



HAL
open science

Évaluation écologique des plans d'eau basée sur les communautés de diatomées benthiques

Sébastien Boutry, Soizic Morin, Vincent Bertrin, Juliette Tison-Rosebery

► **To cite this version:**

Sébastien Boutry, Soizic Morin, Vincent Bertrin, Juliette Tison-Rosebery. Évaluation écologique des plans d'eau basée sur les communautés de diatomées benthiques. [Rapport de recherche] INRAE UR EABX. 2021. hal-03473096

HAL Id: hal-03473096

<https://hal.inrae.fr/hal-03473096v1>

Submitted on 9 Dec 2021

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.



Évaluation écologique des plans d'eau basée sur les communautés de diatomées benthiques

Proposition d'une version finale de l'indice IBDL

Sébastien BOUTRY

Soizic MORIN

Vincent BERTRIN

Juliette ROSEBERY

INRAE, UR EABX, équipe ECOVEA

En collaboration avec les DREAL et bureaux d'études partenaires

SOMMAIRE

1. Introduction	3
2. Matériel et méthodes	4
2.1. Les données.....	4
2.1.1. Campagnes de prélèvements réalisées	4
2.1.2. Sélection et validation des données reçues	5
2.1.2.1. Critères de sélection des relevés exploitables	5
2.1.2.2. Caractérisation environnementale des relevés sélectionnés	7
2.1.2.3. Création de la base de données taxonomique	7
2.1.2.4. Bilan des données exploitables	8
2.1.3. Structure de la base de données finale	8
2.2. Construction de l'indice	9
2.2.1. Choix de l'outil TITAN	9
2.2.2. Méthodologie de mise au point de l'indice.....	11
2.2.2.1. Méthodologie générale	11
2.2.2.2. Détermination des taxons d'alerte	12
2.2.2.3. Construction de la métrique.....	12
2.2.2.4. Sélection des métriques	13
2.2.2.5. Expression de la métrique en Ecological Quality Ratio (EQR)	13
2.2.2.6. Règles d'agrégation des valeurs des métriques : création de l'indice	14
2.2.2.7. Vérifications préalables à l'exercice d'intercalibration européenne de l'IBDL	14
2.2.2.8. Comparaison des scores d'IBDL et d'IBML.....	14
3. Résultats	15
3.1. Bilan des données exploitées	15
3.2. Résultats de l'indice	15
3.3. Potentiel d'intégration de l'indice IBDL au processus d'intercalibration	16
3.4. Comparaison des scores d'IBDL et d'IBML	18
4. Discussion	18
5. Conclusion.....	20
6. Sigles & Abréviations	21
7. Bibliographie	22
8. Table des illustrations	25
9. Annexe 1 : Bilan de campagne	26
10. Annexe 2 : Tableau des taxons indiciaires et taxons d'alerte	28
11. Annexe 3 : Rapport d'intercalibration pour la Commission Européenne	43
12. Annexe 4 : Script de calcul de l'IBDL.....	53
13. Remerciements	53

Évaluation écologique des plans d'eau basée sur les communautés de diatomées benthiques

Proposition d'une version finale de l'IBDL

1. Introduction

À l'échelle mondiale, l'accélération de l'eutrophisation est l'une des conséquences les plus fréquentes de la pression anthropique dans les écosystèmes lacustres (Stenger-Kovács et al., 2007). Les diatomées littorales contribuent de façon importante à la production primaire des milieux aquatiques (Wetzel, 1990) et sont notamment reconnues comme particulièrement sensibles aux gradients de nutriments (Birk, 2012). Ces organismes sont donc de bons indicateurs de l'état écologique des lacs, notamment ceux soumis au processus d'eutrophisation.

Historiquement, les indices diatomées ont été développés pour les rivières, puis ont été appliqués tels quels aux lacs par la majorité des états membres (l'Indice Biologique Diatomées ou IBD pour la France par exemple, l'Indice de Polluosensibilité ou IPS pour la Finlande), de nombreux processus influençant les assemblages diatomiques étant en effet comparables entre zones littorales des lacs et rivières peu profondes (Cantonati et Lowe, 2014). Dans quelques rares cas, des indices dédiés aux lacs ont été développés, sur les mêmes principes que les indices dédiés aux rivières (Poikane et al., 2016).

Dans tous les cas l'évaluation de l'état écologique des eaux de surface doit répondre aux recommandations de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) (Birk et al., 2012). Ainsi, d'une part, « Macrophytes et phytobenthos » ne devraient former qu'un seul élément de qualité biologique (EQB) contribuant à l'évaluation de l'état écologique des rivières et des lacs (la DCE demande qu'à la fois la composition taxonomique et l'abondance soient mesurées). D'autre part, les évaluations doivent être exprimées en Ratios de Qualité Ecologique (EQR) – définis comme l'état observé par rapport à un état de référence – et l'échelle des EQR doit être divisée en 5 classes (très bon, bon, moyen, médiocre et mauvais état écologique). Les statuts « très bon » et « bon » doivent être intercalibrés entre états membres.

Toutefois malgré la recommandation de fonder l'évaluation de l'état écologique sur les maillons macrophytes et phytobenthos en tant qu'EQB unique, la majorité des pays ont développé des indices distincts. De plus, quasiment tous ont considéré les diatomées comme un proxy du maillon phytobenthos (Poikane et al., 2016). C'est sur cette base qu'a été réalisé le premier exercice d'intercalibration européenne des indices diatomées lacustres (Kelly et al., 2014a). La France y a participé avec l'IBD (Coste et al., 2006). L'exercice a révélé une faible corrélation entre les valeurs de l'IBD et le phosphore total (Kelly et al., 2014b). De nombreux taxons lacustres étaient notamment absents de la liste des espèces clés utilisées pour le calcul de l'IBD, entraînant une faible pertinence de ce indice pour l'évaluation des lacs.

Il s'agit donc aujourd'hui de développer un indice diatomique dédié aux lacs métropolitains. Une campagne exceptionnelle d'acquisition de données avait débuté à l'été 2015 et s'était poursuivie jusqu'en 2017 dans le cadre des réseaux de surveillance sur l'ensemble du territoire métropolitain. Une première version de l'indice avait été proposée sur la base de ces données (Boutry et al., 2019), mais celle-ci n'était pas suffisamment fiable. En effet, nous n'avons pu exploiter que 54% du jeu de données attendu (données non transmises ou non exploitables), ce faible pourcentage ne permettant pas d'obtenir un aperçu suffisamment représentatif des différentes conditions environnementales présentes sur le territoire. Il a donc été nécessaire de poursuivre les prélèvements floristiques et physico-chimiques entre 2018 et 2020 afin d'obtenir une assise plus conséquente du jeu de données, et d'optimiser ainsi la sensibilité et la robustesse de l'indice.

Le présent rapport, après un point sur les données reçues et exploitables, a ainsi pour objectif de présenter les travaux de développement de la version stabilisée de l'indice diatomées dédié à l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau à l'échelle du territoire métropolitain, l'IBDL (Indice Biologique Diatomées en Lacs). Les résultats sont discutés, notamment par comparaison aux résultats d'évaluation issus de l'indicateur basé sur les macrophytes (IBML, Boutry et al, 2015). Nous proposons également des seuils d'état écologique associés à notre indice, un rapport pour l'intercalibration européenne étant proposé en annexe de ce document, ainsi qu'un script de calcul.

2. Matériel et méthodes

2.1. Les données

2.1.1. Campagnes de prélèvements réalisées

La campagne exceptionnelle 2015-2017 définie par un relevé de décision du GT DCE a été complétée par des données recueillies entre 2018 et 2020 (annexe 1, Figure 1).

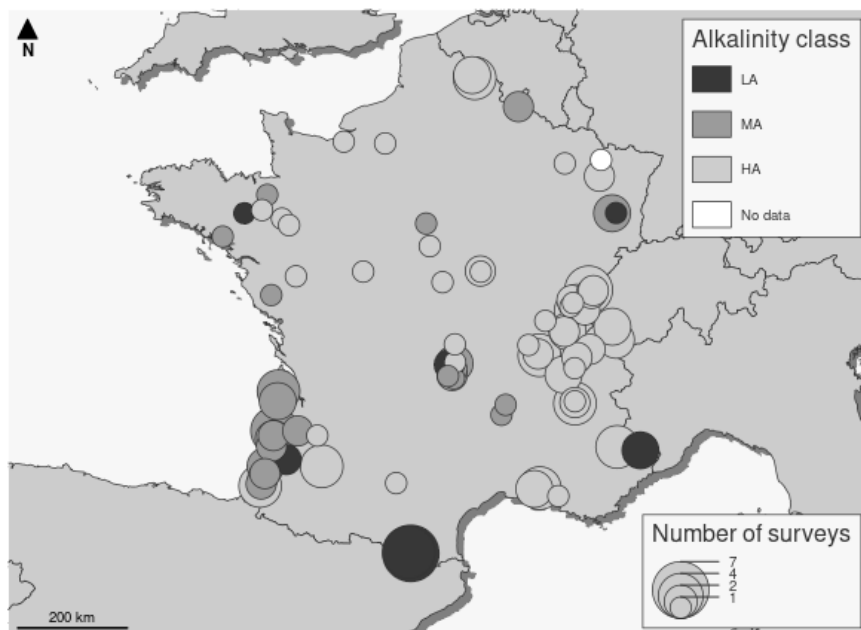


Figure 1 : Lacs pour lesquels nous disposons de données exploitables sur la période 2015-2020, avec la fréquence d'échantillonnage associée et les types naturels de lacs déterminés lors de l'exercice européen d'intercalibration (LA : alcalinité $< 0.2 \text{ meq.l}^{-1}$; MA : $0.2 \text{ meq.l}^{-1} < \text{alcalinité} < 1 \text{ meq.l}^{-1}$; HA : alcalinité $> 1 \text{ meq.l}^{-1}$).

Au niveau européen, une étude bibliographique a montré que l'échantillonnage des diatomées préalable au calcul d'un indice phytobenthos en milieu lentique pouvait être réalisé sur substrat minéral dur ou sur substrat végétal (Valade, 2010). Nous avons donc proposé un protocole d'échantillonnage (Morin et al., 2010), préconisant le prélèvement sur les deux types de substrats lors des campagnes dédiées à la mise en place de l'indice, ceci afin de pouvoir *a posteriori* évaluer la possibilité d'échantillonner exclusivement sur l'un des types de substrats. A chaque prélèvement devrait donc correspondre, lorsque les conditions le permettent, deux listes floristiques. Dans la suite du rapport, on utilisera aussi le terme de substrat dur au lieu de substrat minéral dur.

La mise en place d'un formulaire de saisie afin de récupérer les données mésologiques a facilité l'intégration des données dans une base structurée. Les listes floristiques ont été fournies au format Omnidia. Le lien entre les informations mésologiques et taxonomiques est assuré par l'identifiant Omnidia du prélèvement (Figure 2).

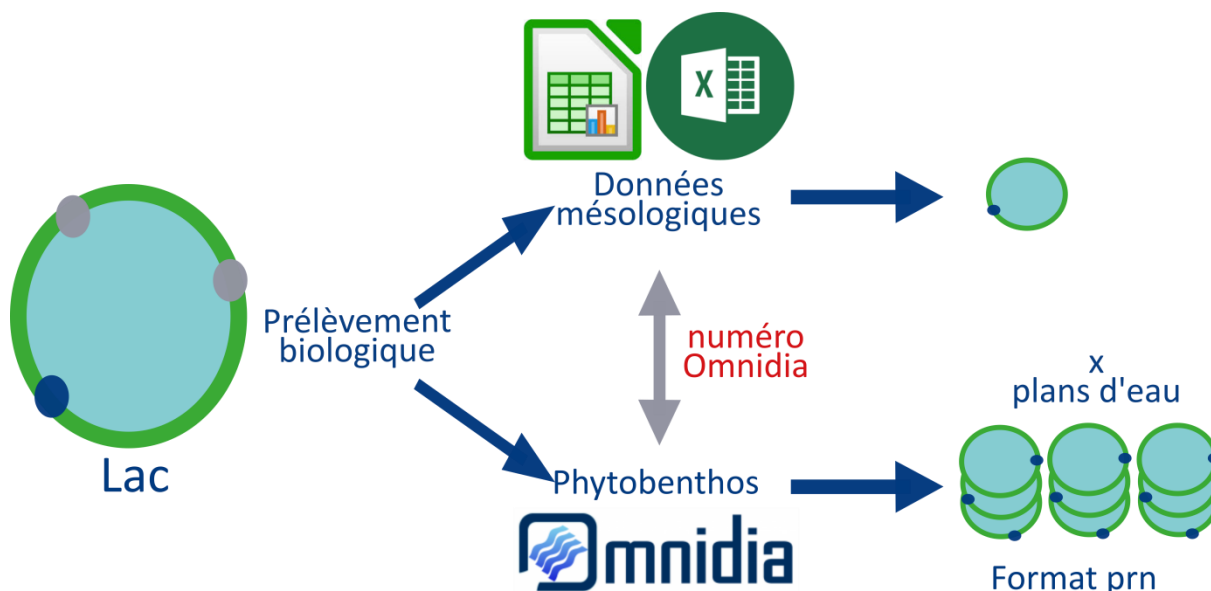


Figure 2 : Fichiers à renseigner pour chaque prélèvement biologique (le format prn correspond au format de sortie des inventaires d'Omnidia)

Au total, nous avons reçu 722 formulaires de saisie pour 1012 listes floristiques. La correspondance entre formulaires et listes n'a pas pu être réalisée pour 14 formulaires privés d'inventaire. De plus, 32 formulaires n'ont pas pu être exploités, ne portant pas la mention d'un numéro Omnidia.

277 prélèvements ont été réalisés à la fois sur substrats minéral dur et végétal (correspondant à 133 lacs).

2.1.2. Sélection et validation des données reçues

2.1.2.1. Critères de sélection des relevés exploitables

L'application correcte du protocole d'échantillonnage du phytobenthos (Morin et al. 2010) doit assurer un prélèvement représentatif des communautés diatomiques de la masse d'eau considérée. Ce protocole s'appuie sur deux normes : la norme NF T90-328 pour la localisation des sites d'échantillonnage (unités d'observation de macrophytes) et la norme NF T90-354 pour la préparation, l'observation et le comptage des taxons. Plusieurs critères, synthétisés dans la Figure 3, permettent de valider ou non la conformité de l'application du protocole à différentes échelles (plan d'eau, unité d'observation -i.e. site d'échantillonnage- et liste floristique), afin de sélectionner les relevés exploitables pour la mise en place de l'indicateur phytobenthos.

Selon l'échelle :

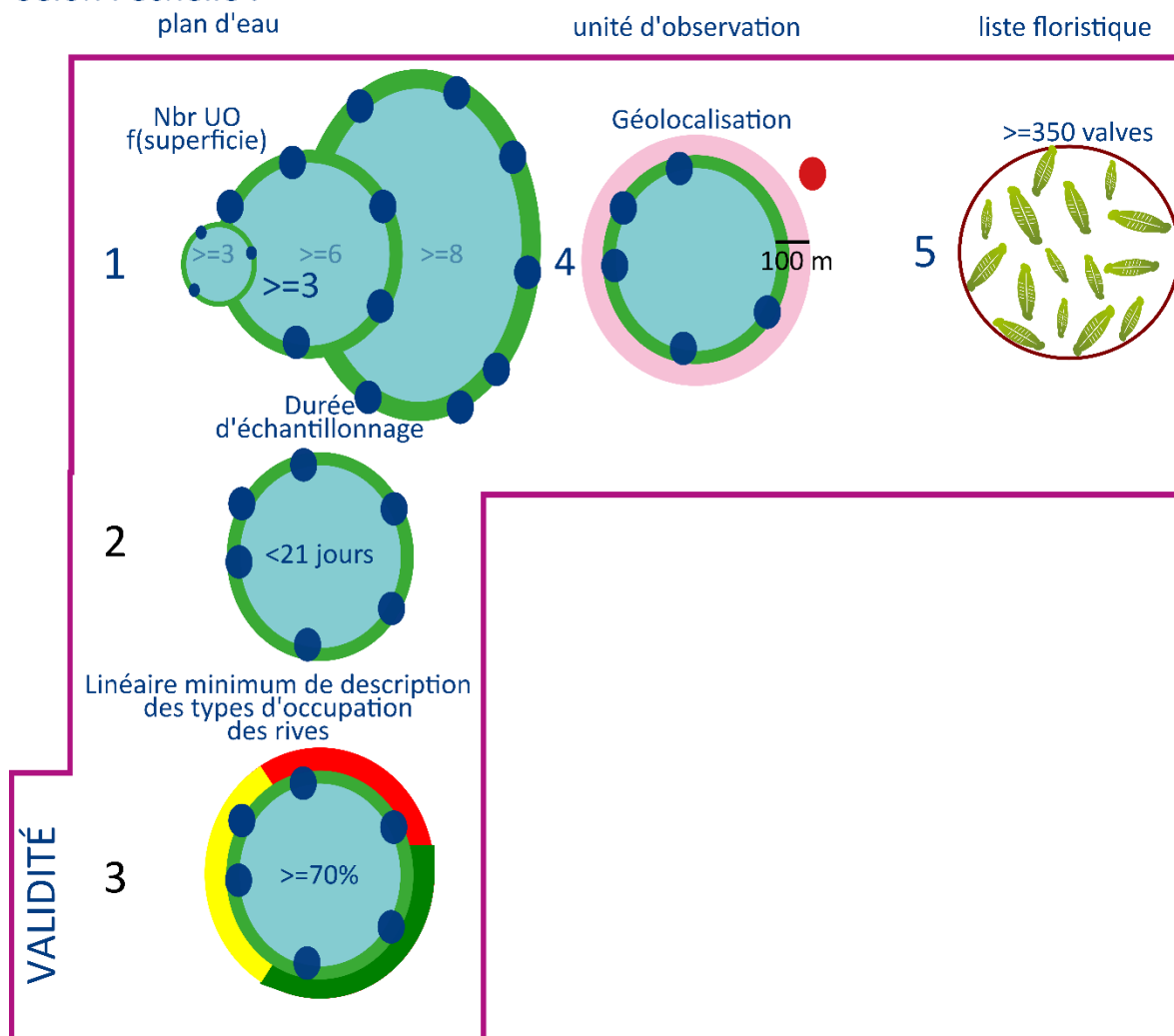


Figure 3 : Critères de validité des relevés.

Au niveau du plan d'eau :

- 1 : Le nombre d'unités d'observation (UO) à prélever doit être supérieur ou égal à 3.
- 2 : La durée d'échantillonnage des différentes UO d'une masse d'eau doit être inférieure à 21 jours.
- 3 : Le positionnement des UO tel que défini dans la norme NF T90-328 (échantillonnage macrophytes) intègre les différents types d'occupation des rives présents sur le périmètre total de la masse d'eau (4 types possibles : type 1 = zones humides rivulaires caractéristiques, type 2 = zones rivulaires colonisées par la végétation arbustive et arborescente non hygrophile, type 3 = zones rivulaires non colonisées par la végétation arbustive et arborescente non hygrophile et type 4 = zones artificialisées ou subissant des pressions anthropiques visibles). La description du/des type(s) d'occupation des rives présent(s) sur un linéaire $\geq 70\%$ du périmètre total de la masse d'eau est nécessaire pour le calcul final de l'indice et pour une adéquation correcte de celui-ci avec l'indice IBML.

Au niveau de l'unité d'observation :

- 4 : La géolocalisation des sites de prélèvement et des UO doit être incluse dans une zone tampon de 100 m de largeur de part et d'autre de la bordure des eaux (côte moyenne pour les plans d'eau naturels, côte normale pour les plans d'eau artificiels). Une UO ou un prélèvement situé en dehors de cette zone tampon seront considérés comme non valides.

Au niveau de la liste floristique :

- 5 : Le nombre total d'individus comptés doit être supérieur à 350 (sachant que la norme NF T90-354 indique de déterminer 400 individus par prélèvement).

Sur les 191 campagnes réalisées (93 lacs), 78% respectent les critères de validité. Le critère le plus déclassant est le nombre d'unités d'observations à échantillonner selon la superficie du plan d'eau. Les deux autres critères (conformité spatiale et temporelle) sont corrects, il semble néanmoins qu'il puisse exister des erreurs de saisie lors de la transmission des données.

2.1.2.2. Caractérisation environnementale des relevés sélectionnés

L'altération anthropique dans le contexte de notre étude, et d'après les données physico-chimiques disponibles, se traduit par des modifications du niveau trophique des masses d'eau, caractérisé par des teneurs en nutriments et/ou en matières organiques. Les variables environnementales ci-dessous (Tableau 1) ont été prises en compte dans la construction de l'indice.

Code Sandre	Nom complet	Nom abrégé	Unité
1305	Matières en suspension	MES	mg.L ⁻¹
1313	Demande biologique en oxygène en 5 jours	DBO ₅	mg.L ⁻¹
1319	Azote kjeldhal	NKJ	mg.L ⁻¹
1335	Ammonium	NH ₄	mg.L ⁻¹
1339	Nitrites	NO ₂	mg.L ⁻¹
1340	Nitrates	NO ₃	mg.L ⁻¹
1350	Phosphore total	Ptot	mg.L ⁻¹
1433	Orthophosphates	PO ₄	mg.L ⁻¹
1311	Oxygène dissous	O ₂	mg.L ⁻¹
1312	Taux de saturation en oxygène	% O ₂	%
1304	Conductivité	Cond	µs.m ⁻²

Tableau 1 : Description des variables physico-chimiques

Les données physico-chimiques sont récupérées via une requête SQL appliquée à la base de données Naiades (<http://www.naiades.eaufrance.fr/>, requête faite le 29-09-2021). Un important travail d'harmonisation de ce jeu de données a été mis en œuvre : sélection du prélèvement réalisé dans la zone euphotique, harmonisation des unités, intégration de valeurs numériques uniquement.

Les variables physico-chimiques sont déterminées durant la période estivale, au niveau de la zone la plus profonde du plan d'eau. Les données correspondantes sont récupérées sur une période pouvant s'étendre jusqu'à 3 ans avant la date de début de la campagne d'échantillonnage du phytobenthos. Ce choix permet de disposer de données environnementales pour une bonne partie des plans d'eau présents dans la base car, pour un même plan d'eau, les variables physico-chimiques et le phytobenthos n'ont parfois pas été échantillonnés la même année. Il est préférable de travailler avec la physico-chimie de l'année du prélèvement floristique, mais nous avons été contraints d'élargir la plage temporelle d'acquisition des données environnementales afin d'avoir une assise de données renforcée. Les résultats analytiques notés « résultat inférieur au seuil de quantification de la méthode » (<SQ) ont été intégrés à la base avec une valeur égale à SQ/2.

