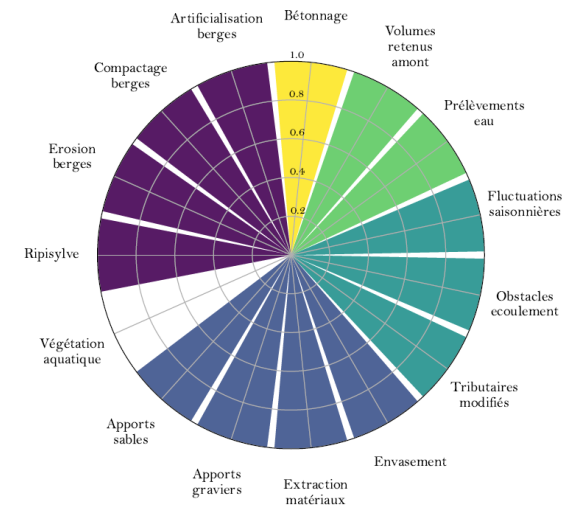
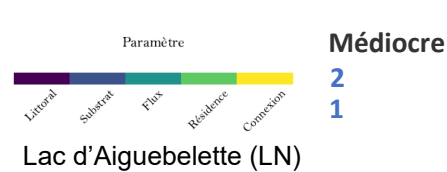
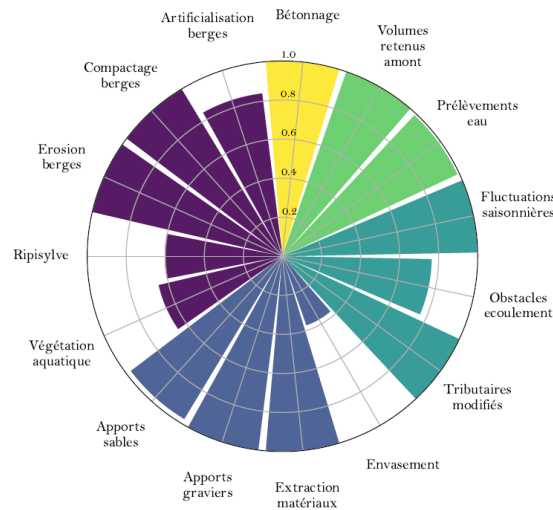
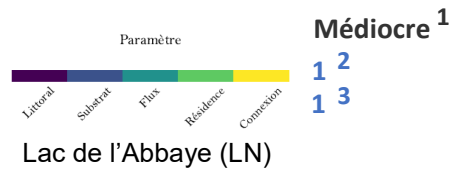
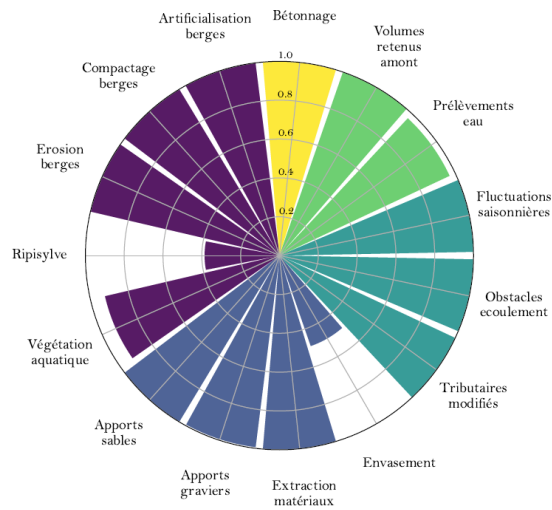
Lac de Miélan



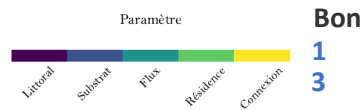
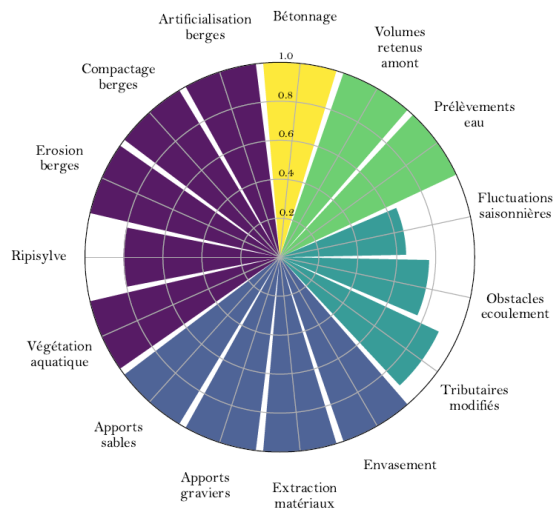
Moyen
Moyen

