



**HAL**  
open science

# **DIPCEAU : Développement d'un Indicateur Phytoplancton pour l'évaluation de l'état écologique des Grands Cours d'Eau - Action 1 : Revue des indicateurs européens**

Albin Meyer, Emilie Prygiel, Christophe Laplace-Treytur

## ► To cite this version:

Albin Meyer, Emilie Prygiel, Christophe Laplace-Treytur. DIPCEAU : Développement d'un Indicateur Phytoplancton pour l'évaluation de l'état écologique des Grands Cours d'Eau - Action 1 : Revue des indicateurs européens. INRAE UR EABX. 2021, 85 p. <hal-04116703>

**HAL Id: hal-04116703**

**<https://hal.inrae.fr/hal-04116703v1>**

Submitted on 5 Jun 2023

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

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



Distributed under a Creative Commons CC BY 4.0 - Attribution - International License



**DIPCEAU : Développement d'un  
Indicateur Phytoplancton pour  
l'évaluation de l'état écologique des  
Grands Cours d'Eau  
Action 1 : revue des indicateurs  
européens**

Albin MEYER  
Emilie PRYGIEL  
Christophe LAPLACE-TREYTURE

Octobre 2021



# SOMMAIRE

|   |           |
|---|-----------|
| <b>Index des figures</b> .....  | <b>4</b>  |
| <b>Index des tableaux</b> .....   | <b>4</b>  |
| <b>Liste des abréviations</b> .....   | <b>6</b>  |
| <b>Introduction</b> .....   | <b>7</b>  |
| <b>I. Présentation des méthodes européennes</b> .....                                     | <b>8</b>  |
| I.1 Synthèse des caractéristiques des méthodes européennes .....                          | 8         |
| I.2 La méthode allemande : PhytoFluss .....   | 10        |
| I.3 La méthode hongroise : l'HRPI .....   | 14        |
| I.4 La méthode slovaque .....   | 16        |
| I.5 La méthode tchèque .....  | 18        |
| I.6 La méthode polonaise : l'IFPL .....   | 19        |
| I.7 La méthode roumaine : l'ECO-FITO .....  | 21        |
| I.8 La métrique commune d'inter-étalonnage européenne .....                               | 21        |
| I.9 Définition des conditions de référence .....  | 23        |
| <b>II. Les cours d'eau couverts par les méthodes européennes</b> .....                    | <b>26</b> |
| II.1 Rappel général .....   | 26        |
| II.2 Rappels sur la typologie française .....   | 26        |
| II.3 Concordances entre les types français et les types européens .....                   | 27        |
| II.3.1 Caractéristiques des types français pertinents .....                               | 28        |
| II.3.2 Caractéristiques et concordance avec les types allemands .....                     | 28        |
| II.3.3 Caractéristiques et concordance avec les types hongrois .....                      | 31        |
| II.3.4 Caractéristiques et concordance avec les types slovaques .....                     | 32        |
| II.3.5 Caractéristiques et concordance avec les types tchèques .....                      | 33        |
| II.3.6 Caractéristiques et concordance avec les types polonais .....                      | 34        |
| II.3.7 Caractéristiques et concordance avec les types roumains .....                      | 35        |
| <b>III. Applicabilité des indices et métriques européens aux données françaises</b> ..... | <b>36</b> |
| III.1 Les données françaises .....  | 36        |
| III.2 Méthode d'analyse des performances des métriques et indices européens .....         | 37        |
| III.3 Calculs des valeurs des métriques allemandes et hongroises .....                    | 42        |
| III.4 Analyses statistiques .....   | 42        |
| III.5 Performances des métriques allemandes et hongroises .....                           | 42        |
| <b>Conclusion</b> .....   | <b>47</b> |
| <b>Références</b> .....   | <b>50</b> |
| <b>Annexes</b> .....  | <b>52</b> |
| <b>Résumé</b> .....   | <b>85</b> |
| <b>Mots-clés</b> .....  | <b>85</b> |

## Index des figures

|   |    |
|---|----|
| Figure 1 : Les deux systèmes typologiques proposés par la DCE (figure tirée de Wasson et al 2002) ..  | 27 |
| Figure 2 : Exemples de calcul de l'efficacité de discrimination (DE) d'une métrique quelconque en fonction de la distribution de ses valeurs en situations impactées (IRR) ou en situations peu impactées (« de référence », LIRR). Les valeurs présentées sur cette figure ont été générées aléatoirement. ....  | 40 |
| Figure 3 : Efficacité de discrimination des métriques TIP V5 (à gauche) et V2 (à droite). LIRR Least Impaired River Reaches = niveaux de pression faibles (« High » et « Good »), IRR Impaired River Reaches (niveaux de pression modérés « Moderate », « Poor » et « Bad ») pour la pression « Phosphore total » .....   | 44 |
| Figure 4 : Efficacité de discrimination des métriques de biomasse allemande (BMI ; à gauche) et hongroise (Norm.Chlo.a ; à droite). LIRR Least Impaired River Reaches = niveaux de pression faibles (« High » et « Good »), IRR Impaired River Reaches (niveaux de pression modérés « Moderate », « Poor » et « Bad ») pour la pression « Phosphore total » ..... | 45 |
| Figure 5 : Régressions linéaires (lignes pointillées) entre les paramètres d'intérêt (azote Kjeldhal NK, phosphore total TP et chlorures CL ; un paramètre par ligne) et les indicateurs hongrois (HRPI ; colonne de gauche) et allemand (PF ; colonne de droite). ....   | 46 |

## Index des tableaux

|  |    |
|--|----|
| Tableau 1 : Liste et méthodes des états membres de l'UE ayant participé à l'exercice d'inter-étalonnage des indices phytoplanctoniques appliqués aux grands cours d'eau (d'après Mischke et al 2016). Les méthodes surlignées en bleu clair sont dérivées de la méthode allemande, PhytoFluss. Les méthodes surlignées en vert clair sont quant à elles dérivées de la méthode hongroise, l'HRPI. .... | 8  |
| Tableau 2 : Principales caractéristiques des six principales méthodes européennes intercalibrées. Les trois colonnes « Métriques » renseignent sur les métriques prises en compte dans le calcul de la valeur de l'indice rattaché à chaque méthode. ....  | 10 |
| Tableau 3 : Correspondance entre les biovolumes moyens annuels et les classes d'abondances (BK) des taxons indicateurs (Mischke et al 2016). ....  | 13 |
| Tableau 4 : Correspondances entre les valeurs de l'indice PF, les classes d'état écologique et les valeurs exprimées en EQR (Mischke et al 2016). ....   | 13 |
| Tableau 5 : Correspondances entre les scores sommés et le score global F (d'après Borics et al 2007). ....   | 15 |
| Tableau 6 : Limites des classes d'état écologique de l'indice HRPI (Padisák et al 2015). ....  | 16 |
| Tableau 7 : Limites des classes permettant de discrétiser les valeurs des différentes métriques. ....  | 17 |
| Tableau 8 : Limites des classes d'état écologique de l'indice slovaque exprimée en EQR (Mischke et al 2016). ....  | 18 |
| Tableau 9 : Correspondances entre les concentrations moyennes annuelles en chlorophylle-a et les scores (Picińska-Fałtynowicz & Błachuta 2012). Les types de cours d'eau sont détaillés dans la section §II.3.5 de ce rapport. ....  | 20 |
| Tableau 10 : Limites des classes d'état écologique de l'indice IFPL (Picińska-Fałtynowicz & Błachuta 2012). ....   | 20 |
| Tableau 11 : Synthèse des approches utilisées au niveau européen pour la définition des conditions de référence (Mischke et al 2016) .....   | 24 |
| Tableau 12 : Caractéristiques des types français pertinents pour le phytoplancton (Wasson et al 2002) et des types allemands concernés par la méthode allemande (Mischke et al 2011, Pottgiesser & Sommerhäuser 2014). Les débits spécifiques (QSP) ont uniquement été bancarisés pour les stations avec une surface du BV supérieure à 5 000 km <sup>2</sup> . ....                                   | 29 |
| Tableau 13 : Typologie des cours d'eau en République Tchèque (traduit d'après Opatřilová et al 2011). ....   | 33 |

|   |    |
|---|----|
| <i>Tableau 14 : Principales caractéristiques des types pertinents polonais pour l'évaluation de l'état écologique des GCE sur la base du compartiment du phytoplancton (d'après Picińska-Fałtynowicz &amp; Błachuta 2012).</i> .....  | 34 |
| <i>Tableau 15 : Principales caractéristiques des types pertinents roumains pour l'évaluation de l'état écologique des GCE sur la base du compartiment du phytoplancton (d'après les Annexes I.10 et II.B, dans Mischke et al 2016).</i> .....   | 35 |
| <i>Tableau 16 : Comparaison des relations entre chaque paramètre et les concentrations en chlorophylle-a, soit sur la base de simples régressions linéaires entre chaque paramètre pris séparément et la chlorophylle-a, soit sur la base d'une analyse du type « Boosted Tree Regression » (BRT) incluant tous les paramètres en même temps. La colonne « R<sup>2</sup> ajusté » renseigne sur les résultats des régressions linéaires, avec les étoiles indiquant la significativité des régressions (***) <math>p &lt; 0,001</math> et * <math>p &lt; 0,05</math>). Les quatre derniers paramètres correspondent aux paramètres normalisés suivant les normalisations réalisées durant l'exercice d'inter-étalonnage et à l'indicateur combiné de stress (ICS) (cf. §I.8). _avg = average = moyenne saisonnière.</i> ..... | 39 |
| <i>Tableau 17 : Seuils français du SEQ-eau V2 (Oudin &amp; Maupas 2003) et seuils allemands (Mischke et al 2011) pour le phosphore total en µg/L.</i> .....   | 41 |
| <i>Tableau 18 : Nombre d'OPCAs classées par niveaux de pression pour le phosphore total. FR limites du SEQ-eau V2 (Oudin &amp; Maupas 2003), DE limites allemandes (Mischke et al 2011).</i> .....  | 41 |
| <i>Tableau 19 : Performances des métriques des méthodes allemandes et hongroises. Toutes les régressions linéaires étaient significatives au seuil alpha = 0,05. Les résultats pour l'indice trophique allemand TIP sont donnés pour la V2 et la V5 de la méthode allemande PhytoFluss.</i> .....   | 43 |

## Liste des abréviations

API : interface de programmation (Application Programming Interface)

BRT : Boosted Regression Tree

BV : Bassin Versant

Cerema : Centre d'études et d'expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement

DCE : Directive Cadre européenne sur l'Eau

DE : efficacité de discrimination

DIPCEAU : Développement d'un Indicateur Phytoplancton pour l'évaluation de l'état écologique des grands Cours d'EAU

EQR : ratio de qualité écologique (Ecological Quality Ratio)

CE : Cours d'Eau

GCE : Grands Cours d'Eau

HER : Hydroécocorégion

HRPI : Hungarian River Phytoplankton Index

INRAE : Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement

IRR : Impaired River Reaches

LIRR : Least Impaired River Reaches

OPC : Opération de Contrôle (couple « station x date »)

OPCA : Opération de Contrôle Annuelle (couple « station x année »)

PF : PhytoFluss

QSP : débit spécifique

SEEE : Système d'Evaluation de l'Etat des Eaux

TG : Très Grand

TP : phosphore total

TTG : Très Très Grand

TTGL : Très Très Grand Loire

UE : Union Européenne

# Introduction

En réponse à un appel à manifestation d'intérêt « Développement en matière de surveillance et d'évaluation de l'état des eaux et des milieux aquatiques continentaux, littoraux et marins dans le cadre des directives européennes », le projet DIPCEAU a été retenu. Ce dernier vise au développement d'un indicateur phytoplancton pour l'évaluation de l'état écologique des grands cours d'eau.

Dans le cadre de ce projet, il a été proposé d'étudier les méthodes déjà existantes au niveau européen pour l'étude et le suivi de l'état écologique des grands cours d'eau sur la base du compartiment biologique du phytoplancton, tel que préconisé par la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE; European Council 2000). L'étude de ces méthodes est donc restreinte aux méthodes développées par les états membres de l'Union Européenne pour lesquels la DCE s'applique (Mischke et al 2016).

L'objectif du présent rapport est donc de :

**(i)** présenter ces méthodes, avec un focus sur les indices européens, les métriques qui permettent de calculer ces indices (le cas échéant), la définition des conditions de référence (nécessaire pour exprimer les valeurs des indices sous la forme de ratio de qualité écologique - Ecological Quality Ratio ; EQR) et la typologie des cours d'eau propre à chaque pays et/ou méthode. Ici, une métrique est définie comme une valeur numérique permettant de décrire l'écologie, la richesse et/ou la diversité (taxonomique et/ou fonctionnelle) des communautés phytoplanctoniques ;

**(ii)** explorer la pertinence et l'applicabilité de ces méthodes aux grands cours d'eau français. Pour les indices et les métriques, cette exploration se fera sur la base de l'étude des performances de ces indices et métriques directement sur le jeu de données floristiques métropolitain existant (Prygiel et al 2021).

# I. Présentation des méthodes européennes

## I.1 Synthèse des caractéristiques des méthodes européennes

En 2016, lors d'un premier exercice d'inter-étalonnage européen, treize des états membres de l'UE avaient déjà développé des méthodes permettant d'évaluer l'état écologique de leurs grands cours d'eau à partir des communautés phytoplanctoniques pélagiques (Mischke et al 2016). Pour l'exercice d'inter-étalonnage un grand cours d'eau est défini comme un cours d'eau naturel avec une surface du bassin versant supérieure à 10 000 km<sup>2</sup>. La liste de ces états et de leurs méthodes est présentée dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Liste et méthodes des états membres de l'UE ayant participé à l'exercice d'inter-étalonnage des indices phytoplanctoniques appliqués aux grands cours d'eau (d'après Mischke et al 2016). Les méthodes surlignées en bleu clair sont dérivées de la méthode allemande, PhytoFluss. Les méthodes surlignées en vert clair sont quant à elles dérivées de la méthode hongroise, l'HRPI.

| Member State       | Method name  | Status    |
|--------------------|--|-----------|
| Austria            | German PhytoFluss-Index 4.0  | finalised |
| Belgium (Flanders) | German PhytoFluss-Index 2.0  | finalised |
| Bulgaria           | German PhytoFluss-Index 4.0  | finalised |
| Croatia            | HRPI - Hungarian River Phytoplankton Index   | finalised |
| Czech Republic     | CZ - Assessment method for ecological status of rivers based on phytoplankton                                      | finalised |
| Estonia            | EST_PHYPLA_R - Assessment system for rivers using phytoplankton  | finalised |
| Germany            | German PhytoFluss-Index 2.2 (finalized)<br>or in decision process: PhytoFluss-Index 4.0 (not officially finalized) | finalised |
| Hungary            | HRPI - Hungarian River Phytoplankton Index   | finalised |
| Latvia             | Modified HRPI - Hungarian River Phytoplankton Index  | finalised |
| Lithuania          | German PhytoFluss-Index 2.2 for lowland rivers of type 15.2  | finalised |
| Poland             | IFPL metric - Method for large rivers assessment using phytoplankton   | finalised |
| Romania            | ECO-FITO - Assessment Method for Ecological Status of the Water Bodies based on Phytoplankton                      | finalised |
| Slovakia           | Phytoplankton-SK - Slovak assessment of phytoplankton in large rivers  | finalised |

Il est possible de constater sur la base des renseignements présentés dans le Tableau 1 qu'il existe au niveau européen six méthodes réellement différentes, en excluant les méthodes dérivées. Ces méthodes sont les suivantes : la méthode allemande PhytoFluss, la méthode hongroise HRPI, la méthode tchèque, la méthode polonaise IFPL, la méthode roumaine ECO-FITO, et la méthode slovaque. Il a donc été décidé de focaliser cette étude sur la base de ces six méthodes européennes.

Les principales caractéristiques de ces six méthodes sont présentées dans le Tableau 2. Ces méthodes ont toutes été calibrées pour répondre à la trophie des cours d'eau, en particulier à la concentration en phosphore (généralement, en orthophosphates  $PO_4^{3-}$ ). Certaines méthodes ont aussi été calibrées pour prendre en compte les concentrations en azote dans l'eau (les méthodes ECO-FITO et tchèque). A noter : l'HRPI prend aussi en compte la présence de barrages en amont des stations suivies. Deux types de métriques composent généralement les indices européens calculés grâce aux différentes méthodes :

**(i)** une métrique de biomasse, classiquement calculée sur la base des concentrations en chlorophylle-a, et ;

**(ii)** un indice de trophie, permettant de caractériser la trophie d'un cours d'eau sur la base des préférences et de la valence écologiques d'une liste de taxons composant la communauté phytoplanctonique. Ces indices trophiques (IT) sont tous basés sur la formule de Zelinka & Marvan (1961), qui est dans les faits une moyenne doublement pondérée (Equation 1) :

$$IT = \sum_i (CS_i \times S_i \times A_i) / \sum (S_i \times A_i) \text{ [Equation 1]}$$

avec  $CS_i$ , la cote spécifique de trophie du taxon  $i$ ,  $S_i$  le coefficient de sténoécie du taxon  $i$ , et  $A_i$  l'abondance du taxon  $i$ . La cote spécifique renseigne sur le preferendum trophique du taxon  $i$ .

Cette composition en métriques est une sorte de standard, puisqu'elle permet de répondre de manière optimale aux exigences de la DCE vis-à-vis des paramètres à prendre en compte lors de l'évaluation de l'état écologique d'un compartiment biologique, ie. prise en compte des abondances, de la composition taxonomique et de la polluo-sensibilité des taxons. La plupart des méthodes européennes intègre aussi dans le calcul de l'indice des métriques d'abondances (ou biovolumes) relatives de différents groupes taxonomiques d'intérêt. Il s'agit de groupes indicateurs dont l'abondance relative peut soit augmenter avec un accroissement de la trophie (par ex. les cyanobactéries et les chlorophycées), soit diminuer en réponse à une augmentation de la trophie (par ex. les diatomées).

Tableau 2 : Principales caractéristiques des six principales méthodes européennes intercalibrées. Les trois colonnes « Métriques » renseignent sur les métriques prises en compte dans le calcul de la valeur de l'indice rattaché à chaque méthode.

Pressions : P = phosphore, N = azote, MO = Matières Organiques; Chl a = chlorophylle-a; %BV = biovolume relatif, %Q abondance relative; OPC = Opération de Contrôle prises en compte (une OPC = un prélèvement de phytoplancton).

| Nom de la méthode | Etats   | Pression(s) | Métriques |                  |   | Prise en compte des blooms | Nombre d'OPC |
|-------------------|---|-------------|-----------|------------------|---|----------------------------|--------------|
|                   |   |             | Chl a     | Indice trophique | Autres métriques  |                            |              |
| PhytoFluss        | Allemagne, Autriche, Belgique, Bulgarie, Lituanie | P           | X         | X                | Pennales%BV, Chlorophytes%BV, Cyanobacteria%BV  | (oui)                      | 6-7          |
| HRPI              | Hongrie, Croatie, Estonie, Lettonie               | P, barrage  | X         | X                |   | (oui)                      | 6            |
| ECO-FITO          | Roumanie  | P, N, MO    | X         |                  | Bacillariophyceae%Q, indice de Simpson, indice saprobique de Pantle-Buck, richesse taxonomique totale | (oui)                      | 2-3          |
|                   | Slovaquie   | P           | X         |                  | (Cyanophyta + Chromophyta + Chlorophyta + Euglenophyta)%Q, Abondance totale (ind./mL)                 | (oui)                      | 6-7          |
|                   | Rép. Tchèque                                      | P, N        | X         |                  | Bacillariophyceae%Q, Cyanophyceae%Q, Chlorophyceae%Q  | (oui)                      | 6-7          |
| IPFL              | Pologne   | P           | X         | X                |   | (oui)                      | 5-7          |

L'Annexe IV de la DCE (European Council 2000) précise que le bon état d'une masse d'eau doit prendre en compte d'éventuels effets secondaires, ie. le bon état ne doit pas indiquer un développement important du phytoplancton résultant d'une perturbation écologique et/ou d'une perturbation de la qualité physico-chimique de l'eau ou du sédiment. Dit autrement, l'évaluation de l'état écologique des masses d'eau doit répondre aux blooms algaux. Les six méthodes européennes prennent en compte les blooms, mais de manière indirecte (cf. les « oui » dans le Tableau 2) : en effet, l'UE considère que la fréquence élevée des prélèvements de phytoplancton (en moyenne, six prélèvements par an) permet de rendre compte de manière satisfaisante de l'évolution des abondances du phytoplancton au cours de l'année, et donc des blooms le cas échéant (Mischke et al 2016).

## I.2 La méthode allemande : PhytoFluss

La méthode allemande PhytoFluss a été développée pour évaluer l'état écologique des cours d'eau où une communauté phytoplanctonique peut être observée : soit pour des cours d'eau avec un bassin versant supérieur à 10 000 km<sup>2</sup>, soit pour des cours d'eau de plus petite taille mais dont les caractéristiques (longueur, débit, temps de résidence de l'eau, pente) permettent le développement du phytoplancton. La méthode allemande existe actuellement dans sa 5ème version (Mischke & Riedmüller 2020). Au niveau européen, certains états membres, en dehors de l'Allemagne, ont soit utilisé lors de l'exercice d'inter-étalonnage les versions 2.x soit la version 4 de PhytoFluss (Mischke et al 2016). La principale différence entre ces deux séries de versions est l'abandon des métriques d'abondances relatives des trois

groupes indicateurs (pennales, chlorophytes et cyanobactéries) dans le calcul de la valeur de l'indice final. Mischke & Riedmüller (2020) ont en effet observé des évaluations de l'état écologique des grands cours d'eau faussées par ces trois métriques, qui manquent de sensibilité aux variations des concentrations en phosphore total dans l'eau (Mischke et al 2016).

Pour les analyses présentées dans ce rapport il a été choisi d'étudier à la fois la version 2, car il s'agit de la version privilégiée pour l'exercice d'inter-étalonnage, et la version 5, puisque cette version est (potentiellement) la plus performante grâce aux différentes mises à jour qui ont été effectuées depuis la 1<sup>ère</sup> version. Dans la suite de cette section, seul le détail des calculs de la version 5 est abordé.

L'indice « PhytoFluss » (PF) est un indice standard dans sa composition, puisqu'il est calculé à partir de deux métriques : une métrique de biomasse et une métrique de trophie. La valeur finale de l'indice est la moyenne pondérée de ces deux métriques. Les poids des deux métriques dépendent du type de rivière (cf. §II.3.1). La méthode PhytoFluss est considérée comme pertinente pour les stations présentant au moins (i) 6 relevés phytoplanctoniques au cours de la période de végétation (avril-octobre), (ii) 15 taxons différents observés, et (iii) 4 taxons indicateurs présents dans la communauté en moyenne lors de chaque prélèvement.

### La métrique de biomasse

La métrique de biomasse est calculée à partir de la concentration annuelle moyenne en chlorophylle-a et à partir de la concentration annuelle maximale observée. La concentration moyenne annuelle est la moyenne des moyennes mensuelles, dans le cas où plusieurs OPCs auraient eu lieu au cours d'un même mois. Sont uniquement prises en compte les concentrations en chlorophylle-a qui ont été mesurées en même temps que les prélèvements de phytoplancton. Ces concentrations moyennes annuelles sont préalablement transformées avec un logarithme (Equation 2) :

$$\text{Chlo.a}_{\text{LOG}} = a \times \ln(\text{Chlo.a}) - b \text{ [Equation 2]}$$

avec Chlo.a la concentration moyenne annuelle en chlorophylle-a, et Chlo.a<sub>LOG</sub> la même concentration log-transformée. Les paramètres a et b dépendent du type de cours d'eau. De même, la concentration maximale annuelle est log-transformée et suit l'Equation 3 :

$$\text{Max.Chlo.a}_{\text{LOG}} = a \times \ln(\text{Max.Chlo.a}) - b \text{ [Equation 3]}$$

avec Max.Chlo.a la concentration maximale annuelle en chlorophylle-a, et Max.Chlo.a<sub>LOG</sub> la même concentration log-transformée. Comme pour la formule précédente, les paramètres a et b dépendent du type de cours d'eau.

Cette transformation logarithmique permet d'obtenir des valeurs globalement distribuées entre 0,5 et 5,5. Les valeurs inférieures à 0,5 sont fixées à 0,5, et celles supérieures à 5,5 sont fixées à 5,5. La valeur finale de la métrique de biomasse (BMI) est la moyenne des deux concentrations log-transformées (Equation 4) :

$$\text{BMI} = (\text{Chlo.a}_{\text{LOG}} + \text{Max.Chlo.a}_{\text{LOG}}) / 2 \text{ [Equation 4]}$$

### La métrique de trophie

La métrique de trophie (TIP ; Equation 5) est basée sur la formule de Zelinka & Marvan (1961) :

$$\text{TIP} = \sum_i (\text{BK}_i \times \text{WF}_i \times \text{TI}_i) / \sum (\text{BK}_i \times \text{WF}_i) \text{ [Equation 5]}$$

avec  $\text{BK}_i$  la classe d'abondance du taxon  $i$ ,  $\text{WF}_i$  son poids dans la formule (basé sur sa sténoécie), et  $\text{TI}_i$  son score trophique. Les taxons indicateurs, pris en compte dans ce calcul, ainsi que le poids et le score de ces taxons, varient en fonction du type de cours d'eau et de la localisation géographique des cours d'eau. Il existe en effet trois listes de taxons indicateurs, une par grande région (« Donau », « Mittelbergige » et « Tiefland » ; cf. section §II.3.1 et annexe A2). La classe d'abondance est obtenue grâce à la discrétisation des biovolumes moyens annuels des taxons indicateurs (Tableau 3).

### Indice PhytoFluss

La valeur de l'indice PhytoFluss (PF) est une moyenne pondérée, selon l'Equation 6, des deux métriques précédemment calculées :

$$\text{PF} = (\text{GF1} \times \text{BMI} + \text{GF2} \times \text{TIP}) / (\text{GF1} + \text{GF2}) \text{ [Equation 6]}$$

avec BMI la métrique de biomasse, GF1 le poids de la métrique de biomasse, TIP la métrique de trophie, et GF2 le poids de la métrique de trophie.

Le poids des deux métriques dépend de la région du cours d'eau. Dans les basses chaînes de montagnes et dans le bassin du Danube, la biomasse phytoplanctonique est souvent limitée par l'augmentation des débits et les temps de séjour réduits qui y sont associés, de sorte que la mesure de la biomasse peut être moins sensible à la trophie de l'eau (Mischke & Riedmüller 2020). Pour cette raison, l'évaluation repose davantage sur l'indication trophique à partir des taxons indicateurs et le TIP a un poids plus élevé.

Tableau 3 : Correspondance entre les biovolumes moyens annuels et les classes d'abondances (BK) des taxons indicateurs (Mischke et al 2016).

| Biovolume du taxon (mm <sup>3</sup> /L) | BK |
|---|----|
| ≤ 0,0001                                | 1  |
| > 0,0001-0,001                          | 2  |
| > 0,001-0,01                            | 3  |
| > 0,01-0,1                              | 4  |
| > 0,1-1                                 | 5  |
| > 1-10                                  | 6  |
| > 10                                    | 7  |

L'assignation d'une classe d'état écologique à partir de la valeur de l'indice PF, ainsi que les valeurs EQR associées, sont présentées dans le Tableau 4. L'expression de la valeur de l'indice PF en EQR peut être effectuée grâce à la formule de l'Equation 7 :

$$PF_{EQR} = -0,2 \times PF + 1,1 \text{ [Equation 7]}$$

avec PF la valeur de l'indice PF et  $PF_{EQR}$  sa valeur exprimée en EQR.

Tableau 4 : Correspondances entre les valeurs de l'indice PF, les classes d'état écologique et les valeurs exprimées en EQR (Mischke et al 2016).

| Indice PF | Classe d'état écologique | EQR       |
|-----------|--------------------------|-----------|
| 0,50–1,50 | 1 = Très Bon             | 0,81–1,00 |
| 1,51–2,50 | 2 = Bon                  | 0,61–0,80 |
| 2,51–3,50 | 3 = Moyen                | 0,41–0,60 |
| 3,51–4,50 | 4 = Médiocre             | 0,21–0,40 |
| 4,51–5,50 | 5 = Mauvais              | 0,00–0,20 |

### I.3 La méthode hongroise : l'HRPI

Comme la plupart des méthodes européennes, la méthode hongroise HRPI permet d'évaluer l'état écologique des grands cours d'eau sur la base d'un indice multimétrique calculé à partir de deux métriques : une métrique de biomasse et une métrique « fonctionnelle », l'indice Q. La grande originalité de la méthode HRPI réside d'ailleurs dans cette dernière métrique, puisque dans les faits aucune autre méthode européenne n'intègre d'approches fonctionnelles dans son évaluation de l'état écologique.

#### Métrique de biomasse

A la différence de la méthode allemande, la métrique de biomasse de l'HRPI est normalisée à partir d'une linéarisation de la concentration moyenne annuelle en chlorophylle-a. L'Equation 8 en donne la formule :

$$\text{Norm.Chlo.a} = a \times \text{Chlo.a} + b \text{ [Equation 8]}$$

avec Chlo.a la concentration moyenne annuelle en chlorophylle-a, et Norm.Chlo.a la même concentration normalisée. Les paramètres a et b dépendent du type de cours d'eau. Après cette linéarisation, les valeurs inférieures à 0 sont ramenées à 0 et celles supérieures à 1 sont fixées à 1.

#### Métrique Q

Le calcul de la valeur de la métrique Q est basé sur les groupes fonctionnels de Reynolds et al (2002). Ces derniers ont en effet constitué des groupes fonctionnels polyphylétiques pour le phytoplancton à partir des caractéristiques morphologiques, physiologiques et écologiques des taxons. Padisák et al (2006), puis Borics et al (2007), ont affiné ces groupes fonctionnels et attribué à chacun d'entre eux des scores de qualité écologique (F) à partir de différents critères, respectivement pour les groupes fonctionnels observés dans les plans d'eau (Padisák et al 2006) et les cours d'eau (Borics et al 2007). C'est la moyenne de ces scores F, pondérés par l'abondance relative de chaque groupe fonctionnel, qui permet de calculer la valeur de la métrique Q. Padisák et al (2006) ne détaillent pas précisément comment ces scores ont été attribués à chaque groupe, à l'inverse de Borics et al (2007). Ces derniers ont commencé par attribuer à dire d'expert un score allant de 0 à 5 à chaque groupe fonctionnel, et ce pour 4 critères :

(i) les préférences trophiques des taxons, de hypertrophe (0) à oligotrophe (5) ;

(ii) les préférences en terme de turbulence de l'eau tolérée par les taxons, de très lentique (0) à hyper-lotique (5) ;

(iii) le temps de résidence nécessaire au développement du groupe fonctionnel. Un score faible est attribué aux groupes nécessitant les temps de développement les plus longs. Ces temps de développement ont été déduits à partir des biovolumes (une cellule avec un biovolume important nécessitera un temps de croissance plus long pour atteindre son biovolume maximal) et à partir de la séquence successionale (un taxon envahissant composé de petites cellules est généralement retrouvé au stade pionnier). Ce score varie de 0 pour les groupes climaciques jusqu'à 4 pour les groupes pionniers (et 5 pour les groupes benthiques) ;

(iv) un score subjectif indiquant si ces groupes sont « indésirables », c'est-à-dire indicateurs de pollutions et/ou pouvant par exemple produire des toxines. Un groupe « indésirable » a un score égal à 0 et, par extension, les groupes les moins « indésirables » présentent un score égal à 5.

Ces scores sont ensuite sommés pour chaque groupe fonctionnel, puis un score F est attribué à chaque groupe en fonction de cette somme (Tableau 5). Une valeur élevée de ce score F indique que la présence d'un groupe fonctionnel donné dans une communauté phytoplanctonique d'un cours d'eau peut être considérée comme naturelle (Borics et al 2007). Les scores et les principaux taxons composant ces groupes sont présentés dans Borics et al (2007).

Tableau 5 : Correspondances entre les scores sommés et le score global F (d'après Borics et al 2007).

|                         |     |     |      |       |       |       |
|-------------------------|-----|-----|------|-------|-------|-------|
| <b>Somme des scores</b> | 0-3 | 4-6 | 7-10 | 11-14 | 15-17 | 18-20 |
| <b>Score F</b>          | 0   | 1   | 2    | 3     | 4     | 5     |

La valeur de la métrique Q est finalement obtenue en moyennant les scores F de chaque groupe fonctionnel présent dans un prélèvement, avec une pondération de chaque score par l'abondance relative de ce même groupe fonctionnel :

$$Q = \sum_i (p_i \times F_i) \text{ [Equation 9]}$$

avec  $p_i$  l'abondance relative du groupe fonctionnel  $i$  (calculée à partir des biovolumes), et  $F_i$  le score F de ce même groupe fonctionnel. La métrique Q est ensuite exprimée en EQR au moyen de l'Equation 10 :

$$Q_{EQR} = Q / 5 \text{ [Equation 10]}$$

avec Q la valeur de la métrique Q, et  $Q_{EQR}$  sa valeur exprimée en EQR. Finalement, cette valeur exprimée en EQR est normalisée avec un polynôme de degré 2 (Equation 11) :

$$\text{Norm.Q} = a \times Q_{EQR}^2 + b \times Q_{EQR} + c \text{ [Equation 11]}$$

avec  $Q_{EQR}$  la valeur exprimée en EQR de l'indice Q et Norm.Q sa valeur normalisée. Les paramètres a, b et c dépendent du type de cours d'eau.