Si deux prélèvements physico-chimiques sont disponibles pour un même lac dans cette fenêtre temporelle, la moyenne de ces valeurs est réalisée. Il est à noter que toutes les UO prospectées, appartenant pourtant à des types de rives différents, seront associées au seul relevé physico-chimique disponible, celui du point le plus profond du plan d'eau.

10 résultats de campagnes d'échantillonnage n'ont pas pu être caractérisés du point de vue de la physico-chimie (aucune donnée disponible 3 ans avant l'échantillonnage floristique pour les variables environnementales présentées ci-dessus).

2.1.2.3. Création de la base de données taxonomique

Trois codes non explicites, à savoir ZZZZ (diatomée non identifiée), DEFO (diatomée de forme anormale) et VUCO (vue connective, diatomée non identifiée), ont été dénombrés avec une abondance totale de 39, 92 et 246 valves respectivement et dans 21, 49 et 57 relevés respectivement.

79 codes au genre ont été utilisés, l'identification à l'espèce étant certainement trop ardue dans certains cas. Au total on compte 28760 individus déterminés au genre sur 397268 au total, soit 7%.

De nombreux taxonomistes ont contribué à fournir des données, ce qui a généré la présence dans la base de nombreuses synonymies. Un important travail d'harmonisation a été effectué via la création d'une table de transcode.

Le choix de travailler au rang taxonomique de l'espèce impose également un regroupement à ce niveau des taxons déterminés à un rang inférieur (morphotypes, formes, variétés ou sous-espèces). Cet aspect est géré par la table de transcode.

Au final, 1091 taxons différents ont été répertoriés.

Les inventaires comprenant moins de 350 individus sont considérés comme non valides. Un inventaire a donc été exclu des analyses.

2.1.2.4. Bilan des données exploitables

Au final, des données biotiques et abiotiques validées sont disponibles pour 274 unités d'observation x années, données à partir desquelles l'indice a été développé. Seulement 29% des relevés ont pu être réalisés à la fois sur substrat dur et sur macrophyte.

2.1.3. Structure de la base de données finale

La création d'une base de données phytobenthos plan d'eau a été nécessaire afin de stocker les données complexes acquises. L'utilisation de la méthode MERISE a permis d'analyser et de concevoir cette base, en identifiant les liens entre les différentes tables et en évitant les redondances d'information.

L'identification de quatre tables en lien avec le maillon phytobenthos (Campagne, UO, Prélèvement et Liste floristique) permet de stocker les données issues de l'échantillonnage. Trois tables annexes (Metatype, Taxons indiciels, Transcode) contiennent des informations nécessaires pour le calcul de l'indice (Figure 4).

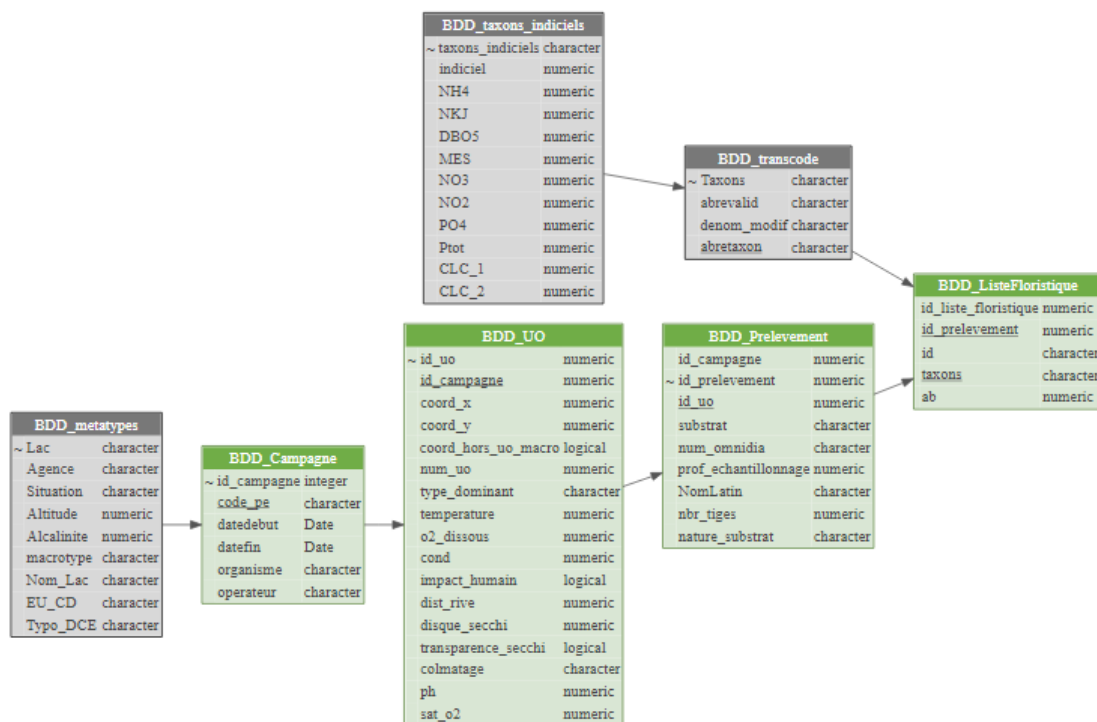


Figure 4 : Structure de la base de données

La table Campagne stocke les informations issues d'une campagne d'échantillonnage sur un plan d'eau. Elle est liée à la table UO qui renseigne sur les métadonnées concernant les unités d'observation explorées. La table Prélèvement, jointe à la table UO, informe sur la nature du substrat sur lequel les prélèvements floristiques ont été réalisés. La table Liste floristique contient la liste des taxons issus d'un prélèvement ainsi que les abondances correspondantes.

La table Transcode permet la gestion de la synonymie taxonomique mais aussi le regroupement des taxons au niveau taxonomique de l'espèce. Les deux autres tables sont spécifiques au calcul de l'indice. La table Metatype attribue une typologie naturelle à chaque plan d'eau. Cette typologie, issue des travaux d'intercalibration européenne, se base sur l'alcalinité : alcalinité basse (LA) ($\leq 0,2 \text{ meq.l}^{-1}$), moyenne (MA) ($0,2 \text{ meq.l}^{-1} < \text{alc} < 1 \text{ meq.l}^{-1}$), haute (HA) ($\geq 1 \text{ meq.l}^{-1}$).

2.2. Construction de l'indice

Toutes les analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel R (R Core Team, 2021).

2.2.1. Choix de l'outil TITAN

Nous ne disposons pas d'un réel gradient de niveau trophique (cf Tableau 3). Il nous semble donc délicat dans ce contexte de proposer une méthodologie de développement de métriques basées sur la détermination de profils écologiques d'espèces le long d'un gradient continu. De plus, ayant pour but de proposer un indice multimétrique, nous avons fait le choix de déterminer des taxons d'alerte dont la présence et l'abondance dégraderont la note selon la variable physico-chimique considérée.

Nous avons donc opté pour la méthode nommée « Threshold Indicator Taxa ANalysis » ou TITAN (TITAN2 package, Baker et al., 2020) qui du fait de sa construction permet de constituer une liste définie de ces taxons d'alerte selon un critère de fiabilité, et de pallier la discontinuité du gradient environnemental au sein de nos données. Cette méthode présente aussi l'avantage de prendre en compte les taxons ayant une faible occurrence et/ou une faible abondance.

TITAN (Baker et King 2010) est une méthode récente associant l'identification de seuils de rupture dans les communautés (nCPA) à la détermination de taxons indicateurs (IndVal).

L'analyse des points de changement ou nCPA (King et Richardson 2003, Qian et al., 2013) est une technique non paramétrique qui ordonne et partitionne les observations de la même façon que le fait un arbre de régression multivarié à une seule division (De'ath 2002), en remplaçant la réponse univariée par une mesure de dissimilarité multivariée entre paires d'échantillons. La partition optimale est obtenue en maximisant la dissimilarité inter-groupes par rapport à la dissimilarité intra-groupe, sur la base d'un calcul réalisé à l'aide d'une métrique de distance sélectionnée par l'utilisateur (Bray Curtis ici). Étant donné que la partition optimale est sensible à la qualité de la distribution des échantillons selon la variable étudiée, la nCPA ajoute une procédure de ré-échantillonnage par bootstrap afin d'évaluer l'incertitude associée à la détermination du point de changement défini sur la base des données observées (De'ath 2002, King et al 2005).

L'IndVal (Dufrêne et Legendre 1997) permet d'identifier les espèces caractéristiques d'un groupe de sites d'études. C'est une méthode largement utilisée en bioindication qui permet d'établir notamment des typologies de communautés. L'IndVal est le produit de deux métriques : la fidélité (B_{kj}) et la spécificité (A_{kj}) d'une espèce à un groupe de sites. Le calcul de ces deux métriques prend en compte leur occurrence et leur abondance.

Ainsi, dans le cas présent d'analyse de l'affinité d'un taxon avec une variable environnementale, 2 scores IndVal peuvent être obtenus selon que l'on considère son appartenance au groupe situé en dessous ou au-dessus du seuil de rupture. Plus le score d'IndVal est haut, plus l'affinité de l'espèce avec le groupe de sites considéré sera importante. Le seuil de rupture doit donc être positionné de sorte à optimiser les scores d'IndVal.

La procédure TITAN se déroule en 5 phases.

La phase 1, préliminaire, vise à préparer l'examen successif de seuils de changement candidats, selon la variable environnementale considérée. Cependant, il est possible d'obtenir un nombre de sites très différent entre les 2 groupes ainsi déterminés. Il est donc nécessaire de définir le nombre minimum d'échantillons admis dans un sous-ensemble pour que le calcul de l'IndVal garde un sens (ici : 10).

La phase 2 vise pour chaque taxon à optimiser l'IndVal par groupe et à calculer, pour chaque partition, le score IndVal du taxon dans chacun des groupes. Le plus fort IndVal obtenu marque le seuil de changement le plus caractéristique pour ce taxon.

Au cours de cette phase, le seuil de basculement indiqué par le taxon et le sens d'évolution de son abondance sont relevés (Figure 5) :

- l'abondance augmentant avec le gradient signifie une affinité du taxon avec la variable environnementale considérée (taxon noté z+);
- l'abondance diminuant avec le gradient signifie une sensibilité du taxon à la variable environnementale considérée (taxon noté z-).

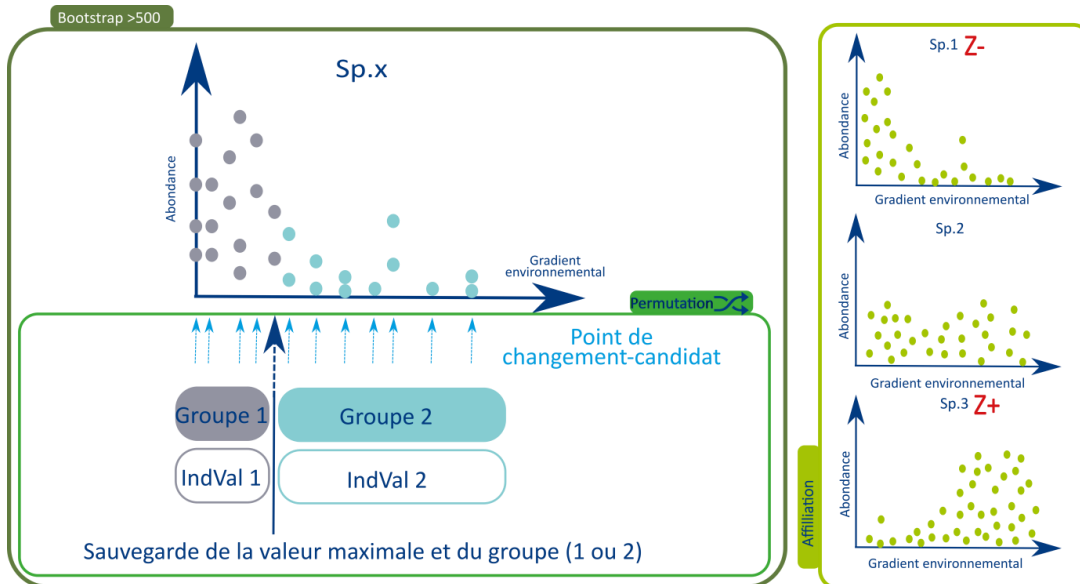


Figure 5 : Attribution au groupe (z+, z- ou indifférent) pour un taxon (d'après Baker et King 2010)

D'après l'exemple de la Figure 5, l'abondance du taxon Sp.1 décroît rapidement avec l'augmentation des valeurs des variables environnementales (taxon sensible), il sera assigné au groupe z-. Sp.2 est réparti de façon équivalente sur tout le long du gradient environnemental, ce taxon est considéré comme indifférent. Sp.3 voit son abondance croître avec l'augmentation des valeurs des variables environnementales, il sera assigné au groupe z+.

La phase 3 intervient suite à la standardisation des valeurs d'IndVal de tous les taxons, afin d'obtenir leur z-score définitif. On s'intéresse alors au seuil de basculement de la communauté vis-à-vis du gradient environnemental considéré. Pour chaque point de changement-candidat, on somme les z-scores des taxons de chaque groupe de part et d'autre de ce seuil. La valeur de la variable environnementale pour lesquelles les 2 sommes sont maximisées correspond au seuil de rupture (Figure 6).

La phase 4 vise à réaliser 500 répétitions des phases ci-dessus après tirage aléatoire.

La phase 5 permet d'effectuer un diagnostic et une interprétation des seuils écologiques obtenus.

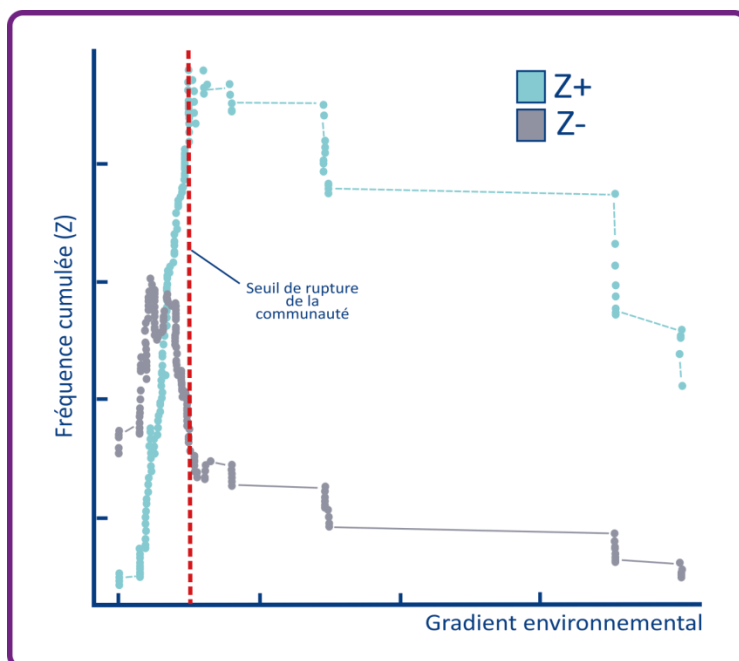


Figure 6 : Graphique de détermination du seuil de rupture de la communauté (d'après Baker et King 2010)

2.2.2. Méthodologie de mise au point de l'indice

2.2.2.1. Méthodologie générale

La Figure 7 synthétise les différentes étapes de la construction de l'indice, composé de métriques basées sur des taxons d'alerte déterminés par la méthode TITAN.

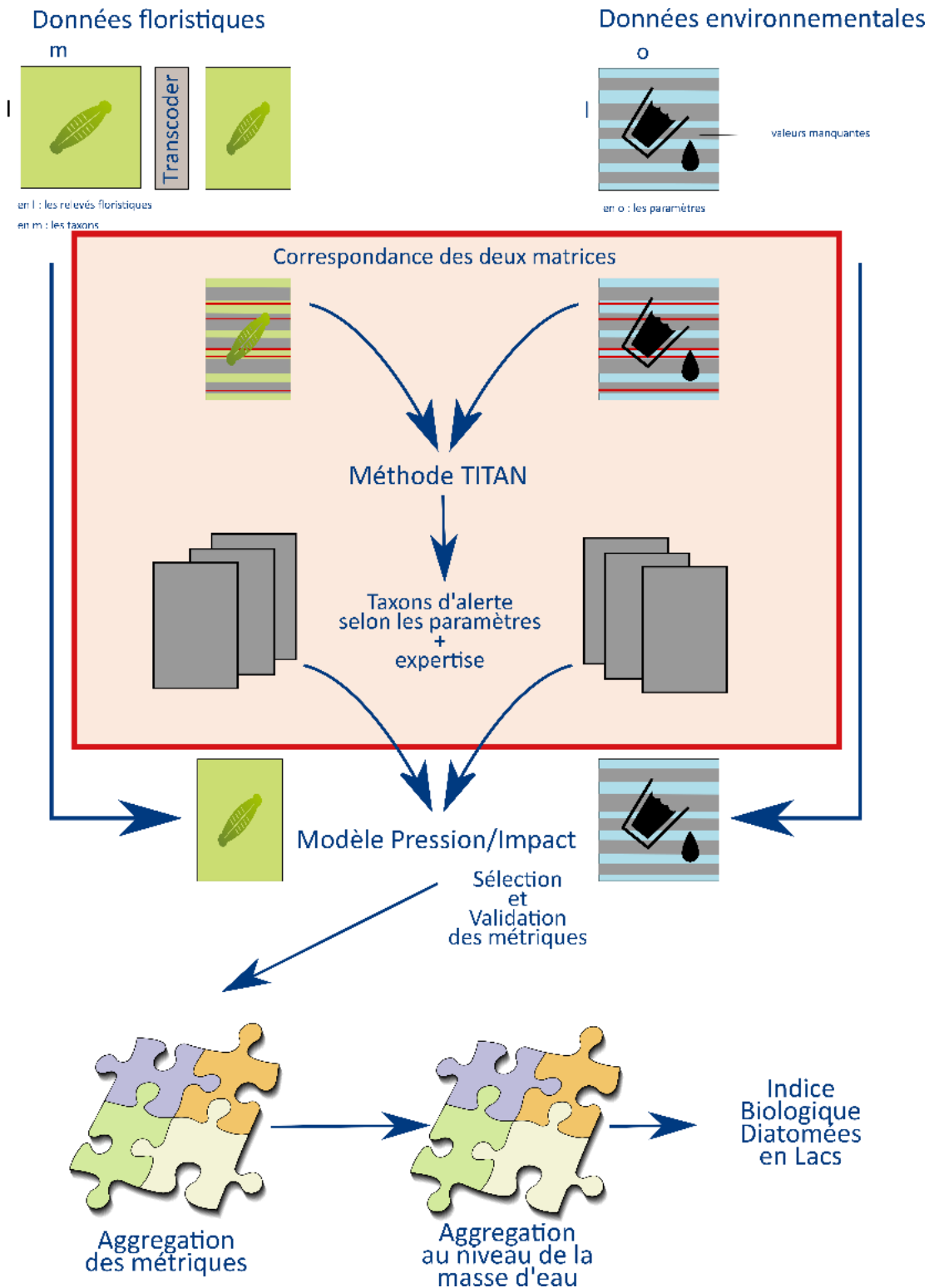


Figure 7 : Démarche globale de développement de l'indice

2.2.2.2. Détermination des taxons d'alerte

Comme expliqué plus haut, TITAN définit les seuils de rupture au niveau de la communauté, et indique pour chaque assignation (z- et z+) la valeur du gradient environnemental correspondant à ce changement de communauté. L'outil TITAN permet donc de définir pour chaque variable environnementale une liste de taxons z- et z+. Les taxons z+ montrent une affinité avec les fortes concentrations de la variable environnementale considérée (DBO₅ par exemple), les taxons z- avec les faibles concentrations (oxygène dissous par exemple). Taxons z+ et z- pourront ainsi être pris en compte comme taxons d'alerte, si leur position sur le gradient environnemental est respectivement supérieure ou inférieure au seuil de rupture de la communauté (Figure 8).

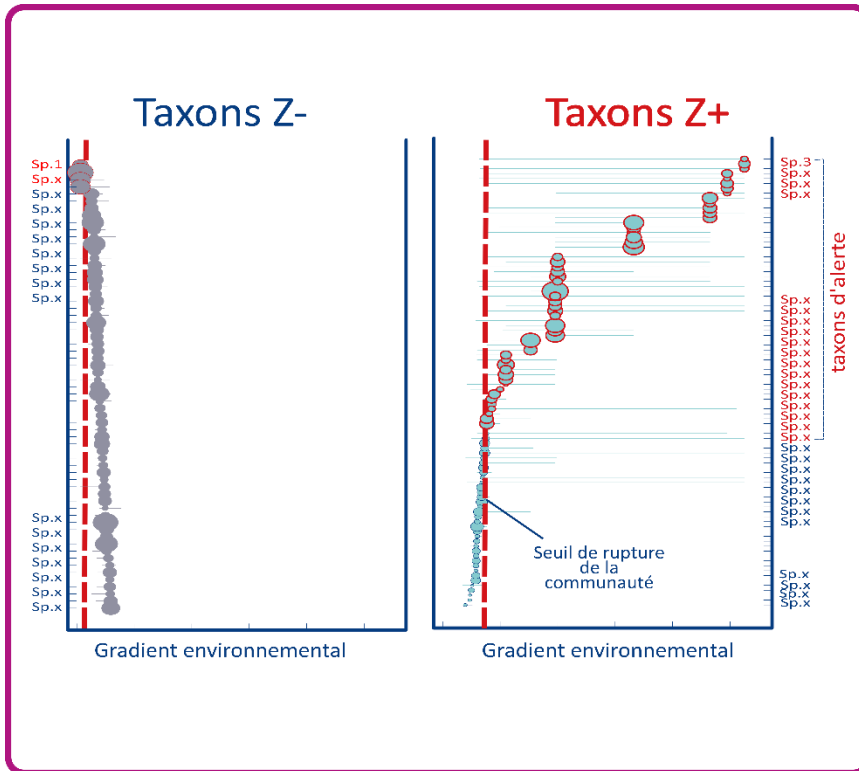


Figure 8 : Graphique de sélection des taxons d'alerte (d'après Baker et King 2010)

2.2.2.3. Construction de la métrique

Pour chaque variable environnementale, une métrique est construite au niveau de l'unité d'observation selon la formule suivante :

$$Métrique_{paramètre}^{prélèvement} = 1 - \left(\frac{\sum Taxons_{alerte}^{prélèvement}}{\sum Taxons_{indiciel}^{prélèvement}} \right)$$

Où : « Taxons+paramètre » représente l'abondance des taxons d'alerte liés à cette variable environnementale et « Taxons indiciels » représente l'abondance des taxons indiciels, c'est-à-dire des taxons dont l'occurrence est ≥ 3 .