Lac de Parentis

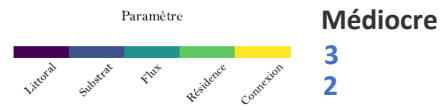
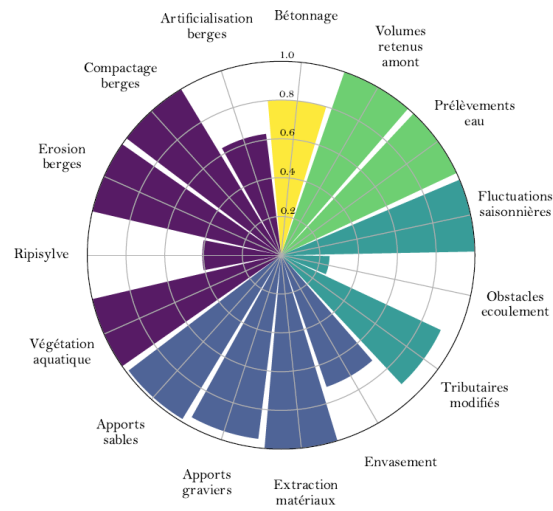
Rhône-Méditerranée-Corse



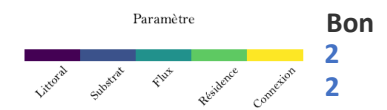
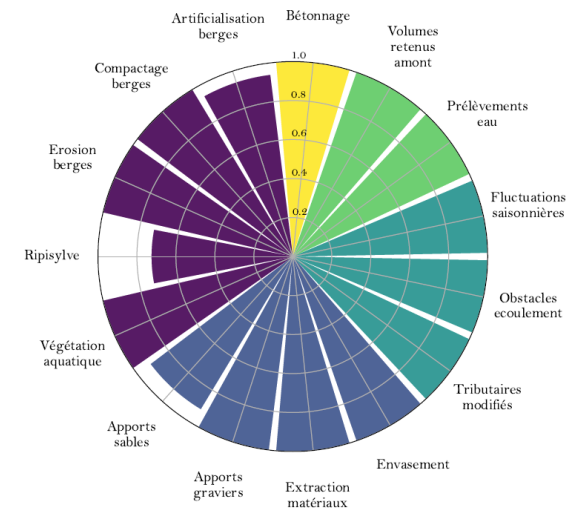
- 1 Etat hymo selon l'agrégation OAO
- 2 Etat hymo selon le dire d'expert : pression morphologique (1 : Très bon/Bon état, 2 : Moyen, 3 : Médiocre/Mauvais)
- 3 Etat hymo selon le dire d'expert : pression hydrologique (1 : Très bon/Bon état, 2 : Moyen, 3 : Médiocre/Mauvais)