### Indice HRPI

La valeur de l'indice HRPI est une moyenne pondérée de la métrique de biomasse normalisée et de la métrique Q normalisée selon l'Equation 12 :

$$\text{HRPI} = (\text{Norm.Chlo.a} \times 2 + \text{Norm.Q}) / 3 \text{ [Equation 12]}$$

avec Norm.Q la valeur normalisée de la métrique Q et Norm.Chlo.a la concentration moyenne annuelle normalisée. L'assignation de la classe d'état écologique à partir de l'indice HRPI se fait sur la base des seuils suivants (Tableau 6).

Tableau 6 : Limites des classes d'état écologique de l'indice HRPI (Padisák et al 2015).

| <b>Classe d'état écologique</b> | Très Bon  | Bon         | Moyen       | Médiocre    | Mauvais   |
|---------------------------------|-----------|-------------|-------------|-------------|-----------|
| <b>Indice HRPI</b>              | [1 ; 0,8] | ]0,8 ; 0,6] | ]0,6 ; 0,4] | ]0,4 ; 0,2] | ]0,2 ; 0] |

## **I.4 La méthode slovaque**

La méthode slovaque présente plusieurs particularités : (i) le calcul des valeurs des métriques se fait sur la base des abondances (cellules/mL), et non pas sur la base des biovolumes comme pour la plupart des autres méthodes européennes ; (ii) il s'agit d'un indice multimétrique prenant en compte les abondances relatives de différents groupes taxonomiques indicateurs, avec une approche « One-Out All-Out » pour ces métriques (ie. le score le plus sévère parmi ces métriques est le score utilisé dans les

calculs) ; et (iii) l'abondance totale est intégrée dans le calcul de la valeur de l'indice. Le calcul de la valeur de l'indice slovaque nécessite trois métriques : une métrique de biomasse basée sur les concentrations moyennes annuelles en chlorophylle-a ( $\mu\text{g/L}$ ), une métrique d'abondance basée sur l'abondance totale (cellules/mL ; moyenne annuelle), et une métrique taxonomique liée à l'abondance relative moyenne des groupes taxonomiques indicateurs. Les concentrations, biomasses et abondances moyennes « annuelles » sont calculées sur la période de végétation, ie. sur la période avril-octobre. Les groupes taxonomiques indicateurs pris en compte dans la métrique taxonomique sont les suivants :

**(i)** les Cyanophyta, ie. les cyanobactéries ;

**(ii)** les Chromophyta, ici la somme des Chrysophyceae, Xanthophyceae, Dinophyceae, Cryptophyceae et Bacillariophyceae ;

**(iii)** les Chlorophyta, ici la somme des Chlorococcales, Volvocales, Ulotrichales et Conjugatophyceae ;

**(iv)** les Euglenophyta.

Chaque métrique est préalablement transformée en un score variant entre 1 et 5, en fonction de différents seuils (Tableau 7). Pour les quatre métriques liées à l'abondance relative des groupes indicateurs, seul le plus mauvais score est retenu.

Tableau 7 : Limites des classes permettant de discrétiser les valeurs des différentes métriques.

| Score                     | 5           | 4     | 3      | 2      | 1            |
|---------------------------|-------------|-------|--------|--------|--------------|
| Biomasse (Chlorophylle-a) | <15,0       | <30,0 | <50,0  | <75,0  | $\geq$ 75,0  |
| Abondance totale          | <2000       | <5000 | <15000 | <25000 | $\geq$ 25000 |
| Cyanophyta (%)            | <2,5        | <5,0  | <10,0  | <20,0  | $\geq$ 20,0  |
| Chromophyta (%)           | $\geq$ 66,0 | <66,0 | <50,0  | <35,0  | <15,0        |
| Chlorophyta (%)           | <30,0       | <40,0 | <45,0  | <50,0  | $\geq$ 50,0  |
| Euglenophyta (%)          | <2,0        | <5,0  | <10,0  | <15,0  | $\geq$ 15,0  |

La valeur de l'indice slovaque exprimée en EQR est obtenue grâce à l'Equation

13 :

$$SK_{EQR} = (SC_{AT} + SC_{BM} + SC_{GI}) / 15 \text{ [Equation 13]}$$

avec  $SK_{EQR}$  l'indice slovaque exprimée en EQR,  $SC_{AT}$  le score de la métrique d'abondance totale,  $SC_{BM}$  le score de la métrique de biomasse, et  $SC_{GI}$  le plus mauvais score des quatre groupes taxonomiques indicateurs. L'assignation de la classe d'état écologique à partir de l'indice SK se fait sur la base des seuils suivants (Tableau 8).

Tableau 8 : Limites des classes d'état écologique de l'indice slovaque exprimée en EQR (Mischke et al 2016).

| Classe d'état écologique | Très Bon  | Bon         | Moyen       | Médiocre    | Mauvais   |
|--------------------------|-----------|-------------|-------------|-------------|-----------|
| Indice SK                | [1 ; 0,8[ | [0,8 ; 0,6[ | [0,6 ; 0,4[ | [0,4 ; 0,2[ | [0,2 ; 0] |

## I.5 La méthode tchèque

La méthode tchèque intègre quatre métriques dans le calcul de l'indice correspondant : une métrique de biomasse et trois métriques taxonomiques d'abondances relatives. Il s'agit respectivement des abondances relatives des Bacillariophyceae, des Cyanophyceae et des Chlorophyceae (Opatřilová et al 2011). A l'instar de la méthode slovaque, ces abondances relatives sont calculées sur la base des abondances (cellules/mL), et non pas sur la base des biovolumes. L'abondance relative des Bacillariophyceae est une métrique dont la valeur diminue lorsque les pressions augmentent (= métrique décroissante), alors que les autres métriques sont dites croissantes, car leurs valeurs augmentent avec les pressions. Les valeurs exprimées en EQR des quatre métriques sont calculées d'une manière similaire :

- (i) Pour la métrique décroissante (abondance relative des Bacillariophyceae) :

$$MET_{EQR} = (MET - WORST) / (BEST - WORST) \text{ [Equation 14a]}$$

- (ii) Pour les métriques croissantes :

$$MET_{EQR} = (WORST - MET) / (WORST - BEST) \text{ [Equation 14b]}$$

avec MET la valeur de la métrique et  $MET_{EQR}$  la même valeur exprimée en EQR. Les valeurs BEST correspondent au 1er ou 3ème quartile, respectivement pour les métriques croissantes et décroissantes, de la distribution des valeurs de la métrique en situation de référence. Les valeurs WORST correspondent à la moyenne des percentiles 99 ou 1, respectivement pour les métriques croissantes et décroissantes, de la distribution des valeurs de la métrique dans chaque station présentant au moins

quatre OPCs durant la période de végétation (mars-octobre). Ces valeurs BEST et WORST dépendent du type de cours d'eau (cf. II.3.4).

La valeur finale de l'indice tchèque (CZ) est la moyenne des valeurs EQR des quatre métriques. L'assignation de la classe d'état écologique à partir de l'indice CZ est la même que celle de la méthode slovaque (cf. Tableau 8).

## I.6 La méthode polonaise : l'IFPL

La méthode polonaise est similaire aux autres méthodes européennes, puisqu'il s'agit d'un indice multimétrique calculé à partir de deux métriques : une métrique de biomasse, basée sur la concentration moyenne annuelle en chlorophylle-a (pendant la période de végétation mars-octobre), et une métrique de trophie (Picińska-Fałtynowicz & Błachuta 2012).

### Métrique de trophie

Le calcul de la métrique de trophie (IT) polonaise utilise la formule classique de Zelinka & Marvan (1961), suivant l'Equation 15 :

$$IT = \sum_i (D_i \times w_{Ti} \times T_i) / \sum (D_i \times w_{Ti}) \text{ [Equation 15]}$$

avec IT la valeur de la métrique de trophie,  $D_i$  le biovolume relatif (par rapport à la somme des biovolumes de l'intégralité des taxons indicateurs) du taxon indicateur  $i$ ,  $w_{Ti}$  son poids dans la formule (basé sur sa sténoécie), et  $T_i$  son score trophique. La valeur de la métrique de trophie est ensuite normalisée grâce à l'Equation 16 :

$$Z_{IT} = 1 - (IT - 1) \times 0,25 \text{ [Equation 16]}$$

avec IT la valeur de la métrique de trophie et  $Z_{IT}$  sa valeur normalisée.

### Métrique de biomasse

La valeur de la métrique de biomasse polonaise est obtenue en deux étapes. Tout d'abord cette valeur est discrétisée en un score, variant entre 0 et 4, selon les seuils présentés dans le Tableau 9. Ces seuils dépendent du type de cours d'eau. Ce score est ensuite normalisé grâce à la formule suivante (Equation 17) :

$$Z_{CH} = 1 - (CH \times 0,25) \text{ [Equation 17]}$$

avec CH le score de la concentration en chlorophylle-a et  $Z_{CH}$  ce même score normalisé.

Tableau 9 : Correspondances entre les concentrations moyennes annuelles en chlorophylle-a et les scores (Picińska-Fałtynowicz & Blachuta 2012). Les types de cours d'eau sont détaillés dans la section §II.3.5 de ce rapport.

| Score CH            | 0   | 1     | 2     | 3      | 4    |
|---------------------|-----|-------|-------|--------|------|
| Types 19,20,24,25 : |     |       |       |        |      |
| Chlorophylle-a      | <20 | 20-35 | 35-50 | 50-65  | >65  |
| Type 21 :           |     |       |       |        |      |
| Chlorophylle-a      | <25 | 25-60 | 60-95 | 95-130 | >130 |

### Indice IFPL

La valeur finale de l'indice IFPL est tout simplement la moyenne des deux métriques normalisées selon l'Equation 18 :

$$IFPL = (Z_{CH} + Z_{IT}) / 2 \text{ [Equation 18]}$$

avec  $Z_{CH}$  la valeur normalisée de la métrique de biomasse et  $Z_{IT}$  la valeur normalisée de la métrique de trophie. L'assignation de la classe d'état écologique à partir de l'indice IFPL est similaire à celles utilisées par les méthodes slovaques et tchèques, mais diffère au niveau de l'inclusion ou non des limites dans chaque classe d'état écologique (Tableau 10).

Tableau 10 : Limites des classes d'état écologique de l'indice IFPL (Picińska-Fałtynowicz & Blachuta 2012).

| Classe d'état écologique | Très Bon  | Bon         | Moyen       | Médiocre    | Mauvais   |
|--------------------------|-----------|-------------|-------------|-------------|-----------|
| IFPL                     | [1 ; 0,8] | ]0,8 ; 0,6] | ]0,6 ; 0,4] | ]0,4 ; 0,2] | ]0,2 ; 0] |

## I.7 La méthode roumaine : l'ECO-FITO

La méthode roumaine est probablement la plus originale de par la diversité des métriques composant son indice multimétrique. L'indice roumain inclut cinq métriques différentes : l'indice de saprobie de Pantle et Buck (1955), une métrique de biomasse (chlorophylle-a), l'indice de diversité de Simpson (Simpson 1949), la richesse taxonomique totale et une métrique d'abondance des Bacillariophyceae. La valeur de l'indice ECO-FITO est une moyenne pondérée, selon l'Equation 19, des valeurs de ces cinq métriques (Annexe II-B dans Mischke et al 2016) :

$$\text{ECO-FITO} = 0.2 \times \text{EQR}_{\text{IS}} + 0.25 \times \text{EQR}_{\text{ICL}} + 0.3 \times \text{EQR}_{\text{ID}} + 0.15 \times \text{EQR}_{\text{INT}} + 0.1 \times \text{EQR}_{\text{IAND}}$$

[Equation 19]

avec ECO-FITO la valeur de l'indice roumain,  $\text{EQR}_{\text{IS}}$  la valeur exprimée en EQR de l'indice de saprobie de Pantle et Buck,  $\text{EQR}_{\text{ICL}}$  la valeur exprimée en EQR de la métrique de biomasse,  $\text{EQR}_{\text{ID}}$  la valeur exprimée en EQR de l'indice de diversité de Simpson,  $\text{EQR}_{\text{INT}}$  la valeur exprimée en EQR de la richesse taxonomique totale, et  $\text{EQR}_{\text{IAND}}$  la valeur exprimée en EQR de la métrique d'abondance des Bacillariophyceae. L'assignation de la classe d'état écologique à partir de l'indice ECO-FITO est la même que celle de l'IFPL (Tableau 10).

Au moment de la rédaction de ce rapport, les valeurs de référence permettant d'exprimer les valeurs des métriques en EQR, ainsi que les formules précises permettant de calculer la valeur de base de ces métriques, ne nous sont pas connues.

## I.8 La métrique commune d'inter-étalonnage européenne

L'inter-étalonnage des différentes méthodes européennes repose sur la comparaison d'une métrique européenne unique avec les valeurs d'indice et de pressions rapportées par chaque état membre. Cette métrique commune d'inter-étalonnage (CM12b) est la combinaison de la concentration en chlorophylle-a avec des métriques/indices calculés/calculables pour l'intégralité des prélèvements de phytoplancton réalisés par les états membres de l'UE. Les métriques qui composent cette métrique commune (donc, dans les faits, un indice multimétrique) ont été sélectionnées sur la base de leur performance en terme de bioindication vis-à-vis d'un indicateur combiné de stress.

### Indicateur combiné de stress (ICS)

L'indicateur combiné de stress est la combinaison de trois paramètres : les concentrations normalisées en phosphore total (TP), azote global (TN) et chlorures (log10-transformées ; logCl). Les valeurs de ces trois paramètres ont été normalisées entre 0 et 1 (à partir des valeurs minimales et maximales observées dans le jeu de données européen), avant d'être additionnées pour former l'indicateur combiné de stress, avec des valeurs comprises entre 0 et 3. La sélection de ces trois paramètres est basée sur une analyse statistique préliminaire qui a permis de mettre en évidence que les concentrations en chlorophylle-a répondent principalement à ces trois paramètres.

Les concentrations normalisées en chlorures, phosphore total et azote global sont calculées grâce à l'Equation 20 :

$$P_{\text{norm}} = [P] / \text{WORST} \text{ [Equation 20]}$$

avec [P] la concentration du paramètre P,  $P_{\text{norm}}$  sa concentration normalisée, et WORST le 90<sup>ème</sup> percentile de sa distribution dans toutes les stations européennes ayant servies à l'exercice d'inter-étalonnage. Les valeurs WORST sont respectivement les suivantes pour les chlorures (log10-transformées), le phosphore total et l'azote global : 2,87 ; 0,194 mg/L(P) ; 5 mg/L(N). Les concentrations normalisées supérieures à 1 sont ramenées à 1.

### Métrique commune d'inter-étalonnage

Lors de l'exercice d'inter-étalonnage, les performances de plus de dix métriques ont été testées sur le jeu de données européen afin de sélectionner les métriques qui allaient être combinées avec la chlorophylle-a pour constituer la métrique commune. Les métriques testées ont été les suivantes : la biomasse (chlorophylle-a), les abondances relatives de différents groupes algaux (chlorophytes, cyanobactéries et Bacillariophyceae), la métrique Q (cf. la méthode hongroise HRPI §I.3) et les métriques de trophie allemande (TIP, versions 2.2, 3.0 et 4.0 ; cf. §I.2) et polonaise (IT ; cf. §I.6).

Les valeurs de ces métriques ont été normalisées avant la comparaison de leurs performances. Cette normalisation a consisté à normaliser ces valeurs dans l'étendue min-max observée dans le jeu de données européen (ou dans l'étendue 10-90 percentiles pour la chlorophylle-a).

Deux métriques ont ainsi été retenues sur la base de leurs performances : la métrique de trophie allemande TIP (dans sa version 2.2) et la métrique Q. Les valeurs

de ces deux métriques et de la concentration en chlorophylle-a ont été standardisées avant d'être combinées. Cette standardisation a consisté en la suppression des effets des facteurs « Pays » et « Types de cours d'eau » par l'utilisation de régressions linéaires entre les valeurs de ces métriques et l'indicateur combiné de stress, en considérant les facteurs « Pays » et « Types de cours d'eau » comme des facteurs avec un effet aléatoire.

La valeur finale de la métrique commune d'inter-étalonnage est la moyenne des valeurs normalisées et standardisées des deux métriques, TIP et Q, et de la concentration normalisée en chlorophylle-a.

## **I.9 Définition des conditions de référence**

La DCE stipule que l'évaluation de l'état écologique d'un cours d'eau doit être effectuée sur la base d'une comparaison de cet état avec celui observé dans une situation de moindre impact anthropique, proche d'un état naturel. L'identification de ces conditions dites de référence permet de définir des valeurs de référence. Ces dernières permettent d'exprimer l'état écologique d'un cours d'eau sous la forme de ratios de qualité écologique, les EQR. Elles doivent prendre en compte les caractéristiques intrinsèques (par ex. climat, géologie, altitude) des masses d'eau évaluées. Ainsi, ces valeurs de référence sont définies pour différents types de masses d'eau.

La définition des conditions de référence est donc une étape cruciale dans le développement d'une nouvelle méthode. Il existe de nombreuses manières de définir ces conditions de référence (Tableau 11). La méthode généralement employée consiste à identifier parmi les cours d'eau existants ceux présentant un état physico-chimique et hydro-morphologique le moins impacté, le plus proche d'un état naturel (Mischke et al 2016). Cependant cette approche est peu adaptée aux grands cours d'eau, impactés depuis longtemps par les activités humaines (car intégrateurs des pressions anthropiques exercées au niveau du bassin versant) et souvent modifiés pour faciliter leurs usages, que ce soit par exemple en améliorant leur navigabilité ou pour lutter contre les inondations (Nilsson 2005).

Tableau 11 : Synthèse des approches utilisées au niveau européen pour la définition des conditions de référence (Mischke et al 2016)

| Member State                         | Existing near-natural sites | Modelling | Expert knowledge | Historical data | Least disturbed conditions |
|--------------------------------------|-----------------------------|-----------|------------------|-----------------|----------------------------|
| Austria (adopted from DE)            |                             | X         |                  |                 |                            |
| Belgium (Flanders) (adopted from DE) |                             | X         | X                |                 |                            |
| Bulgaria (adopted from DE)           |                             | X         |                  |                 |                            |
| Croatia (adopted from HU)            |                             |           | X                |                 | X                          |
| Czech Republic                       |                             |           | X                |                 | X                          |
| Estonia (adopted from HU)            |                             |           | X                |                 |                            |
| Germany                              |                             | X         |                  |                 |                            |
| Hungary                              |                             |           | X                |                 | X                          |
| Latvia (adopted from HU)             |                             |           | X                |                 |                            |
| Lithuania (adopted from DE)          | X                           | X         |                  |                 | X                          |
| Poland                               |                             |           | X                |                 | X                          |
| Romania                              |                             |           | X                | X               | X                          |
| Slovakia                             |                             |           | X                |                 |                            |
| <b>SUM</b>                           | <b>1</b>                    | <b>5</b>  | <b>9</b>         | <b>1</b>        | <b>6</b>                   |

Elle est néanmoins souvent utilisée par les états membres de l'Union Européenne (Tableau 11), mais toujours en complément avec d'autres approches, afin de pallier, au mieux, les limitations décrites dans la section précédente (Mischke et al 2016). Parmi les six états membres utilisant cette première approche (« Least Disturbed Conditions » dans le Tableau 11), cinq d'entre eux ont choisi de la combiner avec une approche dite « à dire d'expert » (« Expert Knowledge »), c'est-à-dire une approche consistant généralement à valider parmi les cours d'eau les moins impactés ceux pouvant être considérés comme des références sur la base de discussion avec des experts techniques et/ou scientifiques des grands cours d'eau. La Lituanie décrit avec plus de détails leur choix des cours d'eau de référence parmi les moins impactés : ces cours d'eau ne doivent pas être localisés dans des régions agricoles et leur état chimique doit être bon (ie. TP < 0,1 mg/L, P-PO4 < 0,05 mg/L, TN < 2,0 mg/L, N-NO3 < 1,3 mg/L, N-NH4 < 0,1 mg/L, DBO5 < 2,3 mg/L ; Mischke et al 2016). La Roumanie

a combiné ces deux premières approches avec des données historiques, afin, probablement, de confirmer leur choix des cours d'eau de référence. L'utilisation de données historiques reste cependant anecdotique au niveau européen. Elle présente sans doute un intérêt limité pour le développement de la méthode française, puisque la comparabilité des données historiques avec les données existantes n'est que rarement pertinente, souvent parce que les méthodes de prélèvement du phytoplancton ont changé depuis l'acquisition des données historiques.

Une autre approche privilégiée au niveau européen, tout du moins par les états membres utilisant la méthode allemande, consiste à directement modéliser les valeurs de référence. Ainsi la méthode allemande PhytoFluss a été développée sur la base de valeurs générées avec le modèle MONERIS (Behrendt et al 2003, dans Mischke et al 2011). Ce modèle permet de modéliser les concentrations en nutriments dans des cours d'eau en l'absence d'influences anthropiques. Mischke et al (2011) ont utilisé ce modèle pour 170 stations et ont ainsi pu conclure qu'une concentration en phosphore total inférieure à 0,05 mg/L correspond à une situation de référence.

Pour le développement de la méthode française l'approche consistant à identifier les situations les moins impactées sera sans doute celle à privilégier, en particulier en l'absence d'un modèle similaire au modèle allemand MONERIS (tout du moins pour des valeurs de référence pour les concentrations en nutriments). Elle pourra éventuellement être combinée avec une approche « à dire d'expert » pour valider le choix des stations de référence. L'approche par modélisation reste cependant une piste intéressante, car en France les stations les moins impactées sont souvent retrouvées sur la Loire et il existe donc un risque d'identifier des valeurs de référence basées principalement sur ces stations. Cela pourrait biaiser l'évaluation de l'état écologique des GCEs. Si ce biais se vérifie, il pourra être pertinent d'identifier les situations les moins impactées par type de cours d'eau et/ou par région géographique, par exemple.

## **II. Les cours d'eau couverts par les méthodes européennes**

### **II.1 Rappel général**

L'identification des types de masse d'eau peut se faire sur la base de deux systèmes typologiques, telle que proposée par la DCE (Figure 1 ; Wasson et al 2002). Le Système A est une typologie basée sur une approche régionalisée prenant en compte des écorégions, caractérisées à partir des communautés biologiques aquatiques et à partir de l'altitude, de la géologie et de la dimension des bassins versants (BV). Le Système B est une typologie indépendante de la biologie, puisque basée uniquement sur des paramètres abiotiques obligatoires (localisation, altitude, géologie, dimension du BV), pouvant être croisés avec des paramètres optionnels (par ex. hydro-géomorphologie, chimie, climat) (Figure 1).

### **II.2 Rappels sur la typologie française**

La typologie française des cours d'eau, développée par Wasson et al en 2002, se base sur une approche hybride entre les deux systèmes A et B. En effet, il s'agit d'une approche régionalisée, mais s'inscrivant dans l'approche de classification du Système B, puisqu'utilisant l'intégralité des paramètres abiotiques obligatoires de ce système, ainsi que bon nombre de paramètres optionnels (Wasson et al 2002). La typologie de Wasson et al (2002) a ainsi permis de caractériser 22 hydro-écorégions de rang 1 (= HER1). La typologie des cours d'eau français est la combinaison de ces HER avec une classe de taille du cours d'eau, de Très Petit (TP) à Très Très Grand (TTG), en fonction des rangs de Strahler. Par ex. le type TP22 désigne les Très Petits cours d'eau des Ardennes. Cette typologie peut être affinée en détaillant l'éventuelle influence d'un type voisin sur la chimie de l'eau (par ex. si le BV d'une rivière est principalement localisé dans cet autre type). Cet autre type est appelé type exogène et est indiqué à la suite du code de base de l'HER1 : par ex. TG9/21.

Pour rappel, le projet DIPCEAU vise au développement d'un nouvel indice phytoplancton pertinent pour huit types de cours d'eau : TG9, TG9/21, TG10-15/4, TG11/3-21, TG14/3-11, TG15, TG22/10 et TTGL. Cependant le type TG11-3-21 n'est pas représenté dans les jeux de données des stations actuellement suivies.

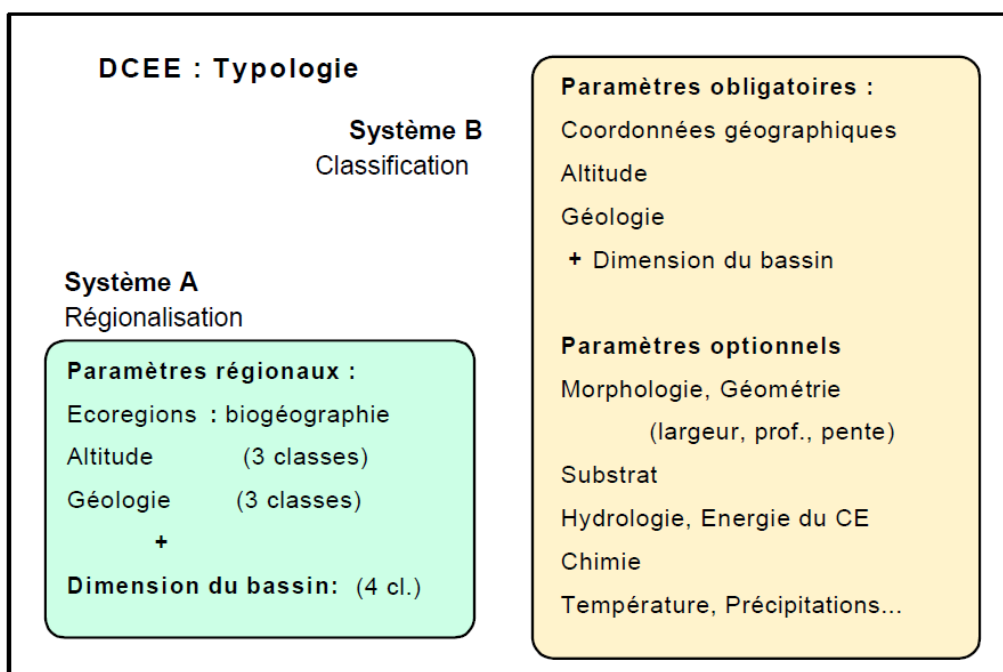


Figure 1 : Les deux systèmes typologiques proposés par la DCE (figure tirée de Wasson et al 2002).

## II.3 Concordanances entre les types français et les types européens

Le calcul des valeurs des différentes métriques et des différents indices européens nécessite d'identifier les concordances entre la typologie française et les typologies propres à chaque état membre. La section suivante (§II.3.1) présente donc pour commencer les principales caractéristiques des types français pertinents. Les sections suivantes, de la section §II.3.2 à la section §II.3.7, présentent les principales caractéristiques des grands cours d'eau et/ou types concernés de chacune des six principales méthodes européennes. A la fin de chacune de ces sections nous concluons sur l'éventuel intérêt de cette méthode pour l'évaluation de l'état écologique des GCEs français et, le cas échéant, nous présentons une hypothétique concordance entre la typologie française et la typologie associée à la méthode européenne concernée.

Une mise à jour des données descriptives de l'intégralité des stations présentes dans notre jeu de données a été nécessaire afin de parfaire les correspondances entre les types français et les types européens. Nous avons bancarisé la surface des BV (km<sup>2</sup>), l'altitude (m), les débits spécifiques (QSP ; L.s<sup>-1</sup>.km<sup>-2</sup>) et les rangs de Strahler des stations, lorsque ces données étaient disponibles et/ou lorsque cela était possible (par ex. nous n'avons pas calculé la surface des BV pour les stations localisées sur

des canaux). Les méthodes ayant permis l'acquisition de ces données complémentaires sont décrites dans les annexes (Annexe A1).

### ***II.3.1 Caractéristiques des types français pertinents***

Les principales caractéristiques des stations appartenant aux types pertinents sont données dans le Tableau 12. La surface des BV varie entre 3 376 (Moselle amont) et 110 403 km<sup>2</sup> (Loire aval). Les débits spécifiques varient entre 6,4 et 23,7 L.s<sup>-1</sup>.km<sup>-2</sup>. Les types pertinents peuvent être scindés en deux groupes selon leurs débits spécifiques : d'un côté les types avec un QSP globalement inférieur à 10 L.s<sup>-1</sup>.km<sup>-2</sup> (TG9, TG9/21 et TTGL), et de l'autre les types avec un QSP supérieur à 10 L.s<sup>-1</sup>.km<sup>-2</sup> (TG10-15/4, TG14/3-11, TG15 et TG22/10). Les altitudes sont faibles en général, et elles varient entre 15 et 221 m. De nouveau, il est possible de scinder les types pertinents en deux groupes selon leur altitude, avec d'une part les types ayant des altitudes toutes supérieures à ~100 m (TG10-15/4, TG15 et TG22/10), et d'autre part les types ayant des altitudes plus variables, parfois faibles (TG14/3-11, TG9, TG9/21 et TTGL).

### ***II.3.2 Caractéristiques et concordance avec les types allemands***

La typologie allemande suit la philosophie du Système B proposé par la DCE (cf. Figure 1 ; Pottgiesser & Sommerhäuser 2014). Cette typologie prend en compte l'écorégion, l'altitude, la géologie, la pente et la taille des cours d'eau (Briem 2003, dans Pottgiesser & Sommerhäuser 2014). Cette typologie suit une approche « top-down », avec un découpage d'abord basé sur les principaux paysages géomorphologiques allemands puis affiné jusqu'aux différentes classes de taille retrouvées dans chaque type.

Pour les grands cours d'eau, il existe 5 types pertinents en Allemagne : les types 5, 10, 15, 17 et 20 (Tableau 12). Ces types sont divisés en sous-groupes en fonction de leur débit spécifique, supérieur ou inférieur à 10 L.s<sup>-1</sup>.km<sup>-2</sup> (types 10.1 et 20.1 vs. types 10.2 et 20.2) ou en fonction de la taille du BV, supérieure ou inférieure à 5000 km<sup>2</sup> (15.1 et 17.1 vs. 15.2 et 17.2). Ces regroupements permettent de distinguer les stations en fonction de la réponse de la biomasse algale aux concentrations en phosphore total (TP) : il est considéré que la biomasse algale d'une station avec un grand bassin versant et/ou un débit spécifique faible réagit plus faiblement à une augmentation des concentrations en TP (Mischke et al 2011).

Tableau 12 : Caractéristiques des types français pertinents pour le phytoplancton (Wasson et al 2002) et des types allemands concernés par la méthode allemande (Mischke et al 2011, Pottgiesser & Sommerhäuser 2014). Les débits spécifiques (QSP) ont uniquement été bancarisés pour les stations avec une surface du BV supérieure à 5 000 km<sup>2</sup>.

| Type      | Nb Stations | Surfaces BV |        | QSP  |      | Altitude |     | Classification HER/Ecoregion           | Nom HER                  | Description (cf. Wasson et al 2002)  |
|-----------|-------------|-------------|--------|------|------|----------|-----|--|--------------------------|--|
|           |             | Min         | Max    | Min  | Max  | Min      | Max |  |                          |  |
| TG10-15/4 | 5           | 3376        | 11539  | 12,9 | 18,7 | 148      | 203 | Plaines et collines (altitude < 450 m) | Côtes calcaires de l'Est | Les Côtes calcaires de l'est se différencient des Tables Calcaires par un relief de côtes disposées en auréoles concentriques à l'est du bassin parisien, dû à l'alternance des couches sédimentaires de marnes et de calcaires durs. Les reliefs plus marqués s'échelonnent entre 200 et 400 m. |
| TG14/3-11 | 10          | 4751        | 51209  | 11,5 | 19,9 | 15       | 143 | Plaines et collines (altitude < 450 m) | Coteaux aquitains        | Au sud-ouest, les Coteaux Aquitains, région de collines incisées des vallées parfois très larges pour les principaux émissaires, bénéficient d'un climat océanique. Les roches à dominante peu carbonatées y sont globalement assez sensibles à l'érosion.                                       |
| TG15      | 10          | 5399        | 29595  | 13,0 | 23,7 | 165      | 197 | Plaines et collines (altitude < 450 m) | Plaine de Saône          | La Plaine de Saône, entourée par le Massif Central à l'ouest, les Vosges au nord et le Jura à l'est, constitue une vaste dépression aux sous sols à dominante marno-argileuse.   |
| TG22/10   | 2           | 7322        | 9315   | 13,6 | 14,0 | 105      | 145 | Plaines et collines (altitude < 450 m) | Ardennes                 | Les Ardennes, plus au nord, constituent une région de collines, composée de roches primaires imperméables et non carbonatées.  |
| TG9       | 15          | 9352        | 65077  | 6,4  | 8,3  | 20       | 76  | Plaines et collines (altitude < 450 m) | Tables calcaires         | Les Tables Calcaires constituent une région de plaine, d'altitude inférieure à 200 m, couvrant le bassin parisien et le nord du bassin aquitain ; le sous-sol est formé de roches sédimentaires tabulaires en majorité carbonatées.  |
| TG9/21    | 5           | 3995        | 21184  | 7,2  | 9,2  | 32       | 142 | Plaines et collines (altitude < 450 m) | Tables calcaires         | Les Tables Calcaires constituent une région de plaine, d'altitude inférieure à 200 m, couvrant le bassin parisien et le nord du bassin aquitain ; le sous-sol est formé de roches sédimentaires tabulaires en majorité carbonatées.  |
| TTGL      | 15          | 12681       | 110403 | 7,3  | 10,0 | 18       | 221 | Mixte                                  | (TTG Loire)              | /  |

Allemagne

|           |   |        |        |    |    |     |     |  |   |  |
|-----------|---|--------|--------|----|----|-----|-----|--|---|--|
| 15.1+17.1 | / | 158    | 4961   | /  | /  | 0   | 200 | Ecoregion 14: Central plains, altitude < 200 m   | / | Type 15 : Mid-sized and large sand and loam-dominated lowland ; Type 17: Mid-sized and large gravel-dominated lowland rivers |
| 15.2+17.2 | / | 5541   | 14495  | /  | /  | 0   | 200 | Ecoregion 14: Central plains, altitude < 200 m   | / | Type 15 : Mid-sized and large sand and loam-dominated lowland ; Type 17: Mid-sized and large gravel-dominated lowland rivers |
| 20.1      | / | 159127 | 159127 | 10 | 20 | 0   | 200 | Ecoregion 14: Central plains, altitude < 200 m   | / | Type 20: Very large sand-dominated rivers  |
| 20.2      | / | 13543  | 140210 | 0  | 10 | 0   | 200 | Ecoregion 14: Central plains, altitude < 200 m   | / | Type 20: Very large sand-dominated rivers  |
| 9.2       | / | 327    | 28100  | /  | /  | 200 | 400 | Ecoregion 9 (and 8): Central highlands and Alpine foothills, altitude ca. 200 - 800 m and higher | / | /  |
| 10.1      | / | 11350  | 109806 | 10 | 20 | 200 | 400 | Ecoregion 9 (and 8): Central highlands and Alpine foothills, altitude ca. 200 - 800 m and higher | / | /  |
| 10.2      | / | 12550  | 54441  | 0  | 10 | 200 | 400 | Ecoregion 9 (and 8): Central highlands and Alpine foothills, altitude ca. 200 - 800 m and higher | / | /  |

L'importance de cette « réaction » influence la pente de la relation linéaire entre les concentrations en chlorophylle-a et en TP, et il est donc important de prendre en compte ces différences afin de construire un indice présentant une relation « pression-impact » optimale.