A partir de la liste floristique, on calcule la somme des abondances des taxons d'alerte que l'on divise par la somme des abondances des taxons indiciels. La métrique est bornée entre 0 et 1. La valeur la plus basse (0) correspond à une liste floristique présentant 100% de taxons d'alerte pour la variable environnementale étudiée.

De plus, si moins de 75% des individus déterminés au sein du relevé floristique appartiennent à la liste des taxons indiciels, le résultat final de l'indice est considéré comme non fiable.

2.2.2.4. Sélection des métriques

Afin de construire notre indice, nous avons ensuite sélectionné les métriques les plus pertinentes, c'est-à-dire celles présentant la relation la plus robuste avec le paramètre environnemental considéré. Nous avons utilisé le coefficient de corrélation de Pearson pour mesurer ce lien statistique, et n'avons conservé que les métriques présentant un coefficient de Pearson supérieur à 0,6. Nous avons au préalable normalisé les valeurs brutes des métriques (« Standardized Effect Size » ou SES, Gotelli et McCabe, 2002, Mondy et al., 2012) afin d'obtenir un seul pattern de réponse au gradient de pression quels que soient le type alcalin de lac et le type de substrat considérés :

$$SES_M = \left(\frac{Metric_M - M_{group}}{sd_{group}} \right)$$

Où : « $Metric_M$ » est la valeur observée de la métrique, « M_{group} » et « sd_{group} » sont respectivement la moyenne et l'écart-type de la valeur de la métrique pour un groupe donné d'échantillons (c'est-à-dire un type de substrat x type d'alcalinité du lac).

L'étape suivante a consisté à normaliser les valeurs de SES (SES_{nor_M}) pour rendre les plages de variation des métriques comparables :

$$SES_{nor_M} = \frac{(SES_M - Min)}{(Max - Min)}$$

Où : « SES_M » est la valeur observée de SES pour une métrique donnée, « Min » est sa valeur minimale et « Max » sa valeur maximale dans l'ensemble du jeu de données.

2.2.2.5. Expression de la métrique en Ecological Quality Ratio (EQR)

Nous avons ensuite transformé les valeurs de SES_{nor_M} en EQR. Le ratio de qualité écologique ou EQR représente le rapport entre la valeur observée d'une métrique (SES_{nor_M}) et sa valeur attendue dans des conditions de référence ($SES_{nor_{Mref}}$) (liste des lacs de référence

$$EQR = \left(\frac{SES_{nor_M}}{SES_{nor_{Mref}}} \right)$$

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

Pour tout type de plan d'eau (LA, MA, HA), la valeur de référence de la métrique est égale à 1. La Figure 9 représente la façon dont sont calculées les différentes classes d'état pour chaque métrique.

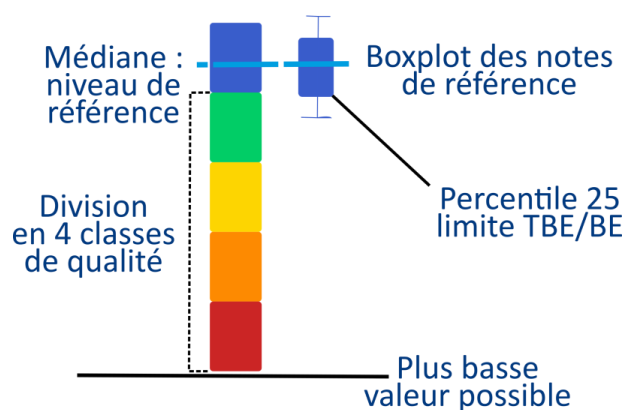


Figure 9 : Principe de mise en place d'une grille d'évaluation de l'état écologique à partir des valeurs obtenues de métrique

Ces différentes valeurs seuils de classes d'état doivent être standardisées afin que les valeurs obtenues pour les différentes métriques puissent être comparables entre elles, dans l'optique de pouvoir être agrégées (obtention de l'indice final) (Tableau 2). Cette standardisation est automatisée à l'aide du package « ecoal » sous R. Il fournit directement les valeurs d'EQR comparables en utilisant des régressions linéaires.

	min	max	Median ref	Lim H/G	<Lim H/G	>= Lim H/G
Cond	-7	1	0.96	0.948	$y=0.844*x$	$y=3.85*x-2.85$
DBO5	-4.25	1	0.92	0.934	$y=0.856*x$	$y=3.05*x-2.05$
NH4	-6.03	1	0.92	0.826	$y=0.826*x$	$y=6.47*x-5.47$
NKJ	-5.21	1	0.91	0.951	$y=0.841*x$	$y=0.4.1*x-3.10$
NO2	-6.17	0.72	0.96	0.971	$y=0.824*x$	$y=6.91*x-5.91$
NO3	-4.77	1.62	0.83	0.850	$y=0.941*x$	$y=1.34*x-0.34$
O2	-9.1	1.57	0.86	0.955	$y=0.838*x$	$y=4.40*x-3.40$
O2%	-12.35	1	0.95	0.992	$y=0.807*x$	$y=24.1*x-23.1$
PO4	-6	1	0.95	0.952	$y=0.838*x$	$y=4.39*x-3.39$
Pt	-4.52	1.41	0.87	0.952	$y=0.841*x$	$y=4.13*x-3.13$
SD	-5.33	1.02	0.92	0.958	$y=0.835*x$	$y=4.73*x-3.73$

Tableau 2 : Standardisation des seuils d'état entre métriques

2.2.2.6. Règles d'agrégation des valeurs des métriques : création de l'indice

L'agrégation au niveau de l'UO se base sur la moyenne des EQR des métriques calculées. Or l'évaluation de l'état écologique de la masse d'eau doit être réalisée au niveau du plan d'eau et non au niveau des UO.

Chaque unité d'observation est décrite selon son appartenance au type dominant d'occupation des rives. L'évaluation de l'état écologique du plan d'eau est issue d'une moyenne pondérée des EQR des différentes UO, pondération qui tient compte du pourcentage du linéaire du plan d'eau représenté par le type d'occupation des rives de l'UO. La prise en compte de ce pourcentage permet d'obtenir une meilleure représentativité de l'indicateur final à l'échelle du plan d'eau.

$$IBDL = \sum_{type=1}^4 (\overline{Score_{OU}} * Pour_{type})$$

Les pourcentages du type d'occupation des rives des plans d'eau sont issus des données collectées lors de l'application de la norme NF T90-328 pour le calcul de l'indice IBML.

2.2.2.7. Vérifications préalables à l'exercice d'intercalibration européenne de l'IBDL

Dans la perspective de l'exercice d'intercalibration, nous avons analysé les relations entre les scores d'IBDL et le gradient de Pt pour chaque type de lac. Une bonne corrélation constitue un critère clé pour considérer l'indice comme prêt à être intégré dans le processus d'intercalibration (Kelly et al., 2014).

Nous avons également vérifié la conformité entre l'IBDL et la métrique commune d'intercalibration (CM), c'est-à-dire l'indice trophique développé par Rott et al, 1998. La CM a été calculée à l'aide du logiciel Omnidia 5.3.

2.2.2.8. Comparaison des scores d'IBDL et d'IBML

Nous avons comparé les scores d'IBDL et d'IBML pour évaluer la complémentarité ou la redondance entre ces deux indices, dans la perspective d'une éventuelle combinaison ultérieure. Il faut noter que les IBML ont été calculés à partir des données des campagnes nationales de 2011 et 2017, les échantillonnages de diatomées et macrophytes n'ont donc pas été réalisés simultanément. Quarante deux campagnes correspondant à 42 lacs où diatomées et macrophytes ont été prélevés ont été impliqués dans cette analyse. Nous avons ensuite réalisé une corrélation linéaire multiple afin de déterminer quelle variable était la mieux corrélée aux valeurs de Pt : l'IBDL, l'IBML ou une moyenne des deux.

3. Résultats

3.1. Bilan des données exploitées

Des données biotiques et abiotiques ont été obtenues pour 854 échantillons. Compte tenu des critères de validation des données, 89% des échantillons ont été inclus dans l'analyse. Les données abiotiques ont révélé des gradients de pression discontinus (Tableau 3), avec un manque évident de conditions impactées et une sur-représentation de lacs caractérisés par de faibles niveaux d'eutrophisation.

Variable	% données manquantes	moyenne	écart-type	médiane	minimum	p25	p75	maximum
ammonium (NH ₄ , mg.l ⁻¹)	0.29	0.09	0.35	0.015	0.003	0.01	0.06	3.3
biological oxygen demand (DBO ₅ , mg.l ⁻¹)	0.58	2.16	2.62	1.3	0.25	0.9	1.8	12
conductivity (Cond, µs.cm ⁻²)	0.21	230.1	124.36	243.5	11,000	158,000	297,000	815
Kjeldahl nitrogen (NKJ, mg.l ⁻¹)	0.29	0.66	0.96	0.25	0.075	0.25	0.7	6.9
nitrate (NO ₃ , mg.l ⁻¹)	0.29	1.11	1.22	0.6	0.05	0.25	1.4	6.07
nitrite (NO ₂ , mg.l ⁻¹)	0.29	0.01	0.02	0.005	0.0005	0.005	0.01	0.3
orthophosphates (PO ₄ , mg.l ⁻¹)	0.29	0.01	0.03	0.005	0.005	0.005	0.01	0.22
oxygen (O ₂ , mg.l ⁻¹)	0.33	9.14	3.94	8.7	0.39	8.1	9.685	73
oxygen saturation (% O ₂)	0.33	110.20	20.91	108	4.9	101	117.65	187
suspended particles (SP, mg.l ⁻¹)	0.29	7.98	18.15	2.8	0.5	1.6	5	153
total phosphorous (Pt, mg.l ⁻¹)	0.29	0.03	0.07	0.005	0.0025	0.005	0.015	0.51
total phosphorous (Pt, mg.l ⁻¹)	0.29	0.03	0.07	0.005	0.0025	0.005	0.015	0.51

Tableau 3 : Description des données physico-chimiques

Des données floristiques correspondant aux deux types de substrat échantillonnés étaient disponibles pour 470 UO. Sept cent quatre-vingt taxons ont été dénombrés, dont 8% au niveau du genre. Cent trente-deux taxons d'alerte ont été déterminés, sur 495 taxons indiciels (Annexe 2).

3.2. Résultats de l'indice

Nous avons obtenu les valeurs suivantes du test de Pearson pour les différentes métriques à l'échelle de l'UO : R=-0,761 pour la métrique basée sur le paramètre NKJ, R=-0,716 pour DBO5, R=-0,685 pour Pt, R=-0,643 pour SP, R=-0,541 pour PO₄, R=-0,485 pour NH₄, R=-0,356 pour la Conductivité, R=0,135 pour O₂, R=-0.152 pour NO₂, et R=0,252 pour %O₂. Compte tenu de la règle de sélection que nous avons proposée (|R|>0,6), seules les quatre métriques basées sur NKJ, DBO5, Pt et SP ont été considérées pour construire l'IBDL.

Les valeurs des métriques (en EQR) calculées à partir des listes de taxons échantillonnés sur des substrats minéraux ou sur des macrophytes pour une même UO ne se sont pas révélées significativement différentes (p-value= 0,479, n=237).

Les scores d'IBDL au niveau du lac ont été calculés à partir des métriques sélectionnées en suivant les règles d'agrégation exposées plus haut. La distribution des scores obtenus est présentée par la Figure 10 (l'IBDL n'a pas pu être calculé pour 22% des échantillons, en raison de données floristiques incomplètes).

Statistique	%
moyenne	0,81
écart-type	0,19
médiane	0,88
minimum	0,17
percentile 25	0,69
percentile 75	0,88
maximum	1

Graphe des fréquences



Figure 10 : Distribution statistique des scores d'IBDL obtenus sur l'ensemble de la base de données.

Les relations entre les scores d'IBDL et les différentes variables environnementales considérées se sont révélées très satisfaisantes (Figure 11) dans les lacs de forte et moyenne alcalinité. Les données relatives aux lacs de faible alcalinité étaient trop rares pour établir de telles corrélations.

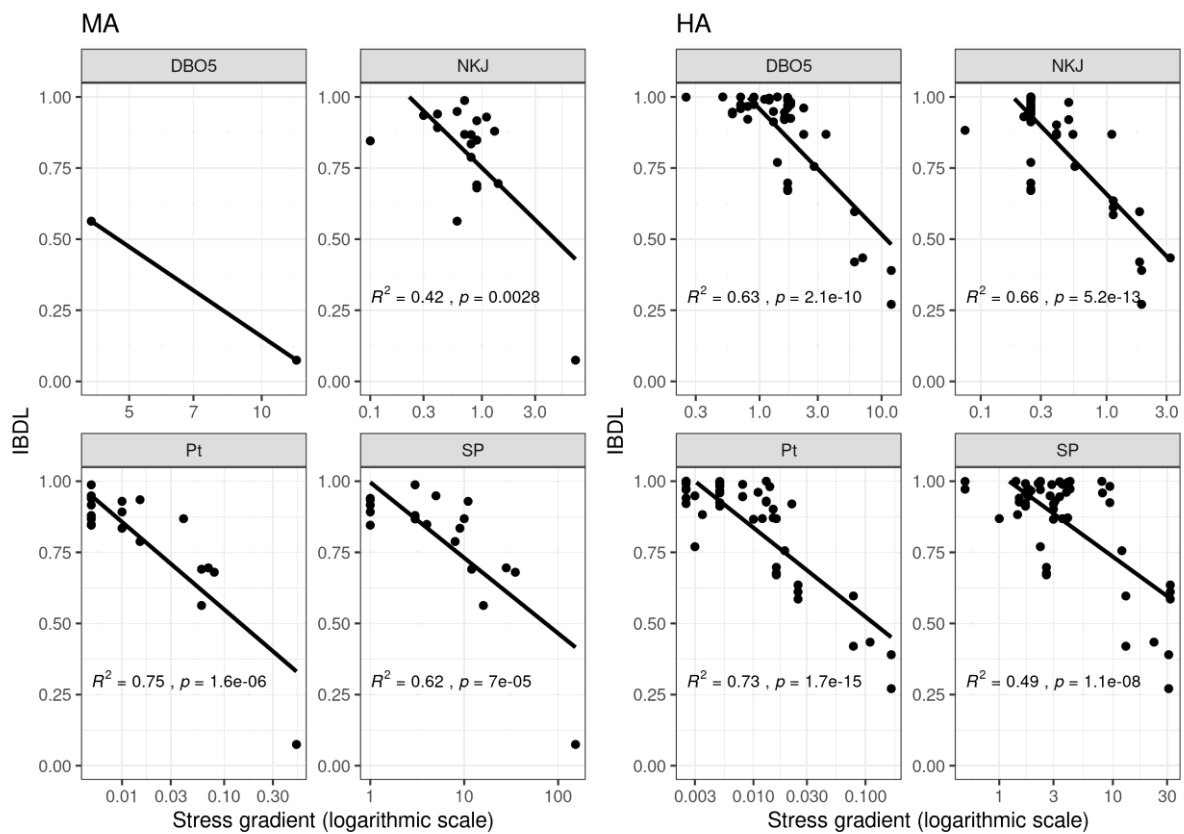


Figure 11 : Corrélation entre les scores d'IBDL et les variables environnementales considérées.

3.3. Potentiel d'intégration de l'indice IBDL au processus d'intercalibration

Les scores d'IBDL ont montré en particulier des corrélations élevées avec le Pt dans les lacs de forte alcalinité ($R^2=0,73$, $p=1,7e-15$) et de moyenne alcalinité ($R^2=0,75$, $p=1,6e-6$) (Figure 11), ce qui représente un critère indispensable pour l'intégration de tout indice au processus d'intercalibration européenne.

Les scores d'IBDL se sont également révélés fortement corrélés aux scores de la métrique commune ($R^2=0,77$ et $p=8,4e-16$ pour les lacs à forte alcalinité ; $R^2=0,93$ et $p=3,1e-7$ pour les lacs à alcalinité moyenne) (Figure 12). Ici encore, les données des lacs de faible alcalinité étaient trop rares pour permettre de telles corrélations.

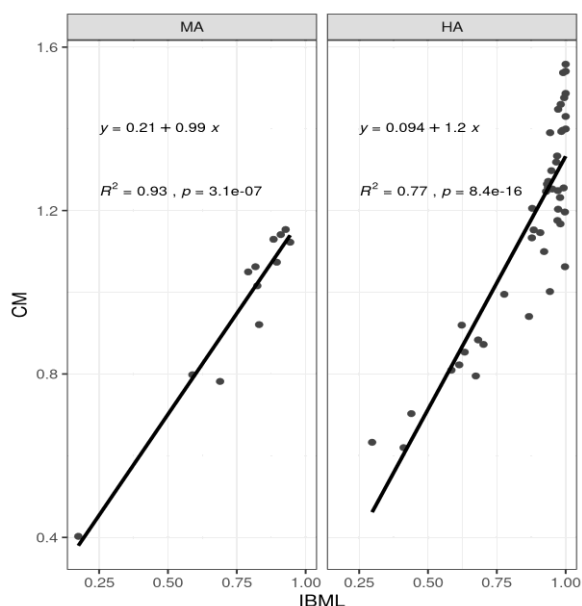


Figure 12 : Corrélation entre les scores d'IBDL et de la métrique commune d'intercalibration (CM).

L'indice IBDL répond donc aux critères exigés préalables à l'intégration au processus d'intercalibration européenne.

Les seuils d'état écologique obtenus, pour toute métrique et tout type de plan d'eau, et donc pour l'indice final, sont les suivants :

Référence	High/Good	Good/Moderate	Moderate/Poor	Poor/Bad
1	0,8	0,6	0,4	0,2

Selon cette classification, la Figure 13 présente les résultats d'évaluation de l'état écologique des plans d'eau échantillonnés entre 2015 et 2020.

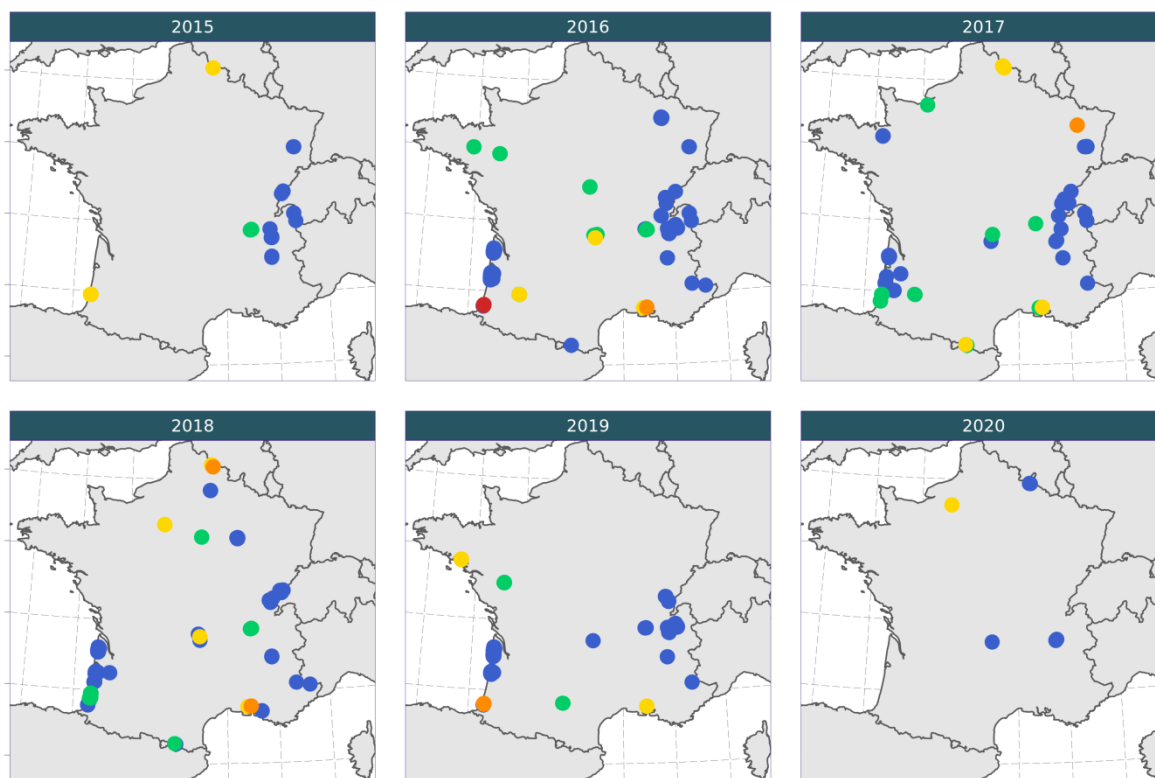


Figure 13 : Cartes d'état écologique des lacs échantillonnés de 2015 à 2020, obtenues à partir des scores d'IBDL (en rouge : Bad, orange : Poor, jaune : Moderate, vert : Good, bleu : High).

3.4. Comparaison des scores d'IBDL et d'IBML

Les scores d'IBDL se sont révélés être mieux corrélés aux valeurs de Pt (AIC = -171,44) que les scores d'IBML (AIC = -129,25) ou que la combinaison des deux indices (AIC = -169,44). Pourtant, nous observons que l'IBDL a tendance à être globalement moins sévère que l'IBML (dans 18 échantillons sur 22), en particulier pour les scores les plus élevés (par ailleurs fortement dominants dans la sous-base de données ayant permis l'analyse). La Figure 14 illustre la différence entre les scores d'IBDL et d'IBML en fonction des scores d'IBDL.

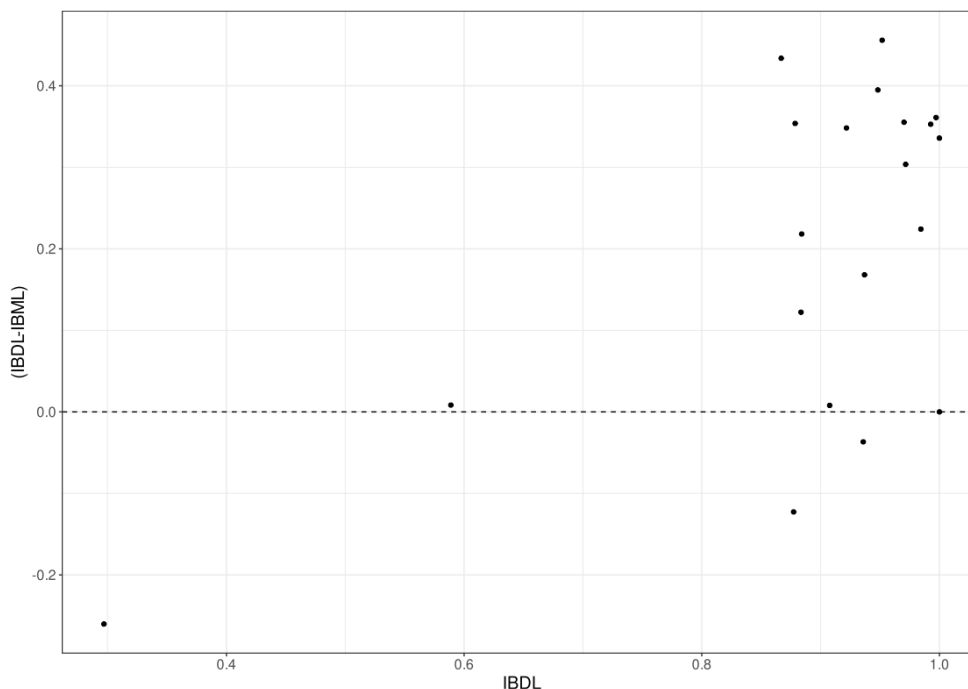


Figure 14 : Différence entre les scores d'IBDL et d'IBML en fonction des scores d'IBDL.