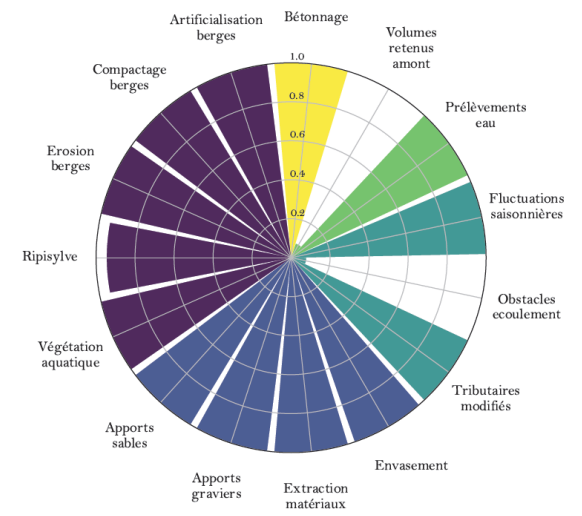
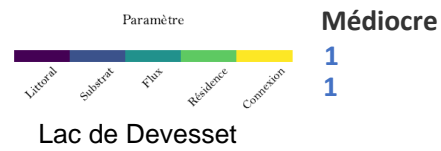
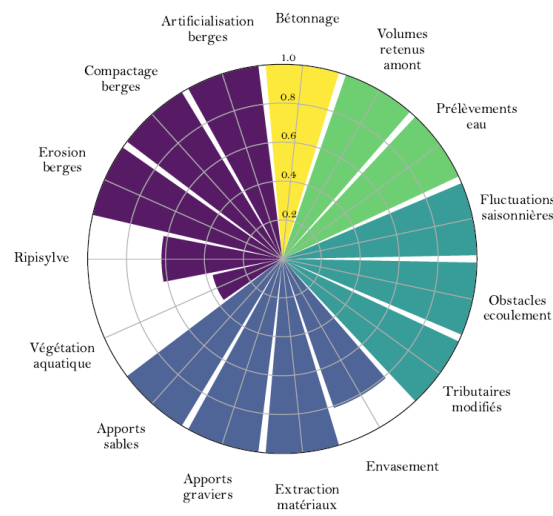
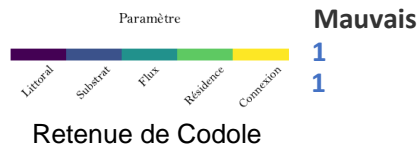
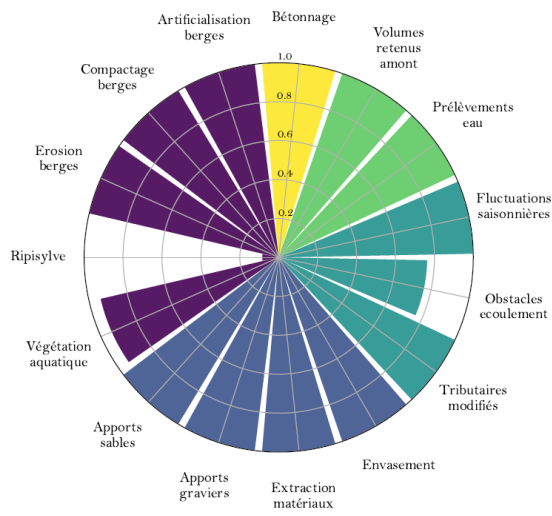
Lac du Bimont