La méthode allemande PhytoFluss est une méthode qui couvre donc de nombreux types de cours d'eau à une échelle géographique importante, puisque cette méthode est appliquée avec succès en Allemagne ainsi que dans d'autres pays européens (Autriche, Belgique, Bulgarie et Lituanie ; cf. le Tableau 1 dans la section §I.1). De plus, les mises à jour régulières de cette méthode (la version actuelle étant la V5) ont permis d'améliorer ses performances depuis la création de cette méthode. En outre, ses performances ont été validées globalement au niveau européen, puisque la métrique TIP permettant le calcul de cet indice est une des métriques sélectionnées sur la base de sa bonne capacité à réagir aux pressions anthropiques sur l'intégralité des GCEs ayant servis pour l'inter-étalonnage européen (Mischke et al 2016). Il nous a donc paru pertinent d'explorer les performances de cette méthode sur les données françaises.

Pour cela il faut établir une possible correspondance entre les types français et allemands pertinents sur la base des caractéristiques présentées dans le Tableau 12. Les stations du type TG15 (Plaine de la Saône) sont présentes en région alpine et présentent une altitude moyenne comprise entre 150 et 200 m. Il est proposé de rattacher ce type français au type allemand 9.2, lui aussi situé en région alpine et présentant des surfaces de BV similaires (< à 30 000 km<sup>2</sup>). Le type TTGL peut être rattaché au type allemand 20.2 : il s'agit de très grands cours d'eau caractérisés par des fonds sableux, avec des BV d'une surface très importante et des débits spécifiques inférieurs à 10 L.s<sup>-1</sup>.km<sup>-2</sup>. Pour les derniers types français (TG9, TG9/21, TG10-15/4, TG14/3-11 et TG22/10) la concordance avec les types allemands est plus difficile : après élimination des types allemands alpins, seuls les types allemands 15.1/2, 17.1/2 et 20.1/2 semblent correspondre. Pour ces derniers types il a été choisi une approche simplifiée pour rattacher chaque station appartenant à ces types à un type allemand en fonction de la surface de leur BV et de leur débit spécifique :

**(i)** si la surface du BV est  $\leq 5\ 000\ \text{km}^2$

→ Type 15.1+17.1 (« Tiefland »)

**(ii)** si la surface du BV est comprise entre 5 000 et 10 000 km<sup>2</sup>, inclus

→ Type 15.2+17.2 (« Tiefland »)

**(iii)** si la surface du BV est  $> 10\ 000\ \text{km}^2$  et le débit spécifique est  $\leq 10\ \text{L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$

→ Type 20.1 (« Donau »)

**(iv)** si la surface du BV est  $> 10\ 000\ \text{km}^2$  et le débit spécifique est  $> 10\ \text{L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{km}^{-2}$

→ Type 20.2 (« Tiefland »)

Les valeurs écologiques – ie. le coefficient de sténoécie et le score trophique – des taxons indicateurs allemands dépendent aussi des types de cours d'eau, mais il s'agit d'une typologie simplifiée. En effet ces valeurs écologiques ont été définies pour trois grandes régions : (i) le bassin versant du Danube (« Donau »), (ii) les zones montagneuses de faible altitude (« Mittelgebirge ») et (iii) les plaines d'Allemagne du Nord (« Tiefland ») (Mischke & Riedmüller 2020). Les correspondances entre les types allemands et ces régions sont indiquées ci-dessus. Ces correspondances sont basées sur celles qui ont été utilisées pour l'inter-étalonnage européen (Mischke et al 2016).

### ***II.3.3 Caractéristiques et concordance avec les types hongrois***

La méthode hongroise a été développée pour des grands cours d'eau de basse altitude (0-200 m), avec un BV grand ( $> 1\ 000\ \text{km}^2$ ) à très grand ( $> 10\ 000\ \text{km}^2$ ), et pour des cours d'eau caractérisés par des fonds avec une granulométrie fine (Padisák et al 2015, Mischke et al 2016). Il s'agit des types hongrois 6, 7, 14, 19, 20, 23 et 24. Dans le cadre de l'évaluation de l'état écologique de ces grands cours d'eau sur la base du phytoplancton, ces types ont été regroupés au sein de trois groupes :

**(i)** le groupe HU3, qui correspond aux rivières moyennes à larges, de plaine ou de collines, et présentant un fond caractérisé par des substrats avec une granulométrie fine à moyenne (types hongrois 6, 7, 14, 19 et 20). La surface des BV de ces types est soit comprise entre  $1\ 000$  et  $10\ 000\ \text{km}^2$  (types 6 et 19), soit supérieure à  $10\ 000\ \text{km}^2$  (types 7, 14 et 20) (Padisák et al 2015) ;

**(ii)** le groupe HU4, qui correspond au Danube Supérieur (à l'amont de Dunaföldvár ; type hongrois 23) ;

**(iii)** le groupe HU5, qui correspond au Danube Inférieur (en aval de Dunaföldvár ; type hongrois 24).

La Lettonie utilise la méthode hongroise et rapporte dans le rapport d'inter-étalonnage les caractéristiques de leurs rivières et la correspondance avec la typologie hongroise (Mischke et al 2016). Les rivières lettones concernées par la méthode hongroise sont des cours d'eau avec une surface du BV supérieure à  $9\ 000\ \text{km}^2$  et un fond caractérisé par des substrats sableux. D'après la typologie hongroise un des

grands cours d'eau letton appartient au groupe HU4, et les autres cours d'eau au groupe HU3. La Lettonie a cependant choisi d'uniquement attribuer le groupe HU3 à ses grands cours d'eau pour l'évaluation de leur état écologique.

A l'instar de la Lettonie, l'Estonie utilise aussi la méthode hongroise pour son unique grand cours d'eau, la Narva. L'Estonie a attribué à ce fleuve le groupe HU5.

Comme la méthode allemande, la méthode hongroise est une méthode qui a fait ses preuves à l'échelle européenne, puisqu'elle est utilisée dans des pays autres que la Hongrie (ie. la Croatie, l'Estonie et la Lettonie ; cf. le Tableau 1 dans la section §I.1). Cette méthode présente aussi l'intérêt d'être basée sur un indice permettant d'indiquer le niveau global d'altération d'un cours d'eau, à la différence des autres méthodes qui sont généralement calibrées pour indiquer des pollutions trophiques. Il nous a donc paru pertinent d'explorer les performances de la méthode hongroise HRPI sur les données françaises.

Sur la base des correspondances utilisées par la Lettonie, par l'Estonie et lors de l'inter-étalonnage européen (Mischke et al 2016), nous avons choisi d'utiliser le groupe HU3 pour tous nos types pertinents (à l'exclusion du type TTGL) afin de calculer les valeurs de ces métriques sur notre jeu de données français. Le groupe HU5 a été privilégié pour le type TTGL.

### ***II.3.4 Caractéristiques et concordance avec les types slovaques***

La méthode slovaque s'applique aux grands et très grands cours d'eau slovaques, c'est-à-dire au Danube et à ses affluents slovaques. La description de la méthode dans le rapport d'inter-étalonnage (Annexe II.E dans Mischke et al 2016) ne précise pas si cette méthode s'applique à un ou plusieurs types de cours d'eau. Les données rapportées par la Slovaquie dans ce même rapport européen correspondent à des grands cours d'eau avec une surface du BV supérieure à 10 000 km<sup>2</sup> et avec un lit caractérisé par la présence de galets et gravier. Seul un unique set de valeurs-seuils, utilisées pour calculer la valeur de l'indice slovaque, est présenté.

Le manque d'informations à propos des types de cours d'eau couverts par la méthode slovaque ne nous permet pas de vérifier la justesse d'une éventuelle concordance entre types de cours d'eau français et slovaques. De plus, la méthode slovaque apparaît comme une méthode optimisée pour l'évaluation d'une région géographique limitée, et son intérêt pour les GCEs français pourrait s'avérer limité. Nous avons donc choisi de ne pas intégrer cette méthode dans l'étude des performances de cette méthode sur nos données, afin de nous concentrer sur les autres méthodes.

### **II.3.5 Caractéristiques et concordance avec les types tchèques**

La méthode tchèque a été développée à partir des données des cours d'eau de catégorie « 3 » pour les rangs de Strahler (Tableau 13 ; Opatřilová et al 2011, Annexe I.3 dans Mischke et al 2016). Il s'agit des cours d'eau avec un rang de Strahler compris entre 7 et 9. Cette catégorie « 3 » est ensuite sous-divisée en trois types simplifiés pour l'évaluation de l'état écologique des grands cours d'eau tchèques sur la base de la communauté phytoplanctonique, avec un type par rang de Strahler, entre 7 et 9, soit trois types. Les autres caractéristiques du bassin hydrographique, c'est-à-dire la surface du bassin versant, l'altitude et le substrat géologique, n'entrent donc pas en compte dans cette typologie simplifiée.

La correspondance entre les types simplifiés tchèques et les stations des types pertinents français serait donc uniquement basée sur les rangs de Strahler de ces stations. Une telle correspondance n'est pas pertinente, car pour un rang de Strahler donné (et donc une classe de taille donnée) la diversité des cours d'eau français est probablement plus importante que celle des cours d'eau tchèques. Nous avons donc choisi de ne pas continuer l'exploration des performances de cette méthode sur les données françaises.

Tableau 13 : Typologie des cours d'eau en République Tchèque (traduit d'après Opatřilová et al 2011).

| <b>Paramètre</b> | <b>N°</b> | <b>Catégorie</b>           |
|------------------|-----------|----------------------------|
| Bassin versant   | 1         | Mer du Nord                |
|                  | 2         | Mer Baltique               |
|                  | 3         | Mer Méditerranée           |
| Altitude         | 1         | < 200 m                    |
|                  | 2         | 200-500 m                  |
|                  | 3         | 500-800 m                  |
|                  | 4         | 800 m et +                 |
| Géologie         | 1         | Cristallins et volcaniques |
|                  | 2         | Grès, argiles, Quaternaire |
| Rang de Strahler | 1         | 1-3                        |
|                  | 2         | 4-6                        |
|                  | 3         | 7-9                        |

### II.3.6 Caractéristiques et concordance avec les types polonais

Parmi les types de rivières polonais, cinq sont pertinents dans le cadre de l'évaluation de l'état écologique de ces rivières sur la base des communautés phytoplanctoniques. Leurs caractéristiques sont présentées dans le Tableau 14. Il s'agit généralement de grandes rivières de plaine, avec des bassins versants d'une surface supérieure à 5 000 km<sup>2</sup> et avec une altitude inférieure à 200 m. Les substrats retrouvés dans le lit du cours d'eau peuvent être de nature très diverses (par ex. substrats organiques, limon, sable, gravier). Les vitesses du courant sont soit faibles (types 19, 24 et 25), soit élevées (type 20 et 21).

La concordance entre ces cinq types polonais et les stations des types pertinents français pourrait se faire uniquement sur la base de la surface des BV : seul le calcul de la métrique de biomasse prend en compte les types de cours d'eau, avec deux sets de valeurs-seuils différents (un pour le groupe 1, et l'autre pour le groupe 2 ; Tableaux 9 et 14). La différence entre ces deux groupes de types réside uniquement sur la surface de leurs BVs.

La pertinence de la méthode polonaise pour les cours d'eau français peut être limitée à la fois par sa spécificité géographique et par la relative faible diversité des cours d'eau polonais, en comparaison de la diversité des grands cours d'eau français. Nous avons donc choisi de ne pas continuer l'exploration des performances de cette méthode sur les données françaises.

Tableau 14 : Principales caractéristiques des types pertinents polonais pour l'évaluation de l'état écologique des GCE sur la base du compartiment du phytoplancton (d'après Picińska-Fałtynowicz & Błachuta 2012).

| Groupe | Code | Type                         | Principaux substrats      | BV (km <sup>2</sup> ) | Altitude (m) | Pente (‰) | Vitesse du courant |
|--------|------|------------------------------|---------------------------|-----------------------|--------------|-----------|--------------------|
| 1      | 19   | Rivière de plaine            | sable, limon              | 5000-10000            | < 200        | 0,2-2     | faible             |
| 1      | 20   | Rivière de plaine            | gravier                   | 5000-10000            | < 200        | < 0,5-2   | élevée             |
| 2      | 21   | Grande rivière de plaine     | sable, gravier, limon     | > 10000               | < 200        | < 0,1-0,5 | élevée             |
| 1      | 24   | Rivière en vallée (endiguée) | organique, sable, gravier | 5000-10000            | < 200        | < 1       | faible             |
| 1      | 25   | Rivière inter-lacustre       | craie lacustre            | 5000-10000            | < 200        | < 1-5     | faible             |

### II.3.7 Caractéristiques et concordance avec les types roumains

La méthode roumaine ECO-FITO a été développée pour 11 types pertinents, les types roumains RO06 à RO16 (Tableau 15). Il s'agit de grands cours d'eau naturels ou fortement modifiés, avec des surfaces du BV pouvant atteindre des valeurs très importantes (> 800 000 km<sup>2</sup> au niveau du delta du Danube). Les substrats caractérisant les fonds de ces GCEs sont principalement du sable, mais aussi du limon, du gravier et des argiles.

Bien que malheureusement, au moment de la rédaction de ce rapport, il nous soit impossible de tester cette méthode sur les données françaises (cf. §I.7), nous pouvons néanmoins évaluer la concordance entre les types roumains et les types pertinents français. Par défaut, nous pouvons éliminer les types rattachés au Danube (RO12 à RO15), car caractérisés par des dimensions hors normes (surface du BV, et sans doute les débits). Ainsi, les types roumains RO06 à RO11, et éventuellement RO16, seraient les plus pertinents pour essayer d'identifier au mieux une concordance entre ces types et les types français pertinents. Néanmoins la description de ces types roumains reste imprécise et il est donc impossible au moment présent d'établir une concordance correcte entre types roumains et français.

Tableau 15 : Principales caractéristiques des types pertinents roumains pour l'évaluation de l'état écologique des GCE sur la base du compartiment du phytoplancton (d'après les Annexes I.10 et II.B, dans Mischke et al 2016).

| Type  | Ecorégion    | Descripteurs                     |  |                         | Description                                |
|-------|--------------|----------------------------------|--|-------------------------|--|
|       |              | Surface du BV (km <sup>2</sup> ) | Géologie                                   | Substrats dominants     |  |
| RO06  | 11, 12 et 16 | /                                | /  | /                       | Rivières en plaine                         |
| RO07  | 11, 12 et 16 | /                                | /  | /                       | Rivières en plaine                         |
| RO08  | 12           | /                                | /  | /                       | Rivières en plaine                         |
| RO09  | 12           | /                                | /  | /                       | Rivières et plaine alluviale en plaine     |
| RO10  | 11           | >3000                            | a – siliceuse, b – calcaire, c - organique | sable, limon, argile    | Rivières en plaine                         |
| RO10* | 12 et 16     | >5000                            | a – siliceuse, b – calcaire, c - organique | sable, limon, argile    | Rivières en plaine                         |
| RO11  | 11           | >3000                            | a – siliceuse, b – calcaire, c - organique | sable, limon, argile    | Rivières et plaine alluviale en plaine     |
| RO11* | 12 et 16     | >5000                            | a – siliceuse, b – calcaire, c - organique | sable, limon, argile    | Rivières et plaine alluviale en plaine     |
| RO12  | 12           | 570 900-574 850                  | calcaire                                   | sable, gravier, pierres | Danube – région de Cazane                  |
| RO13  | 12           | 574 000-698 000                  | siliceuse                                  | sable, gravier, argile  | Danube – section entre Cazane et Calarasi  |
| RO14  | 12           | 698 000-780 650                  | siliceuse                                  | sable, argile           | Danube – section entre Calarasi et Isaccea |
| RO15  | 12           | 805300                           | organique                                  | sable, limon            | Danube Delta                               |
| RO16  | /            | /                                | /  | /                       | Rivières naturellement perturbées          |

## III. Applicabilité des indices et métriques européens aux données françaises

### III.1 Les données françaises

#### Données floristiques

Le jeu de données floristiques regroupe les données nouvellement acquises pour le phytoplancton en territoire métropolitain. Ce jeu de données servira de base au développement de l'indicateur phytoplancton de ce projet. Les données ont été acquises sur la base d'un protocole d'acquisition standardisé (Laplace-Treuture et al 2010). Ces données sont bancarisées par le Cerema depuis 2016 (Prygiel et al 2021). Il s'agit d'un jeu de données bancarisant les abondances et biovolumes respectifs des taxons identifiés au sein de chaque communauté phytoplanctonique. Ces données ont été bancarisées pour 228 stations différentes. Parmi ces 228 stations, 62 stations appartiennent aux types pertinents (Annexe A3).

Seuls les prélèvements effectués pendant la période de végétation, c'est-à-dire pendant la période d'avril à octobre, ont été considérés dans cette étude. Cette période a été sélectionnée car il s'agit de la période utilisée lors de l'inter-étalonnage européen. Il est à noter que les différentes méthodes européennes ont été construites et calibrées à partir de périodes de végétation parfois différentes (par ex. mars-octobre ou mai-octobre). Néanmoins nous avons choisi de travailler sur une unique période de végétation, donc avril-octobre, quelle que soit la méthode européenne. Il est possible que ce choix biaise et/ou limite les performances de certaines méthodes européennes sur notre jeu de données, mais cette approche a le mérite de permettre une comparaison des performances des différentes méthodes sur un jeu de données similaire.

#### Données physico-chimiques

Ce jeu de données biologiques a été complété par un jeu de données chimiques. Les concentrations en orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ; code Sandre 1433), phosphore total (TP ; code Sandre 1350), chlorophylle-a (code Sandre 1439), chlorures ( $\text{Cl}^-$ ; code Sandre 1337), ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ; code Sandre 1335), nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ; code Sandre 1340), azote Kjeldahl (code Sandre 1319) et nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ; code Sandre 1339) ont été téléchargées à partir de la base de données nationales Naiades (<http://www.naiades.eaufrance.fr>), grâce à l'API « Hub'EAU ». Les concentrations

égales aux seuils de quantification et/ou de détection ont été arbitrairement divisées par deux afin de disposer de valeurs numériques et non de « < seuil ». Les concentrations mesurées durant les sept jours précédents le prélèvement de phytoplancton ont été moyennées pour chaque prélèvement. Ce pas de temps de sept jours a été sélectionné car il est généralement admis que le compartiment phytoplanctonique est représentatif et indicateur des conditions physico-chimiques récentes (Crossetti et al 2013). Les valeurs d'azote global (code Sandre 1551) ont été obtenues après addition des concentrations en azote Kjeldahl, nitrites et nitrates.

Pour chaque couple « station x année » (= Opération de Contrôle Annuelle = OPCA) et chaque paramètre physico-chimique, nous avons calculé la concentration moyenne saisonnière à partir de l'intégralité des mesures effectuées durant les sept jours précédents tous les prélèvements de phytoplancton.

### Autres données

Afin de permettre une concordance optimale entre les types de cours d'eau européens et les types français pertinents il a été nécessaire de bancariser certaines données supplémentaires : les surfaces des BV, l'altitude, les débits spécifiques et les rangs de Strahler. Les méthodes ayant permis l'acquisition de ces données sont présentées dans l'Annexe A1.

## **III.2 Méthode d'analyse des performances des métriques et indices européens**

Pour identifier les éventuels métriques et/ou indices d'intérêt pour le développement de l'indicateur phytoplancton français, il a été choisi de comparer leur efficacité à identifier les situations impactées parmi les stations suivies dans notre jeu de données.

### Sélection des paramètres d'intérêt

La chlorophylle-a est couramment considérée comme un indicateur de l'abondance du phytoplancton, et donc comme un indicateur de la dégradation de la qualité écologique des cours d'eau. Une analyse préliminaire des relations entre les concentrations en chlorophylle-a et les concentrations des différents paramètres chimiques bancarisés (les différentes formes d'azote et de phosphore, les chlorures),

l'indicateur combiné de stress (ICS) et les concentrations normalisées en chlorures, phosphore total et azote global, a été réalisée ; pour rappel, la normalisation des concentrations a consisté à diviser ces valeurs par les « pires » valeurs observées dans le jeu de données utilisé lors de l'exercice d'inter-étalonnage (cf. §1.8). Cette analyse préliminaire permet d'identifier parmi tous ces indicateurs de pression lesquels sont les meilleurs prédicteurs des concentrations en chlorophylle-a. L'objectif *in fine* est de sélectionner parmi ces paramètres un groupe restreint de paramètres d'intérêt sur lesquels baser notre comparaison des performances des métriques et indices européens.

Cette analyse préliminaire est basée sur deux sous-analyses séparées. Pour ces dernières, les concentrations en chlorophylle-a ont été préalablement log-transformées afin de se rapprocher d'une distribution normale. Tout d'abord, nous avons effectué des régressions linéaires entre les valeurs de chaque paramètre et les concentrations en chlorophylle-a, et ce pour chaque paramètre séparément. Ensuite, nous avons effectué une analyse du type « Boosted Regression Tree » (BRT ; Feld et al 2016, Mischke et al 2016). Cette méthode d'analyse est puissante, car elle permet de prendre en compte des variables éventuellement corrélées entre elles, d'éventuelles valeurs manquantes pour ces variables, et d'identifier les interactions entre les variables et leurs importances (Feld et al 2016).

Les résultats de ces analyses sont donnés dans le Tableau 16. Pour les paramètres non-normalisés, la comparaison des  $R^2$  ajustés montre que l'azote Kjeldahl ( $R^2$  ajusté = 0,221), le phosphore total ( $R^2$  ajusté = 0,110) et les chlorures (log-transformés ;  $R^2$  ajusté = 0,172) sont les paramètres expliquant le mieux les concentrations en chlorophylle-a. Ces résultats sont comparables à ceux obtenus sur la base des résultats européens, puisque Mischke et al (2016) ont observé que les concentrations en chlorophylle-a étaient principalement expliquées par les concentrations en orthophosphates, azote global et chlorures. Les paramètres européens (ie. les paramètres normalisés et l'ICS) montrent globalement un bon pouvoir explicatif des concentrations en chlorophylle-a, avec des  $R^2$  ajustés compris entre 0,150 et 0,175, sauf pour l'azote global ( $R^2$  ajusté = 0,003).

L'analyse BRT identifie trois paramètres comme étant les plus explicatifs des concentrations en chlorophylle-a. Il s'agit de l'azote Kjeldahl, des orthophosphates et des chlorures. Les différences entre ce résultat et ceux des régressions linéaires s'expliquent par la capacité des BRT à identifier et éliminer l'effet des corrélations (colinéarités) entre les variables. Cependant nous pouvons observer et conclure que les analyses des régressions linéaires et l'analyse BRT identifient bien l'effet de l'azote, du phosphore et des chlorures, quelles que soient leurs formes, sur les concentrations en chlorophylle-a.

Sur la base de ces deux analyses il a été choisi de sélectionner les paramètres suivants pour la comparaison des performances des métriques et indices européens :

le phosphore total, l'azote Kjeldahl et les chlorures. Le phosphore total a été choisi au détriment des orthophosphates, car il s'agit du paramètre classiquement étudié pour calibrer les méthodes de bio-évaluation basées sur le phytoplancton (Mischke et al 2016).

Tableau 16 : Comparaison des relations entre chaque paramètre et les concentrations en chlorophylle-a, soit sur la base de simples régressions linéaires entre chaque paramètre pris séparément et la chlorophylle-a, soit sur la base d'une analyse du type « Boosted Tree Regression » (BRT) incluant tous les paramètres en même temps. La colonne « R<sup>2</sup> ajusté » renseigne sur les résultats des régressions linéaires, avec les étoiles indiquant la significativité des régressions (\*\*\*)  $p < 0,001$  et \*  $p < 0,05$ ). Les quatre derniers paramètres correspondent aux paramètres normalisés suivant les normalisations réalisées durant l'exercice d'inter-étalonnage et à l'indicateur combiné de stress (ICS) (cf. §1.8). \_avg = average = moyenne saisonnière.

| Paramètre  | R <sup>2</sup> ajusté | Contribution au modèle BRT (%) |
|------------|-----------------------|--------------------------------|
| NK_avg     | 0,221***              | 34,38                          |
| NNH4_avg   | 0,029***              | 4,98                           |
| NNO3_avg   | 0,002                 | 9,81                           |
| TP_avg     | 0,110***              | 7,18                           |
| PPO4_avg   | 0,045***              | 10,13                          |
| CL_avg     | 0,016***              | 18,14                          |
| NNO2_avg   | 0,045***              | 6,95                           |
| TN_avg     | 0,000                 | 3,67                           |
| CL_avg_log | 0,172***              | 0,00                           |
| CL_norm    | 0,175***              | 0,00                           |
| TP_norm    | 0,171***              | 0,00                           |
| TN_norm    | 0,003*                | 0,00                           |
| ICS        | 0,150***              | 4,75                           |

### Performances des métriques et indices européens

Les performances des métriques et indices européens sont évaluées grâce à deux approches :

(i) la 1<sup>ère</sup> approche consiste à réaliser des régressions linéaires entre les valeurs de ces métriques et indices avec celles des paramètres d'intérêt identifiés dans la section précédente, ie. le phosphore total, l'azote Kjeldahl et les chlorures ;

(ii) la 2<sup>ème</sup> approche consiste à calculer leur efficacité de discrimination (DE). La DE correspond, pour une métrique donnée, à la proportion des valeurs des situations impactées par des pressions d'origine anthropique (Impaired River Reaches ; IRRs) inférieures à la valeur du quartile 25 (Q25) ou 75 (Q75) observée dans les situations peu ou pas impactées (Least Impaired River Reaches ; LIRRs). L'utilisation du Q25 ou Q75 dépend du type de métrique (Figure 2) : si la métrique est croissante le long d'un gradient de pression, le Q75 est utilisée. *A contrario*, si la métrique est décroissante le long d'un gradient de pression, le Q25 est utilisé.

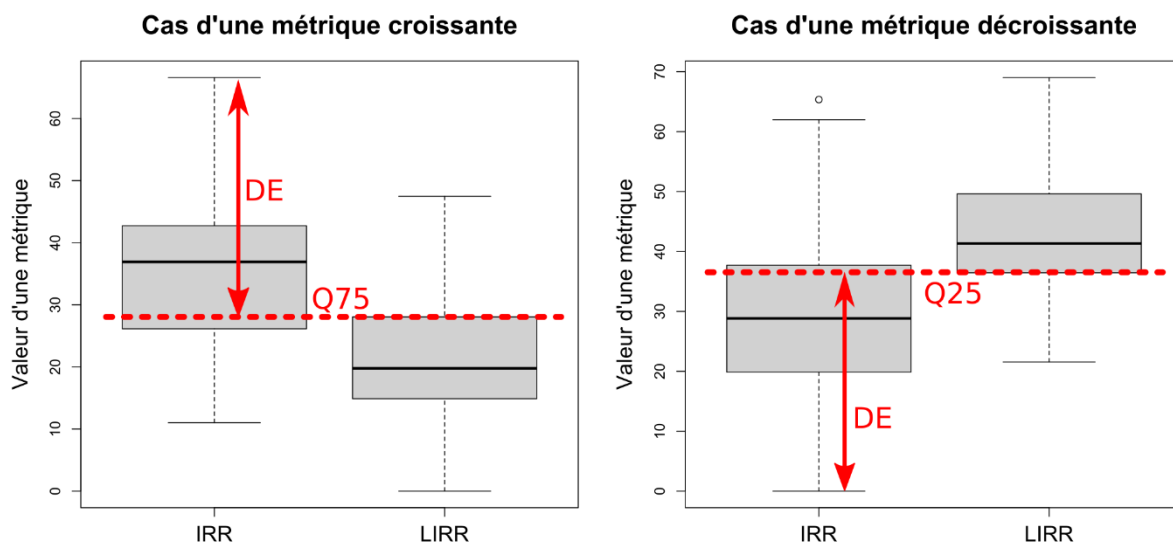


Figure 2 : Exemples de calcul de l'efficacité de discrimination (DE) d'une métrique quelconque en fonction de la distribution de ses valeurs en situations impactées (IRR) ou en situations peu impactées (« de référence », LIRR). Les valeurs présentées sur cette figure ont été générées aléatoirement.

Pour la deuxième approche, le calcul des DEs nécessite de connaître pour chaque OPCA son statut LIRR ou IRR. Il a été choisi pour l'analyse des méthodes européennes d'utiliser une approche centrée sur le phosphore total pour cette caractérisation du statut LIRR/IRR des OPCA.

Cette caractérisation se fait en deux étapes. La 1<sup>ère</sup> étape consiste à caractériser pour chaque OPCA le niveau de pression lié à la concentration moyenne saisonnière en phosphore total. Les niveaux de pression ont été traduits en classes d'état. Ces classes sont au nombre de cinq, selon un gradient croissant d'impact : de Très Bon (High), Bon (Good), Moyen (Moderate), Médiocre (Poor), à Mauvais (Bad). Ces niveaux de pression ont été caractérisés via l'utilisation des seuils SEQ-eau V2

(Tableau 17 ; Oudin & Maupas 2003). Cependant, l'utilisation de ces seuils sur nos données issues des OPCAs des types pertinents met en évidence un gradient de pression restreint et déséquilibré (Tableau 18). Nous avons donc choisi d'utiliser (i) les données de tous les types de cours d'eau, et (ii) des seuils plus sévères, afin de pallier ce problème et d'utiliser des seuils avec une pertinence biologique accrue. En effet, Poikane et al (2021) ont montré que les seuils classiquement utilisés en Europe ne sont pas assez sévères et ne permettent pas de caractériser convenablement l'état écologique d'une rivière. Il nous a donc paru pertinent d'utiliser d'autres seuils. Nous avons ainsi opté pour l'utilisation des seuils allemands qui ont été définis pour les grands cours d'eau allemands (Mischke et al 2011). Ces seuils varient en fonction du type allemand. A la vue des critiques de Poikane et al (2021), nous avons simplement choisi d'utiliser les seuils allemands les plus sévères. Ces seuils sont présentés dans le Tableau 17.

La 2<sup>nd</sup>e et dernière étape consiste à regrouper les OPCAs avec des niveaux de pression faibles (« High » et « Good ») pour constituer le groupe des LIRRs, et donc par extension les OPCAs avec des niveaux de pression classés en « Moderate », « Poor » ou « Bad » constituent le groupe des IRRs.

Tableau 17 : Seuils français du SEQ-eau V2 (Oudin & Maupas 2003) et seuils allemands (Mischke et al 2011) pour le phosphore total en µg/L.

| Limites       | Seuils français (µg/L) | Seuils allemands (µg/L) |
|---------------|------------------------|-------------------------|
| High-Good     | 50                     | 54                      |
| Good-Moderate | 200                    | 90                      |
| Moderate-Poor | 500                    | 150                     |
| Poor-Bad      | 1 000                  | 250                     |

Tableau 18 : Nombre d'OPCAs classées par niveaux de pression pour le phosphore total. FR limites du SEQ-eau V2 (Oudin & Maupas 2003), DE limites allemandes (Mischke et al 2011).

| Limites | Types            | High | Good | Moderate | Poor | Bad | Total |
|---------|------------------|------|------|----------|------|-----|-------|
| FR      | Types pertinents | 196  | 261  | 3        | 1    | 0   | 461   |
| FR      | Tous types       | 457  | 778  | 100      | 16   | 0   | 1351  |
| DE      | Tous types       | 498  | 462  | 206      | 110  | 75  | 1351  |

### III.3 Calculs des valeurs des métriques allemandes et hongroises

Les valeurs des métriques allemandes (ie. la métrique de biomasse BMI et l'indice trophique TIP, dans ses versions 2 et 5) et hongroises (ie. la concentration normalisée en chlorophylle et la métrique Q) ont été calculées grâce à un script R (R Core Team 2020). Ce dernier a été programmé spécifiquement afin de permettre le calcul des valeurs de ces métriques sur le jeu de données français. Cette programmation a été nécessaire, puisqu'ils nous étaient impossible d'accéder directement aux scripts de calculs de ces autres pays. Pour les métriques TIP (version 2) et Q, la justesse des scripts de calcul a été vérifiée en comparant les valeurs calculées sur le jeu de données de phytoplancton ayant servi à l'inter-étalonnage européen (transmis par Sandra Poikane) avec les valeurs réelles obtenues lors ce même exercice d'inter-étalonnage. Pour la métrique TIP (version 5) les valeurs calculées sur notre jeu de données français ont été comparées à celles obtenues en utilisant directement le « SSEE » allemand ([www.gewaesser-bewertung-berechnung.de](http://www.gewaesser-bewertung-berechnung.de)) sur nos données. Dans les deux cas il a été nécessaire de coder des tables de transcodage taxonomique, que ce soit pour la correspondance « codes français (Phytobs) <> codes européens », ou pour la correspondance « codes français (Phytobs) <> codes allemands ». Les codes Phytobs des taxons sont issus du logiciel de comptages et de bancarisation Phytobs (<https://hydrobio-dce.inrae.fr/phytobs/> ; Laplace-Treuture et al 2017).