4. Discussion

Comme requis par la DCE, nous avons développé un indice basé sur les flores de diatomées phytobenthiques, dédié à l'évaluation de l'état écologique des lacs métropolitains français. Nous avons obtenu de très bonnes corrélations entre l'IBDL et les principales variables environnementales considérées. Un défi majeur reposait sur le gradient de pression discontinu de notre jeu de données, marqué par une sous-représentation des lacs impactés.

Cette situation n'est pas rare et a déjà été soulignée par certains auteurs en charge de la mise au point d'indices biologiques (Benion et al., 2014), mais elle rend difficile la construction de profils écologiques fiables. La majorité des indices existants sont pourtant calculés à partir de la formule de Zelinka et Marvan (1961), méthode peu adaptée aux jeux de données présentant des conditions environnementales particulières (Carayon et al., 2020). Dans un tel contexte, l'identification de taxons d'alerte semble plus appropriée que l'intégration de la réponse globale des communautés de diatomées. Ainsi, l'algorithme TITAN est utilisé de façon croissante afin de détecter les taxons fournissant des signaux fiables d'un stress spécifique (Khamis et al., 2014, Costas et al., 2018, Gieswein et al., 2019 ; Carayon et al., 2020, Gonzalez-Paz et al., 2020).

En utilisant cette méthode, nous avons construit un indice multimétrique basé sur différents gradients de pression (NKJ, SP, DBO₅ et Pt). Si la forte influence des nutriments et de la matière organique sur la composition des communautés de diatomées est bien établie (Jüttner, 2010, Stevenson et al., 2013), le potentiel des diatomées à détecter les pressions liées aux matières en suspension est moins étudié (Larras et al., 2017). Les communautés de diatomées sont pourtant directement altérées par la turbidité, réduisant la disponibilité en lumière pour la photosynthèse.

Les indices multimétriques offrent un outil simple pour résumer l'effet de gradients de pression multiples sur les communautés (Riato et al., 2018). Une telle approche est donc considérée comme plus efficace pour évaluer l'état biologique qu'une seule métrique, car elle comprend plusieurs variables sensibles à une diversité d'altérations (Stevenson et al., 2013). De plus en plus fréquemment utilisés, les indices multimétriques souffrent cependant de la subjectivité que peut impliquer la sélection en amont des

métriques constitutives (Reavie et al., 2008). Nous avons tenté ici d'éviter cet écueil en proposant une méthode de sélection basée sur la robustesse de la réponse des métriques aux gradients environnementaux.

L'IBDL est pourtant apparu plus laxiste que l'IBML pour évaluer l'état écologique des lacs. La littérature comparant les résultats de différents indices lacustres, même rare, converge en effet vers une surestimation de la qualité de l'eau par les diatomées (Kolada et al., 2016). Il est vrai que les indices récents basés sur les diatomées peinent à détecter de nouveaux lacs impactés, qui n'auraient pas été déjà détectés par les indices macrophytiques. Bennion et al. (2014) ont montré par exemple que leur indice (LTDI) était performant pour les lacs en bon état écologique, mais peu discriminant pour les lacs en plus faible état, en particulier en ce qui concerne les altérations morphologiques pour lesquelles les diatomées sont faiblement indicatrices.

Une explication possible peut être la forte abondance dans les bases de données de complexes taxonomiques tels qu'*Achnanthydium minutissimum* ou *Gomphonema parvulum*. Ces entités taxonomiques intègrent des taxons morphologiquement proches, mais présentant des préférences écologiques distinctes. En raison de l'existence de différents taxons au sein du complexe, de nombreux auteurs considèrent par exemple *A. minutissimum* comme indicateur d'une bonne qualité de l'eau (Almeida et al., 2014), tandis que d'autres le considèrent comme tolérant aux contaminants toxiques (métaux) et aux perturbations hydrologiques (Cantonati et al., 2014). Compte tenu de l'abondance généralement élevée d'*A. minutissimum* dans les échantillons, cela tend à brouiller la relation pression-réponse entre les scores de l'indice et les variables environnementales (Potapova et Hamilton, 2007). Un avantage certain de TITAN réside dans le fait que cette méthode ne sélectionne pas de complexe taxonomique comme taxon d'alerte, étant donné que leur abondance ne montre pas de réponse claire aux gradients environnementaux. *Achnanthydium minutissimum*, même s'il est très abondant dans notre jeu de données (22 % de l'abondance totale des espèces), n'a pas été considéré comme taxon d'alerte.

Il n'en reste pas moins que l'IBDL, en dépit d'excellentes relations aux paramètres d'altération (les scores d'IBDL sont notamment plus fortement corrélés au Pt que les scores d'IBML ou que la combinaison des deux indices), s'est révélé moins sévère que l'IBML. En conséquence, comment justifier l'utilisation d'indices basés sur les diatomées pour évaluer l'état écologique des lacs ?

Tout d'abord, les différences de réponses entre macrophytes et diatomées reposent en partie sur leurs périodes d'intégration respectives, étant donné que les indices fournissent des évaluations écologiques correspondant au temps où l'assemblage se développe. Lavoie (2009) a montré que la période d'intégration d'un indice diatomique était d'environ 2 à 5 semaines en ce qui concerne les conditions trophiques, alors que les macrophytes réagissent sur des échelles de temps annuelles (Kelly et al., 2016). Étant donné que les diatomées captent directement les nutriments présents dans la colonne d'eau (Wetzel, 2001), elles sont également plus directement sensibles aux changements rapides de l'état trophique que les macrophytes. La réponse rapide du phytobenthos aux conditions du milieu justifie ainsi leur utilisation en routine (Schneider et al., 2019), en particulier pour les lacs en état de non-équilibre (Kelly et al., 2016).

Ensuite, les indices basés sur les diatomées sont incontournables lorsque les pressions hydrologiques dans les zones littorales lacustres entravent le développement des macrophytes, et pour les lacs dont les communautés de macrophytes sont naturellement pauvres en espèces, voire absentes (Schneider et al., 2019). Les indices diatomiques peuvent être mis en œuvre dans tout type de lacs, ce qui n'est pas le cas des indices macrophytiques. De plus, les résultats d'IBDL sont directement comparables quel que soit le substrat échantillonné. De nombreuses études soulignent que les relations allélopathiques entre les macrophytes et les diatomées épiphytes peuvent être responsables d'associations spécifiques entre les macrophytes et les espèces de diatomées et peuvent ainsi contribuer à l'organisation d'assemblage particuliers (Hinojosa-Garro et al. 2010). En termes de préférences écologiques, et par conséquent en termes de scores d'IBDL, nos résultats ne montrent pas de différences significatives entre les communautés échantillonnées sur des substrats minéraux ou sur des macrophytes au niveau des unités d'observation, ce qui corrobore les résultats précédents obtenus par Kitner et Poulíčková (2003) ou Bennion et al. (2014). D'autres études soutiennent même l'utilisation des diatomées épiphytes comme indicateurs biologiques lacustres indépendamment de l'espèce macrophytique dominante échantillonnée (Cejudo-Figueiras et al., 2010). L'essentiel est d'éviter d'échantillonner des plantes en voie de sénescence, ou au contraire trop jeunes (effet potentiel du stade de colonisation, King et al., 2006).

En ce qui concerne le processus d'intercalibration de l'IBDL, et la validation des seuils d'état écologique proposés, la première étape exposée dans ce rapport a consisté à tester la validité de la corrélation entre les scores d'IBDL et le phosphore total (Pt) dans notre jeu de données. Seules les typologies de plans d'eau d'alcalinité élevée (HA) et d'alcalinité moyenne (MA) ont été considérées, mais en tout état de cause le dernier exercice d'intercalibration n'a pas pu être réalisé pour les lacs de faible alcalinité (LA), trop peu nombreux. Nous avons obtenu de très bonnes corrélations, nettement améliorées en comparaison de la relation non significative obtenue entre l'IBD et le Pt (cf premier round d'intercalibration européenne), et même plus robustes que celles observées à l'échelle pan-européenne (R^2 de 32% à 66% maximum, Kelly et al., 2014b). Une deuxième étape a consisté à tester la corrélation

entre les scores d'IBDL et les scores de la métrique commune d'intercalibration, en EQR. Les résultats obtenus tendent à démontrer une très bonne concordance entre ces indices dans les lacs à moyenne ($R^2=0,93$) et haute alcalinité ($R^2=0,77$). Nous sommes donc confiants dans notre capacité à intégrer le processus d'intercalibration. Le rapport établi pour la commission européenne, joint en Annexe 3, compare les seuils proposés aux seuils déterminés lors du dernier exercice et démontre leur compatibilité.

5. Conclusion

Le nouvel indice diatomées proposé ici répond aux exigences de la DCE et permet le diagnostic écologique des lacs de France métropolitaine. L'IBDL s'est révélé particulièrement pertinent par le double intérêt qu'il présente : une excellente relation au phosphore total ainsi qu'une application possible dans tout type de lac. Il se révèle ainsi complémentaire de l'IBML, et confirme la nécessité de disposer d'au moins deux indices basés sur les producteurs primaires afin d'obtenir une évaluation complète et robuste de l'état écologique (Kelly et al., 2016).

De plus, l'IBDL, par la très bonne corrélation qu'il présente vis-à-vis de la métrique commune, peut s'intégrer au processus d'intercalibration européenne. Le rapport pour la Commission Européenne présenté en Annexe 3 montre la compatibilité des seuils d'état écologique dérivés de l'IBDL avec les seuils établis par les différents pays membres lors du dernier exercice.

Enfin, l'ensemble de ce travail va donner lieu à la soumission prochaine d'une publication dans la revue *Ecological Indicators*.

Le script R de calcul de l'IBDL est livré simultanément au présent rapport (Annexe 4).

6. Sigles & Abréviations

DCE : Directive Cadre européenne sur l'Eau

DREAL : Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

EQB : Elément de Qualité Biologique

EQR : Ratio de Qualité Ecologique

IBD : Indice Biologique Diatomées

IBML : Indice Biologique Macrophytique en Lac

IBDL : Indice Biologique Diatomées en Lac

IPLAC : Indice Phytoplancton LACustre

TITAN : Threshold Indicator Taxa ANalysis

UO : Unité d'Observation

7. Bibliographie

- AFNOR, 2010. Qualité de l'eau - Échantillonnage des communautés de macrophytes en plans d'eau. Norme NF 90 T-328.
- AFNOR, 2016. Qualité de l'eau – Échantillonnage, traitement et analyse de diatomées benthiques en cours d'eau et canaux. Association française de normalisation, Norme NF 90 T-354.
- Almeida, S. F., Elias, C., Ferreira, J., Tornés, E., Puccinelli, C., Delmas, F., Sabater, S., 2014. Water quality assessment of rivers using diatom metrics across Mediterranean Europe: A methods intercalibration exercise. *Science of the Total Environment*, 476: 768-776.
- Baker, E, King, R.S., Kahle, D., 2020. TITAN2: Threshold Indicator Taxa Analysis. R package version 2.4.1. <https://CRAN.R-project.org/package=TITAN2>
- Bennion, H., Kelly, M. G., Juggins, S., Yallop, M. L., Burgess, A., Jamieson, J., Krokowski, J., 2014. Assessment of ecological status in UK lakes using benthic diatoms. *Freshwater Science*, 33(2): 639-654.
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., 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.
- Boutry, S.; Bertrin, V. & Dutartre, A., 2015. Indice Biologique Macrophytique en Lac (IBML) : notice de calcul. Irstea, pp.25. (hal-02602320).
- Brauer, Verena S., et al. "The Nutrient-Load Hypothesis: Patterns of Resource Limitation and Community Structure Driven by Competition for Nutrients and Light." *The American Naturalist*, vol. 179, no. 6, 2012, pp. 721–740. JSTOR, www.jstor.org/stable/10.1086/665650.
- Cantonati, M., & Lowe, R. L., 2014. Lake benthic algae: toward an understanding of their ecology. *Freshwater Science*, 33(2): 475-486.
- Carayon, D., Eulin-Garrigue, A., Vigouroux, R., & Delmas, F., 2020. A new multimetric index for the evaluation of water ecological quality of French Guiana streams based on benthic diatoms. *Ecological Indicators*, 113: 106248.
- Cejudo-Figueiras, C., Alvarez-Blanco, I., Bécares, E., Blanco, S., 2010. Epiphytic diatoms and water quality in shallow lakes: the neutral substrate hypothesis revisited. *Marine and freshwater research*, 61(12): 1457-1467.
- Cellamare, M., Morin, S., Coste, M., Haury, J., 2012. Ecological assessment of French Atlantic lakes based on phytoplankton, phytobenthos and macrophytes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(8): 4685-4708.
- CEN (Comité Européen de Normalisation), 2003. Water quality - Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers. EN 13946:2003. Comité Européen de Normalisation, Geneva, Switzerland.
- Costas, N., Pardo, I., Méndez-Fernández, L., Martínez-Madrid, M., Rodríguez, P., 2018. Sensitivity of macroinvertebrate indicator taxa to metal gradients in mining areas in Northern Spain. *Ecological Indicators*, 93: 207-218.
- Dufrêne, M., & Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67(3): 345-366.
- European Union, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23rd October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Official Journal of European Communities, European Commission, Brussels (2000) (22 December, L 327/1).
- Free, G., Tierney, D., Little, R., Kelly, F.L., Kennedy, B., Plant, C., Trodd, W., Wynne, C., Caroni, R., Byrne, C., 2016. Lake ecological assessment metrics in Ireland: relationships with phosphorus and typology parameters and the implications for setting nutrient standards. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 116: 191 – 204.
- Gieswein, A., Hering, D., Lorenz, A. W., 2019. Development and validation of a macroinvertebrate-based biomonitoring tool to assess fine sediment impact in small mountain streams. *Science of the Total Environment*, 652: 1290-1301.
- Gonzalez-Paz, L., Delgado, C., Pardo, I., 2020. Understanding divergences between ecological status classification systems based on diatoms. *Sci. Total Environ.* 734, 139418.
- Gotelli, N.J. and McCabe, D.J., 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J.M. Dia-mond's assembly rules model. *Ecology*, 83(8): 2091–2096.

- Gottschalk, S., Kahlert, M., 2012. Shifts in taxonomical and guild composition of littoral diatom assemblages along environmental gradients. *Hydrobiologia* 694, 41 – 56.
- Hinojosa-Garro, D., Mason, C. F., & Underwood, G. J., 2010. Influence of macrophyte spatial architecture on periphyton and macroinvertebrate community structure in shallow water bodies under contrasting land management. *Fundamental and applied limnology*, 177(1): 19-28.
- Kelly, M.; Urbanic, G.; Acs, E.; Bennion, H.; Bertrin, V.; Burgess, A.; Denys, L.; Gottschalk, S.; Kahlert, M.; Karjalainen, S.; Kennedy, B.; Kosi, G.; Marchetto, A.; Morin, S.; Picinska-Faltnowicz, J.; Poikane, S.; Rosebery, J.; Schoenfelder, I.; Schoenfelder, J., Varbiro, G., 2014a. Comparing aspirations: intercalibration of ecological status concepts across European lakes for littoral diatoms *Hydrobiologia*, 734: 125-141.
- Kelly, M.; Acs, E.; Bertrin, V.; Bennion, H.; Borics, G.; Burgess, A.; Denys, L.; Ecke, F.; Kahlert, M.; Karjalainen, S.; Kennedy, B.; Marchetto, A.; Morin, S.; Picinska Faltnowicz, J.; Phillips, G.; Schönfelder, I.; Schönfelder, J.; Urbanic, G.; Van Dam, H., Zalewski, T., 2014b. Water Framework Directive Intercalibration Technical Report: Lake Phytobenthos ecological assessment methods Publications Office of the European Union, 125 p.
- Kelly, M.G., Birk, S., Willby, N.J., Denys, L., Drakare, S., Kahlert, M., Karjalainen, S.M., Marchetto, A., Pitt, J.-A., Urbanic, G., Poikane, S., 2016. Redundancy in the ecological assessment of lakes: are phytoplankton, macrophytes and phytobenthos all necessary? *Sci. Total Environ.* 568, 594 – 602.
- Khamis, K., Hannah, D. M., Brown, L. E., Tiberti, R., & Milner, A. M., 2014. The use of invertebrates as indicators of environmental change in alpine rivers and lakes. *Science of the Total Environment*, 493: 1242-1254.
- King, L., Clarke, G., Bennion, H., Kelly, M., Yallop, M., 2006. Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. *J. Appl. Phycol.* 18, 15 – 25.
- King, R. S., & Richardson, C. J., 2003. Integrating bioassessment and ecological risk assessment: an approach to developing numerical water-quality criteria. *Environmental management*, 31(6): 795-809.
- Kitner, M., & Poulíková, A., 2003. Littoral diatoms as indicators for the eutrophication of shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506(1): 519-524.
- Kolada, A., Pasztaleniec, A., Bielszyńska, A., Soszka, H., 2016. Phytoplankton, macrophytes and benthic diatoms in lake classification: consistent, congruent, redundant? Lessons learnt from WFD-compliant monitoring in Poland. *Limnologica*, 59: 44-52.
- Krammer, K., and Lange-Bertalot, H., 1986-1991. *Bacillariophyceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart, Germany: Gustav Fisher Verlag.
- Jüttner, I., P. J. Chimonides, S. J. Ormerod, 2010. Using diatoms as quality indicators for a newly-formed urban lake and its catchment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 162: 47–65.
- Lainé, M., Morin, S., Tison-Rosebery, J., 2014. A multicompartiment approach-diatoms, macrophytes, benthic macroinvertebrates and fish-to assess the impact of toxic industrial releases on a small French river. *PLoS One*, 9(7): e102358.
- Lange-Bertalot, H., 1995-2015. *Iconographia Diatomologica. Annotated Diatom Micrographs*. Koenigstein: Koeltz Scientific Books.
- Lavoie, I., Hamilton, P. B., Wang, Y. K., Dillon, P. J., Campeau, S., 2009. A comparison of stream bioassessment in Québec (Canada) using six European and North American diatom-based indices. *Nova Hedwigia*, 135: 37-56.
- Larras, F., Coulaud, R., Gautreau, E., Billoir, E., Rosebery, J., Usseglio-Polatera, P., 2017. Assessing anthropogenic pressures on streams: A random forest approach based on benthic diatom communities. *Science of the Total Environment*, 586: 1101-1112.
- Lecointe, C., Coste, M., Prygiel, J., 1993. “Omnidia ” : Software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, 269-270: 509-513.
- Mondy, C. P., Villeneuve, B., Archambault, V., Usseglio-Polatera, P., 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators*, 18: 452-467.
- Poikane, S., Kelly, M., & Cantonati, M., 2016. Benthic algal assessment of ecological status in European lakes and rivers: Challenges and opportunities. *Science of the Total Environment*, 568: 603-613.
- Potapova, M., and P. B. Hamilton. 2007. Morphological and ecological variation within the *Achnanthydium minutissimum* (Bacillariophyceae) species complex. *Journal of Phycology* 45:561 – 575.
- Poulíková, A., Letakov a, M., Hasler, P., Cox, E., Duchoslav, M., 2017. Species complexes within epiphytic diatoms and their relevance for the bioindication of trophic status. *Sci. Total Environ.* 599 – 600, 820 – 833.
- R Core Team, 2021. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <http://www.R-project.org/>

- Reavie, E. D., Kireta, A. R., Kingston, J. C., Sgro, G. V., Danz, N. P., Axler, R. P., & Hollenhorst, T. P., 2008. Comparison of simple and multimetric diatom-based indices for great lakes coastline disturbance. *Journal of Phycology*, 44(3) : 787-802.
- Riato, L., Leira, M., Della Bella, V., Oberholster, P. J., 2018. Development of a diatom-based multimetric index for acid mine drainage impacted depression wetlands. *Science of the Total Environment*, 612: 214-222.
- Rott E., Pipp E., Pfister P., van Dam H., Ortler K., Binder N., Pall K. 1998. Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien. Scheffer M. (1998) *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman and Hall, London, 228 pp.
- Schneider, S.C., Hjermand, D.O., Edvardsen, H., 2019. Do benthic algae provide important information over and above that provided by macrophytes and phytoplankton in lake status assessment? Results from a case study in Norway. *Limnologia* 76, 28 – 40.
- Schneider, S.C., Kahlert, M., Kelly, M.G., 2013. Interactions between pH and nutrients on benthic algae in streams and consequences for ecological status assessment and species richness patterns. *Sci. Total Environ.* 444, 73 – 84.
- Stevenson, R. J., Zalack, J. T., & Wolin, J., 2013. A multimetric index of lake diatom condition based on surface-sediment assemblages. *Freshwater science*, 32(3) : 1005-1025.
- Stevenson, J., 2014. Ecological assessments with algae: a review and synthesis. *J. Phycol.* 50, 437 – 461.
- Stenger-Kovács, C., Buczko, K., Hajnal, E., & Padisák, J., 2007. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia*, 589(1): 141-154.
- Zelinka, M., & Marvan, P., 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57: 389-407.