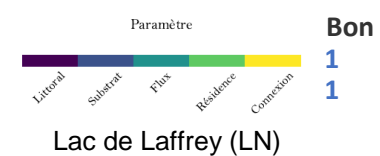
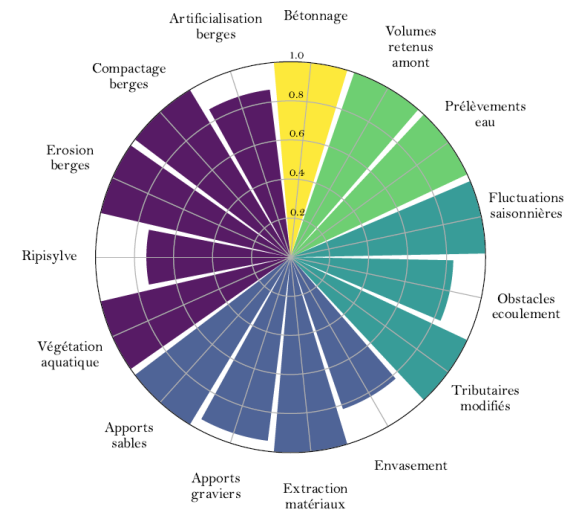
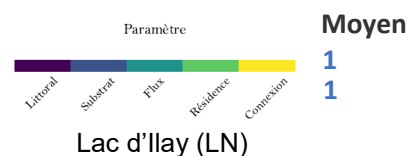
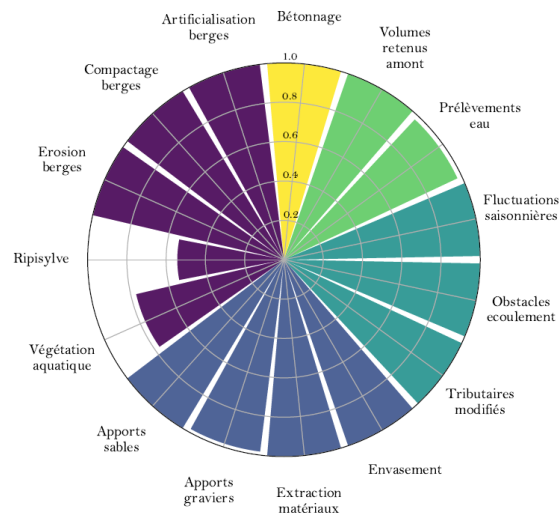
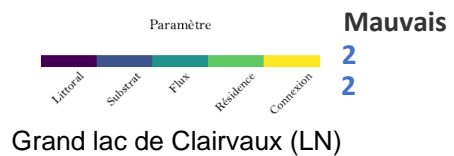
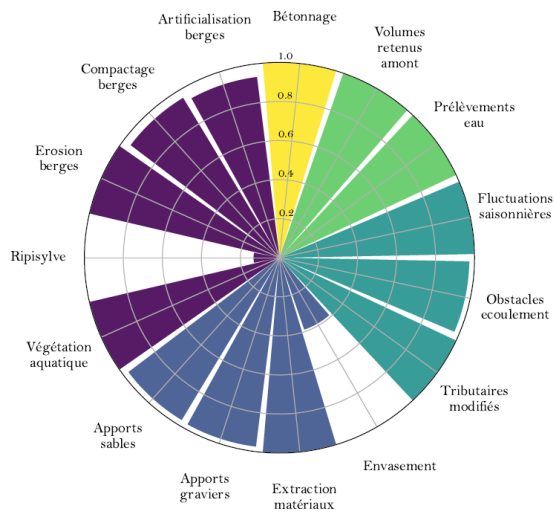


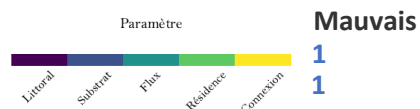
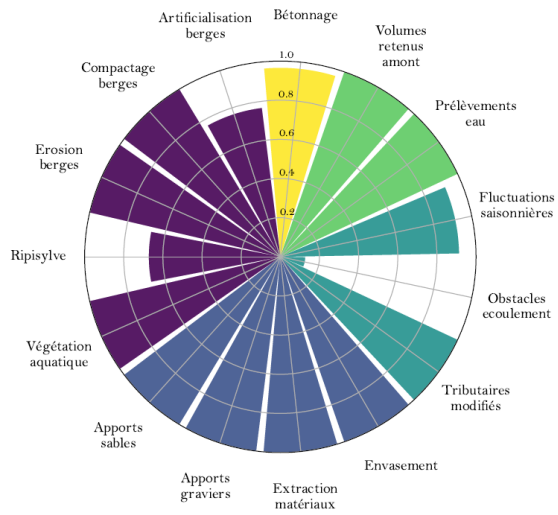
Lac du Bourget (LN)



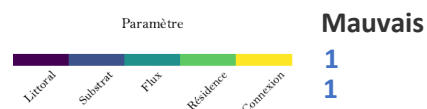
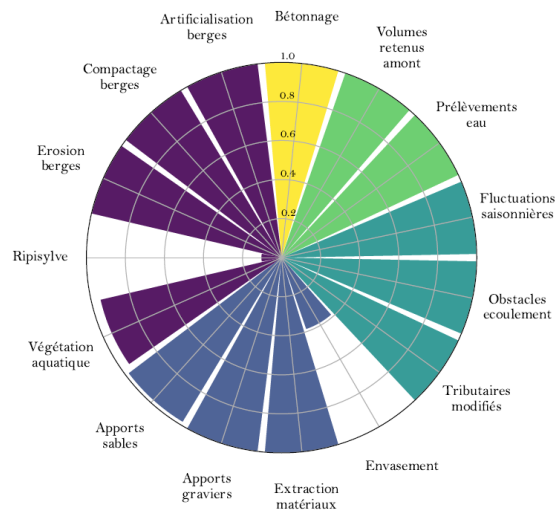
Lac de Chalain (LN)