Pour la métrique Q une régression linéaire entre les valeurs réelles et les valeurs calculées avec notre script confirme la justesse de nos calculs ( $p < 0.001$  ;  $R^2 = 0.923$ ). Cette justesse se vérifie aussi pour la métrique TIP dans sa version 2 ( $p < 0.001$  ;  $R^2 = 0.984$ ). Finalement, pour la métrique TIP dans sa version 5, une régression linéaire entre les valeurs calculées avec notre script et celles calculées sur le « SSEE » allemand confirme aussi la justesse de nos calculs ( $p < 0.001$  ;  $R^2 = 0.879$ ). Pour ces trois métriques, les  $R^2$  ne sont pas égaux pas à 1, probablement à cause des transcodages qui diffèrent entre les scripts officiels et notre propre script.

### III.4 Analyses statistiques

L'intégralité des analyses statistiques a été réalisée à l'aide du logiciel R (version 4.0.3 ; R Core Team 2020), avec les bibliothèques suivantes : pour les principales analyses, *vegan* (Oksanen et al 2020), et pour le BRT, *gbm* (Greenwell et al 2020) et *dismo* (Hijmans et al 2020).

### III.5 Performances des métriques allemandes et hongroises

Les résultats des analyses présentées dans la section précédente sont synthétisés dans le Tableau 19. Les figures non-présentées dans cette section des métriques listées dans le Tableau 19 sont disponibles dans les Annexes A4 et A5.

Les valeurs de DE sont comprises entre 0,074 et 0,604, respectivement pour la métrique TIP.V2 et la concentration normalisée en chlorophylle-a (Norm.Chlo.a). La majorité des métriques des méthodes allemandes et hongroises présente une efficacité de discrimination correcte, avec des valeurs de DE généralement supérieures à 0,4. Seules deux métriques, l'indice trophique TIP.V2 et la métrique hongroise Q, présentent une efficacité de discrimination limitée ( $< 0,25$ ).

*Tableau 19 : Performances des métriques des méthodes allemandes et hongroises. Toutes les régressions linéaires étaient significatives au seuil alpha = 0,05. Les résultats pour l'indice trophique allemand TIP sont donnés pour la V2 et la V5 de la méthode allemande PhytoFluss.*

*DE Efficacité de discrimination. N = 1510 et 1417 OPCAs, respectivement pour les méthodes allemandes et hongroises.*

|                             | DE    | Résultats des régressions linéaires (R <sup>2</sup> ) |        |            |
|-----------------------------|-------|---|--------|------------|
|                             |       | NK_avg  | TP_avg | CL_avg_log |
| <i>Métriques allemandes</i> |       |   |        |            |
| BMI                         | 0,414 | 0,115   | 0,037  | 0,029      |
| TIP.V5                      | 0,481 | 0,043   | 0,052  | 0,081      |
| PF                          | 0,509 | 0,183   | 0,103  | 0,069      |
| TIP.V2                      | 0,074 | 0,006   | 0,034  | 0,006      |
| <i>Métriques hongroises</i> |       |   |        |            |
| Norm.Q                      | 0,233 | 0,041   | 0,016  | 0,058      |
| Norm.Chlo.a                 | 0,604 | 0,267   | 0,128  | 0,170      |
| HRPI                        | 0,560 | 0,241   | 0,114  | 0,171      |

La différence marquée entre les DEs des deux indices trophiques allemands, V2 (DE = 0,074) et V5 (DE = 0,481), montre bien le gain de performance permis par la mise à jour de la méthode allemande PhytoFluss (Tableau 19 et Figure 3 ; voir aussi Mischke & Riedmüller 2020). Ce gain de performance est permis à la fois par un jeu de donnée allemand qui s'est étoffé, mais aussi par une liste de taxons indicateurs plus longue : la V2 ne prenait en compte que 68 taxons indicateurs (dont 4 sans code Phytobs), alors que la V5 intègre dorénavant 206 taxons indicateurs (dont seulement 2 sans code Phytobs). La V5 intègre donc plus de taxons français dans le calcul de la

valeur de l'indice trophique TIP et par extension il est plus représentatif du « potentiel de bioindication » des communautés phytoplanctoniques françaises.

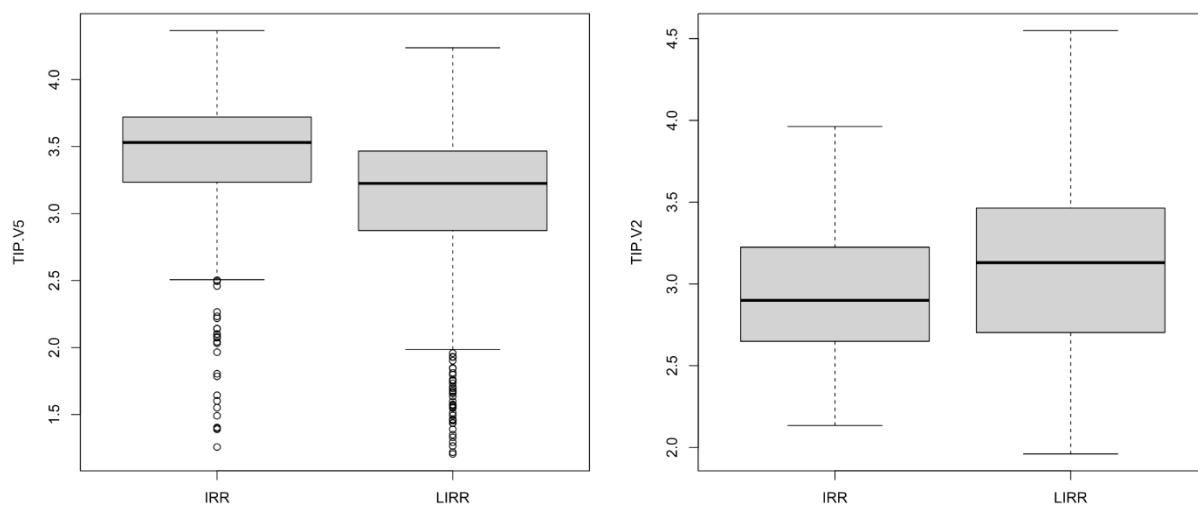


Figure 3 : Efficacité de discrimination des métriques TIP V5 (à gauche) et V2 (à droite). LIRR Least Impaired River Reaches = niveaux de pression faibles (« High » et « Good »), IRR Impaired River Reaches (niveaux de pression modérés « Moderate », « Poor » et « Bad ») pour la pression « Phosphore total ».

Il faut aussi noter que l'exercice d'inter-étalonnage européen pour les méthodes basées sur le phytoplancton et adaptées aux GCE intègre la V2 du TIP dans le calcul de la métrique commune. La mauvaise performance de la métrique TIP dans sa version V2 sur les données françaises, analysées ici, pourra donc poser problème lors de l'inter-étalonnage de la future méthode française avec les autres méthodes européennes. Cette mauvaise performance s'explique peut-être par la table de transcodage utilisée pour faire correspondre les codes des taxons indicateurs allemands aux codes Phytobs utilisés en France : pour coller au mieux à la méthode utilisée lors de l'exercice d'inter-étalonnage (Mischke et al 2016) la table de transcodage actuelle ne fait correspondre à chaque taxon indicateur qu'un unique code Phytobs, même pour des taxons indicateurs au niveau générique (pouvant donc regroupés différentes espèces, non prises en compte ici).

Il est aussi possible de remarquer la meilleure performance en terme de DE de la métrique de biomasse hongroise (Norm.Chlo.a ; DE = 0,604) en comparaison avec la métrique de biomasse allemande (BMI ; DE = 0,414) (Tableau 19 et Figure 4). Cette différence de performance peut être expliquée en partie par le nombre important d'OPCAs présentant la meilleure valeur possible (BMI = 0,5) : 80,0 % des LIRRs et 52,1 % des IRRs.

Pour les régressions linéaires la méthode hongroise et ses métriques constituantes présentent de meilleures performances globales ( $R^2$ ), quel que soit le paramètre considéré (azote Kjeldhal, phosphore total ou chlorures), que la méthode

allemande et ses métriques (Tableau 19). Il faut cependant remarquer que cette bonne performance de la méthode HRPI est principalement expliquée par les bonnes performances de la concentration normalisée en chlorophylle-a (Norm.Chlo.a). De plus, la différence entre les performances des indices allemands (PF) et hongrois (HRPI) à corrélérer avec les concentrations en phosphore total reste minimale : le  $R^2$  est égal à 0,103 et 0,114, respectivement pour PF et HRPI (Tableau 19 ; voir aussi la Figure 5).

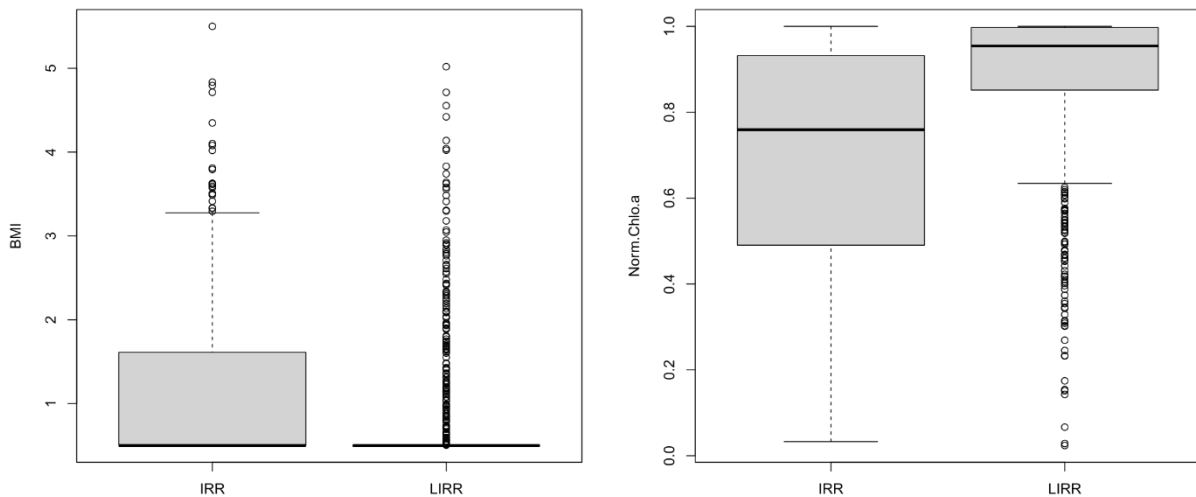


Figure 4 : Efficacité de discrimination des métriques de biomasse allemande (BMI ; à gauche) et hongroise (Norm.Chlo.a ; à droite). LIRR Least Impaired River Reaches = niveaux de pression faibles (« High » et « Good »), IRR Impaired River Reaches (niveaux de pression modérés « Moderate », « Poor » et « Bad ») pour la pression « Phosphore total ».

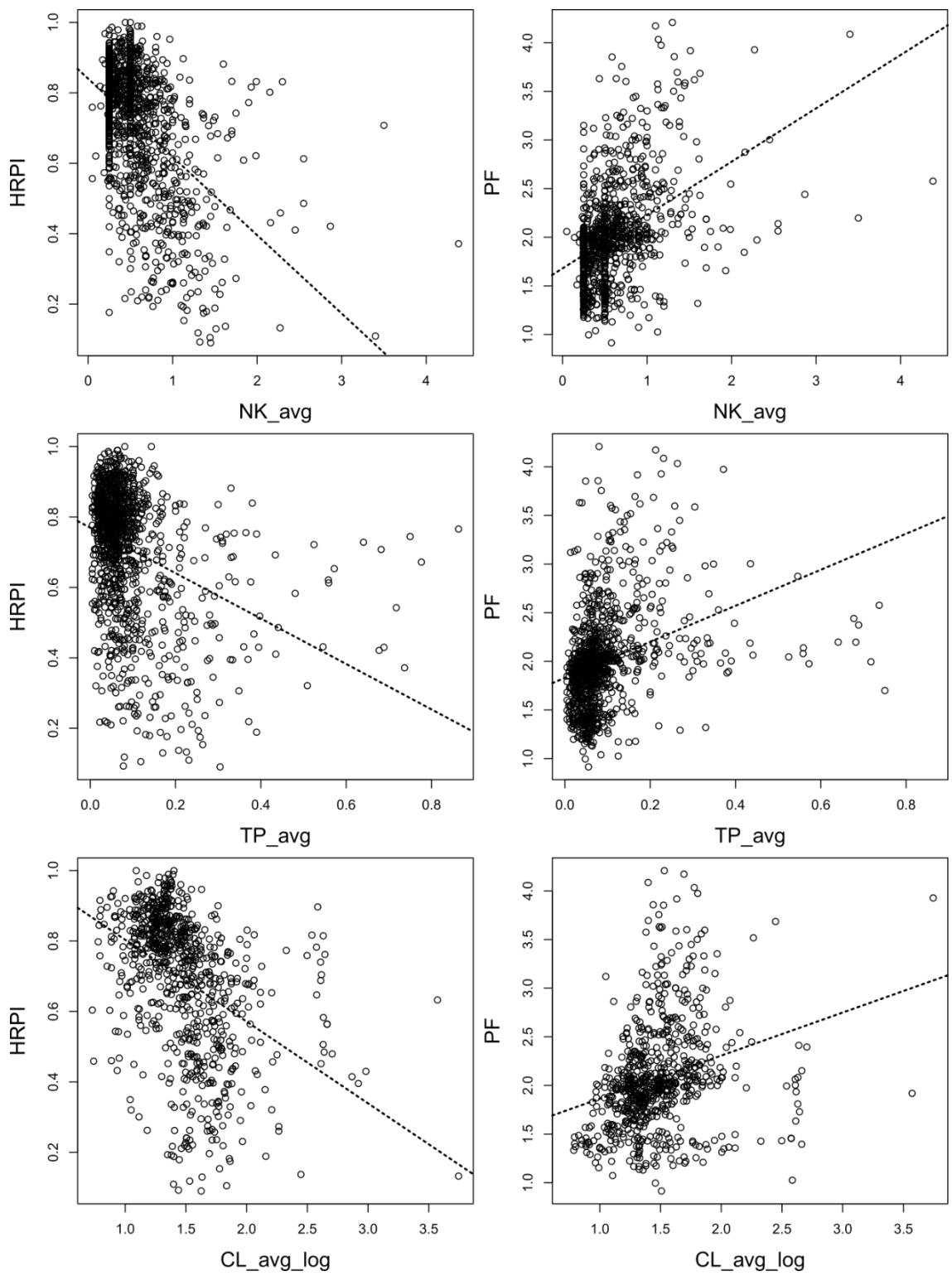


Figure 5 : Régressions linéaires (lignes pointillées) entre les paramètres d'intérêt (azote Kjeldhal NK, phosphore total TP et chlorures CL ; un paramètre par ligne) et les indicateurs hongrois (HRPI ; colonne de gauche) et allemand (PF ; colonne de droite).

## Conclusion

Les méthodes européennes présentées dans ce rapport montrent une certaine homogénéité dans leur approche de bioindication, avec généralement une combinaison d'un indice trophique et d'une métrique de biomasse. Cette composition « classique » s'explique simplement par les exigences de la DCE quant à la bioindication de l'état écologique d'un cours d'eau via le suivi du phytoplancton (Mischke et al 2016). Pour rappel, ces exigences de la DCE sont la prise en compte de la composition taxonomique, de l'abondance des taxons et de la fréquence et de l'intensité des blooms algaux (Mischke et al 2016). Cependant certains états membres s'éloignent de cette composition « classique », puisqu'ils ont choisi de combiner ces métriques classiques avec d'autres métriques, généralement des métriques de diversité/composition taxonomique et/ou fonctionnelle. Comme le montre l'étude des performances des méthodes allemandes et hongroises, ces méthodes européennes présentent des performances correctes sur le jeu de données françaises complet, et ce sans adaptations particulières.

L'indice trophique allemand, le TIP, est le plus usité au niveau européen (en combinaison avec une métrique de biomasse, au sein de l'indicateur PhytoFluss). C'est une métrique d'intérêt, car dans sa version 2 cette métrique est utilisée dans le cadre du calcul de la métrique commune d'inter-étalonnage européen. Des mises à jour régulières du TIP (actuellement dans sa version 5) ont permis d'améliorer ses performances (Mischke & Riedmüller 2020), comme le montre par exemple la comparaison des performances de la V2 et de la V5 sur le jeu de données français. Cet indice trophique est donc un indice performant ayant fait ses preuves au niveau européen. Son adaptation aux données françaises est donc envisageable. Son efficacité est limitée par le faible nombre de taxons français pouvant être rattachés à la liste des taxons indicateurs allemands : seuls 17,3 % des 1847 taxons de notre base de données peuvent être rattachés directement aux taxons indicateurs allemands. Néanmoins, ces 17,3 % des taxons représentent 49,3 % du biovolume total de l'intégralité du jeu de données. Ainsi, le TIP allemand dans sa V5 est peu représentatif de la diversité taxonomique française, mais il semble bien prendre en compte les taxons les plus communs et les plus abondants.

Parmi les méthodes européennes les plus « originales » la méthode hongroise est l'une des plus intéressantes, via sa métrique Q. Pour rappel, cette métrique est basée sur des groupes fonctionnels auxquels ont été attribuées des notes spécifiques en fonction de leur intérêt écologique et de leur sensibilité à différentes pressions anthropiques. Cette approche a le mérite de permettre d'avoir un indicateur qui peut réagir à plusieurs pressions, autres que les pressions d'ordre trophique, par exemple des pressions d'ordre hydromorphologique, comme la présence de barrages à l'amont d'une station. Néanmoins la métrique Q présente quelques inconvénients : (i) elle ne prend pas en compte l'intégralité des taxons retrouvés en France. En effet, seulement 37,2 % des 1847 taxons de notre base de données peuvent être rattachés directement

à un groupe fonctionnel, sur la base des données européennes (à noter : ces taxons représentent cependant 73,2 % du biovolume total du jeu de données) ; (ii) les notes spécifiques attribués à chaque groupe sont basées sur des dires d'experts (Borics et al 2007) ; (iii) la note globale F de chaque taxon est une pseudo-moyenne et elle « cache » donc la capacité de chaque groupe fonctionnel à indiquer certaines pressions spécifiques, comme par exemple les pressions trophiques (Borics et al 2007) ; (iv) la méthode de constitution des groupes est arbitraire (Reynolds 1980, Reynolds et al 2002), et sa validation par des analyses statistiques reste à faire (mais voir Fabbro & Duivenvoorden 2000 et Kruk et al 2002). Ces différents inconvénients peuvent limiter la performance de la métrique Q sur les données françaises.

L'approche fonctionnelle reste cependant pertinente dans un contexte de bioindication. Une base de données de traits fonctionnels a déjà été constituée pour le phytoplancton français (Derot et al 2020, Laplace-Treytoure et al 2021) et elle pourrait permettre de tester des approches similaires à celle de la métrique Q, que ce soit par la constitution de groupes fonctionnels sur la base d'analyses multivariées ou par l'intermédiaire de métriques de diversité fonctionnelle calculées à partir de cette base de données. Ces métriques de diversité fonctionnelle ont déjà montré leur efficacité à réagir à différentes pressions d'origine anthropique (Alric et al 2021), par exemple pour le compartiment des macro-invertébrés benthiques (Mondy et al 2012, Meyer et al 2020), des diatomées benthiques (Larras et al 2017) et des poissons (Dézerald et al 2020).

Les valeurs des métriques de biomasse sont généralement calculées sur la base d'une normalisation des concentrations moyennes annuelles en chlorophylle-a mesurées dans les stations suivies. Cette normalisation consiste surtout en des transformations logarithmiques ( $y = a \cdot \log(x) + b$ ), mais il peut parfois s'agir d'une transformation simple ( $y = a \cdot x + b$ ). Dans tous les cas, les paramètres a et b de ces formules sont dépendants des types de cours d'eau (par exemple pour les méthodes allemandes et hongroises). La métrique de biomasse de la future méthode française ne pourra donc pas, dans les faits, être directement calculée à partir des formules existantes des méthodes européennes. Il pourra être pertinent de se baser sur ces formules, mais il sera probablement nécessaire d'optimiser leurs paramètres a et b aux types français.

La prise en compte de la concentration maximale annuelle en chlorophylle-a dans le calcul d'une métrique de biomasse pourrait s'avérer pertinente afin de mieux identifier d'éventuels blooms algaux lors de la saison de végétation, tel que demandé par la DCE (Mischke et al 2016). La valeur de la métrique de biomasse allemande (cf. §I.2) prend en compte la concentration maximale annuelle normalisée en chlorophylle-a, mais cette prise en compte n'a pas permis à cette métrique d'avoir des performances supérieures à celles des autres métriques européennes sur notre jeu de données français. De plus, nous pouvons remarquer que la concentration moyenne annuelle en chlorophylle-a est généralement corrélée avec la concentration maximale

annuelle (par exemple, Dodds et al 1998). Cette corrélation significative et positive est aussi observée sur le jeu de données français (régression linéaire :  $p < 0.001$  et  $R^2 = 0.979$ ). L'intérêt d'intégrer la concentration maximale annuelle en chlorophylle-a à la métrique de biomasse du futur indice français reste donc à explorer.

En conclusion, le développement de la méthode française pourra s'appuyer sur les méthodes européennes, mais une adaptation directe de ces méthodes aux GCEs français est à proscrire. En effet la diversité importante des GCEs français, sur la base de la typologie française, doit être prise en compte dans l'évaluation de leur état écologique, afin d'optimiser au mieux la performance de cette évaluation. Ce doit être fait en évitant, par exemple, des biais qui pourraient être liés à des valeurs de référence ou des paramètres de calcul trop spécifiques aux types de cours d'eau étrangers rattachés à ces autres méthodes européennes. Cette diversité des GCEs français s'exprime aussi par une diversité taxonomique importante, avec 1847 taxons différents recensés dans la base de données actuellement constituée. Comme indiqué dans les paragraphes précédents, cette diversité taxonomique n'est que partiellement prise en compte par les autres méthodes européennes (ici les méthodes allemande et hongroise).

Sur la base de cette analyse des méthodes européennes nous pouvons envisager le développement d'une méthode spécifique aux GCEs français. Cette méthode pourra être basée sur un indice multimétrique, composé d'une métrique de biomasse et d'un indice trophique et/ou de métriques de diversité fonctionnelle et taxonomique. Une analyse préliminaire des données déjà bancarisées permettra de définir des (bio-)types de GCEs en fonction de leurs caractéristiques géographiques, hydro-morphologiques et écologiques (ie. sur la base de la structure des communautés phytoplanctoniques).

## Références

- Alric, B., Dézerald, O., Meyer, A., Billoir, E., Coulaud, R., Larras, F., Mondy, C. P., & Usseglio-Polatera, P. (2021). How diatom-, invertebrate- and fish-based diagnostic tools can support the ecological assessment of rivers in a multi-pressure context : Temporal trends over the past two decades in France. *Science of The Total Environment*, 762, 143915. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143915>
- Behrendt, H., Bach, M., Kunkel, R., Opitz, D., Pagenkopf, W.-G., Scholz, G., & Wendland, F. (2003). *Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoff einträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands*. 82/03 Forschungsbericht 299 22 285. (p. 202).
- Borics, G., Várbíró, G., Grigorszky, I., Krasznai, E., Szabó, S., & Kiss, K. T. (2007). A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers. *Large Rivers*, 466-486. <https://doi.org/10.1127/lr/17/2007/466>
- Brenning, A., Bangs, D., & Becker, M. (2018). *RSAGA: SAGA Geoprocessing and Terrain Analysis*. <https://CRAN.R-project.org/package=RSAGA>
- Briem, E. (2003). *Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland*. – ATV-DVWK Arbeitsbericht. Hennef : *Mappe mit Textband, Steckbriefe, Kurzfassung, 4 Karten*.
- Crossetti, L. O., Stenger-Kovács, C., & Padišák, J. (2013). Coherence of phytoplankton and attached diatom-based ecological status assessment in Lake Balaton. *Hydrobiologia*, 716(1), 87-101. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1547-0>
- Derot, J., Jamoneau, A., Teichert, N., Rosebery, J., Morin, S., & Laplace-Treyture, C. (2020). Response of phytoplankton traits to environmental variables in French lakes : New perspectives for bioindication. *Ecological Indicators*, 108, 105659. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105659>
- Dézerald, O., Mondy, C. P., Dembski, S., Kreutzenberger, K., Reyjol, Y., Chandesris, A., Valette, L., Brosse, S., Toussaint, A., Belliard, J., Merg, M.-L., & Usseglio-Polatera, P. (2020). A diagnosis-based approach to assess specific risks of river degradation in a multiple pressure context : Insights from fish communities. *Science of The Total Environment*, 734, 139467. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139467>
- Dodds, W. K., Jones, J. R., & Welch, E. B. (1998). Suggested classification of stream trophic state : Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 32(5), 1455-1462. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00370-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00370-9)
- European Council. (2000). *Directive 2000/60/EC. Establishing a framework for community action in the field of water policy. European Commission PE-CONS 3639/1/100 Rev 1, Luxemburg*.
- Fabbro, L. D., & Duivenvoorden, L. J. (2000). A two-part model linking multidimensional environmental gradients and seasonal succession of phytoplankton assemblages. *Hydrobiologia*, 438(1), 13-24. <https://doi.org/10.1023/A:1004153727140>
- Feld, C. K., Birk, S., Eme, D., Gerisch, M., Hering, D., Kernan, M., Maileht, K., Mischke, U., Ott, I., Pletterbauer, F., Poikane, S., Salgado, J., Sayer, C. D., van Wichelen, J., & Malard, F. (2016). Disentangling the effects of land use and geo-climatic factors on diversity in European freshwater ecosystems. *Ecological Indicators*, 60, 71-83. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.024>
- Greenwell, B., Boehmke, B., Cunningham, J., & GBM Developers. (2020). *gbm : Generalized Boosted Regression Models*. <https://CRAN.R-project.org/package=gbm>
- Hijmans, R. J., Phillips, S., Leathwick, J., & Elith, J. (2020). *dismo : Species Distribution Modeling*.
- IGN. (2017). *BD ALTI@Version 2.0 – Descriptif de contenu* (p. 29). [https://geoservices.ign.fr/sites/default/files/2021-07/DC\\_BDALTI\\_2-0.pdf](https://geoservices.ign.fr/sites/default/files/2021-07/DC_BDALTI_2-0.pdf)
- Kruk, C., Mazzeo, N., Lacerot, G., & Reynolds, C. S. (2002). Classification schemes for phytoplankton : A local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research*, 24(9), 901-912. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.9.901>
- Laplace-Treyture, C., Chauvin, C., Menay, M., Dutartre, A., & Moreau, L. (2010). *Protocole standardisé d'échantillonnage et de conservation du phytoplancton en grands cours d'eau applicable aux réseaux de mesure DCE : document du groupe de travail DCE-ESC Version 2*.
- Laplace-Treyture, C., Derot, J., Prévost, E., Le Mat, A., & Jamoneau, A. (2021). Phytoplankton morpho-functional trait dataset from French water-bodies. *Scientific Data*, 8(1), 40. <https://doi.org/10.1038/s41597-021-00814-0>
- Laplace-Treyture, C., Hadoux, E., Plaire, M., Dubertrand, A., & Esmieu, P. (2017). *PHYTOBS v3.0 : Outil de comptage du phytoplancton en laboratoire et de calcul de l'IPLAC. Version 3.0. Application JAVA (Version 3.0)*. <https://hydrobio-dce.inrae.fr/phytobs-software/>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.096>
- Meyer, A., Coulaud, R., Vellingier, C., Chardon, T., & Usseglio-Polatera, P. (2020). *Diagnostic écologique multi-compartiments des cours d'eau. Action 1 : Définition des conditions de référence pour les Grands Cours d'Eau (GCE) et les Très Grands Cours d'Eau (TGCE), action 2 : Proposition d'une version opérationnelle de l'indice I2M2-GCE et action 3 : Proposition d'un outil diagnostique pour les Grands Cours d'Eau* (p. 88). Université de Lorraine (LIEC) pour l'OFB.
- Mischke, U., & Riedmüller, U. (2020). *Verfahrensanleitung für die Bewertung von plankton-dominierten Flüssen und Strömen mit Phytoplankton gemäß Eg-Wasserrahmenrichtlinie Phytofluss Version 5.0* (p. 41).
- Mischke, U., Venohr, M., & Behrendt, H. (2011). Using Phytoplankton to Assess the Trophic Status of German Rivers.

- International Review of Hydrobiology*, 96(5), 578-598. <https://doi.org/10.1002/iroh.201111304>
- Mischke, U., Wolfram, G., VanWichelen, J., Hlúbíková, D., Belkinova, D., Opatřilová, L., Birk, S., Piirsoo, K., Stanković, I., Varbiro, G., Borics, G., Jekabsons, J., Stankevičienė, J., Virbickas, T., Picińska-Fałtynowicz, J., Panek, P., Rotaru, N., Garbea, R., & Placha, M. (2016). *XGIG Large River Inter-étalonnage Exercise – Milestone 6 Report Intercalibrating the national classifications of ecological status for very large rivers in Europe Biological Quality Element: Phytoplankton 2. Version – November 2016* (p. 157).
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.013>
- Nilsson, C. (2005). Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science*, 308(5720), 405-408. <https://doi.org/10.1126/science.1107887>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, H. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2020). *vegan: Community Ecology Package*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Opatřilová, L., Desortová, B., Potužák, J., Liška, M., Maciak, M., & Horký, P. (2011). *Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích pomocí biologické složky fytoplankton* (p. 23).
- Oudin, S., & Maupas, D. (2003). *Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Grilles d'évaluation SEQ-Eau (version 2)*. (p. 40). Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable – Agences de l'Eau.
- Padisák, J., András, A., & Gábor, B. (2015). *Felszíni vízeink ökológiai állapotának minősítése a fitoplankton alapján* (p. 50).
- Padisák, J., Borics, G., Grigorszky, I., & Soróczki-Pintér, É. (2006). Use of Phytoplankton Assemblages for Monitoring Ecological Status of Lakes within the Water Framework Directive: The Assemblage Index. *Hydrobiologia*, 553(1), 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1393-9>
- Pantle, R., & Buck, H. (1955). Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas und Wasserfach*, 96, 604.
- Picińska-Fałtynowicz, J., & Błachuta, J. (2012). *Wytyczne metodyczne do przeprowadzenia badań fitoplanktonu i oceny stanu ekologicznego rzek na jego podstawie* (p. 26).
- Poikane, S., Várbró, G., Kelly, M. G., Birk, S., & Phillips, G. (2021). Estimating river nutrient concentrations consistent with good ecological condition: More stringent nutrient thresholds needed. *Ecological Indicators*, 121, 107017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107017>
- Pottgiesser, T., & Sommerhäuser, M. (2004). *Profiles of German Stream Types* (p. 5).
- Prygiel, E., Lasseron, F., Laplace-Treytore, C., & Meyer, A. (2021). *Développement d'un indicateur phytoplancton très grands cours d'eau: Présentation et bilan de la base de données nationales* (p. 39).
- QGIS Development Team. (2020). *QGIS - version 3.16*.
- R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. <https://www.R-project.org/>
- Reynolds, C. S. (1980). Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Ecography*, 3(3), 141-159. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1980.tb00721.x>
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., & Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24(5), 417-428. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417>
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), 688.
- Wasson, J.-G., Chandresris, A., Pella, H., & Blanc, L. (2002). *Les hydro-écorégions de France métropolitaine—Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés*.
- Wasson, J.-G., Chandresris, A., Pella, H., Sauquet, E., & Mengin, N. (2006). *Appui scientifique à la mise en oeuvre de la Directive Européenne Cadre sur l'Eau. Typologie des cours d'eau de France métropolitaine*.
- Zelinka, M., & Marvan, P. (1961). Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.*, 57, 389-407.