8. Table des illustrations

Tableaux

Tableau 1 : Description des variables physico-chimiques	7
Tableau 2 : Standardisation des seuils d'état entre métriques	14
Tableau 3 : Description des données physico-chimiques	15

Figures

Figure 1 : Lacs pour lesquels nous disposons de données exploitables sur la période 2015-2020, avec la fréquence d'échantillonnage associée et les types naturels de lacs déterminés lors de l'exercice européen d'intercalibration (LA : alcalinité $< 0.2 \text{ meq.l}^{-1}$; MA : $0.2 \text{ meq.l}^{-1} < \text{alcalinité} < 1 \text{ meq.l}^{-1}$; HA : alcalinité $> 1 \text{ meq.l}^{-1}$).	4
Figure 2 : Fichiers à renseigner pour chaque prélèvement biologique (le format prn correspond au format de sortie des inventaires d'Omnidia)	5
Figure 3 : Critères de validité des relevés.	6
Figure 4 : Structure de la base de données	8
Figure 5 : Assignation au groupe (z+, z- ou indifférent) pour un taxon (d'après Baker et King 2010)	10
Figure 6 : Graphique de détermination du seuil de rupture de la communauté (d'après Baker et King 2010)	10
Figure 7 : Démarche globale de développement de l'indice	11
Figure 8 : Graphique de sélection des taxons d'alerte (d'après Baker et King 2010)	12
Figure 9 : Principe de mise en place d'une grille d'évaluation de l'état écologique à partir des valeurs obtenues de métrique	13
Figure 10 : Distribution statistique des scores d'IBDL obtenus sur l'ensemble de la base de données.	15
Figure 11 : Corrélation entre les scores d'IBDL et les variables environnementales considérées.	16
Figure 12 : Corrélation entre les scores d'IBDL et de la métrique commune d'intercalibration (CM).	17
Figure 13 : Cartes d'état écologique des lacs échantillonnés de 2015 à 2020, obtenues à partir des scores d'IBDL (en rouge : Bad, orange : Poor, jaune : Moderate, vert : Good, bleu : High)	17
Figure 14 : Différence entre les scores d'IBDL et d'IBML en fonction des scores d'IBDL.	18

9. Annexe 1 : Bilan de campagne

code_pe	Nom_Lac	typo_dce	agence	Reçu
ABB39	Abbaye (l')	N4	RMC	2
AlG73	Aiguebelette	N4	RMC	1
AlL02	Ailette (barrage de l')	A7b	SN	1
ALL04	Allos (lac d')	N2	RMC	4
AMA10	Amance (barrage-réservoir aube lac)	A7b	SN	1
ANN74	Annecy (lac d')	N4	RMC	2
ANS69	Anse (gravière d')	A16	RMC	1
ANT74	Anterne (lac d')	N1	RMC	3
ARJ40	Arjuzanx (lac d')	A14	AG	2
AUL13	Aulnes (étang des)	N11	RMC	3
AUR40	Aureilhan (étang d')	N10	AG	2
AYD63	Aydat (lac d')	N6	LB	3
BAR01	Barterand (lac de)	N3	RMC	4
BAY58	Baye (étang de)	A7a	LB	1
BGP77	Grande-paroisse (base de loisirs de la)	A16	SN	1
BIS40	Biscarrosse (petit étang de)	N10	AG	2
BLA40	Blanc (étang du)	N10	AG	2
BOR63	Bordes (lac des)	N5	LB	1
BOU33	Bousquet (lac du)	A14	AG	2
BOU35	Boulet (étang du)	A6a	LB	1
BOU63	Bourdouze (lac de)	N5	LB	2
BOU73	Bourget	N4	RMC	2
CAN77b	Cannes-Ecluse les gravelottes (gravière de)	A16	SN	1
CAR35	Carcraon (étang de)	A6a	LB	1
CAS63	Cassiere (lac de la)	N5	LB	1
CAZ40	Cazaux (étang de)	N9	AG	5
CHA39	Chalain (lac de)	N4	RMC	2
CHA63	Chambon (lac)	N5	LB	2
CRA18	Craon (étang de)	A7a	LB	1
ECH33	Carcans-Hourtin (étang de)	N10	AG	4
ECL28	Ecluzelles (plan d'eau d')	A16	SN	1
ENT13	Entressen (d')	N11	RMC	4
ENT25	Entonnoir-bouverans (l')	N3	RMC	4
ETI39	Etival (grand lac)	N3	RMC	3
GEB69	Eaux bleues (des)	A16	RMC	2
GER88	Gérardmer	N6	RM	3
GLC39	Clairvaux (Grand lac)	N4	RMC	1
GOR59	Mare à goriaux	A16	AP	3
ISS07	Issarlès (lac d')	N7	LB	1
LAC33	Lacanau (étang de)	N10	AG	3
LAF38	Laffrey (grand lac de)	N4	RMC	1
LAR31	Laragou (barrage de)	A6a	AG	1
LDC51	Der-Chantecoq (barrage-réservoir marne lac du)	A7b	SN	1
LDC63	Chauvet (lac)	N7	AG	1
LEO40	Léon (étang de)	N10	AG	3
LER27a	Deux Amants (base de plein air et de loisirs de Léry-poses lac des)	A16	SN	1
LER27b	Mesnil (base de plein air et de loisirs de Léry-poses lac du)	A16	SN	1
LGM39	Grand maclu (lac du)	N4	RMC	3
LLI66	Lliat	N1	RMC	6
LON88	Longemer	N6	RM	1
LOU37	Louroux (étang du)	A7a	LB	1
LPC38	Pierre-châtel (lac de)	N3	RMC	4
LRO39	Rousses (lac des)	N4	RMC	1
LSF43	Saint front (lac de)	N5	LB	1
MAD55	Madine (étang de la)	A7a	RM	1
MEB01	Montrevel-en-Bresse (gravière de)	A16	RMC	1
MON74	Montriond (lac de)	N4	RMC	3
MUT57	Mutsche (étang de)	A7a	RM	1
NAN01	Nantua (lac de)	N4	RMC	2

code_pe	Nom_Lac	typo_dce	agence	Reçu
NEG06	Nègre (lac)	N1	RMC	3
NOY56	Noyalo (étang de)	A6a	LB	1
ORX40	Orx (marais d')	A6a	AG	2
PAI35	Paimpont (étang de)	A6a	LB	1
PAL38	Paladru	N4	RMC	2
PAR40	Parentis	N9	AG	3
PAR54	Parroy (étang de)	A7b	RM	2
PET38	Pétichet	N4	RMC	2
PIB35	Piblais 940 (gravières la)	A16	LB	1
PPE14	Pont-l'Evêque (plan d'eau de)	A16	SN	2
PRA33	Prade (lac de la)	A6a	AG	1
PRA66	Pradeilles (de)	N1	RMC	7
PUI18	Du puits (étang)	A6a	LB	1
REA13	Réaltor (bassin du)	A8	RMC	1
REM25	Remoray (lac de)	N4	RMC	2
RGL69	Grand-large (du)	A14	RMC	4
RIN53	Rincerie (étang de la)	A6a	LB	1
RMP85	Moulin Papon (retenue de)	A6b	LB	1
RMR49	Moulin Ribou (retenue de) [complexe du Moulin Ribou]	A6b	LB	1
SEI10	Forêt d'Orient (barrage-réservoir seine lac de la)	A7b	SN	1
SER63	Servieres (lac de)	N6	LB	2
SOU40	Soustons (étang de)	N10	AG	2
SPO25	Saint Point	N4	RMC	2
SYL01	Sylans (lac de)	N4	RMC	2
TAZ63	Gour de Tazenat (lac de)	N7	LB	1
TRA02	Travecy (Gravière de)	A16	SN	1
UBY32	Uby (lac de l')	A6a	AG	4
VAL39	Val (lac du)	N4	RMC	1
VAL45	Vallee (étang de la)	A6a	LB	1
VAU58	Vaux (étang de)	A7a	LB	2
VDS78d	Petit rouillard	A16	SN	1
VFO08	Vieilles forges (retenue des)	A6a	RM	2
VIG59	Vignoble (étang du)	A14	AP	4
YRI40	Yrieu (étang d')	N9	AG	4

10. Annexe 2 : Tableau des taxons indiciels et taxons d'alerte

code	name	author	Taxon d'alerte (1 : oui ; 0 : non)			
			DBO5	SP	NKJ	Pt
AAMB	Aulacoseira ambigua	(Grunow) Simonsen	0	0	0	0
ABRT	Achnanthydium bioretii	(Germain) Edlund	0	0	0	0
ABRY	Adlafia bryophila	(Petersen) Lange-Bertalot in Moser & al.	0	0	0	0
ACAF	Achnanthydium affine	(Grun) Czarnecki	0	0	0	0
ACLI	Achnanthydium lineare	W. Smith	0	0	0	1
ACOP	Amphora copulata	(Kützing) Schoeman & Archibald	1	1	1	1
ADAM	Achnanthydium atomoides	Monnier, Lange-Bertalot & Ector	0	0	0	0
ADAS	Achnanthydium anastasiae	(Kaczmarska) Chudaev et Gololobova	0	0	0	0
ADBA	Achnanthydium barbei	Le Cohu & Pérès	0	0	0	0
ADCA	Achnanthydium caledonicum	Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	0	0	0	0
ADCT	Achnanthydium catenatum	(Bily & Marvan) Lange-Bertalot	0	0	0	1
ADDA	Achnanthydium daonense	(Lange-Bertalot) Lange-Bertalot Monnier & Ector	0	0	0	0
ADEG	Achnanthydium exiguum	(Grunow) Czarnecki	1	0	0	1
ADEU	Achnanthydium eutrophilum	(Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	1	1	1	1
ADEX	Achnanthydium exile	(Kützing) Heiberg	0	0	0	0
ADGL	Achnanthydium gracillimum	(Meister) Lange-Bertalot	0	0	0	0
ADHE	Achnanthydium helveticum	(Hustedt) Monnier Lange-Bertalot & Ector	0	0	0	0
ADJK	Achnanthydium jackii	Rabenhorst	0	0	0	0
ADKR	Achnanthydium kranzii	(Lange-Bertalot) Round & Bukhtiyarova	0	0	0	0
ADLA	Achnanthydium latecephalum	Kobayasi	0	0	0	0
ADMC	Achnanthydium microcephalum	Kützing sensu W. Smith	0	0	1	0
ADMI	Achnanthydium minutissimum	(Kützing) Czarnecki	0	0	0	0
ADMO	Achnanthydium delmontii	PeRes. Le Cohu et Barthes	0	0	0	0
ADMS	Adlafia minuscula	(Grunow) Lange-Bertalot	0	0	0	0
ADMU	Adlafia muralis	(Grunow in Van Heurck 1880) Li et Qi	0	0	0	0
ADNM	Achnanthydium neomicrocephalum	Lange-Bertalot & Staab	0	0	0	0
ADPL	Achnanthydium pseudolineare	Van de Vijver. Novais et Ector	0	0	0	0
ADPS	Achnanthydium petersenii	(Hustedt) C.E. Wetzel, Ector, D.M. Williams & Jüttner	0	0	0	0
ADPY	Achnanthydium pyrenaicum	(Hustedt) Kobayasi	0	0	0	0
ADRI	Achnanthydium rivulare	Potapova & Ponader	0	0	0	1
ADRK	Achnanthydium rosenstockii	(Lange-Bertalot) Lange-Bertalot in Krammer & Lange-Bertalot	0	0	0	0
ADRU	Achnanthydium druartii	Rimet & Couté in Rimet & al.	0	1	0	1

code	name	author	Taxon d'alerte (1 : oui ; 0 : non)			
			DBO5	SP	NKJ	Pt
ADSA	Achnanthidium saprophilum	(Kobayasi et Mayama) Round & Bukhtiyarova	0	0	0	0
ADSB	Achnanthidium straubianum	(Lange-Bertalot)Lange-Bertalot	0	0	0	0
ADSH	Achnanthidium subhudsonis	(Hustedt) H. Kobayasi	1	1	0	0
ADSO	Achnanthidium subatomoides	(Hustedt) Monnier, Lange-Bertalot et Ector	0	0	0	0
ADTR	Achnanthidium trinode	Ralfs in Pritchard	0	0	0	0
AFOR	Asterionella formosa	Hassall	0	0	0	0
AGRU	Achnanthes grubei	Simonsen	0	0	0	0
AGSL	Aulacoseira granulata	(Ehrenberg) Simonsen	1	1	1	1
AHOF	Achnanthidium hoffmannii	Van de Vijver. Ector, Mertens & Jarlman	0	0	0	0
AINA	Amphora inariensis	Krammer	0	0	0	0
ALBL	Adlafia langebertalotii	Monnier et Ector	0	0	0	0
AMDN	Amphora meridionalis	Levkov	0	0	0	0
AMID	Amphora indistincta	Levkov	0	0	0	0
AMLB	Amphora lange-bertalotii	Levkov, & Metzeltin	1	0	1	1
AMUZ	Aulacoseira muzzanensis	(Meister) Krammer	0	1	0	1
ANSS	Aneumastus stroesei	(Østrup) Mann & Stickle in Round Crawford & Mann	0	0	0	0
AOVA*	Amphora ovalis var. ovalis	(Kützing) Kützing	0	0	0	0
APED	Amphora pediculus	(Kützing) Grunow	1	1	0	1
APEL	Amphipleura pellucida	Kützing	0	0	0	0
ASBL	Achnanthidium sublineare	Van de Vijver. Jarlman et Ector	0	0	0	0
AUGR	Aulacoseira granulata	(Ehrenberg) Simonsen	0	1	1	1
AUPU	Aulacoseira pusilla	(Meister) Tuji et Houki	0	1	1	1
AUSL	Aulacoseira scalaris	(Grunow) Houk, Klee & Passauer	0	0	0	1
AUSU	Aulacoseira subarctica	(O. Müller) Haworth	0	0	0	0
AUVA	Aulacoseira valida	Grunow)Krammer	0	1	1	1
AVTU	Amphora vetula	Levkov,	0	0	0	0
AZHA	Achnanthidium zhakovschikovii	M. Potapova	0	0	0	0
BBRE*	Brachysira brebissonii subsp. brebissonii	Ross in Hartley	0	0	0	0
BGAR	Brachysira garrensis	(Lange-Bertalot & Krammer) Lange-Bertalot	0	0	0	0
BLIL	Brachysira liliana	Lange-Bertalot	0	0	0	0
BMIC	Brachysira microcephala	(Grunow) Compère	0	0	0	0
BNEG	Brachysira neglectissima	Lange-Bertalot	0	0	0	0
BNEO	Brachysira neoexilis	Lange-Bertalot	0	0	0	0
BPAX	Bacillaria paxillifera	(O.F. Müller) Hendey	0	0	0	0
BPRO	Brachysira procera	Lange-Bertalot & Moser	0	0	0	0
BVIT	Brachysira vitrea	(Grunow) Ross in Hartley	0	0	0	0

code	name	author	Taxon d'alerte (1 : oui ; 0 : non)			
			DBO5	SP	NKJ	Pt
CAEX*	<i>Cymbella excisa</i> var. <i>excisa</i>	Kützing	0	1	0	0
CAFF*	<i>Cymbella affinis</i> var. <i>affinis</i>	Kützing	0	1	0	0
CAFM	<i>Cymbella affiniformis</i>	Krammer	0	0	0	0
CAMB	<i>Craticula ambigua</i>	(Ehrenberg) Mann	0	0	0	1
CATE	<i>Caloneis tenuis</i>	(Gregory) Krammer	0	0	0	0
CATO	<i>Cyclotella atomus</i>	Hustedt	0	0	1	1
CBAC	<i>Caloneis bacillum</i>	(Grunow) Cleve	0	0	0	0
CBAM	<i>Cymbopleura amphicephala</i>	Krammer	0	0	0	0
CBHD	<i>Cymbopleura hustedtii</i>	Novelo Tavera & Ibarra	0	0	0	0
CBNA*	<i>Cymbopleura naviculiformis</i> var. <i>naviculiformis</i>	(Auerswald) Krammer	0	0	0	0
CCMP	<i>Cymbella compacta</i>	Østrup	0	0	0	0
CCOC	<i>Cavinula cocconeiformis</i>	(Gregory ex Greville) Mann & Stickle in Round Crawford & Mann	0	0	0	0
CCYM	<i>Cymbella cymbiformis</i>	Agardh	0	0	0	0
CDTG*	<i>Cyclotella distinguenda</i> var. <i>distinguenda</i>	Hustedt	0	0	0	0
CDUB	<i>Cyclostephanos dubius</i>	(Fricke) Round	0	0	0	1
CEUG	<i>Cocconeis euglypta</i>	Ehrenberg	1	1	1	0
CEXF*	<i>Cymbella excisiformis</i> var. <i>excisiformis</i>	Krammer	0	0	0	0
CFON	<i>Caloneis fontinalis</i>	(Grunow in Van Heurck) Cleve-Euler	1	1	1	1
CFTF	<i>Cymbopleura florentiniformis</i>	Krammer	0	0	0	0
CHEL	<i>Cymbella helvetica</i>	Kützing	0	0	0	0
CHHA	<i>Chamaepinnularia hassiaca</i>	(Krasske) Cantonati & Lange-Bertalot	0	0	0	0
CHME	<i>Chamaepinnularia mediocris</i>	(Krasske) Lange-Bertalot in Lange- Bertalot & Metzeltin	0	0	0	0
CINV	<i>Cyclostephanos invisitatus</i>	Hohn & Hellerman)Theriot Stoermer & Håkansson	0	1	0	0
CJAR	<i>Cavinula jaernefeltii</i>	(Hustedt) Mann & Stickle in Round Crawford & Mann	0	0	0	0
CKPP	<i>Cymbella kappii</i>	(Cholnoky) Cholnoky	0	0	0	0
CLAE*	<i>Cymbella laevis</i> var. <i>laevis</i>	Naegeli ex Kützing	0	0	0	0
CLBE	<i>Cymbella lange-bertalotii</i>	Krammer	0	0	0	0
CLCT	<i>Caloneis lancettula</i>	(Schulz) Lange-Bertalot & Witkowski	1	1	1	0
CLEP	<i>Cymbella leptoceros</i>	(Ehrenberg) Kützing	0	0	0	0
CLNT	<i>Cocconeis lineata</i>	Ehrenberg	0	0	0	1
CLTL	<i>Cymbella lancettula</i>	(Krammer) Krammer	0	0	0	0
CMDU	<i>Cyclotella meduanae</i>	Germain emend Genkal	1	1	1	1
CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Kützing	0	1	1	1
CMLF	<i>Craticula molestiformis</i>	(Hustedt) Lange-Bertalot	0	0	0	0
CNCI*	<i>Cymbella neocistula</i> var. <i>neocistula</i>	Krammer	0	0	0	0

code	name	author	Taxon d'alerte (1 : oui ; 0 : non)			
			DBO5	SP	NKJ	Pt
CNLC	<i>Cymbella neolanceolata</i>	W. Silva	0	0	0	0
CNLP*	<i>Cymbella neoleptoceros</i> var. <i>neoleptoceros</i>	Krammer	0	1	1	1
CNTH	<i>Cocconeis neothumensis</i>	Krammer	1	0	0	1
COPL	<i>Cocconeis pseudolineata</i>	(Geitler) Lange-Bertalot	0	0	0	0
CPAR	<i>Cymbella parva</i>	(W. Sm.) Kirchner in Cohn	0	0	0	0
CPED	<i>Cocconeis pediculus</i>	Ehrenberg	0	0	0	0
CPLA*	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>placentula</i>	Ehrenberg	0	0	0	1
CPPV	<i>Cymbella perparva</i>	Krammer	0	0	0	0
CPRX*	<i>Cymbella proxima</i> var. <i>proxima</i>	Reimer in Patrick & Reimer	0	0	0	0
CPSE	<i>Cavinula pseudoscutiformis</i>	(Hustedt) Mann & Stickle in Round Crawford & Mann	0	0	0	0
CSAQ*	<i>Cymboppleura subaequalis</i> var. <i>subaequalis</i>	(Grunow) Krammer	0	0	0	0
CSBH	<i>Cymbella subhelvetica</i>	Krammer	0	0	0	0
CSCI	<i>Cymbella subcistula</i>	Krammer	0	0	0	0
CSHU	<i>Caloneis schumanniana</i>	(Grunow in Van Heurck) Cleve	0	0	0	0
CSLP	<i>Cymbella subleptoceros</i>	Krammer	0	0	0	0
CSMU	<i>Chamaepinnularia submuscicola</i>	(Kraske) Lange-Bertalot	0	0	0	0
CSNU	<i>Craticula subminuscula</i>	(Manguin) C.E. Wetzel & Ector	1	1	1	1
CTPU	<i>Ctenophora pulchella</i>	(Ralfs ex Kütz.) Williams et Round	0	0	0	0
CTRQ	Centric diatoms	Diatomées centriques indifférenciées	0	0	0	0
CTUM	<i>Cymbella tumida</i>	(Brébisson) Van Heurck	0	0	0	1
CVUL*	<i>Cymbella vulgata</i> var. <i>vulgata</i>	Krammer	0	0	0	0
DCAL	<i>Diploneis calcilacustris</i>	Lange-Bertalot et A. Fuhrmann	0	0	0	0
DCOF*	<i>Diademesmis confervacea</i> var. <i>confervacea</i>	Kützing	0	0	1	0
DEHR	<i>Diatoma ehrenbergii</i>	Kützing	0	0	0	0
DITE	<i>Diatoma tenue</i>	Agardh	0	1	0	1
DKUE*	<i>Denticula kuetzingii</i> var. <i>kuetzingii</i>	Grunow	0	0	0	0
DMES	<i>Diatoma mesodon</i>	(Ehrenberg) Kützing	0	0	0	0
DOBL	<i>Diploneis oblongella</i>	(Naegeli) Cleve-Euler	0	0	0	0
DOCU	<i>Diploneis oculata</i>	(Brébisson in Desmazières) Cleve	0	0	1	0
DPAR	<i>Diploneis parva</i>	Cleve	0	0	0	0
DPDE	<i>Delicatophycus delicatulus</i>	(Kützing) M.J. Wynne .	0	0	0	0
DPSG	<i>Discostella pseudostelligera</i>	(Hustedt) Houk & Klee emend. Genkal	0	1	0	0
DSEP	<i>Diploneis separanda</i>	Lange-Bertalot	0	0	0	0
DSTE	<i>Discostella stelligera</i>	(Cleve et Grun.) Houk & Klee	0	0	0	0