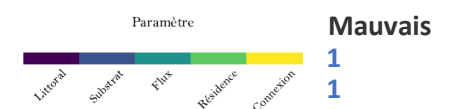
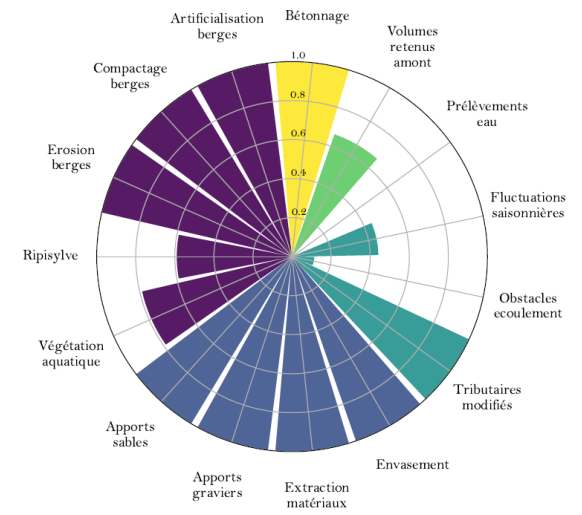




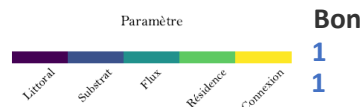
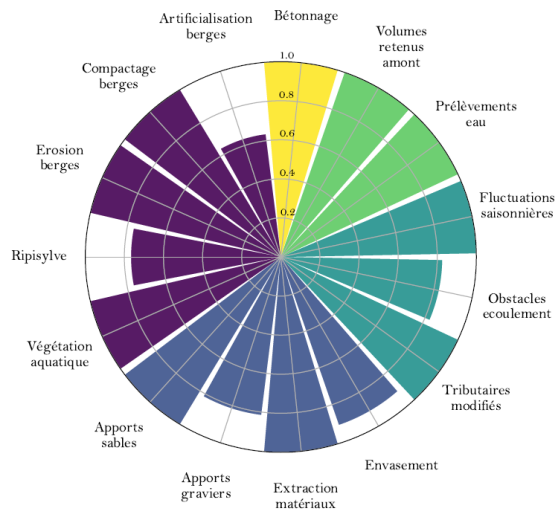
Lac de Chaillexon (LN)



Lac des Rousses (LN)

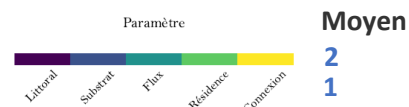
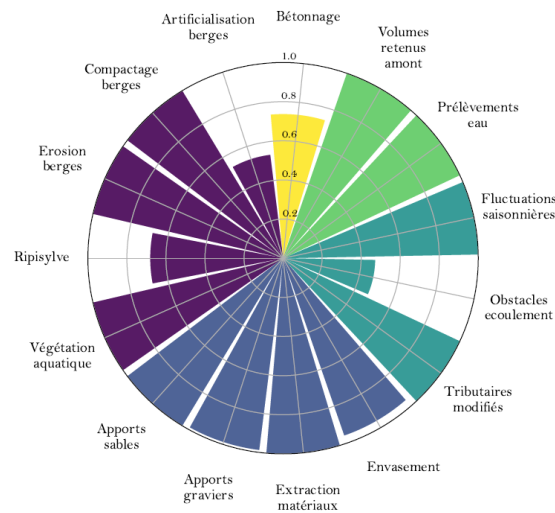


Lac de Monteynard



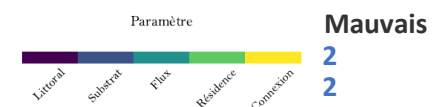
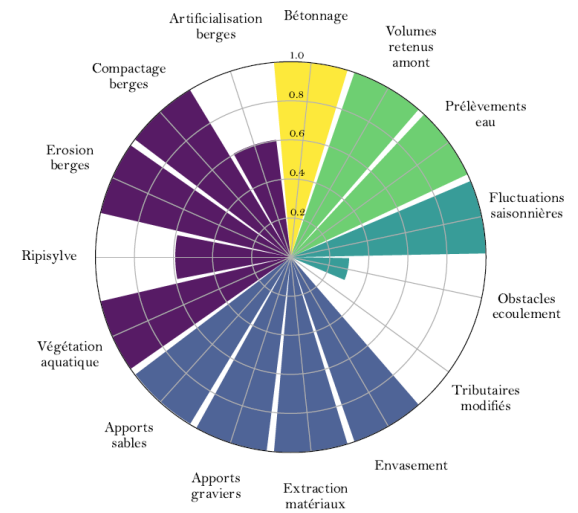
Bon
1
1