# Annexes

## Sommaire des annexes

- A1.** Acquisition des données complémentaires \_\_\_\_\_ p.53
- A1.1** Surface du bassin versant \_\_\_\_\_ p.53
  - A1.2** Altitude \_\_\_\_\_ p.53
  - A1.3** Débits spécifiques \_\_\_\_\_ p.54
  - A1.4** Rangs de Strahler \_\_\_\_\_ p.54
- A2.** Tableau : Liste des taxons indicateurs pris en compte dans le calcul de la méthode allemande PhytoFluss, dans sa version 5 (d'après Mischke & Riedmüller 2020).\_ p.55
- A3.** Tableau : Caractéristiques des stations françaises sur lesquelles sont suivis les communautés phytoplanctoniques. \_\_\_\_\_ p.72
- A4.** Figure : Régressions linéaires entre les paramètres d'intérêt (azote Kjeldhal NK, phosphore total TP et chlorures CL) et les métriques allemandes. \_\_\_\_\_ p.83
- A5.** Figure : Régressions linéaires (droites) entre les paramètres d'intérêt (azote Kjeldhal NK, phosphore total TP et chlorures CL ; un paramètre par ligne) et les métriques hongroises. \_\_\_\_\_ p.84

## **A1. Acquisition des données complémentaires**

### **A1.1 Surface du bassin versant**

Les surfaces des bassins versants topographiques (BV ; km<sup>2</sup>), c'est-à-dire prenant uniquement en compte les écoulements de surface, des stations suivies par les Agences de l'Eau pour le compartiment phytoplancton ont été calculées à partir d'un Modèle Numérique de terrain (MNT). Deux MNT différents ont été utilisés : les BD Alti® de l'IGN (V2 ; IGN 2017) avec des mailles de 25 et 75 m.

Dans une première étape les dépressions locales de ces MNT ont été comblées numériquement afin d'éviter aux algorithmes de délimitation des BV de rester bloqués dans ces minima topographiques locaux. La fonction « *Fill sinks (wang & liu)* » (SAGA > Terrain Analysis – Hydrology) de la boîte à outils de traitements de QGIS (version 3.16 ; QGIS Development Team 2020) a été utilisée pour réaliser ce pré-traitement des données topographiques.

Les calculs de l'étendue des bassins versants ont ensuite été réalisés à l'aide de la fonction « *Upslope area* » (SAGA > Terrain Analysis – Hydrology) de la boîte à outils de traitements de QGIS. Ces calculs ont été automatisés sous R (R Core Team 2020), à l'aide d'une librairie (RSAGA ; Brenning et al 2018) permettant l'utilisation de cette fonction directement au sein de R. La fonction « *Upslope area* » donne comme résultat un fichier *raster* présentant pour chaque maille du MNT une valeur non-nulle lorsque cette maille appartient au BV d'un exutoire (une station) donné. La surface des BV a donc été simplement obtenue en multipliant le nombre de mailles avec des valeurs non-nulles par la surface d'une maille (25 x 25 ou 75 x 75 m<sup>2</sup>, selon le MNT utilisé). La surface obtenue, exprimée en m<sup>2</sup>, est ensuite convertie en km<sup>2</sup>.

L'intégralité des bassins versants obtenus avec cette méthode a été vérifiée afin de confirmer la justesse des valeurs obtenues. Lorsque cela n'était pas le cas, la délimitation des BV concernés a été corrigée manuellement, en soustrayant ou additionnant les éventuels surfaces en trop/manquantes, respectivement. Dans de très rares cas (souvent des stations localisées dans des régions avec de très/trop faibles pentes), il a été nécessaire de délimiter les BV à la main en suivant les lignes de crête.

### **A1.2 Altitude**

L'altitude des stations a été lue à partir de leurs coordonnées géographiques sur le MNT BD Alti® de l'IGN (V2 ; IGN 2017), avec une maille de 25 m.

### A1.3 Débits spécifiques

Les valeurs des débits spécifiques (QSP ; L.s<sup>-1</sup>.km<sup>-2</sup>) des stations avec des surfaces de BV supérieures à 5000 km<sup>2</sup> ont été obtenues à partir des moyennes historiques disponibles sur le site « [hydro.eaufrance.fr](http://hydro.eaufrance.fr) ». Ce site bancarise les données hydrométriques et hydrologiques des cours d'eau français. Les stations de mesure ne correspondent pas forcément à nos stations. Il a donc été décidé de récupérer ces valeurs de QSP sur les stations Vigicrue (i) localisées sur les mêmes rivières, (ii) les plus proches de nos stations, (ii) dans la mesure du possible, non-influencées par des affluents, et (iv) avec des données historiques disponibles. Les codes des stations Vigicrue ayant permis d'obtenir ces données sont précisés pour chacune des stations de notre jeu de données (cf. Annexe A2).

### A1.4 Rangs de Strahler

Les rangs de Strahler ont été récupérés à partir d'un jeu de données de la BD Carthage® 2010 amendé avec l'ordination de Strahler. Ce jeu de données a été téléchargé sur le site « [data.eaufrance.fr](http://data.eaufrance.fr) », grâce au lien suivant :

<http://www.data.eaufrance.fr/jdd/dec8a000-d799-4438-bfb9-77004729eebb>

Ces rangs de Strahler ne sont pas exacts, car générés automatiquement, et il a été nécessaire de les corriger *a posteriori* pour coller à la typologie HER1 de nos stations. Chaque classe de taille de la typologie HER1, de TG à TP, correspond à des rangs de Strahler précis, et ce en fonction de l'Agence de l'Eau (cf. le tableau S1 ci-dessous). Les rangs de Strahler considérés comme erronés ont ainsi été corrigés et remplacés par le rang le plus proche, numériquement parlant, correspondant à la classe de taille de la station considérée.

Tableau S1 : Correspondances entre les classes de taille des cours d'eau et leur rang de Strahler, en fonction de l'Agence de l'Eau. TG = Très Grand, G = grand, M = moyen, P = petit et TP = Très Petit. D'après Wasson et al 2006.

| <b>Agences de l'eau</b>                 | <b>TG</b> | <b>G</b> | <b>M</b> | <b>P</b> | <b>TP</b> |
|---|-----------|----------|----------|----------|-----------|
| <b>Agence de l'eau : Loire Bretagne</b> | 8, 7      | 6        | 5        | 4        | 3, 2 et 1 |
| <b>Autres Agences de l'eau</b>          | 8, 7 et 6 | 5        | 4        | 3        | 2 et 1    |

## A2. Tableau

Tableau A2 : Liste des taxons indicateurs pris en compte dans le calcul de la méthode allemande PhytoFluss, dans sa version 5 (d'après Mischke & Riedmüller 2020). TI score trophique du taxon indicateur, WF poids du taxon dans le calcul (d'après sa sténoécie) (cf. section §I.2). Ces deux paramètres varient selon trois régions : « Donau », « Mittelbergige » et « Tiefland » (cf. section §II.3.2). La colonne cd\_phytobs renseigne sur les codes français Phytobs (<https://hydrobio-dce.inrae.fr/phytobs/>) existants pouvant être attribué à chacun de ces taxons.

| Taxon indicateur                                     | Taxon  | cd_phytobs | TI_Donau | WF_Donau | TI_Mittelbergige | WF_Mittelbergige | TI_Tiefland | WF_Tiefland |
|--|--|------------|----------|----------|------------------|------------------|-------------|-------------|
| <i>Acanthoceras zachariasii</i>                      | <i>Acanthoceras zachariasii</i>                  | ACNZAC     |          |          |                  |                  | 11,8        | 2           |
| <i>Achnanthydium catenatum</i>                       | <i>Achnanthes catenata</i>                       | ACHCAE     |          |          | 0,5              | 1                |             |             |
| <i>Achnanthydium catenatum</i>                       | <i>Achnanthydium catenatum</i>                   | ACDCAT     |          |          | 0,5              | 1                |             |             |
| <i>Achnanthydium minutissimum-Sippen</i>             | <i>Achnanthes minutissima</i> - Sippen           | ACHMIU     | 1,9      | 1        | 6,2              | 1                | 87,4        | 1           |
| <i>Achnanthydium minutissimum-Sippen</i>             | <i>Achnanthydium minutissimum-Sippen</i>         | ACDMIN     | 1,9      | 1        | 6,2              | 1                | 87,4        | 1           |
| <i>Actinastrum hantzschii</i>                        | <i>Actinastrum hantzschii</i>                    | ACSHAN     | 219,3    | 1        | 228,1            | 1                | 143,7       | 1           |
| <i>Actinocyclus normanii</i>                         | <i>Actinocyclus</i>                              | ACOSPX     | 14,1     | 2        | 27,3             | 2                | 215,3       | 1           |
| <i>Actinocyclus normanii</i>                         | <i>Actinocyclus normanii</i>                     | ACONOR     | 14,1     | 2        | 27,3             | 2                | 215,3       | 1           |
| <i>Actinocyclus normanii</i>                         | <i>Actinocyclus normanii</i> f. <i>normanii</i>  |            | 14,1     | 2        | 27,3             | 2                | 215,3       | 1           |
| <i>Actinocyclus normanii</i>                         | <i>Actinocyclus normanii</i> f. <i>subsalsus</i> | ACOSUB     | 14,1     | 2        | 27,3             | 2                | 215,3       | 1           |
| <i>Amphora ovalis</i>                                | <i>Amphora ovalis</i>                            | AMPOVA     | 1,8      | 1        | 10,5             | 1                | 32,2        | 1           |
| <i>Anathece minutissima</i>                          | <i>Anathece minutissima</i>                      | ANTMIN     | 354      | 1        | 361,2            | 1                |             |             |
| <i>Anathece minutissima</i>                          | <i>Aphanothece minutissima</i>                   | APOMIN     | 354      | 1        | 361,2            | 1                |             |             |
| <i>Ankistrodesmus arcuatus</i>                       | <i>Ankistrodesmus arcuatus</i>                   | ANKARC     |          |          | 169              | 1                | 192,9       | 2           |
| <i>Ankistrodesmus arcuatus</i>                       | <i>Monoraphidium arcuatum</i>                    | MONARC     |          |          | 169              | 1                | 192,9       | 2           |
| <i>Ankistrodesmus falcatius</i>                      | <i>Ankistrodesmus falcatius</i>                  | ANKFAL     |          |          | 11,1             | 4                | 0,2         | 3           |
| <i>Ankistrodesmus fusiformis</i>                     | <i>Ankistrodesmus fusiformis</i>                 | ANKFUS     |          |          |                  |                  | 12,4        | 3           |
| <i>Ankyra judayi</i>                                 | <i>Ankyra judayi</i>                             | ANYJUD     |          |          |                  |                  | 0,5         | 2           |
| <i>Ankyra lanceolata</i>                             | <i>Ankyra lanceolata</i>                         | ANYLAN     |          |          |                  |                  | 21,6        | 1           |
| <i>Aphanizomenon gracile</i>                         | <i>Aphanizomenon gracile</i>                     | APHGRA     | 277,1    | 1        | 277,4            | 1                |             |             |
| <i>Aphanocapsa delicatissima</i>                     | <i>Aphanocapsa delicatissima</i>                 | APADEL     |          |          | 0,5              | 1                |             |             |
| <i>Aphanocapsa holsatica</i>                         | <i>Aphanocapsa holsatica</i>                     | APAHOL     |          |          |                  |                  | 152,6       | 4           |
| <i>Asterionella formosa</i>                          | <i>Asterionella formosa</i>                      | ASTFOR     | 29,4     | 1        | 43,9             | 1                | 151,8       | 2           |
| <i>Aulacoseira ambigua</i>                           | <i>Aulacoseira ambigua</i>                       | AULAMB     | 31,7     | 1        | 46,3             | 1                | 301,9       | 2           |
| <i>Aulacoseira distans</i>                           | <i>Aulacoseira distans</i>                       | AULDIS     |          |          |                  |                  | 0,2         | 3           |
| <i>Aulacoseira granulata</i> / <i>A. muzzanensis</i> | <i>Aulacoseira granulata</i>                     | AULGRA     | 149,1    | 1        | 148,1            | 1                |             |             |
| <i>Aulacoseira granulata</i> / <i>A. muzzanensis</i> | <i>Aulacoseira muzzanensis</i>                   | AULMUZ     | 149,1    | 1        | 148,1            | 1                |             |             |

| Taxon indicateur              | Taxon  | cd_phytobs | TI_Donau | WF_Donau | TI_Mittelbergige | WF_Mittelbergige | TI_Tiefland | WF_Tiefland |
|-------------------------------|--|------------|----------|----------|------------------|------------------|-------------|-------------|
| <i>Aulacoseira islandica</i>  | <i>Aulacoseira islandica</i>                                 | AULISL     |          |          | 0,7              | 3                |             |             |
| <i>Aulacoseira pusilla</i>    | <i>Aulacoseira pusilla</i>                                   | AULPUS     |          |          | 140,5            | 3                | 158,2       | 3           |
| <i>Aulacoseira subarctica</i> | <i>Aulacoseira subarctica</i>                                | AULSUB     |          |          | 31,9             | 2                |             |             |
| <i>Bitrichia chodatii</i>     | <i>Bitrichia chodatii</i>                                    | BITCHO     |          |          | 0,4              | 1                |             |             |
| <i>Ceratium</i>               | <i>Ceratium</i>  | CERSPX     |          |          |                  |                  | 25,5        | 1           |
| <i>Ceratium</i>               | <i>Ceratium cornutum</i>                                     | CERCOR     |          |          |                  |                  | 25,5        | 1           |
| <i>Ceratium</i>               | <i>Ceratium furca</i>  |            |          |          |                  |                  | 25,5        | 1           |
| <i>Ceratium</i>               | <i>Ceratium furcoides</i>                                    | CERFUR     |          |          |                  |                  | 25,5        | 1           |
| <i>Ceratium</i>               | <i>Ceratium fusus</i>  |            |          |          |                  |                  | 25,5        | 1           |
| <i>Ceratium</i>               | <i>Ceratium horridum</i>                                     |            |          |          |                  |                  | 25,5        | 1           |
| <i>Ceratium</i>               | <i>Ceratium rhomvroides</i>                                  |            |          |          |                  |                  | 25,5        | 1           |
| <i>Ceratium</i>               | <i>Tripos furca</i>  |            |          |          |                  |                  | 25,5        | 1           |
| <i>Ceratium</i>               | <i>Tripos fusus</i>  |            |          |          |                  |                  | 25,5        | 1           |
| <i>Ceratium</i>               | <i>Tripos horridus</i>                                       |            |          |          |                  |                  | 25,5        | 1           |
| <i>Ceratium hirundinella</i>  | <i>Ceratium hirundinella</i>                                 | CERHIR     | 1        | 1        | 3,7              | 1                | 25,5        | 1           |
| <i>Chlamydomonas</i>          | <i>Chlamydomonas</i>   | CHLSPX     |          |          |                  |                  | 186,6       | 1           |
| <i>Chlamydomonas</i>          | <i>Chlamydomonas</i> 10-15µm                                 | CHLS15     |          |          |                  |                  | 186,6       | 1           |
| <i>Chlamydomonas</i>          | <i>Chlamydomonas</i> 5-10µm                                  | CHLSP5     |          |          |                  |                  | 186,6       | 1           |
| <i>Chlamydomonas</i>          | <i>Chlamydomonas botryopara</i>                              | CHLBOT     |          |          |                  |                  | 186,6       | 1           |
| <i>Chlamydomonas</i>          | <i>Chlamydomonas ehrenbergii</i>                             |            |          |          |                  |                  | 186,6       | 1           |
| <i>Chlamydomonas</i>          | <i>Chlamydomonas globosa</i>                                 | CHLGLO     |          |          |                  |                  | 186,6       | 1           |
| <i>Chlamydomonas</i>          | <i>Chlamydomonas gloeophila</i>                              |            |          |          |                  |                  | 186,6       | 1           |
| <i>Chlamydomonas</i>          | <i>Chlamydomonas minutissima</i>                             |            |          |          |                  |                  | 186,6       | 1           |
| <i>Chlamydomonas</i>          | <i>Chlamydomonas quiescens</i>                               |            |          |          |                  |                  | 186,6       | 1           |
| <i>Chlamydomonas</i>          | <i>Chlamydomonas reinhardtii</i>                             | CHLREI     |          |          |                  |                  | 186,6       | 1           |
| <i>Chlamydomonas</i>          | <i>Chlamydomonas tremulans</i>                               |            |          |          |                  |                  | 186,6       | 1           |
| <i>Chlorogonium</i>           | <i>Chlorogonium</i>  | CHGSPX     |          |          |                  |                  | 102         | 2           |
| <i>Chlorogonium</i>           | <i>Chlorogonium elongatum</i>                                | CHGELO     |          |          |                  |                  | 102         | 2           |
| <i>Chlorogonium</i>           | <i>Chlorogonium euchlorum</i>                                | CHGEUC     |          |          |                  |                  | 102         | 2           |
| <i>Chlorogonium</i>           | <i>Chlorogonium fusiforme</i>                                | CHGFUS     |          |          |                  |                  | 102         | 2           |
| <i>Chlorotetraedron incus</i> | <i>Chlorotetraedron incus</i>                                | CLTICU     |          |          |                  |                  | 9,6         | 3           |
| <i>Chroococcus limneticus</i> | <i>Chroococcus limneticus</i>                                | CHRLIM     |          |          | 0,3              | 1                | 7,5         | 3           |
| <i>Chrysochromulina parva</i> | <i>Erkenia</i>   | ERKSPX     |          |          | 2                | 1                | 13,2        | 3           |
| <i>Chrysochromulina parva</i> | <i>Erkenia subaequiliata</i>                                 | ERKSUB     |          |          | 2                | 1                | 13,2        | 3           |
| <i>Chrysochromulina parva</i> | <i>Erkenia subaequiliata</i> / <i>Chrysochromulina parva</i> |            |          |          | 2                | 1                | 13,2        | 3           |

| Taxon indicateur                                    | Taxon                                    | cd_phytobs | TI_Donau | WF_Donau | TI_Mittelbergige | WF_Mittelbergige | TI_Tiefeland | WF_Tiefeland |
|---|--|------------|----------|----------|------------------|------------------|--------------|--------------|
| <i>Chrysococcus</i>                                 | <i>Chrysococcus</i>                      | CHSSPX     |          |          |                  |                  | 213,3        | 1            |
| <i>Chrysococcus</i>                                 | <i>Chrysococcus biporus</i>              | CHSBIP     |          |          |                  |                  | 213,3        | 1            |
| <i>Chrysococcus</i>                                 | <i>Chrysococcus cordiformis</i>          | CHSCOR     |          |          |                  |                  | 213,3        | 1            |
| <i>Chrysococcus</i>                                 | <i>Chrysococcus diaphanus</i>            | CHSDIA     |          |          |                  |                  | 213,3        | 1            |
| <i>Chrysococcus</i>                                 | <i>Chrysococcus minutus</i>              | CHSMIN     |          |          |                  |                  | 213,3        | 1            |
| <i>Chrysococcus</i>                                 | <i>Chrysococcus rufescens</i>            | CHSRUF     |          |          |                  |                  | 213,3        | 1            |
| <i>Chrysococcus</i>                                 | <i>Chrysococcus rufescens f. tripora</i> | CHSRUF     |          |          |                  |                  | 213,3        | 1            |
| <i>Chrysolykos planctonicus</i>                     | <i>Chrysolykos planctonicus</i>          | CYYPLA     | 2,1      | 1        | 0,2              | 1                |              |              |
| <i>Closteriopsis acicularis</i>                     | <i>Closteriopsis acicularis</i>          | CLPACI     |          |          |                  |                  | 33,4         | 2            |
| <i>Closterium aciculare</i>                         | <i>Closterium aciculare</i>              | CLOACI     | 23,6     | 1        |                  |                  |              |              |
| <i>Closterium acutum</i>                            | <i>Closterium acutum</i>                 | CLOACU     | 0,6      | 4        | 22,1             | 4                | 1,3          | 3            |
| <i>Closterium acutum</i>                            | <i>Closterium acutum var. linea</i>      | CLOALI     | 0,6      | 4        | 22,1             | 4                | 1,3          | 3            |
| <i>Closterium acutum</i>                            | <i>Closterium acutum var. variabile</i>  | CLOACV     | 0,6      | 4        | 22,1             | 4                | 1,3          | 3            |
| <i>Closterium moniliferum</i>                       | <i>Closterium moniliferum</i>            | CLOMON     | 3        | 1        |                  |                  | 142          | 2            |
| <i>Closterium strigosum</i>                         | <i>Closterium strigosum</i>              | CLOSTR     | 3        | 1        |                  |                  |              |              |
| <i>Cocconeis pediculus</i>                          | <i>Cocconeis pediculus</i>               | COCPED     |          |          |                  |                  | 396,6        | 2            |
| <i>Cocconeis placentula</i>                         | <i>Cocconeis placentula</i>              | COCPLA     | 36,7     | 1        | 48,8             | 1                |              |              |
| <i>Coelastrum</i> incl. <i>Hariotina polychorda</i> | <i>Coelastrum</i>                        | COESPX     |          |          |                  |                  | 163,1        | 1            |
| <i>Coelastrum</i> incl. <i>Hariotina polychorda</i> | <i>Coelastrum astroideum</i>             | COEAST     |          |          |                  |                  | 163,1        | 1            |
| <i>Coelastrum</i> incl. <i>Hariotina polychorda</i> | <i>Coelastrum indicum</i>                | COEIND     |          |          |                  |                  | 163,1        | 1            |
| <i>Coelastrum</i> incl. <i>Hariotina polychorda</i> | <i>Coelastrum microporum</i>             | COEMIC     |          |          |                  |                  | 163,1        | 1            |
| <i>Coelastrum</i> incl. <i>Hariotina polychorda</i> | <i>Coelastrum morus</i>                  | COEMOR     |          |          |                  |                  | 163,1        | 1            |
| <i>Coelastrum</i> incl. <i>Hariotina polychorda</i> | <i>Coelastrum polychordum</i>            | COEPOL     |          |          |                  |                  | 163,1        | 1            |
| <i>Coelastrum</i> incl. <i>Hariotina polychorda</i> | <i>Coelastrum pseudomicroporum</i>       | COEPSE     |          |          |                  |                  | 163,1        | 1            |
| <i>Coelastrum</i> incl. <i>Hariotina polychorda</i> | <i>Coelastrum pulchrum</i>               | COEPUL     |          |          |                  |                  | 163,1        | 1            |
| <i>Coelastrum</i> incl. <i>Hariotina polychorda</i> | <i>Coelastrum sphaericum</i>             | COESPH     |          |          |                  |                  | 163,1        | 1            |
| <i>Coelastrum</i> incl. <i>Hariotina polychorda</i> | <i>Hariotina polychorda</i>              | HARPOL     |          |          |                  |                  | 163,1        | 1            |
| <i>Comasiella arcuata</i>                           | <i>Comasiella arcuata</i>                |            |          |          |                  |                  | 14           | 1            |
| <i>Comasiella arcuata</i>                           | <i>Scenedesmus arcuatus</i>              | SCEARC     |          |          |                  |                  | 14           | 1            |

| Taxon indicateur  | Taxon   | cd_phytobs | TI_Donau | WF_Donau | TI_Mittelbergige | WF_Mittelbergige | TI_Tiefeland | WF_Tiefeland |
|---|---|------------|----------|----------|------------------|------------------|--------------|--------------|
| <i>Cosmarium depressum</i>                              | <i>Cosmarium depressum</i>                              | COSDEP     | 7,8      | 3        | 0,3              | 3                |              |              |
| <i>Cosmarium depressum</i>                              | <i>Cosmarium depressum</i> var. <i>planctonicum</i>     | COSDEL     | 7,8      | 3        | 0,3              | 3                |              |              |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Crucigenia</i>                                       | CRUSPX     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Crucigenia</i> / <i>Crucigeniella</i>                |            |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> |            |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Crucigenia fenestrata</i>                            | CRUFEN     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Crucigenia mucronata</i>                             | CRUMUC     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Crucigenia quadrata</i>                              | CRUQUA     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Crucigenia tetrapedia</i>                            | CRUTET     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Crucigeniella</i>                                    | CRCSPX     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Crucigeniella apiculata</i>                          | CRCAPI     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Crucigeniella crucifera</i>                          | CRCCRU     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Crucigeniella neglecta</i>                           | CRCNEG     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Crucigeniella pulchra</i>                            | CRCPUL     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Crucigeniella rectangularis</i>                      | CRCREC     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Lemmermannia komarekii</i>                           | LMMKOM     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Lemmermannia tetrapedia</i>                          | LMMTET     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Lemmermannia triangularis</i>                        | LMMTRI     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Tetrastrum komarekii</i>                             | TERKOM     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Tetrastrum triangulare</i>                           | TERTRI     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Willea apiculata</i>                                 |            |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Willea crucifera</i>                                 | WILCRU     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Willea irregularis</i>                               | WILIRR     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Willea neglecta</i>                                  | WILNEG     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Willea rectangularis</i>                             | WILREC     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia</i> / <i>Willea</i> / <i>Lemmermannia</i> | <i>Willea vilhelmii</i>                                 | WILVIL     |          |          |                  |                  | 199,1        | 1            |
| <i>Crucigenia quadrata</i>                              | <i>Crucigenia quadrata</i>                              | CRUQUA     | 0,3      | 2        | 6,5              | 2                |              |              |
| <i>Cryptomonas</i>                                      | <i>Cryptomonas</i>                                      | CRYS PX    |          |          |                  |                  | 108,4        | 1            |
| <i>Cryptomonas</i>                                      | <i>Cryptomonas</i> <10µm                                | CRYS PX    |          |          |                  |                  | 108,4        | 1            |
| <i>Cryptomonas</i>                                      | <i>Cryptomonas</i> 10-15µm                              | CRYS PX    |          |          |                  |                  | 108,4        | 1            |
| <i>Cryptomonas</i>                                      | <i>Cryptomonas</i> 15-20µm                              | CRYS PX    |          |          |                  |                  | 108,4        | 1            |
| <i>Cryptomonas</i>                                      | <i>Cryptomonas</i> 20-25µm                              | CRYS PX    |          |          |                  |                  | 108,4        | 1            |

| Taxon indicateur                                 | Taxon   | cd_phytobs | TI_Donau | WF_Donau | TI_Mittelbergige | WF_Mittelbergige | TI_Tiefland | WF_Tiefland |
|--|---|------------|----------|----------|------------------|------------------|-------------|-------------|
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas</i> 25-30µm                      | CRYS PX    |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas</i> 30-35µm                      | CRYS PX    |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas</i> 35-40µm                      | CRYS PX    |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas</i> 40-45µm                      | CRYS PX    |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas</i> 45-50µm                      | CRYS PX    |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas caudata</i>                      | CRYCAU     |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas curvata</i>                      | CRYCUR     |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas erosa</i>                        | CRYERO     |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus</i>        |            |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas lobata</i>                       | CRYLOB     |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas marssonii</i>                    | CRYMAR     |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas obovata</i>                      | CRYOBO     |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas ovata</i>                        | CRYOVA     |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas phaseolus</i>                    |            |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas platyuris</i>                    | CRYPLA     |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas pusilla</i>                      |            |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas pyrenoidifera</i>                | CRYPYR     |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas reflexa</i>                      | CRYREF     |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas tenuis</i>                       | CRYTEN     |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cryptomonas</i>                               | <i>Cryptomonas tetrapirenoïdosa</i>             | CRYTET     |          |          |                  |                  | 108,4       | 1           |
| <i>Cyclostephanos delicatus / Cyclostephanos</i> | <i>Cyclostephanos delicatus</i>                 | CYSDEL     | 201      | 1        | 221,8            | 1                |             |             |
| <i>Cyclostephanos delicatus / Cyclostephanos</i> | <i>Cyclostephanos dubius</i>                    | CYSDUB     | 201      | 1        | 221,8            | 1                |             |             |
| <i>Cyclostephanos invisitatus</i>                | <i>Cyclostephanos invisitatus</i>               | CYSINV     | 138,5    | 1        |                  |                  |             |             |
| <i>Cyclotella atomus</i>                         | <i>Cyclotella atomus</i>                        | CYCATO     | 156,4    | 1        | 148,1            | 1                |             |             |
| <i>Cyclotella comensis</i>                       | <i>Cyclotella comensis</i>                      | CYCCOM     | 0,3      | 2        | 1                | 2                | 0,01        | 4           |
| <i>Cyclotella comensis</i>                       | <i>Pantocsekiella comensis</i>                  | PATCOM     | 0,3      | 2        | 1                | 2                | 0,01        | 4           |
| <i>Cyclotella costei</i>                         | <i>Cyclotella costei</i>                        | CYCCOS     | 0,8      | 1        | 1,6              | 1                |             |             |
| <i>Cyclotella costei</i>                         | <i>Cyclotella cyclopuncta</i>                   | CYCCYC     | 0,8      | 1        | 1,6              | 1                |             |             |
| <i>Cyclotella costei</i>                         | <i>Cyclotella distinguenda var. unipunctata</i> | CYCDIU     | 0,8      | 1        | 1,6              | 1                |             |             |
| <i>Cyclotella costei</i>                         | <i>Pantocsekiella costei</i>                    | PATCOS     | 0,8      | 1        | 1,6              | 1                |             |             |
| <i>Cyclotella delicatula</i>                     | <i>Cyclotella delicatula</i>                    | CYCDEL     |          |          | 0,7              | 3                |             |             |
| <i>Cyclotella delicatula</i>                     | <i>Pantocsekiella delicatula</i>                | PATDEL     |          |          | 0,7              | 3                |             |             |
| <i>Cyclotella distinguenda</i>                   | <i>Cyclotella distinguenda</i>                  | CYCDIS     | 3,6      | 1        |                  |                  | 0,5         | 4           |
| <i>Cyclotella kuetzingiana</i>                   | <i>Cyclotella kuetzingiana</i>                  | CYCKUE     | 0,3      | 4        | 1,7              | 4                |             |             |

| Taxon indicateur                                    | Taxon                                      | cd_phytobs | TI_Donau | WF_Donau | TI_Mittelbergige | WF_Mittelbergige | TI_Tiefiland | WF_Tiefiland |
|---|--|------------|----------|----------|------------------|------------------|--------------|--------------|
| <i>Cyclotella kuetzingiana</i>                      | <i>Pantocsekiella kuetzingiana</i>         | PATKUE     | 0,3      | 4        | 1,7              | 4                |              |              |
| <i>Cyclotella meneghiniana</i>                      | <i>Cyclotella meneghiniana</i>             | CYCMEN     | 194,7    | 1        | 202,3            | 1                |              |              |
| <i>Cyclotella ocellata</i>                          | <i>Cyclotella ocellata</i>                 | CYCOCE     | 1,1      | 1        | 4,3              | 1                | 0,8          | 1            |
| <i>Cyclotella ocellata</i>                          | <i>Pantocsekiella ocellata</i>             | PATOCE     | 1,1      | 1        | 4,3              | 1                | 0,8          | 1            |
| <i>Cyclotella radiosa</i>                           | <i>Cyclotella radiosa</i>                  | CYCRAD     | 3,5      | 1        | 9,5              | 1                |              |              |
| <i>Cymatopleura elliptica</i>                       | <i>Cymatopleura elliptica</i>              | CYTELL     |          |          | 119,9            | 2                | 165,4        | 4            |
| <i>Cymatopleura solea</i>                           | <i>Cymatopleura solea</i>                  | CYTSOL     |          |          |                  |                  | 138,8        | 2            |
| <i>Cymbella affinis</i>                             | <i>Cymbella affinis</i>                    | CYMAFF     | 2,4      | 3        | 0,3              | 3                |              |              |
| <i>Desmodesmus abundans/Desmodesmus</i>             | <i>Desmodesmus abundans</i>                | DEDABU     |          |          |                  |                  | 178,8        | 4            |
| <i>Desmodesmus abundans/Desmodesmus</i>             | <i>Desmodesmus flavescens</i>              | DEDFLA     |          |          |                  |                  | 178,8        | 4            |
| <i>Desmodesmus abundans/Desmodesmus</i>             | <i>Scenedesmus sempervirens</i>            | SCSEEP     |          |          |                  |                  | 178,8        | 4            |
| <i>Desmodesmus abundans/Desmodesmus</i>             | <i>Scenedesmus sempervirens/tenuispina</i> |            |          |          |                  |                  | 178,8        | 4            |
| <i>Desmodesmus abundans/Desmodesmus</i>             | <i>Scenedesmus tenuispina</i>              | SCETEN     |          |          |                  |                  | 178,8        | 4            |
| <i>Desmodesmus brasiliensis</i>                     | <i>Desmodesmus brasiliensis</i>            | DEDBRA     |          |          |                  |                  | 65,9         | 2            |
| <i>Desmodesmus brasiliensis</i>                     | <i>Scenedesmus brasiliensis</i>            | SCEBRA     |          |          |                  |                  | 65,9         | 2            |
| <i>Desmodesmus communis</i>                         | <i>Desmodesmus communis</i>                | DEDCOM     | 182,2    | 1        | 182,5            | 1                |              |              |
| <i>Desmodesmus communis</i>                         | <i>Scenedesmus quadricauda</i>             | SCEQUA     | 182,2    | 1        | 182,5            | 1                |              |              |
| <i>Desmodesmus costato-granulatus</i>               | <i>Desmodesmus costato-granulatus</i>      | DEDCOG     |          |          | 113,7            | 1                | 68,1         | 2            |
| <i>Desmodesmus costato-granulatus</i>               | <i>Scenedesmus costato-granulatus</i>      | SCECOG     |          |          | 113,7            | 1                | 68,1         | 2            |
| <i>Desmodesmus dispar</i>                           | <i>Desmodesmus dispar</i>                  | DEDDIS     | 237,2    | 2        | 234,5            | 2                |              |              |
| <i>Desmodesmus dispar</i>                           | <i>Scenedesmus dispar</i>                  | SCEDIS     | 237,2    | 2        | 234,5            | 2                |              |              |
| <i>Desmodesmus subspicatus</i>                      | <i>Desmodesmus subspicatus</i>             | DEDSUB     |          |          |                  |                  | 260          | 3            |
| <i>Desmodesmus subspicatus</i>                      | <i>Scenedesmus subspicatus</i>             | SCESUB     |          |          |                  |                  | 260          | 3            |
| <i>Diatoma ehrenbergii</i>                          | <i>Diatoma ehrenbergii</i>                 | DIAEHR     | 0,2      | 2        | 1,5              | 2                |              |              |
| <i>Diatoma moniliformis</i>                         | <i>Diatoma moniliformis</i>                | DIAMON     |          |          |                  |                  | 308,6        | 3            |
| <i>Diatoma tenue</i>                                | <i>Diatoma tenue</i>                       | DIATEN     | 1,5      | 2        | 23,3             | 2                |              |              |
| <i>Diatoma vulgare</i>                              | <i>Diatoma vulgare</i>                     | DIAVUL     | 25,4     | 1        |                  |                  |              |              |
| <i>Dictyosphaerium / Mucidosphaerium / Hindakia</i> | <i>Dictyosphaerium</i>                     | DICSPX     |          |          | 156,2            | 1                | 203,6        | 1            |
| <i>Dictyosphaerium / Mucidosphaerium / Hindakia</i> | <i>Dictyosphaerium chlorelloides</i>       | DICCHL     |          |          | 156,2            | 1                | 203,6        | 1            |
| <i>Dictyosphaerium / Mucidosphaerium / Hindakia</i> | <i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>      | DICEHR     |          |          | 156,2            | 1                | 203,6        | 1            |