code	name	author	Taxon d'alerte (1 : oui ; 0 : non)			
			DBO5	SP	NKJ	Pt
DTEN	Denticula tenuis	Kützing	0	0	0	0
DVUL	Diatoma vulgaris	Bory	0	0	0	0
EADN	Epithemia adnata	(Kützing) Brébisson	1	1	1	1
EARB	Eunotia arcubus	Nörpel-Schempp & Lange-Bertalot	0	0	0	0
EARC*	Eunotia arcus var. arcus sensu stricto	Ehrenberg	0	0	0	0
EAUE	Encyonema auerswaldii	Rabenhorst	0	1	0	0
EBLU	Eunotia bilunaris	(Ehrenberg) Schaarschmidt	0	0	0	0
EBOA	Eunotia boreoalpina	Lange-Bertalot & Nörpel-Schempp	0	0	0	0
EBOT	Eunotia botuliformis	Wild, Nörpel-Schempp & Lange-Bertalot	0	0	0	0
ECAE*	Encyonema caespitosum var. caespitosum	Kützing	0	0	0	0
ECAL	Encyonopsis alpina	Krammer & Lange-Bertalot	0	0	0	0
ECES	Encyonopsis cesatii	(Rabenhorst) Krammer	0	0	0	0
ECKR	Encyonopsis krammeri	Reichardt	0	0	0	0
ECPM	Encyonopsis minuta	Krammer & Reichardt	0	0	0	0
ECTA	Encyonopsis tavrana	Krammer	0	0	0	0
EEXI	Eunotia exigua	(Brébisson ex Kützing) Rabenhorst	0	0	0	0
EFAB	Eunotia faba	(Ehrenberg) Grunow in Van Heurck	0	0	0	0
EGBA	Epithemia gibba	(Ehrenberg) Kützing	0	1	1	1
EHOR	Encyonopsis horticola	Van de Vijver, Lange-Bertalot & Compère	0	0	0	0
EIMP	Eunotia implicata	Nörpel Lange-Bertalot & Alles	0	0	0	0
EINC*	Eunotia incisa var. incisa	Gregory	0	0	0	0
ELBV*	Encyonema lange-bertalotii var. lange-bertalotii	Krammer	0	0	0	0
ELEI	Encyonema leibleinii	(C. Agardh) Silva, Jahn Ludwig & Menezes	0	0	0	0
EMIN	Eunotia minor	(Kützing) Grunow in Van Heurck	0	0	0	0
ENAE	Eunotia naegelii	Migula	0	0	0	0
ENCM	Encyonopsis microcephala	(Grunow) Krammer	0	0	0	0
ENEE	Encyonopsis neerlandica	Van de Vijver. Verweij, Van Der Wal & Mertens	0	0	0	0
ENKA	Encyonema kalbei	Krammer	0	0	0	0
ENMI	Encyonema minutum	(Hilse in Rabh.) D.G. Mann in Round Crawford & Mann	1	1	1	1
ENNG	Encyonema neogracile	Krammer	0	0	0	0
ENRE	Encyonema reichardtii	(Krammer) D.G. Mann in Round Crawford & Mann	0	0	0	0
ENVE	Encyonema ventricosum	(Kützing) Grunow in Schmidt & al.	0	0	0	0
EOCO	Eolimna comperei	Ector Coste et Iserentant in Coste & Ector	0	0	0	0

code	name	author	Taxon d'alerte (1 : oui ; 0 : non)			
			DBO5	SP	NKJ	Pt
EPBO	<i>Epithemia proboscidea</i>	Kützing	0	0	0	0
EPEC*	<i>Eunotia pectinalis</i> var. <i>pectinalis</i>	(Kützing) Rabenhorst	0	0	0	0
EPHP	<i>Epithemia parallela</i>	(Grunow) Ruck & Nakov	0	0	0	0
ERHO	<i>Eunotia rhomboidea</i>	Hustedt	0	0	0	0
ESLE	<i>Encyonema silesiacum</i>	(Bleisch in Rabh.) D.G. Mann	1	1	1	1
ESMI	<i>Epithemia smithii</i>	Carruthers in Gray	0	0	0	0
ESOR	<i>Epithemia sores</i>	Kützing	1	0	1	1
ESUB	<i>Eunotia subarcuatoides</i>	Alles Nörpel & Lange-Bertalot in Alles et al.	0	0	0	0
ESUM	<i>Encyonopsis subminuta</i>	Krammer & Reichardt	0	0	0	0
ETEN	<i>Eunotia tenella</i>	(Grunow in Van Heurck) Hustedt in Schmidt & al	0	0	0	0
ETUR*	<i>Epithemia turgida</i> var. <i>turgida</i>	(Ehrenberg) Kützing	0	0	0	0
EUAL	<i>Eucoconeis alpestris</i>	(Brun) Lange-Bertalot	0	0	0	0
EUFL	<i>Eucoconeis flexella</i>	(Kützing) Meister	0	0	0	0
EULA	<i>Eucoconeis laevis</i>	(Østrup) Lange-Bertalot	0	0	0	0
EVUL*	<i>Encyonema vulgare</i> var. <i>vulgare</i>	Krammer	0	0	0	0
FAPO	<i>Fragilaria amphicephaloides</i>	Lange-Bertalot in Hofmann & al.	0	0	0	0
FAQU	<i>Fragilaria aquaplus</i>	Lange-Bertalot & Ulrich	0	0	0	0
FAUT	<i>Fragilaria austriaca</i>	(Grunow) Lange-Bertalot	0	0	0	0
FBIP	<i>Fragilaria bipunctata</i>	(Ehrenb.) Hemprich & Ehrenb.	0	0	0	0
FCRO	<i>Fragilaria crotonensis</i>	Kitton	0	0	0	1
FCRS	<i>Frustulia crassinervia</i>	(Breb.) Lange-Bertalot et Krammer	0	0	0	0
FFBI	<i>Fragilariforma bicapitata</i>	(A.Mayer) Williams & Round	0	0	0	0
FFNI	<i>Fragilariforma nitzschioides</i>	(Grunow) Lange-Bertalot in Hofmann Werum & Lange-Bertalot	0	0	0	0
FFUS	<i>Fragilaria fusa</i>	(R.M. Patrick) Wengrat, C.E. Wetzel & E. Morales	1	1	0	1
FFVI	<i>Fragilariforma virescens</i>	(Ralfs) Williams & Round	0	0	0	0
FGRA	<i>Fragilaria gracilis</i>	Østrup	0	0	0	0
FMES	<i>Fragilaria mesolepta</i>	Rabenhorst	0	0	1	0
FMIT	<i>Fallacia mitis</i>	(Hustedt) D.G. Mann	0	0	0	0
FMIV	<i>Fragilaria microvaucheriae</i>	C.E. Wetzel et Ector	0	0	0	1
FNEV	<i>Fragilaria nevadensis</i>	Linares-Cuesta & Sanchez-Castillo	0	0	0	0
FNIN	<i>Fragilaria neointermedia</i>	Tuji et D.M. Williams	0	0	0	0
FPDE	<i>Fragilaria perdelicatissima</i>	Lange-Bertalot & Van de Vijver	0	0	0	0
FPEC	<i>Fragilaria pectinalis</i>	Lyngbye	1	1	0	1
FPEM	<i>Fragilaria perminuta</i>	(Grunow) Lange-Bertalot	0	0	0	0
FPRU	<i>Fragilaria pararumpens</i>	Lange-Bertalot, Hofmann & Werum in Hofmann & al.	0	0	0	0
FRAD	<i>Fragilaria radians</i>	(Kütz.) Williams & Round	1	0	0	1

code	name	author	Taxon d'alerte (1 : oui ; 0 : non)			
			DBO5	SP	NKJ	Pt
FRUM	<i>Fragilaria rumpens</i>	(Kütz.) G.W.F. Carlson	0	1	0	0
FSAP	<i>Fistulifera saprophila</i>	(Lange-Bertalot & Bonik) Lange-Bertalot	0	0	0	0
FSAX	<i>Frustulia saxonica</i>	Rabenhorst	0	0	0	0
FSBH	<i>Fallacia subhamulata</i>	(Grunow in V. Heurck) D.G. Mann	0	0	0	0
FSLU	<i>Fallacia sublucidula</i>	(Hustedt) D.G. Mann	0	0	0	0
FSOC	<i>Fragilaria socia</i>	(Wallace) Lange-Bertalot	0	0	0	0
FSXP	<i>Fragilaria saxoplanctonica</i>	Lange-Bertalot & Ulrich	0	0	0	0
FTEN	<i>Fragilaria tenera</i>	(W. Smith) Lange-Bertalot	0	0	0	0
FTNU	<i>Fragilaria tenuissima</i>	Lange-Bertalot & Ulrich	0	0	0	0
FVAU*	<i>Fragilaria vaucheriae</i> var. <i>vaucheriae</i>	(Kützing) Petersen	1	1	0	0
FVUL	<i>Frustulia vulgaris</i>	(Thwaites) De Toni	0	0	0	0
GACC	<i>Geissleria acceptata</i>	(Hustedt) Lange-Bertalot & Metzeltin	0	0	0	0
GACD	<i>Gomphonema acidoclinatiforme</i>	Metzeltin & Lange-Bertalot	0	0	0	0
GACU*	<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>acuminatum</i>	Ehrenberg	0	0	0	0
GADC	<i>Gomphonema acidoclinatum</i>	Lange-Bertalot & Reichardt	1	0	1	1
GAFF	<i>Gomphonema affine</i>	Kützing	0	0	0	0
GAGU	<i>Gomphonema angustius</i>	E. Reichardt	0	0	0	0
GAGV	<i>Gomphonema angustivalva</i>	E. Reichardt	1	0	0	0
GANG	<i>Gomphonema angustatum</i>	(Kützing) Rabenhorst	0	0	1	0
GAUG	<i>Gomphonema augur</i>	Ehrenberg	0	0	0	0
GAUR	<i>Gomphonema auritum</i>	A. Braun ex Kützing	0	0	0	0
GBOB	<i>Gomphonema bourbonense</i>	E. Reichardt et Lange-Bertalot	1	1	1	1
GBRE	<i>Gomphonema brebissonii</i>	Kützing	0	0	0	0
GCAD	<i>Gomphonema campodunense</i>	E.Reichardt	0	0	0	0
GCAP	<i>Gomphonema capitatum</i>	Ehrenberg	0	0	0	0
GCLA	<i>Gomphonema clavatum</i>	Ehrenberg	0	0	1	1
GCOR	<i>Gomphonema coronatum</i>	Ehrenberg	0	0	0	0
GCUN	<i>Gomphonema cuneolus</i>	E. Reichardt	0	0	0	0
GCUV	<i>Gomphonema curvipedatum</i>	H. Kobayasi ex Osada	0	0	0	0
GCUW	<i>Geissleria cummerowi</i>	(L. Kalbe) Lange-Bertalot	0	0	0	0
GELG	<i>Gomphonema elegantissimum</i>	Reichardt & Lange-Bertalot in Hofmann & al.	0	0	0	0
GERI	<i>Gomphoneis eriense</i>	(Grunow) Skvortzow & Meyer	0	0	0	0
GEXL	<i>Gomphonema exilissimum</i>	(Grun.) Lange-Bertalot & Reichardt	0	0	0	0
GGDI	<i>Gomphonema graciledictum</i>	E.Reichardt	0	0	1	0
GGRA	<i>Gomphonema gracile</i>	Ehrenberg	0	0	0	0
GHEB	<i>Gomphonema hebridense</i>	Gregory	0	0	0	0

code	name	author	Taxon d'alerte (1 : oui ; 0 : non)			
			DBO5	SP	NKJ	Pt
GITA	Gomphonema italicum	Kützing	1	0	0	0
GLAT	Gomphonema lateripunctatum	Reichardt & Lange-Bertalot	0	0	0	0
GLOV	Gomphonella olivacea		0	1	0	0
GLTC	Gomphonema laticollum	Reichardt	0	0	0	0
GMEX	Gomphonema mexicanum	Grunow	0	0	0	0
GMIC*	Gomphonema micropus var. micropus	Kützing	0	0	0	0
GMIN*	Gomphonema minutum f. minutum	(Ag.)Agardh	0	1	0	0
GMIS	Gomphonema minusculum	Krasske	0	0	0	0
GNVC	Gomphonema naviculoides	W. Smith	0	0	0	0
GPAN	Gomphocymbellopsis ancyli	(Cleve) Krammer	0	0	0	0
GPAP*	Gomphonema parvulum var. parvulum f. parvulum	(Kützing) Kützing	0	1	0	1
GPLI	Gomphosphenia lingulatifomis	(Lange-Bertalot & Reichardt) Lange-Bertalot	0	1	1	1
GPSA	Gomphonema pseudoaugur	Lange-Bertalot	0	0	0	0
GPUM	Gomphonema pumilum	(Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	1	1	0	1
GRHB	Gomphonema rhombicum	M. Schmidt	0	0	0	0
GSBG	Gomphonema subangustatum	Lange-Bertalot Cavacini Tagliaventi & Alfinito	0	0	0	0
GSCD	Gomphonema scardicum	Mitić–Kopanja, Wetzel, Ector & Levkov	0	0	0	0
GSCI	Gyrosigma sciotoense	(Sullivan et Wormley) Cleve	0	0	0	0
GSCL	Gomphonema subclavatum	Grunow	1	1	1	1
GSPP	Gomphonema saprophilum	(Lange-Bertalot & Reichardt) Abarca, R. Jahn, J. Zimmermann & Enke	0	1	1	1
GTER	Gomphonema tergestinum	(Grunow in Van Heurck) Schmidt in Schmidt & al.	0	0	0	0
GTNO	Gomphonema tenocultum	Reichardt	0	0	0	0
GTRU	Gomphonema truncatum	Ehrenberg	1	0	0	0
GVIB	Gomphonema vibrio	Ehrenberg	0	0	0	0
GYAT	Gyrosigma attenuatum	(Kützing) Rabenhorst	0	0	0	0
GYKU	Gyrosigma kuetzingii	(Grunow) Cleve	0	0	0	0
HCAP	Hippodonta capitata	(Ehr.)Lange-Bert.Metzeltin & Witkowski	0	1	0	0
HLMO	Halamphora montana	(Krasske) Levkov,	0	0	0	0
HNEG	Hippodonta neglecta	Lange-Bertalot Metzeltin & Witkowski	0	0	0	0
HOLI	Halamphora oligotrappenta	(Lange-Bertalot) Levkov	0	0	0	0
HPDA	Hippodonta pseudacceptata	(Kobayasi) Lange-Bertalot Metzeltin & Witkowski	0	0	0	0
HPEP	Humidophila perpusilla	(Grunow) Lowe, Kociolek,	0	0	0	0

code	name	author	Taxon d'alerte (1 : oui ; 0 : non)			
			DBO5	SP	NKJ	Pt
		Johansen, Van de Vijver, Lange-Bertalot & Kopalová				
HSMA	Humidophila schmassmannii	(Hustedt) Buczkó et Wojtal	0	0	0	0
HTHU	Halamphora thumensis	(A.Mayer) Levkov	0	0	0	0
HVEN	Halamphora veneta	(Kützing) Levkov,	0	0	0	0
KALA	Karayevia laterostrata	(Hustedt) Bukhtiyarova	0	0	0	0
KAPL	Karayevia ploenensis	(Hustedt) Bukhtiyarova	0	0	0	0
KCLE*	Karayevia clevei var. clevei	(Grunow) Bukhtiyarova	1	0	0	0
LGOP	Luticola goeppertiana	(Bleisch) D.G.Mann ex J.Rarick, S.Wu, S.S.Lee & Edlund	0	0	0	0
LHUN	Lemnicola hungarica	(Grunow) Round & Basson	0	0	0	0
LRAD	Lindavia radiosa	(Grunow) De Toni & Forti	0	0	0	0
MAAT*	Mayamaea atomus var. atomus	(Kützing) Lange-Bertalot	0	0	0	0
MCIR*	Meridion circulare var. circulare	(Greville) C.A. Agardh	0	0	0	0
MING	Mayamaea ingenua	(Hustedt) Lange-Bertalot & Hofmann in Hofmann & al.	0	1	0	1
MLAC	Mastogloia lacustris	(Grunow) van Heurck	0	0	0	0
MPMI	Mayamaea permitis	(Hustedt) Bruder & Medlin	0	1	1	1
MSMI	Mastogloia smithii	Thwaites	0	0	0	0
MSTJ	Mastogloia sterijovskii	A. Pavlov. Jovanovska, C.E.Wetzel, Ector & Levkov	0	0	0	0
MVAR	Melosira varians	Agardh	0	1	0	1
NAAN	Navicula angusta	Grunow	0	0	0	0
NACD	Nitzschia acidoclinata	Lange-Bertalot	1	0	0	1
NACI	Nitzschia acicularis	Kützing) W.M.Smith	1	1	1	1
NAGN	Nitzschia agnita	Hustedt	0	1	1	0
NAGW	Nitzschia agnewii	Cholnoky	0	0	0	0
NALP	Neidium alpinum	Hustedt	0	0	0	0
NAMP*	Nitzschia amphibia f. amphibia	Grunow	1	1	1	1
NANT	Navicula antonii	Lange-Bertalot	1	1	1	1
NAPB	Nitzschia alpinobacillum	Lange-Bertalot	0	0	0	0
NCAR	Navicula cari	Ehrenberg	0	0	0	0
NCIN	Navicula cincta	(Ehr.) Ralfs in Pritchard	0	0	0	0
NCLA	Nitzschia clausii	Hantzsch	0	0	0	0
NCPL	Nitzschia capitellata	Hustedt in A. Schmidt & al.	0	0	1	0
NCPR	Navicula capitatoradiata	Germain	1	1	1	1
NCRY	Navicula cryptocephala	Kützing	0	0	1	0
NCTE	Navicula cryptotenella	Lange-Bertalot	1	1	1	0
NCTO	Navicula cryptotenelloides	Lange-Bertalot	1	1	1	0
NCTT	Navicula cataracta-rheni	Lange-Bertalot	1	1	0	1

code	name	author	Taxon d'alerte (1 : oui ; 0 : non)			
			DBO5	SP	NKJ	Pt
NCTV	Navicula caterva	Hohn & Hellerman	0	1	1	1
NDBF	Neidiomorpha binodeformis	Cantonati, Lange-Bertalot & Angeli	0	0	0	0
NDIS*	Nitzschia dissipata subsp. dissipata	(Kützing) Grunow	1	1	1	0
NDRA	Nitzschia draveillensis	Coste & Ricard	0	0	0	0
NEUT	Nitzschia eutinensis	Lange-Bertalot & Werum	1	1	1	1
NEXI	Navicula exilis	Kützing	0	0	0	0
NFIL*	Nitzschia filiformis var. filiformis	(W.M.Smith) Van Heurck	1	1	1	1
NFON	Nitzschia fonticola	Grunow in Cleve et Möller	0	1	1	0
NFSO	Nanofrustulum sopotensis	(Witkowski & Lange-Bert.) E.Morales, C.E.Wetzel & Ector, comb. nov.	0	0	0	0
NFTR	Nanofrustulum trainori	(E.Morales) E.Morales, comb. nov.	1	0	0	1
NGDU	Navigeia decussis	(Østrup) Bukhtiyarova	0	0	0	0
NGER	Navicula germainii	Wallace	0	0	0	0
NGES	Nitzschia gessneri	Hustedt	0	0	0	0
NGOT	Navicula gottlandica	Grunow in Van Heurck	0	0	0	0
NGRE	Navicula gregaria	Donkin	0	0	0	0
NHAN	Nitzschia hantzschiana	Rabenhorst	0	0	0	0
NHEU	Nitzschia heufleriana	Grunow	0	0	0	0
NHIN	Navicula hintzii	Lange-Bertalot	0	0	0	0
NHMD	Navicula heimansioides	Lange-Bertalot	0	0	0	0
NIAR	Nitzschia archibaldii	Lange-Bertalot	0	0	0	0
NIBU	Nitzschia bulnheimiana	(Rabenhorst) H.L.Smith	0	0	0	0
NIFQ	Nitzschia frequens	Hustedt	0	0	0	0
NIFR*	Nitzschia frustulum var. frustulum	(Kützing) Grunow	1	1	1	1
NIGF	Nitzschia graciliformis	Lange-Bertalot & Simonsen	0	0	0	0
NIGR	Nitzschia gracilis	Hantzsch	1	1	1	1
NILA	Nitzschia lacuum	Lange-Bertalot	0	0	0	0
NIME	Nitzschia media	Hantzsch.	0	0	0	0
NINC	Nitzschia inconspicua	Grunow	1	1	1	1
NINT	Nitzschia intermedia	Hantzsch ex Cleve & Grunow	1	1	0	1
NIOG	Nitzschia oligotrappenta	(Lange-Bertalot) Lange-Bertalot in Hofmann & al.	0	0	0	0
NIPM	Nitzschia perminuta	(Grunow) M.Peragallo	0	0	0	0
NISU	Nitzschia subtilis	Grunow in Cleve et Grunow	0	0	0	0
NIVA	Nitzschia valdestriata	Aleem & Hustedt	0	0	0	0
NJOC	Navicula johncarterii	D.M.Williams	0	0	0	0
NLAN	Navicula lanceolata	(Agardh) Ehrenberg	0	0	0	0
NLIN*	Nitzschia linearis var. linearis	(Agardh) W.M.Smith	0	0	0	0

code	name	author	Taxon d'alerte (1 : oui ; 0 : non)			
			DBO5	SP	NKJ	Pt
NLTK	Navicula leistikowii	Lange-Bertalot	0	0	0	0
NMCA	Navicula microcari	Lange-Bertalot	0	0	0	0
NMIC	Nitzschia microcephala	Grunow in Cleve & Moller	0	0	0	0
NMOK	Navicula moskalii	Metzeltin, Witkowski & Lange-Bertalot	0	0	0	0
NMTA	Navicula metareichardtiana	Lange-Bertalot & Kusber nom.nov.	1	1	0	1
NNOT	Navicula notha	Wallace	0	0	0	0
NOLI	Navicula oligotrappenta	Lange-Bertalot & Hofmann	0	0	0	0
NPAE	Nitzschia paleacea	(Grunow) Grunow in Van Heurck	1	1	1	1
NPAL*	Nitzschia palea var. palea	(Kützing) W.Smith	1	0	1	1
NPML	Nitzschia pumila	Hustedt	1	1	1	1
NPRA	Navicula praeterita	Hustedt	0	0	0	0
NRAD	Navicula radiosa	Kützing	0	0	0	0
NREC	Nitzschia recta	Hantzsch in Rabenhorst	0	1	0	0
NRHY	Navicula rhychocephala	Kützing	0	0	0	0
NSBN	Navicula subalpina	Reichardt	0	0	0	0
NSIA	Navicula simulata	Manguin	1	1	1	1
NSNM	Navicula sancti-naumii	Levkov, et Metzeltin	1	1	1	0
NSOC	Nitzschia sociabilis	Hustedt	1	1	0	1
NSOL	Nitzschia solgensis	Cleve-Euler	0	1	1	1
NSTS	Nitzschia soratensis	Morales & Vis	0	1	1	1
NSUA	Nitzschia subacicularis	Hustedt in A. Schmidt et al.	0	1	1	1
NTAB	Nitzschia tabellaria	(Grun.) Grun. in Cl. & Grunow	0	1	0	0
NTCX	Navicula trophicatrix	Lange-Bertalot	0	0	0	0
NTPT	Navicula tripunctata	(O.F.Müller) Bory	1	1	1	1
NTRV*	Navicula trivialis var. trivialis	Lange-Bertalot	0	1	1	1
NUVI	Nupela vitiosa	(Schimanski) Lange-Bertalot in Krammer & Lange-Bertalot	0	0	0	0
NVDA*	Navicula vandamii var. vandamii	Schoeman & Archibald	0	0	0	0
NVEN	Navicula veneta	Kützing	0	1	1	1
NVGL	Navicula virginalis	Hustedt	0	0	0	0
NWIL	Navicula wildii	Lange-Bertalot	0	0	0	0
NXAS	Navicula associata	Lange-Bertalot	0	0	0	0
NYCO	Nitzschia costei	Tudesque, Rimet & Ector	0	1	0	0
NZAL	Nitzschia alpina	Hustedt	0	0	0	0
NZRA	Nitzschia radícula	Hustedt	0	0	0	0
NZSU	Nitzschia supralitorea	Lange-Bertalot	0	1	0	1
PABD	Psammothidium abundans	(Manguin in Bourrelly & Manguin) Bukhtiyatrova et Round	0	0	0	0
PABV	Planothidium abbreviatum	(Reimer) Potapova	1	0	0	1
PADE	Pantocsekiella delicatula	(Hustedt) K.T. Kiss et Ács	0	0	0	0