Lac de Montriond (LN)



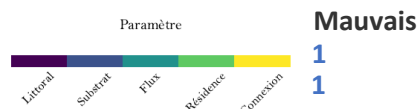
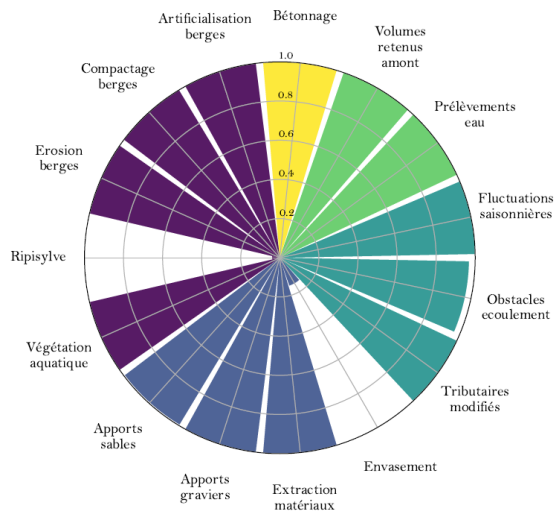
Moyen
2
1

Lac de Nantua (LN)

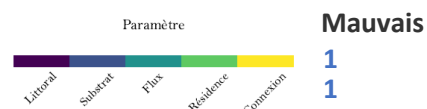
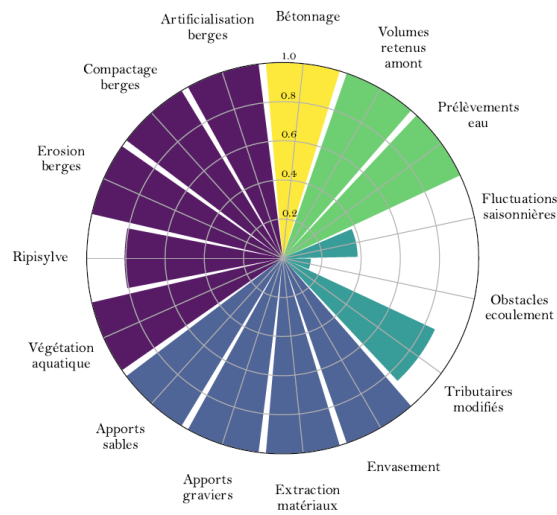


Mauvais
2
2

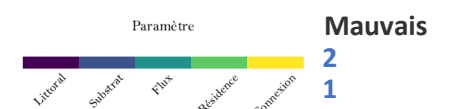
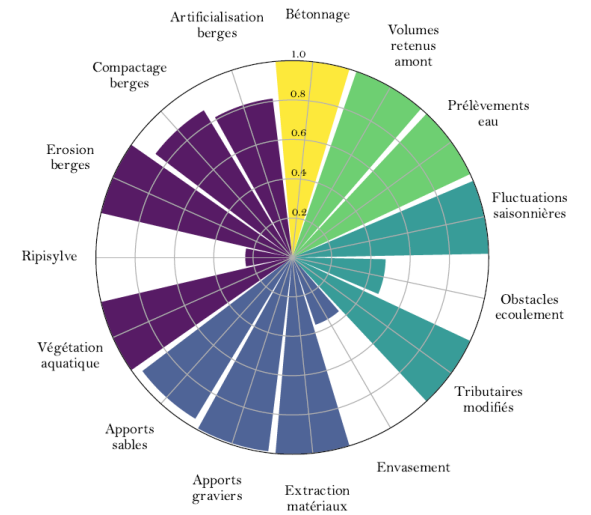
Lac de Paladru (LN)



Lac de Remoray (LN)



Lac du Sautet



Lac de Saint Point (LN)