| Taxon indicateur                                    | Taxon  | cd_phytobs | TI_Donau | WF_Donau | TI_Mittelbergige | WF_Mittelbergige | TI_Tiefeland | WF_Tiefeland |
|---|--|------------|----------|----------|------------------|------------------|--------------|--------------|
| <i>Dictyosphaerium / Mucidosphaerium / Hindakia</i> | <i>Dictyosphaerium pulchellum</i>                      | DICPUL     |          |          | 156,2            | 1                | 203,6        | 1            |
| <i>Dictyosphaerium / Mucidosphaerium / Hindakia</i> | <i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>                   | DICSUB     |          |          | 156,2            | 1                | 203,6        | 1            |
| <i>Dictyosphaerium / Mucidosphaerium / Hindakia</i> | <i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>                   | DICTET     |          |          | 156,2            | 1                | 203,6        | 1            |
| <i>Dictyosphaerium / Mucidosphaerium / Hindakia</i> | <i>Hindakia tetrachotomum</i>                          |            |          |          | 156,2            | 1                | 203,6        | 1            |
| <i>Dictyosphaerium / Mucidosphaerium / Hindakia</i> | <i>Mucidosphaerium pulchellum</i>                      | MUCPUL     |          |          | 156,2            | 1                | 203,6        | 1            |
| <i>Didymocystis planctonica</i>                     | <i>Didymocystis planctonica</i>                        | DIDPLA     |          |          | 386,7            | 1                |              |              |
| <i>Didymogenes</i>                                  | <i>Didymogenes</i>                                     | DIYSPX     |          |          | 162,1            | 3                |              |              |
| <i>Didymogenes</i>                                  | <i>Didymogenes palatina</i>                            | DIYPAL     |          |          | 162,1            | 3                |              |              |
| <i>Dinobryon bavarium</i>                           | <i>Dinobryon bavarium</i>                              | DINBAV     | 0,1      | 3        | 0,5              | 3                |              |              |
| <i>Dinobryon crenulatum</i>                         | <i>Dinobryon crenulatum</i>                            | DINCRE     | 4,7      | 3        | 0,4              | 3                | 0,4          | 4            |
| <i>Dinobryon sertularia</i>                         | <i>Dinobryon sertularia</i>                            | DINSER     | 0,2      | 2        | 1,3              | 2                |              |              |
| <i>Dinobryon sertularia</i>                         | <i>Dinobryon sertularia</i><br>var. <i>protuberans</i> | DINSPR     | 0,2      | 2        | 1,3              | 2                |              |              |
| <i>Dinobryon sociale</i>                            | <i>Dinobryon sociale</i>                               | DINSOC     | 0,3      | 1        | 1                | 1                | 5,8          | 1            |
| <i>Dinobryon sociale</i>                            | <i>Dinobryon sociale</i><br>var. <i>americana</i>      |            | 0,3      | 1        | 1                | 1                | 5,8          | 1            |
| <i>Dinobryon sociale</i>                            | <i>Dinobryon sociale</i><br>var. <i>stipitatum</i>     | DINSTI     | 0,3      | 1        | 1                | 1                | 5,8          | 1            |
| <i>Discostella pseudostelligera</i>                 | <i>Discostella pseudostelligera</i>                    | DISPSE     | 17,5     | 1        |                  |                  |              |              |
| <i>Discostella stelligera</i>                       | <i>Discostella stelligera</i>                          | DISSTE     | 3,7      | 2        | 17,9             | 2                |              |              |
| <i>Dolichospermum compactum</i>                     | <i>Anabaena compacta</i>                               | ANACOM     |          |          |                  |                  | 430,5        | 2            |
| <i>Dolichospermum compactum</i>                     | <i>Dolichospermum compactum</i>                        | DOLCOM     |          |          |                  |                  | 430,5        | 2            |
| <i>Dolichospermum lemmermannii</i>                  | <i>Anabaena lemmermannii</i>                           | ANALEM     |          |          | 0,1              | 2                |              |              |
| <i>Dolichospermum lemmermannii</i>                  | <i>Dolichospermum lemmermannii</i>                     | DOLLEM     |          |          | 0,1              | 2                |              |              |
| <i>Dolichospermum planctonicum</i>                  | <i>Anabaena planctonica</i>                            | ANAPLA     | 545,2    | 1        | 587,6            | 1                | 252,8        | 2            |
| <i>Dolichospermum planctonicum</i>                  | <i>Dolichospermum planctonicum</i>                     | DOLPLA     | 545,2    | 1        | 587,6            | 1                | 252,8        | 2            |
| <i>Dolichospermum spiroides</i>                     | <i>Anabaena spiroides</i>                              | ANASPI     |          |          |                  |                  | 181,2        | 2            |
| <i>Dolichospermum spiroides</i>                     | <i>Dolichospermum spiroides</i>                        | DOLSPI     |          |          |                  |                  | 181,2        | 2            |
| <i>Dolichospermum viguieri</i>                      | <i>Anabaena viguieri</i>                               | ANAVIG     | 514,9    | 2        | 406,2            | 1                |              |              |
| <i>Dolichospermum viguieri</i>                      | <i>Dolichospermum viguieri</i>                         | DOLVIG     | 514,9    | 2        | 406,2            | 1                |              |              |
| <i>Elakatothrix</i>                                 | <i>Elakatothrix</i>                                    | ELASPX     |          |          | 87,3             | 3                |              |              |
| <i>Elakatothrix</i>                                 | <i>Elakatothrix biplex</i>                             |            |          |          | 87,3             | 3                |              |              |
| <i>Elakatothrix</i>                                 | <i>Elakatothrix gelatinosa</i>                         | ELAGEL     |          |          | 87,3             | 3                |              |              |
| <i>Elakatothrix</i>                                 | <i>Elakatothrix genevensis</i>                         | ELAGEN     |          |          | 87,3             | 3                |              |              |

| Taxon indica-<br>teur               | Taxon   | cd_phy-<br>tobs | TI_Do-<br>nau | WF_Do-<br>nau | TI_Mit-<br>telber-<br>gige | WF_Mit-<br>telber-<br>gige | TI_Tie-<br>fland | WF_Tie-<br>fland |
|-------------------------------------|---|-----------------|---------------|---------------|----------------------------|----------------------------|------------------|------------------|
| Elakatothrix                        | <i>Elakatothrix spirochroma</i>               |                 |               |               | 87,3                       | 3                          |                  |                  |
| Elakatothrix                        | <i>Elakatothrix viridis</i>                   | ELAVIR          |               |               | 87,3                       | 3                          |                  |                  |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena</i>                                | EUGSPX          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena acus</i>                           | EUGACU          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena agilis</i>                         | EUGAGI          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena ehrenbergii</i>                    | EUGEHR          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena fusca</i>                          | EUGFUS          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena gasterosteus</i>                   | EUGGAS          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena gracilis</i>                       | EUGGRA          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena granulata</i>                      | EUGGRN          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena hemichromata</i>                   |                 | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena mutabilis</i>                      |                 | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena oxyuris</i>                        | EUGOXY          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena pisciformis</i>                    | EUGPIS          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena proxima</i>                        | EUGPRO          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena spirogyra</i>                      | EUGSPI          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena spirogyra</i><br>var. <i>fusca</i> | EUGSFU          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena tripteris</i>                      | EUGTRI          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena variabilis</i>                     | EUGVAR          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Euglena viridis</i>                        | EUGVIR          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Lepocinclis acus</i>                       | LEPACS          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Lepocinclis fusca</i>                      | LEPFUS          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Lepocinclis ovum</i>                       | LEPOVU          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Lepocinclis oxyuris</i>                    | LEPOXY          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Lepocinclis spirogyroides</i>              |                 | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Lepocinclis steinii</i>                    | LEPSTE          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Euglena-Lepocinclis</i> - Gruppe | <i>Lepocinclis tripteris</i>                  | LEPTRP          | 283,3         | 0,5           | 283,3                      | 0,5                        | 360              | 1                |
| <i>Eunotia</i>                      | <i>Eunotia</i>                                | EUNSPX          |               |               |                            |                            | 1                | 2                |
| <i>Eunotia</i>                      | <i>Eunotia arculus</i>                        | EUNARL          |               |               |                            |                            | 1                | 2                |
| <i>Eunotia</i>                      | <i>Eunotia arcus</i>                          | EUNARU          |               |               |                            |                            | 1                | 2                |
| <i>Eunotia</i>                      | <i>Eunotia bilunaris</i>                      | EUNBIL          |               |               |                            |                            | 1                | 2                |
| <i>Eunotia</i>                      | <i>Eunotia exigua</i>                         | EUNEXI          |               |               |                            |                            | 1                | 2                |
| <i>Eunotia</i>                      | <i>Eunotia implicata</i>                      | EUNIMP          |               |               |                            |                            | 1                | 2                |
| <i>Eunotia</i>                      | <i>Eunotia pectinalis</i>                     | EUNPEC          |               |               |                            |                            | 1                | 2                |

| Taxon indicateur  | Taxon   | cd_phytobs | TI_Donau | WF_Donau | TI_Mittelbergige | WF_Mittelbergige | TI_Tiefiland | WF_Tiefiland |
|---|---|------------|----------|----------|------------------|------------------|--------------|--------------|
| <i>Eunotia</i>  | <i>Eunotia praerupta</i>                          | EUNPRA     |          |          |                  |                  | 1            | 2            |
| <i>Fragilaria capucina</i> / <i>F. vaucheriae</i> / <i>F. radians</i> | <i>Fragilaria capucina</i>                        | FRACAU     | 6,2      | 1        |                  |                  | 60,3         | 1            |
| <i>Fragilaria capucina</i> / <i>F. vaucheriae</i> / <i>F. radians</i> | <i>Fragilaria capucina radians</i> - Sippen       |            | 6,2      | 1        |                  |                  | 60,3         | 1            |
| <i>Fragilaria capucina</i> / <i>F. vaucheriae</i> / <i>F. radians</i> | <i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> | FRAVAC     | 6,2      | 1        |                  |                  | 60,3         | 1            |
| <i>Fragilaria capucina</i> / <i>F. vaucheriae</i> / <i>F. radians</i> | <i>Fragilaria radians</i>                         | FRARAD     | 6,2      | 1        |                  |                  | 60,3         | 1            |
| <i>Fragilaria capucina</i> / <i>F. vaucheriae</i> / <i>F. radians</i> | <i>Fragilaria vaucheriae</i>                      | FRAVAU     | 6,2      | 1        |                  |                  | 60,3         | 1            |
| <i>Fragilaria crotonensis</i>   | <i>Fragilaria crotonensis</i>                     | FRACRO     | 0,5      | 2        | 8,5              | 2                | 140,4        | 1            |
| <i>Fragilaria cyclopus</i>  | <i>Fragilaria cyclopus</i>                        | FRACYC     | 309,3    | 2        | 317,9            | 2                |              |              |
| <i>Fragilaria grunowii</i>  | <i>Fragilaria grunowii</i>                        | FRAGRU     | 0,9      | 1        | 51,4             | 1                | 91,6         | 2            |
| <i>Fragilaria grunowii</i>  | <i>Fragilaria ulna angustissima</i> - Sippen      |            | 0,9      | 1        | 51,4             | 1                | 91,6         | 2            |
| <i>Fragilaria saxoplanctonica</i>                                     | <i>Fragilaria saxoplanctonica</i>                 | FRASAX     |          |          | 0,1              | 4                |              |              |
| <i>Fragilaria tenera</i>  | <i>Fragilaria tenera</i>                          | FRATEN     |          |          |                  |                  | 0            | 2            |
| <i>Fragilaria tenera</i> var. <i>nanana</i>                           | <i>Fragilaria nanana</i>                          | FRANAN     |          |          | 0,1              | 4                |              |              |
| <i>Fragilaria tenera</i> var. <i>nanana</i>                           | <i>Fragilaria tenera</i> var. <i>nanana</i>       |            |          |          | 0,1              | 4                |              |              |
| <i>Gomphosphaeria</i>   | <i>Gomphosphaeria</i>                             | GOPSPX     |          |          |                  |                  | 42           | 1            |
| <i>Gomphosphaeria</i>   | <i>Gomphosphaeria aponina</i>                     | GOPAPO     |          |          |                  |                  | 42           | 1            |
| <i>Gomphosphaeria</i>   | <i>Gomphosphaeria nantans</i>                     | GOPNAT     |          |          |                  |                  | 42           | 1            |
| <i>Goniochloris mutica</i>  | <i>Goniochloris mutica</i>                        | GOCMUT     |          |          |                  |                  | 208,2        | 2            |
| <i>Goniochloris pulchra</i>   | <i>Goniochloris pulchra</i>                       | GOCPUL     | 427,1    | 4        | 447,2            | 4                |              |              |
| <i>Goniochloris sculpta</i>   | <i>Goniochloris sculpta</i>                       | GOCSCU     |          |          |                  |                  | 0            | 2            |
| <i>Gymnodinium uberimum</i>   | <i>Gymnodinium uberimum</i>                       | GYMUMB     |          |          |                  |                  | 0            | 2            |
| <i>Gyrosigma acuminatum</i>   | <i>Gyrosigma acuminatum</i>                       | GYRACU     |          |          |                  |                  | 25,5         | 2            |
| <i>Gyrosigma sciotoense</i>   | <i>Gyrosigma nodiferum</i>                        | GYRNOD     | 1,1      | 1        |                  |                  |              |              |
| <i>Gyrosigma sciotoense</i>   | <i>Gyrosigma sciotoense</i>                       | GYRSCI     | 1,1      | 1        |                  |                  |              |              |
| <i>Hannaea arcus</i>  | <i>Fragilaria arcus</i>                           | FRAARC     |          |          | 54,2             | 2                | 0,6          | 3            |
| <i>Hannaea arcus</i>  | <i>Hannaea arcus</i>                              | HAAARC     |          |          | 54,2             | 2                | 0,6          | 3            |
| <i>Hariotina reticulata</i>   | <i>Coelastrum reticulatum</i>                     | COERET     | 3,2      | 1        | 1,8              | 1                | 163,1        | 1            |
| <i>Hariotina reticulata</i>   | <i>Hariotina reticulata</i>                       | HARRET     | 3,2      | 1        | 1,8              | 1                | 163,1        | 1            |
| <i>Kephyrion</i> / <i>Pseudokephyrion</i>                             | <i>Kephyrion</i>                                  | KEPSPX     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion</i> / <i>Pseudokephyrion</i>                             | <i>Kephyrion circumvallatum</i>                   |            | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion</i> / <i>Pseudokephyrion</i>                             | <i>Kephyrion globosum</i>                         | KEPGLO     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion</i> / <i>Pseudokephyrion</i>                             | <i>Kephyrion haemisphaericum</i>                  | KEPHEM     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |

| Taxon indicateur                                   | Taxon                                 | cd_phytobs | TI_Donau | WF_Donau | TI_Mittelbergige | WF_Mittelbergige | TI_Tiefeland | WF_Tiefeland |
|--|---------------------------------------|------------|----------|----------|------------------|------------------|--------------|--------------|
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Kephyrion inconstans</i>           | KEPINC     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Kephyrion littorale</i>            | KEPLIT     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Kephyrion mastigophorum</i>        | KEPMAS     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Kephyrion moniliferum</i>          | KEPMON     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Kephyrion ovale</i>                | KEPOVA     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Kephyrion petasatum</i>            | KEPPET     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Kephyrion planctonicum</i>         | KEPPLA     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Kephyrion rubri-claustri</i>       | KEPRUB     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Kephyrion spirale</i>              | KEPSPI     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Kephyrion tubiforme</i>            | KEPTUB     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Kephyrion/Pseudokephyrion</i>      |            | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Pseudokephyrion</i>                | PSKSPX     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Pseudokephyrion circumvallatum</i> | PSKCIR     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Pseudokephyrion ellipsoideum</i>   | PSKELL     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Pseudokephyrion entzii</i>         | PSKENT     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Pseudokephyrion hyalinum</i>       |            | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Pseudokephyrion ovum</i>           | PSKOVU     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Pseudokephyrion poculum</i>        | PSKPOC     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Pseudokephyrion pseudospirale</i>  | PSKPSE     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kephyrion / Pseudokephyrion</i>                 | <i>Stenokalyx tubiformis</i>          | SKATUB     | 1        | 1        | 1                | 1                | 83           | 1            |
| <i>Kirchneriella lunaris</i>                       | <i>Kirchneriella lunaris</i>          | KIRLUN     |          |          |                  |                  | 48,2         | 3            |
| <i>Kirchneriella obesa</i>                         | <i>Kirchneriella obesa</i>            | KIROBE     | 566,3    | 4        | 598,1            | 4                |              |              |
| <i>Lagerheimia ciliata</i>                         | <i>Lagerheimia ciliata</i>            | LAGCIL     |          |          |                  |                  | 238,2        | 3            |
| <i>Lagerheimia genevensis</i>                      | <i>Lagerheimia genevensis</i>         | LAGGEN     |          |          |                  |                  | 155,8        | 1            |
| <i>Lagerheimia wratislaviensis</i>                 | <i>Lagerheimia wratislaviensis</i>    | LAGWRA     | 532,5    | 1        | 571              | 1                |              |              |
| <i>Limnothrix planctonica / Limnothrix redekei</i> | <i>Limnothrix planctonica</i>         | LIMPLA     |          |          |                  |                  | 288,2        | 1            |
| <i>Limnothrix planctonica / Limnothrix redekei</i> | <i>Limnothrix redekei</i>             | LIMRED     |          |          |                  |                  | 288,2        | 1            |
| <i>Melosira varians</i>                            | <i>Melosira varians</i>               | MELVAR     | 119,5    | 1        |                  |                  |              |              |
| <i>Merismopedia</i>                                | <i>Merismopedia</i>                   | MERSPX     |          |          |                  |                  | 84,8         | 2            |
| <i>Merismopedia</i>                                | <i>Merismopedia duplex</i>            | MERDUP     |          |          |                  |                  | 84,8         | 2            |
| <i>Merismopedia</i>                                | <i>Merismopedia elegans</i>           | MERELE     |          |          |                  |                  | 84,8         | 2            |
| <i>Merismopedia</i>                                | <i>Merismopedia glauca</i>            | MERGLA     |          |          |                  |                  | 84,8         | 2            |
| <i>Merismopedia</i>                                | <i>Merismopedia marssonii</i>         | MERMAR     |          |          |                  |                  | 84,8         | 2            |

| Taxon indica-<br>teur                        | Taxon   | cd_phy-<br>tobs | TI_Do-<br>nau | WF_Do-<br>nau | TI_Mit-<br>telber-<br>gige | WF_Mit-<br>telber-<br>gige | TI_Tie-<br>fland | WF_Tie-<br>fland |
|--|---|-----------------|---------------|---------------|----------------------------|----------------------------|------------------|------------------|
| <i>Merismopedia</i>                          | <i>Merismopedia minima</i>                            | MERMIN          |               |               |                            |                            | 84,8             | 2                |
| <i>Merismopedia</i>                          | <i>Merismopedia punctata</i>                          | MERPUN          |               |               |                            |                            | 84,8             | 2                |
| <i>Merismopedia</i>                          | <i>Merismopedia tenuissima</i>                        | MERTEN          |               |               |                            |                            | 84,8             | 2                |
| <i>Messastrum gracile</i>                    | <i>Ankistrodesmus gracilis</i>                        | ANKGRA          |               |               |                            |                            | 2,6              | 1                |
| <i>Messastrum gracile</i>                    | <i>Messastrum gracile</i>                             | MSSGRA          |               |               |                            |                            | 2,6              | 1                |
| <i>Micractinium pusillum</i>                 | <i>Micractinium pusillum</i>                          | MITPUS          |               |               |                            |                            | 54,5             | 2                |
| <i>Microcystis aeruginosa</i>                | <i>Microcystis aeruginosa</i>                         | MIOAER          | 445,8         | 1             | 468,2                      | 1                          | 147,7            | 2                |
| <i>Microcystis wesenbergii</i>               | <i>Microcystis wesenbergii</i>                        | MIOWES          |               |               |                            |                            | 341,5            | 1                |
| <i>Monactinus simplex</i>                    | <i>Monactinus simplex</i>                             | MOTSIM          | 160,5         | 1             | 156,1                      | 1                          |                  |                  |
| <i>Monactinus simplex</i>                    | <i>Monactinus simplex</i><br>var. <i>echinulatum</i>  | MOTSEC          | 160,5         | 1             | 156,1                      | 1                          |                  |                  |
| <i>Monactinus simplex</i>                    | <i>Pediastrum simplex</i>                             | PEDSIM          | 160,5         | 1             | 156,1                      | 1                          |                  |                  |
| <i>Monactinus simplex</i>                    | <i>Pediastrum simplex</i><br>var. <i>echinulatum</i>  | PEDECH          | 160,5         | 1             | 156,1                      | 1                          |                  |                  |
| <i>Monomophina pyrum</i>                     | <i>Monomophina pyrum</i>                              | MOMPYR          |               |               |                            |                            | 169,4            | 1                |
| <i>Monomophina pyrum</i>                     | <i>Phacus pseudo-nordstedtii</i>                      | PHAPSE          |               |               |                            |                            | 169,4            | 1                |
| <i>Monomophina pyrum</i>                     | <i>Phacus pyrum</i>                                   | PHAPYR          |               |               |                            |                            | 169,4            | 1                |
| <i>Monoraphidium circinale</i>               | <i>Monoraphidium circinale</i>                        | MONCIR          |               |               |                            |                            | 223,3            | 3                |
| <i>Monoraphidium contortum</i>               | <i>Monoraphidium contortum</i>                        | MONCON          | 76,8          | 1             |                            |                            |                  |                  |
| <i>Monoraphidium griffithii</i>              | <i>Monoraphidium griffithii</i>                       | MONGRI          |               |               | 247                        | 1                          |                  |                  |
| <i>Mougeotia</i>                             | <i>Mougeotia viridis</i>                              |                 | 0,6           | 1             | 2,4                        | 1                          | 16,8             | 3                |
| <i>Navicula antonii</i>                      | <i>Navicula antonii</i>                               | NAVANT          | 1,9           | 1             |                            |                            |                  |                  |
| <i>Navicula gregaria</i>                     | <i>Navicula gregaria</i>                              | NAVGRE          |               |               |                            |                            | 45,5             | 2                |
| <i>Navicula lanceolata</i>                   | <i>Navicula lanceolata</i>                            | NAVLAN          | 111           | 1             | 107,8                      | 1                          | 94,6             | 2                |
| <i>Navicula menisculus</i>                   | <i>Navicula menisculus</i>                            | NAVMCU          | 0,9           | 4             | 3,9                        | 4                          |                  |                  |
| <i>Navicula radiosa</i>                      | <i>Navicula radiosa</i>                               | NAVRAD          |               |               |                            |                            | 119,8            | 1                |
| <i>Navicula rhynchocephala</i>               | <i>Navicula rhynchocephala</i>                        | NAVRHC          | 49,3          | 2             | 67                         | 2                          |                  |                  |
| <i>Navicula slesvicensis</i>                 | <i>Navicula slesvicensis</i>                          | NAVSLE          | 2,8           | 3             | 6,9                        | 3                          |                  |                  |
| <i>Navicula tripunctata</i>                  | <i>Navicula tripunctata</i>                           | NAVTRP          |               |               |                            |                            | 20,1             | 3                |
| <i>Neodesmus danubialis</i>                  | <i>Neodesmus danubialis</i>                           | NEDDAN          |               |               |                            |                            | 245,5            | 2                |
| <i>Nephrochlamys rostrata</i>                | <i>Nephrochlamys rostrata</i>                         | NECROS          |               |               |                            |                            | 17,8             | 2                |
| <i>Nephrochlamys rostrata</i>                | <i>Nephrochlamys subsolitaria</i>                     | NECSUB          |               |               |                            |                            | 17,8             | 2                |
| <i>Nitzschia acicularis</i><br>- Formenkreis | <i>Nitzschia acicularis</i><br>- Formenkreis          |                 |               |               | 160,3                      | 1                          | 150,1            | 1                |
| <i>Nitzschia acicularis</i><br>- Formenkreis | <i>Nitzschia acicularis</i><br>var. <i>acicularis</i> |                 |               |               | 160,3                      | 1                          | 150,1            | 1                |
| <i>Nitzschia amphibia</i>                    | <i>Nitzschia amphibia</i>                             | NIZAMP          | 2,2           | 1             | 12,3                       | 1                          |                  |                  |
| <i>Nitzschia constricta</i>                  | <i>Nitzschia constricta</i>                           | NIZCNS          |               |               | 350,7                      | 1                          |                  |                  |
| <i>Nitzschia frustulum</i>                   | <i>Nitzschia frustulum</i>                            | NIZFRT          | 1,4           | 2             | 0,6                        | 2                          |                  |                  |

| Taxon indicateur   | Taxon   | cd_phytobs | TI_Donau | WF_Donau | TI_Mittelbergige | WF_Mittelbergige | TI_Tiefeland | WF_Tiefeland |
|--|---|------------|----------|----------|------------------|------------------|--------------|--------------|
| <i>Nitzschia frustulum</i>   | <i>Nitzschia frustulum</i><br>var. <i>inconspicua</i> |            | 1,4      | 2        | 0,6              | 2                |              |              |
| <i>Nitzschia fruticosa</i>   | <i>Nitzschia fruticosa</i>                            | NIZFRU     | 103,1    | 1        | 102,3            | 1                |              |              |
| <i>Nitzschia graciliformis</i>   | <i>Nitzschia graciliformis</i>                        | NIZGRF     |          |          | 126,4            | 3                |              |              |
| <i>Oocystis borgei</i>   | <i>Oocystis borgei</i>                                | OOCBOR     |          |          |                  |                  | 183,5        | 3            |
| <i>Oocystis lacustris</i>  | <i>Oocystis lacustris</i>                             | OOCLAC     |          |          |                  |                  | 223,3        | 2            |
| <i>Oocystis lacustris</i>  | <i>Oocystis marssonii</i>                             | OOCMAR     |          |          |                  |                  | 223,3        | 2            |
| <i>Pandorina morum</i>   | <i>Pandorina morum</i>                                | PADMOR     |          |          | 175,7            | 1                |              |              |
| <i>Pediastrum duplex</i> /<br><i>Lacunastrum gracillimum</i>             | <i>Lacunastrum gracillimum</i>                        | LACGRA     |          |          |                  |                  | 117,3        | 1            |
| <i>Pediastrum duplex</i> /<br><i>Lacunastrum gracillimum</i>             | <i>Pediastrum duplex</i>                              | PEDDUP     |          |          |                  |                  | 117,3        | 1            |
| <i>Pediastrum duplex</i> /<br><i>Lacunastrum gracillimum</i>             | <i>Pediastrum duplex</i><br>var. <i>gracillimum</i>   | PEDGRA     |          |          |                  |                  | 117,3        | 1            |
| <i>Peridiniopsis cunningtonii</i> /<br><i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i> | <i>Peridiniopsis cunningtonii</i>                     | PEPCUN     |          |          | 0,8              | 4                |              |              |
| <i>Peridiniopsis cunningtonii</i> /<br><i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i> | <i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i>                     | PEPELP     |          |          | 0,8              | 4                |              |              |
| <i>Peridinium cinctum</i>  | <i>Peridinium cinctum</i>                             | PERCIN     |          |          |                  |                  | 63,7         | 2            |
| <i>Peridinium willei</i>   | <i>Peridinium willei</i>                              | PERWIL     |          |          | 0,2              | 4                |              |              |
| <i>Phacotus lenticularis</i>   | <i>Phacotus lenticularis</i>                          | PHTLEN     | 1,3      | 1        | 4,8              | 1                |              |              |
| <i>Phacus longicauda</i>   | <i>Phacus longicauda</i>                              | PHALON     | 557,8    | 1        | 583,1            | 1                |              |              |
| <i>Phacus pleuronectes</i>   | <i>Phacus pleuronectes</i>                            | PHAPLE     |          |          |                  |                  | 30,8         | 1            |
| <i>Phacus triqueter</i>  | <i>Phacus triqueter</i>                               | PHATRI     |          |          |                  |                  | 3,9          | 4            |
| <i>Pinnularia</i>  | <i>Pinnularia</i>                                     | PINSPX     |          |          |                  |                  | 11,3         | 1            |
| <i>Pinnularia</i>  | <i>Pinnularia divergens</i>                           | PINDIV     |          |          |                  |                  | 11,3         | 1            |
| <i>Pinnularia</i>  | <i>Pinnularia maior</i>                               | PINMAI     |          |          |                  |                  | 11,3         | 1            |
| <i>Pinnularia</i>  | <i>Pinnularia neomajor</i>                            |            |          |          |                  |                  | 11,3         | 1            |
| <i>Pinnularia</i>  | <i>Pinnularia schoenfelderii</i>                      |            |          |          |                  |                  | 11,3         | 1            |
| <i>Pinnularia</i>  | <i>Pinnularia viridis</i>                             | PINVIR     |          |          |                  |                  | 11,3         | 1            |
| <i>Planctonema lauterbornii</i>  | <i>Binuclearia lauterbornii</i>                       |            |          |          |                  |                  | 6,6          | 3            |
| <i>Planctonema lauterbornii</i>  | <i>Planctonema</i>                                    | PLNSPX     |          |          |                  |                  | 6,6          | 3            |
| <i>Planctonema lauterbornii</i>  | <i>Planctonema lauterbornii</i>                       | PLNLAU     |          |          |                  |                  | 6,6          | 3            |
| <i>Planktothrix</i>  | <i>Planktothrix</i>                                   | PLASPX     |          |          |                  |                  | 263,7        | 1            |
| <i>Planktothrix</i>  | <i>Planktothrix agardhii</i>                          | PLAAGA     |          |          |                  |                  | 263,7        | 1            |
| <i>Planktothrix</i>  | <i>Planktothrix clathrata</i>                         | PLACLA     |          |          |                  |                  | 263,7        | 1            |
| <i>Planktothrix</i>  | <i>Planktothrix isothrix</i>                          | PLAISO     |          |          |                  |                  | 263,7        | 1            |
| <i>Planktothrix</i>  | <i>Planktothrix prolifica</i>                         | PLAPRO     |          |          |                  |                  | 263,7        | 1            |
| <i>Planktothrix</i>  | <i>Planktothrix rubescens</i>                         | PLARUB     |          |          |                  |                  | 263,7        | 1            |
| <i>Planktothrix</i>  | <i>Planktothrix suspensa</i>                          | PLASUS     |          |          |                  |                  | 263,7        | 1            |