code	name	author	Taxon d'alerte (1 : oui ; 0 : non)			
			DBO5	SP	NKJ	Pt
PALT	<i>Psammothidium altaicum</i>	(Poretzky) Bukhtiyarova in Bukhtiyarova & Round	0	0	0	0
PALV	<i>Pseudostaurosira alvareziae</i>	Cejudo-Figueras Morales & Ector	0	0	0	1
PCLD	<i>Placoneis clementioides</i>	(Hustedt) Cox	0	0	0	0
PCMS	<i>Pantocsekiella comensis</i>	(Grunow in Van Heurck) K.T. Kiss et Ács	0	0	0	0
PCOS	<i>Pantocsekiella costei</i>	(Druart et F. Straub) K.T. Kiss et Ács	0	0	0	0
PDAU	<i>Planothidium dau</i>	(Foged) Lange-Bertalot	0	0	0	0
PDID	<i>Psammothidium didymum</i>	(Hustedt) Bukhtiyarova et Round	0	0	0	0
PDOP	<i>Pseudostaurosira parasitoides</i>	(Lange-Bertalot, Rol.Schmidt & Klee in Schmidt et al.) E.Morales, M.L.García & Maidana	0	0	0	0
PDPC	<i>Pseudostaurosiroopsis connecticutensis</i>	Morales	1	0	0	1
PEBR	<i>Peronia brasiliensis</i>	Hustedt	0	0	0	0
PFIB	<i>Peronia fibula</i>	(Brébisson ex Kützing)Ross	0	0	0	0
PGRI	<i>Psammothidium grischunum</i>	(Wuthrich) Bukhtiyarova et Round	0	0	0	0
PGRN	<i>Planothidium granum</i>	(Hohn & Hellerman) Lange-Bertalot	0	0	0	0
PHEL	<i>Psammothidium helveticum</i>	(Hustedt) Bukhtiyarova et Round	0	0	0	0
PKUE	<i>Psammothidium kuelbsii</i>	(Lange-Bertalot in L.-B. & K.) Bukhtiyarova et Round	0	0	0	0
PLFR	<i>Planothidium frequentissimum</i>	(Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	0	0	0	1
PLHO	<i>Platessa holsatica</i>	(Hustedt) Lange-Bertalot	0	0	0	0
PLJO	<i>Platessa joursacense</i>	(Héribaud) Chudaev in Chudaev. Golobova et Kulikovskiy	0	0	0	0
PLPM	<i>Planothidium pumilum</i>	Båk & Lange-Bertalot	0	0	0	0
PLVA	<i>Psammothidium levanderi</i>	(Hustedt) Bukhtiyarova	0	0	0	0
PLVU	<i>Psammothidium lacus-vulcani</i>	(Lange-Bert. et Kram.) Bukht. et Round	0	0	0	1
PMNT	<i>Planothidium minutissimum</i>	(Krasske) Morales	0	0	0	0
PMSC*	<i>Pseudostaurosira microstriata</i> var. <i>microstriata</i>	(Marciniak) Flower	0	0	0	0
PMUL	<i>Planothidium minusculum</i>	(Hustedt) Witkowski, Kulikovskiy et Pliński	0	0	0	0
POBL	<i>Platessa oblongella</i>	(Østrup) C.E. Wetzel, Lange-Bertalot & Ector	0	0	0	0
POCL	<i>Pantocsekiella ocellata</i>	(Pantocsek) K.T. Kiss et Ács	0	0	0	0
POVA	<i>Punctastriata ovalis</i>	Williams & Round	0	0	0	0
PPRS	<i>Pseudostaurosira parasitica</i>	(W.Smith) Morales	0	0	0	0
PPSA	<i>Placoneis pseudanglica</i>	(Lange-Bertalot) Cox	0	0	0	0
PRBU	<i>Planothidium robustius</i>	(Hustedt) Lange-Bertalot	0	0	0	0
PROH	<i>Planothidium rostratoholarcticum</i>	Lange-Bertalot & Båk	1	0	0	0
PROS	<i>Psammothidium rossii</i>	(Hustedt) Bukhtiyarova et Round	0	0	0	0

code	name	author	Taxon d'alerte (1 : oui ; 0 : non)			
			DBO5	SP	NKJ	Pt
PRST	Planothidium rostratum	(Østrup) Lange-Bertalot	0	0	0	0
PSBR	Pseudostaurosira brevistriata	(Grun.in Van Heurck) Williams & Round	0	0	0	0
PSCT	Psammothidium scoticum	(Flower & Jones) Bukhtiyarova et Round	0	0	0	0
PSME	Pseudostaurosira medliniae	D.M.Williams & Morales	0	0	0	0
PSPO	Pseudostaurosira polonica	(Witak & Lange-Bertalot) Morales et M.B. Edlund	0	0	0	0
PSRE	Psammothidium rechtensis	(Leclercq) Lange-Bertalot	0	0	0	0
PSSE	Pseudostaurosira elliptica	(Schumann) Edlund, Morales & Spaulding	0	0	0	0
PTCO	Platessa conspicua	(A.Mayer) Lange-Bertalot	0	0	0	0
PTDE	Planothidium delicatulum	(Kütz.) Round & Bukhtiyarova	0	0	0	0
PTDU	Planothidium dubium	(Grunow) Round & Bukhtiyarova	0	0	0	0
PTLA	Planothidium lanceolatum	(Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot	1	0	0	0
PTPU	Praestephanos triporus	(Genkal & G.V. Kuzmin)Tuji & J.-S. Ki	1	1	1	1
PUDI	Punctastriata discoidea	Flower	0	0	0	0
PULA	Punctastriata lancettula	(Schumann) Hamilton & Siver	0	0	0	0
PUSB	Pseudostaurosira subconstricta	(Grunow) Kulikovskiy & Genkal ., stat. nov.	0	0	0	0
PVEN	Psammothidium ventrale	(Kraske) Bukhtiyarova et Round	0	0	0	0
PWUE	Pantocsekiella wuethrichiana	(Druart et F. Straub) K.T. Kiss et Ács	0	0	0	0
PZIE	Platessa ziegleri	(Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	0	0	0	0
RABB	Rhoicosphenia abbreviata	(C.Agardh) Lange-Bertalot	1	0	0	1
RPUS	Rosithidium pusillum	(Grunow) F.E.Round & Bukhtiyarova	0	0	0	0
RSIN	Reimeria sinuata	(Gregory) Kociolek & Stoermer	0	0	0	0
RUNI	Reimeria uniseriata	Sala Guerrero & Ferrario	0	0	0	0
SACB	Sellaphora archibaldii	(J.C. Taylor et Lange-Bertalot) Ács, C.E. Wetzel et Ector .	0	0	0	0
SARV	Sellaphora arvensis	(Hustedt) C.E. Wetzel et Ector	0	0	0	0
SBND	Staurosira binodis	(Ehrenberg) Lange-Bertalot in Hofmann Werum et Lange-Bertalot	0	0	0	0
SCAN	Staurosirella canariensis	(Lange-Bertalot) E. Morales, Ector, Maidana & Grana .	0	0	1	0
SCHK	Sellaphora chistiakovae	(Kulikovskiy et Lange-Bertalot) Wetzel, Ector Van De Vijver, Compère & D.G.Mann	0	0	0	1
SCON	Staurosira construens	Ehrenberg	0	0	0	0
SCPO	Sellaphora cosmopolitana	(Lange-Bertalot) C.E. Wetzel et Ector	0	0	0	0
SCRA	Sellaphora crassulexigua	(Reichardt) Wetzel, Ector, Van De Vijver, Compère & D.G.Mann	1	1	1	1
SCRM	Stauroneis charlesreimeri	Lange-Bertalot & Metzeltin	0	0	0	0
SEAT	Sellaphora atomoides	Wetzel & Ector	0	0	0	0

code	name	author	Taxon d'alerte (1 : oui ; 0 : non)			
			DBO5	SP	NKJ	Pt
SEBA	Sellaphora bacillum	(Ehrenberg) D.G.Mann	0	0	0	0
SECA	Sellaphora capitata	D.G. Mann & S.M. Mc Donald	0	0	0	0
SELA	Sellaphora laevisima	(Kützing) D.G. Mann	0	0	0	0
SELO	Sellaphora elorantana	(Lange-Bertalot) C.E. Wetzel	0	0	0	0
SEUT	Sellaphora utermoehlii	(Hustedt) C.E. Wetzel et D.G. Mann	0	0	0	0
SEXG	Stauroforma exiguiformis	(Lange-Bertalot) Flower Jones et Round	0	0	0	0
SIDE	Simonsenia delognei	Lange-Bertalot	0	1	1	0
SINM	Stauroforma inermis	Flower Jones et Round	0	0	0	1
SLEP	Staurosirella leptostauron	(Ehr.) Williams & Round	0	0	0	0
SLMU	Staurosirella mutabilis	(W. Smith) E. Morales & Van de Vijver	0	0	0	0
SLPP	Staurosira lapponica	(Grunow) Lange-Bertalot	0	0	0	0
SMT0	Sellaphora mutatooides	Lange-Bertalot & Metzeltin	0	0	0	0
SNIG	Sellaphora nigri	C.E. Wetzel et Ector . emend	0	1	1	1
SODB	Staurosira oldenburgiana	(Hustedt)Lange-Bertalot	0	1	0	1
SPAV	Stephanodiscus parvus	Stoermer et Håkansson	0	0	0	0
SPCO	Staurosira pseudoconstruens	(Marciniak) Lange-Bertalot	0	0	0	0
SPDV	Sellaphora pseudoarvensis	(Hustedt) C.E. Wetzel et Ector	0	0	0	0
SPIN	Staurosirella pinnata	(Ehrenberg) Williams&Round	0	0	0	0
SPRG	Skabitschewskia peragalli	(Brun & Héribaud) Kulikovskiy & Lange-Bertalot	0	0	0	0
SPSV	Sellaphora pseudoventralis	(Hustedt) Wetzel, Ector Van De Vijver, Compère & D.G.Mann. Mann	0	0	0	0
SPUP	Sellaphora pupula	(Kützing) Mereschkowksy	0	0	1	1
SRAE	Sellaphora raederiae	(Lange-Bertalot) C.E. Wetzel	0	0	0	0
SRBU	Staurosira robusta	(Fusey) Lange-Bertalot	0	0	0	0
SRMA	Staurosira martyi	(Héribaud) Lange-Bertalot	0	0	0	0
SRTU	Sellaphora rotunda	(Hustedt) Wetzel, Ector Van De Vijver, Compère & D.G.Mann. Mann	0	0	0	0
SSBG	Sellaphora schauburgii	(Lange-Bertalot et G. Hofmann) C.E. Wetzel & Ector	0	0	0	0
SSGE	Sellaphora saugerresii	(Desm.) C.E. Wetzel & D.G. Mann in Wetzel et al.	1	1	1	1
SSMI	Stauroneis smithii	Grunow	0	0	0	0
SSRT	Sellaphora subrotundata	(Hustedt) Wetzel, Ector Van De Vijver, Compère & D.G.Mann. Mann	0	0	0	0
SSTM	Sellaphora stroemii	(Hustedt) Kobayasi in Mayama Idei Osada & Nagumo	0	0	0	0
SSVE	Staurosira venter	(Ehrenberg) Cleve & Moeller	0	0	0	0
STLG	Staurosirella grunowii	(Pantocsek) E. Morales, Buczkó & Ector	0	0	0	0
STMI	Stephanodiscus minutulus	(Kützing) Cleve & Moller	0	0	0	0

code	name	author	Taxon d'alerte (1 : oui ; 0 : non)			
			DBO5	SP	NKJ	Pt
STOV	Staurosirella ovata	Morales	0	0	0	0
STSB	Staurosira berolinensis	(Lemm.) Lange-Bertalot	0	0	0	1
SVTL	Sellaphora ventraloides	(Hustedt) Falasco & Ector	0	0	0	0
TANG	Tryblionella angustata	W.M. Smith	0	0	0	0
TATU	Tryblionella angustatula	(Lange-Bertalot) Cantonati & Lange-Bertalot in Kusber et al. .	0	1	1	1
TBNO	Tryblionella brunoii	(Lange-Bertalot) Cantonati et Lange-Bertalot in Kusber et al.	0	0	0	0
TFEN	Tabellaria fenestrata	(Lyngbye) Kützing	0	0	0	0
TFLO	Tabellaria flocculosa	(Roth) Kützing	0	0	0	0
TKUE	Tryblionella kuetzingii	Alvarez-Blanco & S.Blanco	0	0	0	0
TVEN	Tabellaria ventricosa	Kützing	0	0	0	0
UACU	Ulnaria acus	(Kützing) Aboal	0	1	0	1
UBIC	Ulnaria biceps	(Kützing) Compère	0	0	0	0
UDEL	Ulnaria delicatissima	(W.Smith) Aboal & Silva	0	0	0	0
UULN	Ulnaria ulna	(Nitzsch) Compère	1	0	1	1

11. Annexe 3 : Rapport d'intercalibration pour la Commission Européenne

Report on fitting the French national method for the evaluation of lake ecological status using benthic diatoms (IBDL) - Phytobenthos cross-GIG intercalibration exercise

Leboucher, T., Boutry, S., Morin, S., Bertrin, V., Tison-Rosebery, J.
INRAE UR EABX

Introduction

When the Cross-GIG phytobenthos exercise was carried out, France did not have yet any method based on benthic diatoms and dedicated to the evaluation of lake ecological status. France then participated in this exercise with the Biological Diatom Index (BDI, Coste et al., 2009), routinely used to assess river ecological status. Although previous results tended to advocate for a good correlation between BDI and the pressure gradient at least in shallow lakes (Cellamare et al., 2012), the intercalibration exercise revealed a poor correlation between BDI values and total phosphorous at the national scale (Kelly et al., 2014). Explanations may be found in the fact that many lake taxa were absent from the list of key species used to calculate the BDI, resulting in a globally poor relevance of the final lake status assessment. A new method was thus developed specifically for lakes, namely IBDL (Tison-Rosebery et al., submitted), and related ecological status boundaries were set. This report aims to fit those boundaries to the harmonised definition of good ecological status established in the completed intercalibration exercise, following the "*Procedure to fit new or updated classification methods to the results of a completed intercalibration exercise*" (Birk et al., 2014)

I- IBDL : index settlement and properties

The IBDL assesses lake ecological status based on the composition of the benthic diatom communities and is calibrated against different environmental gradients: biological oxygen demand, Kjeldahl nitrogen, total phosphorous and suspended particles. **Dataset used**

The dataset gathers samplings performed on 93 French lakes during the summer period, each year from 2015 to 2020, and according to Morin et al. (2010). Lakes were classified into three metatypes based on alkalinity, according to the European intercalibration exercise previously performed (Kelly et al., 2014): low alkalinity (LA, alkalinity < 0.2 meq.l⁻¹), medium alkalinity (MA, 0.2 meq.l⁻¹ < alkalinity < 1 meq.l⁻¹), high alkalinity (alkalinity > 1 meq.l⁻¹).

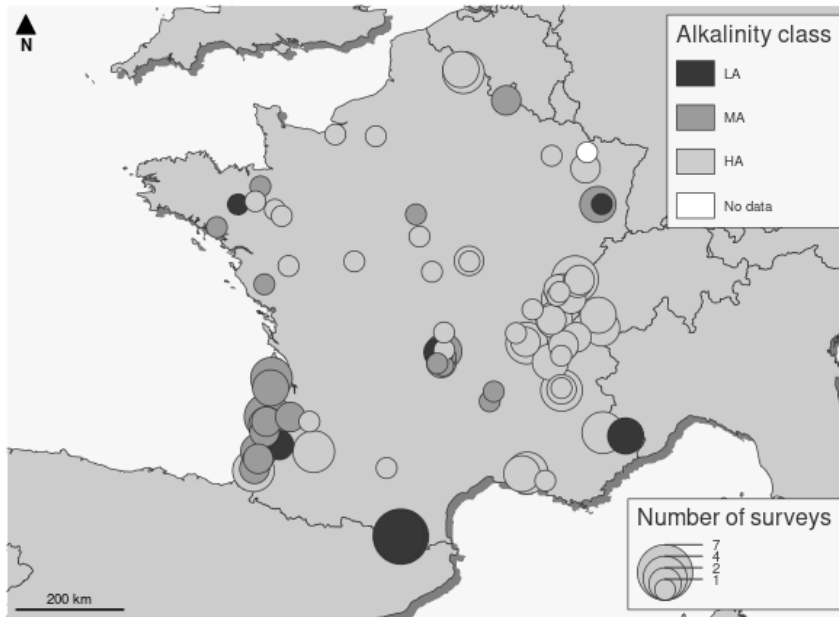


Figure 1: Study sites and number of samplings per site. Lake alkalinity classes are reported (LA: low alkalinity; MA: medium alkalinity; HA: high alkalinity) (Kelly et al., 2014)

Diatoms were collected on both mineral substrates and lakeshore macrophyte surfaces, in observation units (OUs) which number and location vary according to the lake surface area and the riparian zone types. Such units are defined and listed in the French macrophyte sampling protocol for lakes (XP T90-328, AFNOR, 2010).

Samples from hard mineral substrates were performed on at least five boulders or cobbles, taken at random in each OU, equivalent to a final surface area of 100 cm², as defined in the NF T90-354 standard (AFNOR 2016). Selected substrates should be submerged within the euphotic zone, at a maximum depth of 0.5 m.

Samplings on macrophytes were performed on helophytes (mainly *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.). From a minimum of 5 macrophytes taken at random, green stem segments submerged for at least 4 to 6 weeks were collected. These stem segments should be located at a maximum depth of 0.2 m.

Diatoms were sampled from both substrates according to the NF T90-354 protocol, in line with the European standards (EN 13946, European Commission). Cells were identified at 100x magnification by examining permanent slides of cleaned diatom frustules (400 valves per slide), using among others Krammer and Lange-Bertalot (1986 – 1991) and Lange-Bertalot (1995 – 2015, 2000 – 2013). A taxonomic homogenization was performed with Omnidia 5.3 software (Lecoite, Coste & Prygiel, 1993). All OUs from a single lake were sampled within a maximum of 21 days. Diatom countings should include at least 380 cells per slide, with more than 50% of the diatom cells determined at the species level, to comply with the NF T90-354 requirements.

Physico-chemical parameter values were determined in summer at the deepest point of each lake, according to European standards. Data were obtained from national surveillance monitoring programs. Water quality analysis was not systematically performed each year: in a few cases, the most recent physico-chemical data available for a lake were collected three years before the diatom samples. The following parameters were recorded: biological oxygen demand (BOD₅, mg.l⁻¹), Kjeldahl nitrogen (NKJ, mg.l⁻¹), ammonium (NH₄, mg.l⁻¹), nitrates (NO₃, mg.l⁻¹), nitrites (NO₂, mg.l⁻¹), orthophosphates (PO₄, mg.l⁻¹), total phosphorous (Pt, mg.l⁻¹), suspended particles (SP, mg.l⁻¹), oxygen (O₂, mg.l⁻¹) and oxygen saturation (% O₂).

2 Computation details

All analyses were performed with R 3.6.1 software (R Core Team, 2021).

Considering that the final dataset revealed a particularly discontinuous trophic gradient, we opted for the so-called method “Threshold Indicator Taxa Analysis” (TITAN, Baker and King, 2020) which, based on bootstraps and permutations, makes it possible to determine a list of “alert taxa”. Alert taxa presence and/or increasing abundance reveal the existence of anthropogenic pressures.

A three-step procedure was necessary to build our Biological Diatom Index for Lakes (IBDL): identification of alert taxa, settlement of relevant metrics and aggregation of these metrics to obtain the final index score.

2-1 Identification of alert taxa

For further analysis, we only considered taxa with occurrence equal to or greater than 3 (the so-called “index taxa”).

TITAN combines change-point analysis (nCPA; King & Richardson 2003) and indicator species analysis (IndVal, Dufrene & Legendre 1997). Basically, change-point analysis compares within-group vs between-group dissimilarity to detect shifts in community structure along the environmental variable considered (Baker and King, 2020). Indicator species analysis then identifies the strength of association between any particular taxon and this sample grouping. At the end of the process, two IndVal scores are calculated for a single taxon in a two-group classification. The algorithm finally classifies taxa into three different categories: Z⁺ taxa showing a significant increase in abundance along the increasing environmental gradient, Z⁻ taxa showing a significant decrease along this gradient, and indifferent taxa showing no significant trend. Z⁺ taxa and Z⁻ taxa show affinities with respectively the high and the low concentrations of the environmental variable under consideration. Alert taxa were defined as Z⁺ or Z⁻ taxa which shift thresholds were greater or lesser than the community shift threshold.

2-2 Building metrics and selecting the relevant ones

For each environmental variable, a metric is calculated at the OU scale according to (1):

$$Metric_M = 1 - \left(\frac{Alert_taxa}{Index_taxa} \right) \quad (1)$$

Where “Alert_taxa” is the number of alert taxa in the sample and “Index_taxa” the number of index taxa.

The metric value is bounded between 0 and 1. The lowest value (0) corresponds to a species list entirely composed of alert taxa (determined for the environmental variable considered).

In order to build our index, we further selected the most relevant metrics, i.e. those with the best relationship towards the environmental parameter considered. We used the Pearson's correlation coefficient to measure this statistical association, and only kept metrics showing a Pearson's coefficient >|0.6|: four metrics based on NKJ, BOD5, Pt and SP were finally considered to build the IBDL. We obtained the response patterns of the different metrics via the transformation of raw values into normalized deviations (Standardized Effect Size -SES-, Gotelli and McCabe, 2002, Mondy et al., 2012) (2). SES values allowed obtaining a single response pattern for a metric whatever the lake metatype and the substrate type considered.

$$SES_M = \left(\frac{Metric_M - M_{group}}{sd_{group}} \right) \quad (2)$$

Where:

Metric_M is the observed value of the metric, M_{group} and sd_{group} respectively the mean and the standard deviation of the metric value for a given group of samples (i.e substrate type x lake alkalinity metatype) (values of M_{group} and sd_{group} are reported in S1)

The next step consisted in the normalization of SES values (SES_{norM}) to make their range of variation comparable between metrics (3):

$$SES_{norM} = \frac{(SES_M - Min)}{(Max - Min)} \quad (3)$$

Where:

SES_M is the observed value of SES for a given metric, Min is its minimum value and Max its maximum value in the whole dataset.