| Taxon indica-<br>teur                    | Taxon  | cd_phy-<br>tobs | TI_Do-<br>nau | WF_Do-<br>nau | TI_Mit-<br>telber-<br>gige | WF_Mit-<br>telber-<br>gige | TI_Tie-<br>fland | WF_Tie-<br>fland |
|--|--|-----------------|---------------|---------------|----------------------------|----------------------------|------------------|------------------|
| <i>Planothidium lanceolatum</i> - Sippen | <i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>rostrata</i>      | ACHROA          |               |               |                            |                            | 89,5             | 1                |
| <i>Planothidium lanceolatum</i> - Sippen | <i>Achnanthes lanceolata</i> -Komplex                  |                 |               |               |                            |                            | 89,5             | 1                |
| <i>Planothidium lanceolatum</i> - Sippen | <i>Planothidium dubium</i>                             | PLTDUB          |               |               |                            |                            | 89,5             | 1                |
| <i>Planothidium lanceolatum</i> - Sippen | <i>Planothidium frequentissimum</i>                    | PLTFRE          |               |               |                            |                            | 89,5             | 1                |
| <i>Planothidium lanceolatum</i> - Sippen | <i>Planothidium lanceolatum</i>                        | PLTLAN          |               |               |                            |                            | 89,5             | 1                |
| <i>Planothidium lanceolatum</i> - Sippen | <i>Planothidium lanceolatum</i> - Sippen               | PLTLAN          |               |               |                            |                            | 89,5             | 1                |
| <i>Planothidium lanceolatum</i> - Sippen | <i>Planothidium rostratum</i>                          | PLTROS          |               |               |                            |                            | 89,5             | 1                |
| <i>Pseudanabaena limnetica</i>           | <i>Pseudanabaena limnetica</i>                         | PSELIM          |               |               |                            |                            | 267,1            | 1                |
| <i>Pseudogoniochloris tripus</i>         | <i>Pseudogoniochloris tripus</i>                       | PGCTRI          | 329,7         | 2             | 340                        | 2                          |                  |                  |
| <i>Pseudopedinella</i>                   | <i>Pseudopedinella</i>                                 | PDPSPX          | 9             | 1             | 9                          | 1                          | 2                | 2                |
| <i>Pseudopedinella</i>                   | <i>Pseudopedinella erckensis</i>                       | PDPERK          | 9             | 1             | 9                          | 1                          | 2                | 2                |
| <i>Pseudotetrastrum punctatum</i>        | <i>Pseudotetrastrum punctatum</i>                      | PSRPUN          |               |               | 334,5                      | 3                          | 177,3            | 3                |
| <i>Pteromonas</i>                        | <i>Pteromonas</i>                                      | PTESPX          | 552,8         | 1             | 455,7                      | 1                          | 251,3            | 1                |
| <i>Pteromonas</i>                        | <i>Pteromonas aculeata</i>                             | PTEACU          | 552,8         | 1             | 455,7                      | 1                          | 251,3            | 1                |
| <i>Pteromonas</i>                        | <i>Pteromonas angulosa</i>                             | PTEANG          | 552,8         | 1             | 455,7                      | 1                          | 251,3            | 1                |
| <i>Pteromonas</i>                        | <i>Pteromonas cordiformis</i>                          | PTECOR          | 552,8         | 1             | 455,7                      | 1                          | 251,3            | 1                |
| <i>Pteromonas</i>                        | <i>Pteromonas robusta</i>                              | PTEROB          | 552,8         | 1             | 455,7                      | 1                          | 251,3            | 1                |
| <i>Raphidocelis danubiana</i>            | <i>Raphidocelis danubiana</i>                          | RDODAN          |               |               |                            |                            | 1,7              | 2                |
| <i>Raphidocelis sigmoidea</i>            | <i>Raphidocelis sigmoidea</i>                          | RDOSIG          |               |               | 148,1                      | 2                          |                  |                  |
| <i>Rhodomonas lens</i>                   | <i>Rhodomonas lens</i>                                 | RHDLEN          | 2,6           | 1             | 7,3                        | 1                          | 1,5              | 1                |
| <i>Rhodomonas</i> o. <i>R. lens</i>      | <i>Plagioselmis lacustris</i>                          | PLGLAC          |               |               |                            |                            | 96,3             | 1                |
| <i>Rhodomonas</i> o. <i>R. lens</i>      | <i>Plagioselmis nannoplanctica</i>                     | PLGNAN          |               |               |                            |                            | 96,3             | 1                |
| <i>Rhodomonas</i> o. <i>R. lens</i>      | <i>Rhodomonas</i>                                      | RHDSPX          |               |               |                            |                            | 96,3             | 1                |
| <i>Rhodomonas</i> o. <i>R. lens</i>      | <i>Rhodomonas lacustris</i>                            | RHDLAC          |               |               |                            |                            | 96,3             | 1                |
| <i>Rhodomonas</i> o. <i>R. lens</i>      | <i>Rhodomonas lacustris</i> var. <i>lacustris</i>      |                 |               |               |                            |                            | 96,3             | 1                |
| <i>Rhodomonas</i> o. <i>R. lens</i>      | <i>Rhodomonas lacustris</i> var. <i>nannoplanctica</i> | RHDLNA          |               |               |                            |                            | 96,3             | 1                |
| <i>Rhodomonas</i> o. <i>R. lens</i>      | <i>Rhodomonas ovalis</i>                               |                 |               |               |                            |                            | 96,3             | 1                |
| <i>Rhoicosphenia abbreviata</i>          | <i>Rhoicosphenia abbreviata</i>                        | RHCABB          |               |               |                            |                            | 335              | 2                |
| <i>Romeria</i>                           | <i>Romeria</i>   | ROMSPX          | 463,1         | 1             | 488                        | 1                          |                  |                  |
| <i>Romeria</i>                           | <i>Romeria chlorina</i>                                | ROMCHL          | 463,1         | 1             | 488                        | 1                          |                  |                  |
| <i>Romeria</i>                           | <i>Romeria elegans</i>                                 | ROMELE          | 463,1         | 1             | 488                        | 1                          |                  |                  |

| Taxon indica-<br>teur                  | Taxon                                   | cd_phy-<br>tobs | TI_Do-<br>nau | WF_Do-<br>nau | TI_Mit-<br>telber-<br>gige | WF_Mit-<br>telber-<br>gige | TI_Tie-<br>fland | WF_Tie-<br>fland |
|--|---|-----------------|---------------|---------------|----------------------------|----------------------------|------------------|------------------|
| <i>Scenedesmus bernardii</i>           | <i>Scenedesmus bernardii</i>            | SCEBER          |               |               |                            |                            | 1,1              | 3                |
| <i>Scenedesmus caudato-aculeolatus</i> | <i>Scenedesmus caudato-aculeolatus</i>  | SCECAA          | 1,6           | 4             |                            |                            |                  |                  |
| <i>Scenedesmus disciformis</i>         | <i>Scenedesmus disciformis</i>          | SCEDIC          |               |               |                            |                            | 34,6             | 3                |
| <i>Scenedesmus ecorinis</i>            | <i>Scenedesmus ecorinis</i>             | SCEECO          |               |               |                            |                            | 98,8             | 3                |
| <i>Scenedesmus ellipticus</i>          | <i>Scenedesmus ellipticus</i>           | SCEELI          |               |               |                            |                            | 3,4              | 2                |
| <i>Scenedesmus granulatus</i>          | <i>Scenedesmus granulatus</i>           | SCEGRL          | 385,9         | 2             | 283,3                      | 2                          |                  |                  |
| <i>Scenedesmus magnus</i>              | <i>Scenedesmus magnus</i>               | SCEMAG          |               |               |                            |                            | 663,9            | 4                |
| <i>Scenedesmus obtusus</i>             | <i>Scenedesmus obtusus</i>              | SCEOBT          |               |               | 189,1                      | 2                          |                  |                  |
| <i>Scenedesmus obtusus</i>             | <i>Scenedesmus obtusus f. alternans</i> | SCEOAL          |               |               | 189,1                      | 2                          |                  |                  |
| <i>Scenedesmus opoliensis</i>          | <i>Desmodesmus opoliensis</i>           | DEDOPO          |               |               | 366,4                      | 2                          |                  |                  |
| <i>Scenedesmus opoliensis</i>          | <i>Scenedesmus opoliensis</i>           | SCEOPO          |               |               | 366,4                      | 2                          |                  |                  |
| <i>Scenedesmus praetervisus</i>        | <i>Scenedesmus praetervisus</i>         | SCEPRA          |               |               |                            |                            | 0,3              | 4                |
| <i>Schroederia setigera</i>            | <i>Schroederia setigera</i>             | SCRSET          |               |               |                            |                            | 2,3              | 2                |
| <i>Schroederia spiralis</i>            | <i>Schroederia spiralis</i>             | SCRSPI          |               |               |                            |                            | 0                | 4                |
| <i>Skeletonema subsalsum</i>           | <i>Skeletonema subsalsum</i>            | SKESUB          |               |               | 208,9                      | 1                          |                  |                  |
| <i>Snowella</i>                        | <i>Snowella</i>                         | SNOSPX          |               |               |                            |                            | 80               | 2                |
| <i>Snowella</i>                        | <i>Snowella atomus</i>                  | SNOATO          |               |               |                            |                            | 80               | 2                |
| <i>Snowella</i>                        | <i>Snowella lacustris</i>               | SNOLAC          |               |               |                            |                            | 80               | 2                |
| <i>Snowella</i>                        | <i>Snowella litoralis</i>               | SNOLIT          |               |               |                            |                            | 80               | 2                |
| <i>Snowella</i>                        | <i>Snowella septentrionalis</i>         | SNOSEP          |               |               |                            |                            | 80               | 2                |
| <i>Spermatozopsis exsultans</i>        | <i>Spermatozopsis</i>                   | SZOSPX          |               |               | 396,6                      | 1                          |                  |                  |
| <i>Spermatozopsis exsultans</i>        | <i>Spermatozopsis exsultans</i>         | SZOEXU          |               |               | 396,6                      | 1                          | 51               | 2                |
| <i>Sphaerocystis-Formenkreis</i>       | <i>Coenochloris</i>                     | COOSPX          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis-Formenkreis</i>       | <i>Coenochloris fottii</i>              | COOFOT          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis-Formenkreis</i>       | <i>Coenochloris hindakii</i>            | COOHIN          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis-Formenkreis</i>       | <i>Coenochloris mucosa</i>              | COOMUC          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis-Formenkreis</i>       | <i>Coenochloris ovalis</i>              | COOOVA          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis-Formenkreis</i>       | <i>Coenochloris poly-cocca</i>          |                 |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis-Formenkreis</i>       | <i>Coenochloris/Eutetramorus</i>        |                 |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis-Formenkreis</i>       | <i>Coenocystis</i>                      | COYSPX          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis-Formenkreis</i>       | <i>Coenocystis planctonica</i>          | COYPLA          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis-Formenkreis</i>       | <i>Eutetramorus</i>                     | EUTSPX          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis-Formenkreis</i>       | <i>Eutetramorus fottii</i>              | EUTFOT          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |

| Taxon indica-<br>teur                         | Taxon   | cd_phy-<br>tobs | TI_Do-<br>nau | WF_Do-<br>nau | TI_Mit-<br>telber-<br>gige | WF_Mit-<br>telber-<br>gige | TI_Tie-<br>fland | WF_Tie-<br>fland |
|---|---|-----------------|---------------|---------------|----------------------------|----------------------------|------------------|------------------|
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Eutetramorus plancto-<br/>nicus</i>              | EUTPLA          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Eutetramorus/Sphae-<br/>rocystis</i>             |                 |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Follicularia para-<br/>doxalis</i>               |                 |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Planctococcus sphae-<br/>rocystiformis</i>       |                 |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Planktosphaeria</i>                              | PLKSPX          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Planktosphaeria gela-<br/>tinosa</i>             | PLKGEL          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Pseudosphaerocystis</i>                          | PSPSPX          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Pseudosphaerocystis<br/>lacustris</i>            | PSPLAC          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Pseudosphaerocystis<br/>neglecta</i>             |                 |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Radiococcus</i>                                  | RACSPX          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Radiococcus bavari-<br/>cus</i>                  | RACBAV          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Radiococcus nim-<br/>batus</i>                   | RACNIM          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Radiococcus polycoc-<br/>cus</i>                 | RACPOL          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Sphaerocystis</i>                                | SPESPX          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Sphaerocystis planct-<br/>tonica</i>             | SPEPLA          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerocystis</i> -For-<br>menkreis        | <i>Sphaerocystis<br/>schroeteri</i>                 | SPESCH          |               |               |                            |                            | 246,6            | 1                |
| <i>Sphaerospermopsis<br/>aphanizomenoides</i> | <i>Aphanizomenon<br/>aphanizomenoides</i>           | APHAPH          | 510           | 2             | 543                        | 1                          |                  |                  |
| <i>Sphaerospermopsis<br/>aphanizomenoides</i> | <i>Sphaerospermopsis<br/>aphanizomenoides</i>       | SPSAPH          | 510           | 2             | 543                        | 1                          |                  |                  |
| <i>Staurastrum</i>                            | <i>Staurastrum cingulum</i>                         | STACIN          |               |               | 57,2                       | 2                          | 57,2             | 1                |
| <i>Staurastrum</i>                            | <i>Staurastrum exca-<br/>vatum</i>                  | STAEXC          |               |               | 57,2                       | 2                          | 57,2             | 1                |
| <i>Staurastrum</i>                            | <i>Staurastrum furcatum</i>                         | STAFUR          |               |               | 57,2                       | 2                          | 57,2             | 1                |
| <i>Staurastrum</i>                            | <i>Staurastrum furci-<br/>gerum</i>                 | STAFUC          |               |               | 57,2                       | 2                          | 57,2             | 1                |
| <i>Staurastrum</i>                            | <i>Staurastrum gracile</i>                          | STAGRA          |               |               | 57,2                       | 2                          | 57,2             | 1                |
| <i>Staurastrum</i>                            | <i>Staurastrum gracile<br/>var. nanum</i>           | STAGNA          |               |               | 57,2                       | 2                          | 57,2             | 1                |
| <i>Staurastrum</i>                            | <i>Staurastrum longipes</i>                         | STALON          |               |               | 57,2                       | 2                          | 57,2             | 1                |
| <i>Staurastrum</i>                            | <i>Staurastrum mes-<br/>sikommeri</i>               | STAMES          |               |               | 57,2                       | 2                          | 57,2             | 1                |
| <i>Staurastrum</i>                            | <i>Staurastrum para-<br/>doxum</i>                  | STAPAR          |               |               | 57,2                       | 2                          | 57,2             | 1                |
| <i>Staurastrum</i>                            | <i>Staurastrum pingue</i>                           | STAPIN          |               |               | 57,2                       | 2                          | 57,2             | 1                |
| <i>Staurastrum</i>                            | <i>Staurastrum plancto-<br/>nicum</i>               | STAPLA          |               |               | 57,2                       | 2                          | 57,2             | 1                |
| <i>Staurastrum</i>                            | <i>Staurastrum plancto-<br/>nicum var. bulbosum</i> | STAPLB          |               |               | 57,2                       | 2                          | 57,2             | 1                |
| <i>Staurastrum</i>                            | <i>Staurastrum pseudo-<br/>planctonicum</i>         |                 |               |               | 57,2                       | 2                          | 57,2             | 1                |
| <i>Staurastrum</i>                            | <i>Staurastrum qua-<br/>dridentatum</i>             |                 |               |               | 57,2                       | 2                          | 57,2             | 1                |
| <i>Staurastrum</i>                            | <i>Staurastrum tetra-<br/>cerum</i>                 | STATET          |               |               | 57,2                       | 2                          | 57,2             | 1                |

| Taxon indicateur  | Taxon  | cd_phytobs | TI_Donau | WF_Donau | TI_Mittelbergige | WF_Mittelbergige | TI_Tiefeland | WF_Tiefeland |
|---|--|------------|----------|----------|------------------|------------------|--------------|--------------|
| <i>Staurosira construens</i> / <i>Staurosira binodis</i> / <i>Staurosira venter</i> | <i>Fragilaria construens</i>                   | FRACTR     | 1,2      | 1        | 54,2             | 1                | 3            | 1            |
| <i>Staurosira construens</i> / <i>Staurosira binodis</i> / <i>Staurosira venter</i> | <i>Fragilaria construens</i> f. <i>binodis</i> | FRACBI     | 1,2      | 1        | 54,2             | 1                | 3            | 1            |
| <i>Staurosira construens</i> / <i>Staurosira binodis</i> / <i>Staurosira venter</i> | <i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i>  | FRAVEN     | 1,2      | 1        | 54,2             | 1                | 3            | 1            |
| <i>Staurosira construens</i> / <i>Staurosira binodis</i> / <i>Staurosira venter</i> | <i>Staurosira binodis</i>                      | STSBIN     | 1,2      | 1        | 54,2             | 1                | 3            | 1            |
| <i>Staurosira construens</i> / <i>Staurosira binodis</i> / <i>Staurosira venter</i> | <i>Staurosira construens</i>                   | STSCON     | 1,2      | 1        | 54,2             | 1                | 3            | 1            |
| <i>Staurosira construens</i> / <i>Staurosira binodis</i> / <i>Staurosira venter</i> | <i>Staurosira venter</i>                       | STSVEN     | 1,2      | 1        | 54,2             | 1                | 3            | 1            |
| <i>Staurosira mutabilis</i>   | <i>Fragilaria pinnata</i>                      | FRAPIN     | 1,7      | 3        | 0,9              | 3                |              |              |
| <i>Staurosira mutabilis</i>   | <i>Staurosira mutabilis</i>                    | STSMUT     | 1,7      | 3        | 0,9              | 3                |              |              |
| <i>Stephanodiscus minutulus</i>   | <i>Stephanodiscus minutulus</i>                | STEMIN     | 4,3      | 1        |                  |                  |              |              |
| <i>Stephanodiscus neoastraea</i>  | <i>Stephanodiscus neoastraea</i>               | STENEO     | 27,3     | 1        |                  |                  |              |              |
| <i>Strombomonas</i>   | <i>Strombomonas</i>                            | STRSPX     |          |          |                  |                  | 0,7          | 2            |
| <i>Surirella brebissonii</i>  | <i>Surirella brebissonii</i>                   | SURBRE     |          |          | 312,3            | 1                | 281,2        | 1            |
| <i>Surirella</i> o. <i>S. brebissonii</i>   | <i>Surirella</i>                               | SURSPX     |          |          |                  |                  | 77,2         | 1            |
| <i>Surirella</i> o. <i>S. brebissonii</i>   | <i>Surirella angusta</i>                       | SURANG     |          |          |                  |                  | 77,2         | 1            |
| <i>Surirella</i> o. <i>S. brebissonii</i>   | <i>Surirella minuta</i>                        | SURMIN     |          |          |                  |                  | 77,2         | 1            |
| <i>Surirella</i> o. <i>S. brebissonii</i>   | <i>Surirella ovata</i>                         | SUROVT     |          |          |                  |                  | 77,2         | 1            |
| <i>Surirella</i> o. <i>S. brebissonii</i>   | <i>Surirella robusta</i>                       | SURROT     |          |          |                  |                  | 77,2         | 1            |
| <i>Tabellaria flocculosa</i>  | <i>Tabellaria flocculosa</i>                   | TABFLO     | 0,4      | 2        | 2,2              | 2                |              |              |
| <i>Tetrachlorella alternans</i>   | <i>Tetrachlorella alternans</i>                | TCHALT     |          |          |                  |                  | 43,5         | 3            |
| <i>Tetrademus dimorphus</i>   | <i>Scenedesmus dimorphus</i>                   | SCEDIM     |          |          | 381,7            | 1                |              |              |
| <i>Tetrademus dimorphus</i>   | <i>Tetrademus dimorphus</i>                    | TEDDIM     |          |          | 381,7            | 1                |              |              |
| <i>Tetrademus lagerheimii</i>   | <i>Scenedesmus acuminatus</i>                  | SCEACM     |          |          | 300,8            | 1                |              |              |
| <i>Tetrademus lagerheimii</i>   | <i>Tetrademus lagerheimii</i>                  | TEDLAG     |          |          | 300,8            | 1                |              |              |
| <i>Tetrademus obliquus</i>  | <i>Scenedesmus obliquus</i>                    | SCEOBL     | 0,2      | 2        | 1,4              | 2                | 0,8          | 2            |
| <i>Tetrademus obliquus</i>  | <i>Tetrademus obliquus</i>                     | TEDOBL     | 0,2      | 2        | 1,4              | 2                | 0,8          | 2            |
| <i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>   | <i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>            | TERSTA     |          |          | 162,1            | 1                |              |              |
| <i>Thalassiosira lacustris</i>  | <i>Thalassiosira lacustris</i>                 | THALAC     |          |          | 253,2            | 2                |              |              |
| <i>Trachelomonas</i>  | <i>Trachelomonas</i>                           | TRASPX     |          |          |                  |                  | 164,4        | 1            |

| Taxon indica-<br>teur  | Taxon                                      | cd_phy-<br>tobs | TI_Do-<br>nau | WF_Do-<br>nau | TI_Mit-<br>telber-<br>gige | WF_Mit-<br>telber-<br>gige | TI_Tie-<br>fland | WF_Tie-<br>fland |
|--|--|-----------------|---------------|---------------|----------------------------|----------------------------|------------------|------------------|
| <i>Trachelomonas</i>   | <i>Trachelomonas acu-<br/>leata</i>        |                 |               |               |                            |                            | 164,4            | 1                |
| <i>Trachelomonas</i>   | <i>Trachelomonas his-<br/>pida</i>         | TRAHIS          |               |               |                            |                            | 164,4            | 1                |
| <i>Trachelomonas</i>   | <i>Trachelomonas<br/>oblonga</i>           | TRAOBL          |               |               |                            |                            | 164,4            | 1                |
| <i>Trachelomonas</i>   | <i>Trachelomonas ru-<br/>gulosa</i>        | TRARUG          |               |               |                            |                            | 164,4            | 1                |
| <i>Trachelomonas</i>   | <i>Trachelomonas verru-<br/>cosa</i>       | TRAVER          |               |               |                            |                            | 164,4            | 1                |
| <i>Trachelomonas</i>   | <i>Trachelomonas volvo-<br/>cina</i>       | TRAVOL          |               |               |                            |                            | 164,4            | 1                |
| <i>Trachelomonas</i>   | <i>Trachelomonas volvo-<br/>cinopsis</i>   | TRAVOC          |               |               |                            |                            | 164,4            | 1                |
| <i>Trachydiscus</i>  | <i>Trachydiscus</i>                        | TRDSPX          |               |               |                            |                            | 40,6             | 4                |
| <i>Trachydiscus</i>  | <i>Trachydiscus sexan-<br/>gulus</i>       | TRDSEX          |               |               |                            |                            | 40,6             | 4                |
| <i>Treubaria setigera</i>                                      | <i>Treubaria setigera</i>                  | TRESET          | 0,7           | 1             |                            |                            |                  |                  |
| <i>Ulnaria acus</i>  | <i>Fragilaria acus</i>                     | FRAACU          | 89            | 1             |                            |                            | 122,4            | 1                |
| <i>Ulnaria acus</i>  | <i>Ulnaria acus</i>                        | ULNACU          | 89            | 1             |                            |                            | 122,4            | 1                |
| <i>Ulnaria ulna</i> o. <i>U.<br/>acus</i> und <i>U. danica</i> | <i>Fragilaria ulna</i>                     | FRAULN          | 0,9           | 1             | 51,4                       | 1                          | 28,7             | 2                |
| <i>Ulnaria ulna</i> o. <i>U.<br/>acus</i> und <i>U. danica</i> | <i>Fragilaria ulna</i> var.<br><i>ulna</i> | FRAULU          | 0,9           | 1             | 51,4                       | 1                          | 28,7             | 2                |
| <i>Ulnaria ulna</i> o. <i>U.<br/>acus</i> und <i>U. danica</i> | <i>Ulnaria ulna</i>                        | ULNULN          | 0,9           | 1             | 51,4                       | 1                          | 28,7             | 2                |
| <i>Uroglena / Syn-<br/>crypta</i>                              | <i>Syncrypta</i>                           | SYTSPX          | 1,7           | 1             | 0,3                        | 1                          |                  |                  |
| <i>Uroglena / Syn-<br/>crypta</i>                              | <i>Syncrypta elaeochrus</i>                | SYTELA          | 1,7           | 1             | 0,3                        | 1                          |                  |                  |
| <i>Uroglena / Syn-<br/>crypta</i>                              | <i>Uroglena</i>                            | UROSPX          | 1,7           | 1             | 0,3                        | 1                          |                  |                  |
| <i>Uroglena / Syn-<br/>crypta</i>                              | <i>Uroglena americana</i>                  | UROAME          | 1,7           | 1             | 0,3                        | 1                          |                  |                  |
| <i>Verrucodesmus ver-<br/>rucosus</i>                          | <i>Scenedesmus verru-<br/>cosus</i>        | SCEVER          | 570,7         | 2             |                            |                            |                  |                  |
| <i>Verrucodesmus ver-<br/>rucosus</i>                          | <i>Verrucodesmus ver-<br/>rucosus</i>      | VERVER          | 570,7         | 2             |                            |                            |                  |                  |
| <i>Westella botryoides</i>                                     | <i>Westella botryoides</i>                 | WESBOT          |               |               | 312,3                      | 4                          |                  |                  |
| <i>Willea apiculata</i>  | <i>Crucigeniella apicu-<br/>lata</i>       | CRCAPI          | 314,4         | 1             | 323,5                      | 1                          |                  |                  |
| <i>Willea apiculata</i>  | <i>Willea apiculata</i>                    |                 | 314,4         | 1             | 323,5                      | 1                          |                  |                  |
| <i>Willea crucifera</i>  | <i>Crucigeniella cruci-<br/>fera</i>       | CRCCRU          | 349,3         | 1             |                            |                            |                  |                  |
| <i>Willea crucifera</i>  | <i>Willea crucifera</i>                    | WILCRU          | 349,3         | 1             |                            |                            |                  |                  |
| <i>Willea rectangularis</i>                                    | <i>Crucigeniella rectan-<br/>gularis</i>   | CRCREC          | 4             | 1             | 11,7                       | 1                          |                  |                  |
| <i>Willea rectangularis</i>                                    | <i>Willea rectangularis</i>                | WILREC          | 4             | 1             | 11,7                       | 1                          |                  |                  |

### A3. Tableau

Tableau A3 : Caractéristiques des stations françaises sur lesquelles sont suivis les communautés phytoplanctoniques. Se référer à l'annexe A1 pour le détail de l'acquisition de ces données.

| cd_site | Type | Nature | Classe de taille | Rang de Strahler | Cours d'eau               | Station                                       | Surface du bassin versant (km <sup>2</sup> ) | QSP (L.s-1.km-2) | Station_vigicrue | Altitude (m) |
|---------|------|--------|------------------|------------------|---------------------------|---|--|------------------|------------------|--------------|
| 1004000 | GM22 | MEFM   | GM               | 5                | LA SAMBRE CANALIS         | AVAL DU PONT D963                             | 1202   |                  |                  | 125          |
| 1016000 | M20  | MEFM   | M                | 4                | L'ESCAUT CANALIS          | PONT DE LA CD 50                              | 1565   |                  |                  | 20           |
| 1037000 | M9   | MEFM   | M                | 4                | LA SCARPE CANALIS         | AMONT DE L'ECLUSE DANS LES 2 BRAS DE DECHARGE | 526  |                  |                  | 37           |
| 1041000 | M20  | MEFM   | M                | 4                | LA SCARPE CANALIS         | PONT DU CD 66                                 | 1290   |                  |                  | 19           |
| 1046000 | M9   | MEFM   | M                | 4                | LA SENS                   | PONT DE LA RN 956                             | 724  |                  |                  | 30           |
| 1050000 | P20  | MEFM   | P                | 1                | LE CANAL DE ROUBAIX       | PONT DU CD 91                                 |  |                  |                  | 20           |
| 1056000 | GM20 | MEFM   | GM               | 5                | LA LYS CANALIS            | PONT DE LA BRETELLE D'AUTO-ROUTE              | 1667   |                  |                  | 21           |
| 1059000 | GM20 | MEFM   | GM               | 5                | LA LYS CANALIS            | PONT DU CD 9                                  | 2636   |                  |                  | 18           |
| 1063900 | M20  | MEFM   | M                | 4                | LE CANAL D'AIRE           | PONT DU CD 194 - AIRE SUR LA LYS              |  |                  |                  | 22           |
| 1078000 | GM20 | MEFM   | GM               | 4                | LA DEULE CANAL            | 2   |  |                  |                  | 25           |
| 1079000 | GM20 | MEFM   | GM               | 4                | LA DEULE CANAL            | AVAL DE L'ECLUSE DE DON SUR LA D 41           | 162  |                  |                  | 24           |
| 1082000 | GM20 | MEFM   | GM               | 4                | LA DEULE CANAL            | AMONT DE L'ECLUSE                             | 666  |                  |                  | 19           |
| 1102000 | M20  | MEFM   | M                | 4                | LE CANAL DE L'AA          | PONT DE LA D 928                              | 532  |                  |                  | 7            |
| 1104000 | GM20 | MEFM   | GM               | 4                | LE CANAL DE L'AA          | PONT DU CD 229                                | 753  |                  |                  | 4            |
| 1108000 | GM20 | MEFM   | GM               | 4                | CANAL DE BERGUES          | CAPPELLE LA GRANDE                            |  |                  |                  | 2            |
| 1129000 | M9A  | MEFM   | M                | 4                | LA SOMME CANALIS          | PONT RELIANT EPAGNE                           | 5630   | 6,23             | E6470910         | 8            |
| 1130000 | M9A  | MEFM   | M                | 4                | LA SOMME CANALIS          | PONT DE LA ROUTE RELIANT CAMBRON              | 5926   | 6,52             | E6480930         | 6            |
| 2001715 |      | MEA    |                  | 6                | LE CANAL DU RHONE AU RHIN | LE CANAL DU RHONE AU RHIN                     |  |                  |                  | 177          |
| 2001717 |      | MEA    |                  | 6                | LE CANAL DE COLMAR        | LE CANAL DE COLMAR                            |  |                  |                  | 189          |
| 2022730 |      | MEA    |                  | 2                | LE CANAL VAUBAN           | LE CANAL VAUBAN                               |  |                  |                  | 201          |

| cd_site | Type      | Nature | Classe de taille | Rang de Strahler | Cours d'eau                             | Station                             | Surface du bassin versant (km <sup>2</sup> ) | QSP (L.s-1.km-2) | Station_vigicrue | Altitude (m) |
|---------|-----------|--------|------------------|------------------|---|-------------------------------------|--|------------------|------------------|--------------|
| 2036250 |           | MEA    |                  | 1                | LE CANAL DE LA BRUCHE DECLASS           | LE CANAL DE LA BRUCHE DECLASS       |  |                  |                  | 149          |
| 2055580 |           | MEA    |                  | 1                | LE CANAL DE L'EST BRANCHE SUD           | LE CANAL DE L'EST BRANCHE SUD       |  |                  |                  | 242          |
| 2060750 | TG10-15/4 | MEFM   | TG               | 6                | LA MOSELLE                              | LA MOSELLE                          | 3776   | 18,74            | A5730610         | 192          |
| 2070900 |           | MEA    |                  | 2                | LE CANAL DE LA MARNE AU RHIN            | LE CANAL DE LA MARNE AU RHIN        |  |                  |                  | 220          |
| 2076800 | TG10-15/4 | MEFM   | TG               | 6                | LA MOSELLE                              | LA MOSELLE                          | 7351   | 16,16            | A7010610         | 174          |
| 2094900 | TG10-15/4 | MEFM   | TG               | 6                | LA MOSELLE                              | LA MOSELLE                          | 11539  | 12,94            | A8500610         | 147          |
| 2096750 |           | MEA    |                  | 1                | LE CANAL DES HOUILLERES DE LA SARRE     | LE CANAL DES HOUILLERES DE LA SARRE |  |                  |                  | 226          |
| 2100150 | G10/4     | MEFM   | G                | 5                | LA SARRE                                | LA SARRE                            | 2762   |                  |                  | 217          |
| 2118000 | TG22/10   | MEFM   | TG               | 7                | LA MEUSE                                | LA MEUSE                            | 7322   | 13,95            | B5600010         | 145          |
| 2124000 | TG22/10   | MEFM   | TG               | 7                | LA MEUSE                                | LA MEUSE                            | 9315   | 13,58            | B7200000         | 105          |
| 3011300 | G9        | MEN    | G                | 5                | LA SEINE A CONFLANS-SUR-SEINE 1         | PONT RD 48                          | 8735   | 8,74             | H1700010         | 69           |
| 3012100 | G9        | MEN    | G                | 5                | LA SEINE A COURCEROY 1                  | Pont D168                           | 9304   | 8,74             | H1700010         | 65           |
| 3014000 | G9        | MEN    | G                | 5                | LA SEINE A MONTEREAU-FAULT-YONNE 1      | PONT RN 5 BIS                       | 10340  | 8,74             | H1700010         | 59           |
| 3032000 | G9        | MEFM   | G                | 5                | L'YONNE A MONTEREAU-FAULT-YONNE 1       | PONT RN 5 BIS                       | 10880  | 8,5              | H2721010         | 59           |
| 3048000 | TG9       | MEN    | TG               | 7                | LA SEINE A SAINT-FARGEAU-PONTHIERRY 1   | PONT RD 50                          | 26602  | 8,12             | H3930020         | 51           |
| 3053999 |           |        |                  | 1                | LE CANAL DU LOING A SOUPPES-SUR-LOING 1 | Pont de la D207                     | 3398   |                  |                  | 73           |
| 3063000 | TG9       | MEFM   | TG               | 7                | LA SEINE A ABLON-SUR-SEINE 2            | BARRAGE D'ABLON,HORS DE L'ECLUSE    | 29776  | 7,02             | H4340020         | 46           |
| 3084470 | TG9       | MEFM   | TG               | 7                | LA SEINE A MAISONS-LAFFITTE 1           | PONT RN 308                         | 44770  | 7,19             | H5920010         | 39           |
| 3091000 | G9        | MEN    | G                | 5                | LA MARNE A FRIGNICOURT 1                | PONT D396                           | 3370   | 12,36            | H5091010         | 100          |
| 3097795 |           |        |                  | 4                | LE CANAL DE LA MARNE AU RHIN            | PONT DE LA D995 A BRUSSON           |  |                  |                  | 108          |