We further transformed metric values from normalized SES into EQR (4). The Ecological Quality Ratio (EQR) is the ratio between the observed value of a metric (SES_{norM}) and its expected value under reference conditions, for any lake metatype and any substrate (SES_{norMref}).

$$EQR = \left(\frac{SES_{norM}}{SES_{norMref}} \right) \quad (4)$$

We finally performed a Wilcoxon test to detect the potential influence of the substrate type on the EQR values obtained at the OU scale, for each metric. Metric values (in EQR) calculated from taxa lists sampled on mineral substrates or on macrophytes for a single OU did not significantly differ (p-value= 0.479, n=237).

2-3 Aggregating metric values to obtain the final IBDL score

The final index score was obtained at the OU scale by averaging the different metric values selected, expressed in EQR.

If a score was calculated for both mineral and macrophyte substrates, the minimum value between those two scores was considered as the final score. Each OU belongs to one of the 4 riparian zone types as required in the XP T90-328 standard. These types are defined from the description of the vegetation structure and/or anthropogenic alterations of the lakeshore. The percentage of each riparian zone type is estimated *in situ*, during the sampling surveys, on the whole lake perimeter. The final index score for the whole lake was derived from a weighted average of the $Score_{OU}$ (5), taking into account the percentage of the lake perimeter each OU represents in terms of riparian zone type ($P_{C_{type}}$).

$$IBDL = \sum_{type=1}^4 (\overline{Score_{OU}} * P_{C_{type}}) \quad (5)$$

Finally IBDL scores vary between 0 (worst water quality) and 1. IBDL relationships with the different environmental variables considered were a posteriori tested with simple linear regressions.

2-4 Boundary setting

The list of reference lakes was established from the Circular DE/MAGE/BEMA 04/N 18 n° 2004-08 DCE relating to the constitution and the implementation of the network of reference sites for French freshwaters (rivers and lakes) in application of the WFD. The H/G boundary was set by the 75th percentile of the reference scores. The lower boundaries were obtained by equal divisions of the rest of the distribution (scores between the H/G boundary and 0). The different ecological status thresholds obtained are reported below (in EQR_IBDL, for all lake metatypes):

Reference	High/Good	Good/Moderate	Moderate/Poor	Poor/Bad
1	0,8	0,6	0,4	0,2

II– IBDL: fitting the national classification to the harmonised definition of the good ecological status

For this intercalibration exercise, a reduced dataset was used with 58 sampling surveys spread over 37 lakes. Both the common metric (Rott's TI) and the IBDL were calculated for this dataset.

1. Framework Directive compliance checking

The table below (Table 2) lists the criteria from the IC guidance and compliance checking conclusions.

Compliance criteria	Conclusions
Q1 - Does the national assessment method meet the requirements of the Water Framework Directive?	Yes
Q2 - Is the method newly developed and has thus not yet been intercalibrated?	Yes
Q3 - Has the respective BQE already been intercalibrated successfully within the relevant GIG for the relevant common IC type?	Yes
Q4 - Is the national method applicable to the same common IC types and pressures addressed in the completed IC exercise, and its assessment concept similar to the concept of the methods intercalibrated in the completed exercise?	Yes
Q5 - Is the national data basis available and of sufficient quantity and quality?	Yes
Q6 - Which IC Option was used in the completed exercise?	Option 2 - Indirect comparison (use of common metrics)
Q7 - Is the method sufficiently correlated with the common metric or the BRINC ?	Yes
Q8 - Which benchmark standardisation was applied in the completed IC exercise?	Case A2: IC Option 1 or 2 using continuous benchmarking

Table 2. Compliance checking of phytobenthos methods.

2. IC feasibility checking

2.1 Typology

French lakes were classified into three metatypes, based on alkalinity, and according to the European intercalibration exercise previously performed (Kelly et al., 2014): low alkalinity (LA) ($<0.2 \text{ meq.L}^{-1}$), moderate alkalinity (MA) ($<1 \text{ meq.L}^{-1}$) or high alkalinity (HA) ($\geq 1 \text{ meq.L}^{-1}$).

2.2 Pressure addressed

In the common intercalibration exercise, all national methods were calibrated to address a single pressure: eutrophication (total phosphorus concentration). IBDL is also calibrated against this pressure. Low alkalinity lakes were not intercalibrated in the common exercise and therefore will not be considered here.

2.3 Relationship between IBDL (EQR) and the trophic pressure

For the intercalibration exercise, IBDL scores were obtained for 58 samples spread over 37 lakes. Figure 2 reports the relationship between these IBDL values (in EQR) and total phosphorus concentrations.

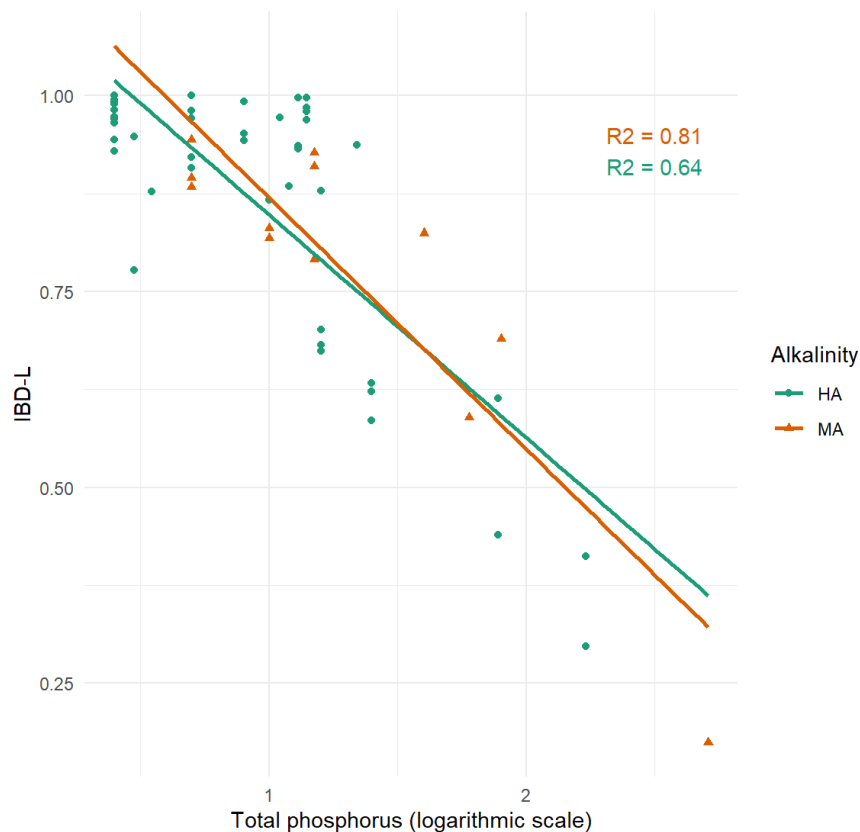


Figure 2. Relationship between total phosphorus concentrations and IBDL (in EQR).

The relationship between IBDL and total phosphorus concentrations is significant for both lake metatypes. For medium alkalinity lakes (12 IBDL values spread over 10 lakes), we obtain an R^2 value of 0.81 and a p-value of 0. For high alkalinity lakes (46 IBDL values spread over 27 lakes), we obtain an R^2 value of 0.64 and a p-value lower than 0.001.

2.4 Assessment concept

All assessment methods included in the common intercalibration exercise focus on the littoral zone of the lakes, including samples from stones or macrophytes, and are based on species proportions in a fixed count. IBDL follows the same assessment concept.

3. Intercalibration exercise for medium alkalinity lakes

Following the procedure to fit new or updated classification methods to the results of a completed intercalibration exercise, the common metric (CM_{obs}) is expressed in EQR and is derived from Rott's Trophic Index (TI) using the following formula for medium alkalinity lakes:

$$CM_{obs} = (4 - TI) / (4 - 1.38)$$

The CM_{obs} results obtained are listed in Table 3.

The next step described in the intercalibration procedure consists in the calculation of CM benchmarked scores. Predicted values of the CM (CM_{pred}) are first obtained using the relationship between the common metric and the total phosphorus gradient (TP, $\mu\text{g.L}^{-1}$), according to the following formula fixed during the original intercalibration exercise (Kelly et al., 2014):

$$CM_{pred} = -0.243 * \log_{10}(TP) + 1.235$$

The CM_{pred} values are listed in Table 3. In order to remove any bias in CM_{pred} , we need to calculate the average residuals of the linear regression between CM_{pred} (y) and CM_{obs} (x). This allows us to calculate the final metric used in this intercalibration exercise (CM_{bm}), according to the following formula.

$$CM_{bm} = CM_{obs} + residual$$

The mean residual between CM_{pred} and CM_{obs} is 0.084. The CM_{bm} values are listed in Table 3.

Lake	Total phosphorus	Root's TI	CM_{obs}	CM_{pred}	CM_{bm}	IBDL
LEO40	60	2.41	0.61	0.8	0.69	0.59
ECH33	5	1.56	0.93	1.07	1.01	0.88
PAR40	10	1.62	0.91	0.99	0.99	0.82
CAZ40	15	1.51	0.95	0.95	1.03	0.91
CAZ40	15	1.49	0.96	0.95	1.04	0.93
ORX40	510	3.43	0.22	0.58	0.3	0.17
BLA40	15	1.75	0.86	0.95	0.94	0.79
BOU33	5	1.52	0.95	1.07	1.03	0.94
LEO40	80	2.56	0.55	0.77	0.63	0.69
AUR40	40	1.8	0.84	0.85	0.92	0.82
LAC33	5	1.92	0.79	1.07	0.88	0.9
BIS40	10	2.33	0.64	0.99	0.72	0.83

Table 3. CM_{obs} , CM_{pred} , CM_{bm} and IBDL scores for medium alkalinity lakes.

We can now draw the relationship between the common metric CM_{bm} (y) and the IBDL (x), expressed in EQR, using a linear regression (OLS regression, Figure 3).

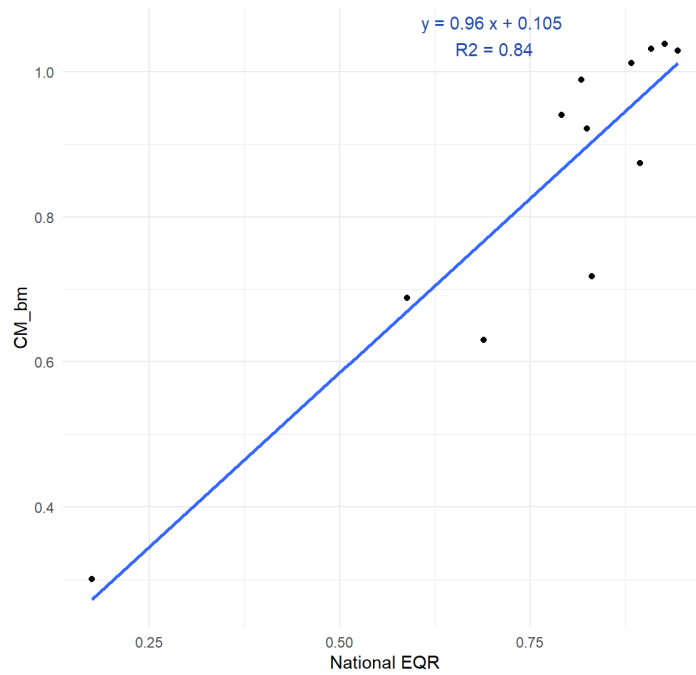


Figure 3. Relationship between the national EQR and the common metric benchmarked (medium alkalinity lakes).

Based on this linear regression IBDL scores can be turned into CM_{bm} scores. Thus our national class boundaries (H/G, G/M, M/P & P/B) were converted to CM_{bm} scores. Those predicted values of our national boundaries on the CM_{bm} scale, together with the boundaries common view (Kelly et al., 2004) are reported in Table 4.

Boundary	Projection of the national EQRs on the CM _{bm} scale	Common view EQRs
H/G	0.877	0.849
G/M	0.685	0.588
M/P	0.492	0.309
P/B	0.300	0.025

Table 4. Predicted projections of the national boundaries on the CM_{bm} scale and common view for medium alkalinity lakes.

Deviations between our boundaries expressed in CM_{bm} and the common views are expressed as a proportion of the class width considered. For the H/G boundary, for example, this can be calculated with the following formula.

$$((a * 0.8 + b) - 0.849) / ((a * 0.8 + b) - (a * 0.6 + b))$$

with **a** the slope of the relationship between the common metric CM_{bm} (y) and the IBDL expressed in EQR (x) and **b** the intercept of the same regression (Figure 2). Results are reported in Table 5.

Boundary	Deviation
H/G	0.14
G/M	0.50

Table 5. Deviation between boundaries on the common metric scale and the common view (medium alkalinity lakes).

The H/G boundary falls above the common view with about 14% of one class width and the G/M boundary also falls above the common view with about 50% of one class width. If this value is ≤ 25%, the boundary meets the comparability criteria. If this value is > 25% and ≤ 50%, the boundary can be lowered until the deviation between the national boundary and the common exercise boundary is ≤ 25%, but there is not compulsory to perform this adjustment.

Here, we consider that this is not necessary to lower our G/M boundary and that our results correspond to what is expected. This choice is justified by the discrepancy between the total phosphorus gradients in the common exercise and in the French data set. Indeed, in the common exercise dataset, total phosphorus concentrations ranges between 3 and 1000 $\mu\text{g.L}^{-1}$, while in the French dataset total phosphorus concentrations ranges between 2.5 and 170 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

4. IC of the high alkalinity lakes

The procedure for high alkalinity lakes is the same as for medium alkalinity lakes except for a few changes in the equations. The common metric (CM_{obs}) is expressed in EQR and is derived from Rott's Trophic Index (TI) using the following formula for high alkalinity lakes:

$$\text{CM}_{\text{obs}} = (4 - \text{TI}) / (4 - 1.88)$$

The CM_{obs} results obtained are listed in Table 6.

Predicted values of the CM (CM_{pred}) are first obtained using the relationship between the common metric and the total phosphorus gradient (TP, $\mu\text{g.L}^{-1}$), according to the following formula fixed during the original intercalibration exercise (Kelly et al., 2014):

$$\text{CM}_{\text{pred}} = -0.382 * \log_{10}(\text{TP}) + 1.431$$

The CM_{pred} results obtained are also listed in Table 6. In order to remove any bias in CM_{pred} , we need to calculate the average residuals of the linear regression between CM_{pred} (y) and CM_{obs} (x). This allows us to calculate the final metric used in this intercalibration exercise (CM_{bm}), according to the following formula.

$$\text{CM}_{\text{bm}} = \text{CM}_{\text{obs}} + \text{residual}$$

The mean residual between CM_{pred} and CM_{obs} is 0.117. The CM_{bm} values are listed in Table 6.

Lake	Total phosphorus	Root's TI	CM_{obs}	CM_{pred}	CM_{bm}	IBDL
LRO39	12	1.81	1.03	1.02	1.15	0.88
ENT25	22	1.52	1.17	0.92	1.29	0.94
PAL38	14	1.34	1.25	0.99	1.37	0.98
REM25	2.5	0.99	1.42	1.28	1.54	1
SPO25	3	1.47	1.19	1.25	1.31	0.95
LAF38	13	1.71	1.08	1.01	1.2	1
PET38	8	1.59	1.14	1.09	1.25	0.99
RGL69	16	2.38	0.77	0.97	0.88	0.68
RGL69	16	2.4	0.75	0.97	0.87	0.7
BAR01	2.5	0.95	1.44	1.28	1.56	1
BAR01	2.5	1.45	1.2	1.28	1.32	0.97
AIG73	2.5	1.8	1.04	1.28	1.15	0.97
MON74	8	1.62	1.12	1.09	1.24	0.95
ANT74	2.5	1.17	1.34	1.28	1.45	1
GEB69	16	1.69	1.09	0.97	1.21	0.88
BOU73	13	1.58	1.14	1.01	1.26	0.94
UBY32	25	2.44	0.74	0.9	0.85	0.63
UBY32	25	2.5	0.71	0.9	0.82	0.58
ETI39	5	1.1	1.37	1.16	1.49	1
LPC38	5	1.99	0.95	1.16	1.07	0.92
ALL04	2.5	1.29	1.28	1.28	1.39	0.99
CHA39	5	1.58	1.14	1.16	1.26	0.97
ENT25	14	1.6	1.13	0.99	1.25	0.97
NAN01	5	1.82	1.03	1.16	1.15	0.91
ANN74	3.5	1.8	1.04	1.22	1.15	0.88
ANT74	2.5	1.31	1.27	1.28	1.39	0.94

ENT13	170	2.92	0.51	0.58	0.63	0.3
YRI40	10	2.26	0.82	1.05	0.94	0.87
AUL13	78	2.76	0.59	0.71	0.7	0.44
RGL69	16	2.56	0.68	0.97	0.8	0.67
ANS69	3	2.27	0.82	1.25	0.93	0.78
LPC38	5	1.62	1.12	1.16	1.24	0.98
PAL38	8	2.09	0.9	1.09	1.02	0.94
ENT13	170	2.9	0.52	0.58	0.64	0.41
LRO39	13	1.62	1.12	1.01	1.24	0.93
ETI39	2.5	1.29	1.28	1.28	1.4	0.99
LGM39	2.5	0.99	1.42	1.28	1.54	0.99
ENT25	14	1.89	1	0.99	1.11	1
SYL01	11	1.7	1.09	1.03	1.2	0.97
ENT25	14	1.73	1.07	0.99	1.19	0.98
ANT74	2.5	1.07	1.38	1.28	1.5	0.98
BAR01	2.5	1.28	1.28	1.28	1.4	1
ALL04	2.5	1.27	1.29	1.28	1.4	0.97
AUL13	78	2.51	0.7	0.71	0.82	0.61
UBY32	25	2.44	0.74	0.9	0.85	0.62
MON74	2.5	1.54	1.16	1.28	1.28	0.93

Table 6. Lake by lake results of the intercalibration procedure (high alkalinity).

We can now draw the relationship between the common metric CM_{bm} (y) and the IBDL (x), expressed in EQR, using a linear regression (OLS regression, Figure 4).

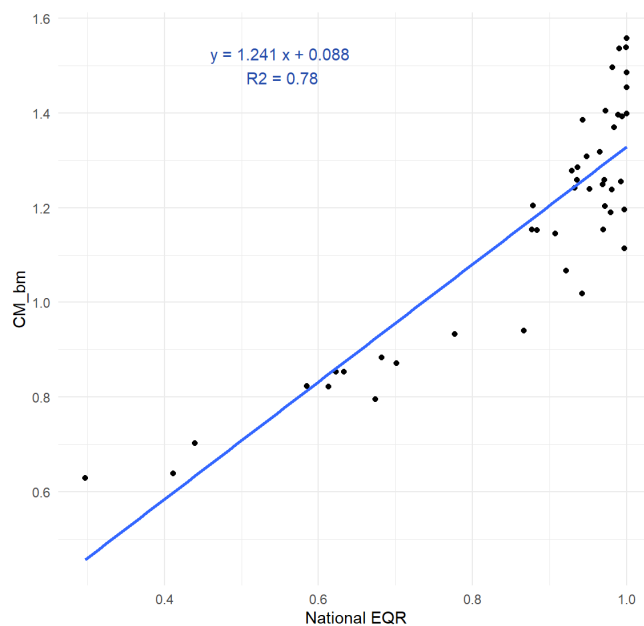


Figure 4. Relationship between the national EQR and the common metric benchmarked (high alkalinity).

Based on this linear regression IBDL scores can be turned into CM_{bm} scores. Thus our national class boundaries (H/G, G/M, M/P & P/B) were converted to CM_{bm} scores. Those predicted values of our national boundaries on the CM_{bm} scale, together with the boundaries common view (Kelly et al., 2004) are reported in Table 7.

Boundary	Projection of the national EQRs on the CM_{bm} scale	Common view EQRs
H/G	1.081	0.965
G/M	0.833	0.790
M/P	0.584	0.604
P/B	0.336	0.416

Table 7. Predicted projections of the national boundaries on the CM_{bm} scale and common view for high alkalinity lakes.

Deviations between our boundaries expressed in CM_{bm} and the common views are expressed as a proportion of the class width considered. Results are reported in Table 8.

Boundary	Deviation
H/G	0.47
G/M	0.17

Table 8. Amount of the deviation between boundaries on the common metric scale and the global view (high alkalinity lakes).

The H/G boundary falls above the common view with about 47% of one class width and the G/M boundary also falls above the common view with about 17% of one class width. These results correspond to what is expected. If this value is $\leq 25\%$, the boundary meets the comparability criteria. If this value is $> 25\%$ and $\leq 50\%$, the boundary can be lowered until the deviation between the national boundary and the common exercise boundary is $\leq 25\%$, but there is not compulsory to perform this adjustment.

Here, we consider that this is not necessary to lower our H/G boundary and that our results correspond to what is expected. This choice is justified by the discrepancy between the total phosphorus gradients in the common exercise and in the French data set. Indeed, in the common exercise dataset, total phosphorus concentrations ranges between 3 and 1000 $\mu\text{g.L}^{-1}$, while in the French dataset total phosphorus concentrations ranges between 2.5 and 170 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

12. Annexe 4 : Script de calcul de l'IBDL

Un package R a été formalisé à cette adresse :

<https://github.com/SebastienBoutry/IBDL>

```
## Chargement du package
if(!require("remotes")) {install.packages("remotes")}
remotes::install_github("SebastienBoutry/IBDL",force = TRUE)
library(IBDL)

## Chemins
chemin_flore <- system.file("listflor.csv", package = "IBDL") # A remplacer par votre chemin
chemin_uo <- system.file("info_uo.csv", package = "IBDL") # A remplacer par votre chemin

### Si besoin d'aide pour les chemins, dé-commenter et exécuter ces lignes à la place pour
sélectionner les fichiers via une fenêtre de dialogue
# chemin_flore <- rstudioapi::selectFile()
# chemin_uo <- restudioapi::selectFile()

## Import
listflor <- read.csv2(chemin_flore, fileEncoding = "utf-8")
info_uo <- read.csv2(chemin_uo, fileEncoding = "utf-8")

## Calcul de l'IBDL
ibdl <- fibdl(listflor,info_uo)

## Affichage des résultats
ibdl
```

13. Remerciements

Il convient ici de remercier :

- différents collègues d'Inrae Bordeaux/U.R. EABX/Ecovea qui, à l'occasion de discussions et de suggestions scientifiques et/ou méthodologiques, ont apporté ici ou là leur concours à la réalisation de ce travail,
- les collègues de l'UMR Recover impliqués dans la gestion de la base de données,
- les 6 Agences de l'Eau et les DREAL pour la fourniture des données biotiques et abiotiques,
- et tout particulièrement le pôle ECLA pour son soutien financier.