| cd_site | Type | Nature | Classe de taille | Rang de Strahler | Cours d'eau                         | Station                                 | Surface du bassin versant (km <sup>2</sup> ) | QSP (L.s-1.km-2) | Station_vigicrue | Altitude (m) |
|---------|------|--------|------------------|------------------|-------------------------------------|---|--|------------------|------------------|--------------|
| 3098000 | M9   | MEN    | M                | 4                | LA SAULX A VITRY-EN-PERTHOIS 1      | PONT RN 382 ,A LA STATION LIMNIMETRIQUE | 2134   |                  |                  | 99           |
| 3103802 |      | MEA    |                  | 1                | LE CANAL LAT                        | 50M EN AVAL DE L'OUVRAGE DE DERIVATION  | 6435   | 11,53            | H5201010         | 82           |
| 3103816 |      |        |                  | 1                | LE CANAL D'ALIMENTATION A JUVIGNY 1 | AMONT EC JUVIGNY                        | 6532   | 11,53            | H5201010         | 79           |
| 3104000 | G9   | MEN    | G                | 5                | LA MARNE A MATOUGUES 1              | PONT DANS LE VILLAGE                    | 6580   | 11,53            | H5201010         | 77           |
| 3105305 |      | MEN    |                  | 5                |                                     |   | 7474   | 11,58            | H5231030         | 73           |
| 3105462 | G9   | MEN    | G                | 5                | LA MARNE A DAMERY 1                 | PONT RD 22                              | 7656   | 11,58            | H5231030         | 72           |
| 3105500 | G9   | MEN    | G                | 5                | LA MARNE A REUIL 1                  | PONT CD 601                             | 7685   | 11,58            | H5231030         | 71           |
| 3107000 | G9   | MEFM   | G                | 5                | LA MARNE A JAULGONNE 2              | PONT D330                               | 8019   | 11,58            | H5231030         | 67           |
| 3108098 | G9   | MEFM   | G                | 5                | LA MARNE A AZY-SUR-MARNE 1          | PONT RD 151 ,AMONT CONFLUENCE DOLLOIR   | 8619   | 10,45            | H5321010         | 64           |
| 3109000 | G9   | MEFM   | G                | 5                | LA MARNE A LA FERTE-SOUS-JOUARRE 1  | PONT RN 3                               | 8901   | 10,45            | H5321010         | 59           |
| 3112480 | G9   | MEFM   | G                | 5                | LA MARNE A CHARENTON-LE-PONT 2      | PONT DE CHARENTON                       | 12919  | 10,45            | H5841070         | 44           |
| 3127370 | TG9  | MEFM   | TG               | 7                | LA SEINE A MERICOURT 4              | AMONT IMMEDIAT DU BARRAGE               | 62869  | 7,82             | H7900010         | 31           |
| 3134000 | TG9  | MEFM   | TG               | 6                | L'OISE A COMPIEGNE 1                | PONT RN 31                              | 13042  | 7,62             | H7611010         | 52           |
| 3135000 | TG9  | MEFM   | TG               | 6                | L'OISE A VERBERIE 1                 | PONT D 26                               | 13477  | 7,62             | H7611010         | 50           |
| 3136000 | TG9  | MEFM   | TG               | 6                | L'OISE A PONT-SAINTE-MAXENCE 2      | PONT N 17                               | 13587  | 7,62             | H7611010         | 48           |
| 3137000 | TG9  | MEFM   | TG               | 6                | L'OISE A CREIL 1                    | PONT N 16                               | 14220  | 7,62             | H7611010         | 46           |
| 3137290 | TG9  | MEFM   | TG               | 6                | L'OISE A SAINT-LEU-D'ESSE-RENT 1    | PONT RD 44                              | 15492  | 7,62             | H7611010         | 45           |
| 3138000 | TG9  | MEFM   | TG               | 6                | L'OISE A BEAUMONT-SUR-OISE 1        | PONT D 21                               | 16222  | 7,62             | H7611010         | 43           |
| 3138800 | TG9  | MEN    | TG               | 6                | L'OISE A MERIEL 1                   | PONT ENTRE BUTRY SUR OISE ET MERIEL     | 16624  | 7,62             | H7611010         | 41           |
| 3152000 | G9   | MEN    | G                | 5                | L' AISNE A CONDE-SUR-AISNE 1        | PONT RD 531                             | 6446   | 8,1              | H6501020         | 61           |
| 3156000 | G9   | MEFM   | G                | 5                | L' AISNE A CHOISY-AU-BAC 1          | PONT RD 130                             | 7954   | 8,1              | H6501020         | 53           |
| 3174000 | TG9  | MEFM   | TG               | 7                | LA SEINE A POSES 2                  | AMONT BARRAGE DE POSES                  | 65077  | 8,29             | H8110010         | 20           |
| 3174211 |      | MEFM   |                  | 7                | LA SEINE A PONT-DE-L'ARCHE 1        | RIVE GAUCHE PONT SUR LA RN 15           | 65841  | 8,29             | H8110010         | 19           |

| cd_site | Type  | Nature | Classe de taille | Rang de Strahler | Cours d'eau                                | Station   | Surface du bassin versant (km <sup>2</sup> ) | QSP (L.s-1.km-2) | Station_vigicrue | Altitude (m) |
|---------|-------|--------|------------------|------------------|--|---|--|------------------|------------------|--------------|
| 3183000 |       | MEFM   |                  | 1                | LA SEINE A OISSEL 2                        | PONT RD 7                                       | 72174  | 8,29             | H8110010         | 16           |
| 3184000 |       | MEFM   |                  | 7                | LA SEINE A LA BOUILLE 1                    | DEVANT FEU                                      | 72729  | 8,29             | H8110010         | 11           |
| 3185000 |       | MEFM   |                  | 7                | LA SEINE A CAUDEBEC-EN-CAUX 1              | DEVANT SIGNALISATION                            | 73459  | 8,29             | H8110010         | 4            |
| 3191700 | M9    | MEN    | M                | 4                | L'EURE A CAILLY-SUR-EURE 1                 | PONT D 69 - Acc                                 | 4643   | 3,9              | H9331010         | 24           |
| 3193000 | M9-A  | MEN    | M                | 4                | L'EURE A LERY 1                            | PONT D 110                                      | 6012   | 4,22             | H9501010         | 20           |
| 3214000 | M9-A  | MEFM   | M                | 4                | L'ARQUES A DIEPPE 1                        | SAINT PIERRE PONT VL A DIEPPE                   | 1035   |                  |                  | 6            |
| 3222275 | M9-A  | MEN    | M                | 4                | LA RISLE A PONT-AUDEMER 2                  | CHATEAU DE LA VICOMTE                           | 2239   |                  |                  | 5            |
| 3228000 | M9    | MEN    | M                | 4                | LA TOUQUES A SAINT-MARTIN-AUX-CHARTRAINS 1 | PONT D 58 A RONCHEVILLE                         | 1190   |                  |                  | 5            |
| 3231000 | M9    | MEFM   | M                | 4                | LA DIVES A SAINT-SAMSON 1                  | PONT N175                                       | 1639   |                  |                  | 5            |
| 3231260 | P9    | MEFM   | P                | 3                | LA DIVETTE A VARAVILLE 1                   | Pont de la D27                                  | 16   |                  |                  | 4            |
| 3237800 | G9    | MEFM   | G                | 5                | L'ORNE A LOUVIGNY 1                        | PONT SNCF                                       | 2583   |                  |                  | 5            |
| 3239010 |       | MEFM   |                  | 1                | LE CANAL DE CAEN                           | PONT LEVANT:PEGASUS BRIDGE                      | 2883   |                  |                  | 3            |
| 3246000 | P9    | MEN    | P                | 3                | LA SEULLES A TIERCEVILLE 1                 | PONT D93  | 280  |                  |                  | 10           |
| 3247700 | M9    | MEFM   | M                | 4                | L'AURE A LA CAMBE 1                        | LE MARAIS,PONT D 113                            | 674  |                  |                  | 4            |
| 3252500 | M12-B | MEN    | M                | 4                | LA VIRE A PONT-HEBERT 3                    | AVAL BARRAGE,LES CLAIES DE VIRE                 | 1045   |                  |                  | 7            |
| 3254035 | M9    | MEFM   | M                | 4                | LA DOUVE A NEHOU 2                         | PONT D 42, La Laiterie                          | 318  |                  |                  | 7            |
| 3254335 |       | MEFM   |                  | 3                | LA SENELLE A VINDEFONTAINE 1               | PONT D 67                                       | 31   |                  |                  | 4            |
| 3255580 | P12-B | MEN    | P                | 3                | LA TAUTE A SAINT-ANDRE-DE-BOHON 1          | LA BRECHELLERIE, PONT D 57(PONT 14 DECRET VIRE) | 100  |                  |                  | 5            |
| 3255910 |       | MEFM   |                  | 3                | LA RIVIERE DES GOUFFRES A CARENTAN 1       | Beaumont  | 11   |                  |                  | 3            |
| 3255960 |       | MEA    |                  | 1                |  |   | 406  |                  |                  | 3            |
| 3260000 | P12-B | MEN    | P                | 3                | LA DIVETTE A OCTEVILLE 1                   | PONT A PROXIMITE D900, MENANT A QUINCAMPOIX     | 111  |                  |                  | 15           |
| 3266975 | M12-B | MEN    | M                | 4                | LA SIENNE A QUETTREVILLE-SUR-SIENNE 2      | AMONT PRISE D'EAU,LES LANDES                    | 558  |                  |                  | 10           |
| 3269295 |       | MEFM   |                  | 3                | LE VERGON A MARCEY LES GREVES 1            | chemin  | 20   |                  |                  | 9            |

| cd_site | Type     | Nature | Classe de taille | Rang de Strahler | Cours d'eau   | Station  | Surface du bassin versant (km <sup>2</sup> ) | QSP (L.s-1.km-2) | Station_vigicrue | Altitude (m) |
|---------|----------|--------|------------------|------------------|---|--|--|------------------|------------------|--------------|
| 3271000 | M12-B    | MEN    | M                | 4                | LA S  | PONT D 104 E   | 328  |                  |                  | 15           |
| 3272685 | M12-B    | MEN    | M                | 4                | LA S  | PONT D 178 A SIGNY                                       | 786  |                  |                  | 14           |
| 3276025 |          |        |                  | 1                | LE CANAL ENTRE CHAMPAGNE ET BOURGOGNE A ROLAMPONT 1   | PONT de la RD1 au chef-lieu (canal)                      | 319  |                  |                  | 308          |
| 3276194 |          |        |                  | 4                | LE CANAL ENTRE CHAMPAGNE ET BOURGOGNE A FRIGNICOURT 1 | PT FRIGNICOURT OU AMONT ECLUSE ?                         |  |                  |                  | 108          |
| 3276786 |          | MEFM   |                  | 3                | LE CANAL DE LA MARNE                                  | DARSE DU PORT COLBERT                                    |  |                  |                  | 78           |
| 3276970 |          | MEA    |                  | 2                |   |  |  |                  |                  | 103          |
| 3276988 |          |        |                  | 1                | LE CANAL DES ARDENNES A SEUIL 1                       | PT RD51 AVAL EC N7 DE SEUIL                              |  |                  |                  | 78           |
| 3277173 |          |        |                  | 2                | LE CANAL LAT  | PT RD19  |  |                  |                  | 65           |
| 3277367 |          |        |                  | 0                | LE CANAL DE L'OISE                                    | PT D934  |  |                  |                  | 60           |
| 3277420 |          | MEFM   |                  | 1                | LE CANAL DE LA SAMBRE                                 | PT D27   |  |                  |                  | 108          |
| 3277563 |          |        |                  | 0                | LE CANAL DE SAINT-QUENTIN A MENNESSIS 1               | PT D1  |  |                  |                  | 63           |
| 3277588 |          |        |                  | 0                | LE CANAL DE SAINT-QUENTIN A CONDREN 1                 | PT RN32 (DE TERGNIER A CONDREN)                          |  |                  |                  | 60           |
| 3277600 |          |        |                  | 0                | LE CANAL LAT  | PT RD937   |  |                  |                  | 59           |
| 3277651 |          |        |                  | 0                | LE CANAL LAT  | PT D165  |  |                  |                  | 56           |
| 3277658 |          |        |                  | 2                | LE CANAL LAT  | PONT DU BRLE A CHIRY-OURSCAMP                            |  |                  |                  | 56           |
| 3277728 |          |        |                  | 0                | LE CANAL DU NORD A PONT-L'EVEQUE 1                    | PT D64   |  |                  |                  | 56           |
| 4004100 | G3       | MEN    | G                | 6                | LOIRE   | AUBAIGNES  | 3450   | 11,49            | K0550010         | 434          |
| 4006000 | G3       | MEFM   | G                | 6                | LOIRE   | AVAL PONT CD8 - RG                                       | 3866   | 9,35             | K0690010         | 364          |
| 4011300 | G3       | MEFM   | G                | 6                | LOIRE   | AVAL BALBIGNY - RD AU NIVEAU DES GRAVIERES ET PLAN D'EAU | 5998   | 10,23            | K0790010         | 320          |
| 4013000 | G17/3-21 | MEFM   | G                | 6                | LOIRE   | PONT DE VILLEREST (RG)                                   | 6691   | 8,32             | K0910050         | 270          |
| 4021000 | TTGL     | MEN    | TTGL             | 6                | LOIRE   | AVAL DIGOIN - HAMEAU DE VARENNE                          | 12681  | 9,34             | K1180010         | 221          |
| 4023100 | TTGL     | MEN    | TTGL             | 6                | LOIRE   | PONT LE FOURNEAU   | 14111  | 10,04            | K1440010         | 203          |

| cd_site | Type      | Nature | Classe de taille | Rang de Strahler | Cours d'eau | Station   | Surface du bassin versant (km <sup>2</sup> ) | QSP (L.s-1.km-2) | Station_vigicrue | Altitude (m) |
|---------|-----------|--------|------------------|------------------|-------------|---|--|------------------|------------------|--------------|
| 4024000 | TTGL      | MEN    | TTGL             | 6                | LOIRE       | PONT D978A - AMONT DU CANAL                                 | 14880  | 9,14             | K1900010         | 188          |
| 4026000 | TTGL      | MEN    | TTGL             | 7                | LOIRE       | SOUS PONT SNCF SAUF HAUTES EAUX PONT RN7                    | 18455  | 9,96             | K1930010         | 169          |
| 4044700 | TG17/3-21 | MEN    | TG               | 7                | ALLIER      | PONT D76 (RG)   | 14229  | 9,78             | K3650810         | 178          |
| 4045900 | TTGL      | MEN    | TTGL             | 8                | LOIRE       | PONT DE FOURCHAMBAULT                                       | 32878  | 9,47             | K4000010         | 164          |
| 4046800 | TTGL      | MEN    | TTGL             | 8                | LOIRE       | PONT D2 RIVE DROITE POUR EVITER INFLUENCE VAUVISE           | 34346  | 8,39             | K4080010         | 143          |
| 4048000 | TTGL      | MEN    | TTGL             | 8                | LOIRE       | PONT D940 - AMONT GIEN                                      | 35925  | 9,5              | K4180020         | 122          |
| 4050000 | TTGL      | MEN    | TTGL             | 8                | LOIRE       | PONT N721   | 36888  | 9,06             | K4350020         | 98           |
| 4051400 | TTGL      | MEN    | TTGL             | 8                | LOIRE       | PONT D18 - AVAL CONFLUENCE LOIRET                           | 37728  | 9,06             | K4350020         | 80           |
| 4051850 | TTGL      | MEN    | TTGL             | 8                | LOIRE       | PONT D112   | 38101  | 9,32             | K4470010         | 72           |
| 4053000 | TTGL      | MEN    | TTGL             | 8                | LOIRE       | PONT DE CHAUMONT SUR LOIRE                                  | 41396  | 8,32             | K4800010         | 59           |
| 4056000 | TTGL      | MEN    | TTGL             | 8                | LOIRE       | PONT S.N.C.F. - AMONT CONFLUENCE CHER                       | 42810  | 8,1              | K4900030         | 38           |
| 4064000 | TG9/21    | MEN    | TG               | 7                | CHER        | AVAL ST AMANT MONTROND - PONT D92                           | 3995   | 7,86             | K5400920         | 143          |
| 4065000 | TG9/21    | MEN    | TG               | 7                | CHER        | AMONT VIERZON FOECY - PONT D30                              | 4576   | 7,24             | K5490900         | 101          |
| 4068200 | TG9       | MEN    | TG               | 7                | CHER        | Pont D128   | 9352   | 6,67             | K6220910         | 76           |
| 4070300 | TG9       | MEN    | TG               | 7                | CHER        | PONT DE ST AIGNAN - N675                                    | 12819  | 6,36             | K6500910         | 66           |
| 4072000 | TG9       | MEFM   | TG               | 7                | CHER        | PONT DE SAVONNIERES - FACE EGLISE                           | 13758  | 6,61             | K6710910         | 40           |
| 4075000 | G9        | MEN    | G                | 6                | INDRE       | PONT DE MARNAY - D7   | 3308   |                  |                  | 37           |
| 4075500 | TTGL      | MEN    | TTGL             | 8                | LOIRE       | RD PONT D749 hors influence Indre et Centrale Chinon-Avoine | 56708  | 7,34             | K6830020         | 33           |
| 4085500 | M9        | MEN    | M                | 5                | CLAIN       | PONT NIVEAU DE NAINTRÉ - BRAS SUD                           | 3213   |                  |                  | 53           |
| 4097200 | TG9/21    | MEN    | TG               | 7                | CREUSE      | PONT RN10   | 9589   | 9,2              | L6020710         | 41           |
| 4097600 | TG9/21    | MEN    | TG               | 7                | VIENNE      | PONT D757 - BRAS NORD                                       | 20353  | 8,26             | L7220610         | 38           |
| 4098200 | TG9/21    | MEN    | TG               | 7                | VIENNE      | PONT D7   | 21184  | 8,26             | L7220610         | 32           |
| 4099960 | P12-A     | MEN    | P                | 4                | THOUARET    | PONT ROMAN LD LA ROCHE                                      | 311  |                  |                  | 66           |

| cd_site | Type   | Nature | Classe de taille | Rang de Strahler | Cours d'eau                | Station                                       | Surface du bassin versant (km <sup>2</sup> ) | QSP (L.s-1.km-2) | Station_vigicrue | Altitude (m) |
|---------|--------|--------|------------------|------------------|----------------------------|---|--|------------------|------------------|--------------|
| 4100000 | M12-A  | MEN    | M                | 5                | THOUE                      | PONT DU CIRQUE DE MISSE                       | 1099   |                  |                  | 54           |
| 4100940 | P12-A  | MEN    | P                | 4                | ARGENT OU ARGENTON         | LE GRAND PONT                                 | 199  |                  |                  | 93           |
| 4102500 | G12-A  | MEN    | G                | 6                | THOUE                      | PONT D205                                     | 3296   |                  |                  | 31           |
| 4103200 | TTGL   | MEN    | TTGL             | 8                | LOIRE                      | PONT DE LA D55                                | 84987  | 7,55             | L8700010         | 26           |
| 4108000 | M9     | MEN    | M                | 5                | LOIR                       | PONT DE NAVEIL - AVAL DE VENDOME              | 4230   | 3,15             | M1151610         | 76           |
| 4108500 | M9     | MEN    | M                | 5                | LOIR                       | Pont D10                                      | 6562   | 3,97             | M1341610         | 44           |
| 4110000 | M9     | MEN    | M                | 5                | LOIR                       | PONT LEZIGNE                                  | 8058   | 3,99             | M1531610         | 29           |
| 4119000 | G9     | MEFM   | G                | 6                | SARTHE                     | SPAY - ECLUSE                                 | 5382   | 6,56             | M0500620         | 40           |
| 4123000 | G9     | MEFM   | G                | 6                | SARTHE                     | PONT D74 - CAMPING DE L'ECLUSE                | 7922   | 6,44             | M0680610         | 26           |
| 4123750 | M12-B  | MEN    | M                | 5                | MAYENNE                    | PONT D214 - LD CHATEAU DE TORCE               | 854  | 10,92            | M3230920         | 101          |
| 4127000 | M12-A  | MEN    | M                | 5                | JOUANNE                    | PONT DE LA RD21                               | 420  |                  |                  | 55           |
| 4128490 | G12-A  | MEFM   | G                | 6                | MAYENNE                    | PRISE D'EAU POTABLE VERS LE LIEU-DIT CHAUDURE | 3860   | 9,34             | M3600910         | 33           |
| 4132000 | M12-A  | MEFM   | M                | 5                | LOUDON                     | LD LA JAILLETTE - PONT DE LA D216             | 1433   |                  |                  | 29           |
| 4132500 | G12-A  | MEFM   | G                | 6                | MAYENNE                    | PONT A JUIGNE BENE                            | 5865   | 9,48             | M3630910         | 25           |
| 4133000 | G12-A  | MEFM   | G                | 6                | MAINE                      | PONTON ENTRE PT D112 ET PT SNCF - AVAL ANGERS | 22380  | 5,87             | M4101921         | 22           |
| 4133960 | P12-A  | MEN    | P                | 4                | HYROME                     | LIEU DIT CHAUVEAU                             | 158  |                  |                  | 23           |
| 4134000 | M12-A  | MEN    | M                | 5                | LAYON                      | LD BEZIGON - PONT DE LA D209                  | 941  |                  |                  | 22           |
| 4134700 | TTGL   | MEN    | TTGL             | 8                | LOIRE                      | PONT D15                                      | 110403                                       | 7,66             | M5300010         | 18           |
| 4136600 | P12-A  | MEN    | P                | 4                | DIVATTE                    | PONT D751                                     | 109  |                  |                  | 11           |
| 4139050 | M12-A  | MEN    | M                | 5                | SEVRE NANTAISE             | LD POUPEL                                     | 578  |                  |                  | 122          |
| 4143150 | P12-A  | MEN    | P                | 4                | SANGUEZE                   | SANGUEZE AVAL DEVERSOIR                       | 165  |                  |                  | 11           |
| 4145000 | M12-A  | MEN    | M                | 5                | MAINE                      | LD PONT CAFFINEAU                             | 682  |                  |                  | 10           |
| 4146000 | G12-A  | MEN    | G                | 6                | SEVRE NANTAISE             | PONT DE LA D15 - VERTOU LE CHENE              | 2350   |                  |                  | 8            |
| 4150640 | TP12-A | MEFM   | TP               | 3                | GRAND ETIER DE SALLERTAINE | LA MAISON ROUSSE                              | 142  |                  |                  | 3            |

| cd_site | Type  | Nature | Classe de taille | Rang de Strahler | Cours d'eau                           | Station   | Surface du bassin versant (km <sup>2</sup> ) | QSP (L.s-1.km-2) | Station_vigicrue | Altitude (m) |
|---------|-------|--------|------------------|------------------|---------------------------------------|---|--|------------------|------------------|--------------|
| 4152000 | M12-A | MEFM   | M                | 5                | VIE                                   | PONT D754 AU LD LE PAS OPTON                      | 357  |                  |                  | 2            |
| 4165800 | M12-B | MEA    | M                | 5                | CANAL D'ILLE ET RANCE                 | PONT DE RICHEVILLE                                |  |                  |                  | 24           |
| 4179500 | G12-B | MEFM   | G                | 6                | AULNE                                 | STATION DE POMPAGE - AMONT CHATEAULIN             | 1504   |                  |                  | 8            |
| 4194000 | G12-B | MEFM   | G                | 6                | BLAVET                                | AMONT D'HENNEBONT - TREBIHAN                      | 1975   |                  |                  | 14           |
| 4196449 | M12-A | MEFM   | M                | 5                | OUST                                  | BOIS DE BAS                                       | 952  |                  |                  | 42           |
| 4199200 | M12-A | MEFM   | M                | 5                | OUST                                  | PONT - ROUTE ST GRAVE A ST MARTIN                 | 2502   |                  |                  | 11           |
| 4204300 | M12-A | MEN    | M                | 5                | VILAINE                               | AU LD PONT BRIAND - AMONT RENNES                  | 882  | 7,52             | J7090630         | 31           |
| 4209000 | M12-A | MEN    | M                | 5                | MEU                                   | PONT MORDELLES / N24                              | 779  |                  |                  | 24           |
| 4209990 | G12-A | MEFM   | G                | 6                | VILAINE                               | PONT REAN D577                                    | 2501   | 7,18             | J7500610         | 19           |
| 4212700 | M12-A | MEN    | M                | 5                | SEMNON                                | LD GUE DE LA JAUNAIS                              | 501  |                  |                  | 17           |
| 4214495 | M12-A | MEN    | M                | 5                | CHERE                                 | LD TRIGUEL  | 449  |                  |                  | 12           |
| 4215750 | G12-A | MEFM   | G                | 6                | VILAINE                               | AU PONT DU GRAND PAS                              | 5736   | 5,65             | J7900060         | 9            |
| 4216000 | G12-A | MEFM   | G                | 6                | VILAINE                               | AVAL DE REDON - PONT DE CRAN                      | 10201  | 7,12             | J9300611         | 6            |
| 5000245 | P9    | MEN    | P                | 3                | La Devise                             | Pont de la D112                                   | 134  |                  |                  | 6            |
| 5002500 | M9    | MEN    | M                | 4                | La Boutonne                           | Pont de la D215                                   | 1299   |                  |                  | 5            |
| 5004000 | P9    | MEN    | P                | 3                | La Boutonne en amont de St-Jean d'Ang | Pont de la D939                                   | 805  |                  |                  | 17           |
| 5005950 | P9    | MEN    | P                | 3                | La Boutonne au Pont de Brioux         | Pont de Brioux / Boutonne                         | 131  |                  |                  | 58           |
| 5006900 | G9    | MEFM   | G                | 5                | La Charente                           | Pont de la D127                                   | 7500   | 8,75             | R5200010         | 7            |
| 5007600 | M9    | MEN    | M                | 4                | La Seugne au chateau Renaud           | Aval du moulin de La Vergne, en aval de Pons      | 910  |                  |                  | 12           |
| 5011500 | P9    | MEN    | P                | 3                | Le N                                  | Pont de la D44                                    | 420  |                  |                  | 35           |
| 5013900 | G9    | MEFM   | G                | 5                | La Charente                           | Pont de St-Simeux                                 | 4478   | 11,42            | R3090020         | 20           |
| 5015000 | G9    | MEFM   | G                | 5                | La Charente au Pont de La Meure       | Pont de La Meure, de la D41                       | 4299   | 11,42            | R3090020         | 24           |
| 5015900 | M9    | MEFM   | M                | 4                | La Touvre                             | Pont de la N737                                   | 137  |                  |                  | 32           |
| 5018000 | G9    | MEN    | G                | 5                | La Charente                           | Pont de Roffit, amont du confluent avec la Touvre | 3864   | 7,94             | R2240010         | 30           |

| cd_site | Type      | Nature | Classe de taille | Rang de Strahler | Cours d'eau                                     | Station                                     | Surface du bassin versant (km <sup>2</sup> ) | QSP (L.s-1.km-2) | Station_vigicrue | Altitude (m) |
|---------|-----------|--------|------------------|------------------|---|---|--|------------------|------------------|--------------|
| 5018800 | P9        | MEN    | P                | 3                | L'Aume  | Passerelle des Picots                       | 471  |                  |                  | 53           |
| 5019000 | G9        | MEN    | G                | 5                | La Charente                                     | Pont de Lux                                 | 2914   | 6,52             | R2000000         | 54           |
| 5021000 | M9-10/21  | MEFM   | M                | 4                | La Tardoire                                     | Pont de Vouthon en aval de Montbron         | 431  |                  |                  | 101          |
| 5024000 | M9        | MEN    | M                | 4                | La Charente                                     | Pont de la D105                             | 509  | 12,37            | R0110010         | 102          |
| 5024300 | P21       | MEN    | P                | 3                | La Charente                                     | Pont de la D165                             | 116  | 12,72            | R0020011         | 190          |
| 5025000 | P9        | MEN    | P                | 3                | La Seudre                                       | Amont imm                                   | 379  |                  |                  | 5            |
| 5031000 | P14       | MEN    | P                | 3                | La Tude en aval de Chalais                      | Pont de la D78 en aval de Chalais           | 323  |                  |                  | 32           |
| 5031900 | M14/3-11  | MEN    | M                | 4                | La Dronne                                       | Pont de la D139                             | 1935   |                  |                  | 38           |
| 5038000 | M14/3-11  | MEFM   | M                | 4                | L'Isle  | Pont de la D3E4                             | 3376   |                  |                  | 34           |
| 5046000 | TG14/3-11 | MEN    | TG               | 7                | La Dordogne                                     | Pont de Pessac                              | 15015  | 16,4             | P5550010         | 15           |
| 5046740 | TG14/3-11 | MEN    | TG               | 7                | La Dordogne                                     | Par la D130 au niveau du lieu dit Paponats  | 14728  | 16,4             | P5550010         | 18           |
| 5047000 | TG14/3-11 | MEN    | TG               | 7                | La Dordogne en aval de Bergerac (Pont de la D4) | Pont de la D4                               | 14644  | 16,4             | P5550010         | 19           |
| 5047600 | TG14/3-11 | MEN    | TG               | 7                | La Dordogne                                     | Pont reliant la N660                        | 13952  | 19,86            | P5140010         | 23           |
| 5048210 | TG14/3-11 | MEN    | TG               | 7                | La Dordogne                                     | Pont de la D31                              | 13474  | 16,32            | P5000002         | 44           |
| 5079100 | GM14      | MEN    | GM               | 5                | Le Dropt  | Moulin de Loubens, pont du CD216E de Le Puy | 1205   |                  |                  | 20           |
| 5081000 | TG14/3-11 | MEN    | TG               | 8                | La Garonne                                      | Pont du CD3 pr                              | 51209  | 11,53            | O9000010         | 20           |
| 5083580 | TG14/3-11 | MEN    | TG               | 8                | La Garonne au Mas d'Agenais                     | Pont de la D6 au Mas d'Agenais              | 50492  | 11,53            | O9000010         | 23           |
| 5084000 | TG14/3-11 | MEFM   | TG               | 7                | Le Lot  | Pont de la N11                              | 11599  | 14,08            | O8481520         | 31           |
| 5118950 | TG14/1    | MEFM   | TG               | 8                | La Garonne                                      | Pont de Coudol                              | 31026  | 12,09            | O6140010         | 65           |
| 5119000 | TG14/3-11 | MEFM   | TG               | 8                | Le Tarn   | Pont de Moissac                             | 15831  | 15,38            | O4931010         | 66           |

| cd_site | Type      | Nature | Classe de taille | Rang de Strahler | Cours d'eau                         | Station                        | Surface du bassin versant (km <sup>2</sup> ) | QSP (L.s-1.km-2) | Station_vigicrue | Altitude (m) |
|---------|-----------|--------|------------------|------------------|-------------------------------------|--------------------------------|--|------------------|------------------|--------------|
| 5120000 | G14/3     | MEN    | G                | 5                | L'Aveyron                           | Pont de la N659                | 5256   | 10,16            | O5882510         | 77           |
| 5125000 | M3        | MEN    | M                | 4                | Le Viaur                            | Pont du CD239                  | 1501   |                  |                  | 166          |
| 5142100 | TG14/3-11 | MEFM   | TG               | 6                | Le Tarn                             | Ponton de l'Aviron club d'Albi | 4751   |                  |                  | 143          |
| 5152000 | TG14/1    | MEN    | TG               | 6                | La Garonne                          | Pont de la D12                 | 15009  | 13,97            | O2620010         | 68           |
| 5153000 | GM14      | MEFM   | GM               | 5                | La Gimone                           | Pont de la D14                 | 842  |                  |                  | 81           |
| 5156950 | GM14      | MEFM   | GM               | 5                | L'Hers mort au niveau de St-Sauveur | Pont de la D20 de St-Sauveur   | 989  |                  |                  | 116          |
| 5158700 | P14       | MEN    | P                | 3                | L'Aussonnelle                       | Bordure de la D63              | 211  |                  |                  | 117          |
| 5161950 | P14       | MEN    | P                | 3                | Le Touch                            | Pont de la D2                  | 557  |                  |                  | 131          |
| 5162980 |           | MEA    |                  | 1                | Le Canal du Midi dans Toulouse (B   | Pont des B                     |  |                  |                  | 134          |
| 5189000 |           | MEA    |                  | 5                | Le Canal du Porge                   | Pont de la D107                |  |                  |                  | 14           |
| 6005500 | TG10-15/4 | MEN    | TG               | 6                | SAONE A APREMONT                    | Pont D 269                     | 5433   | 18,46            | U0820010         | 203          |
| 6011000 | TG10-15/4 | MEN    | TG               | 6                | SAONE A AUXONNE 1                   | Pont N 5                       | 8797   | 12,96            | U1420001         | 198          |
| 6017050 | TG15      | MEN    | TG               | 6                | SAONE A CHARREY-SUR-SAONE           | Pont D 34                      | 11790  | 12,96            | U1420001         | 194          |
| 6017070 | TG15      | MEN    | TG               | 6                | SAONE A SEURRE                      | Pont D 973                     | 11887  | 12,96            | U1420001         | 193          |
| 6031200 | TG15      | MEN    | TG               | 6                | DOUBS A GEVRY                       | Pont N 5                       | 5399   | 23,71            | U2722010         | 197          |
| 6035500 | TG15      | MEN    | TG               | 6                | DOUBS A SAUNIERES                   | Pont D 454                     | 7911   | 23,71            | U2722010         | 191          |
| 6037400 | TG15      | MEN    | TG               | 7                | SAONE A GERGY                       | Pont D 439 (D 139)             | 20918  | 17,8             | U3310010         | 189          |
| 6039500 | TG15      | MEN    | TG               | 7                | SAONE A OUROUX-SUR-SAONE            | Pont D 6                       | 21565  | 17,8             | U3310010         | 186          |
| 6045800 | TG15      | MEN    | TG               | 8                | SAONE A FLEURVILLE                  | Pont D 933a - amont imm        | 25625  | 17,8             | U3310010         | 180          |
| 6053800 | TG15      | MEFM   | TG               | 8                | SAONE A ST-BERNARD                  | Pont de Saint Bernard          | 28408  | 15,74            | U4710010         | 169          |
| 6059500 | TG15      | MEFM   | TG               | 8                | SAONE A LYON 1                      | Pont de l'                     | 29595  | 15,74            | U4710010         | 165          |
| 6131910 |           | MEA    |                  | 2                | CANAL DU RHONE A SETE               | Au niveau de la barri          |  |                  |                  | 4            |
| 6177925 |           | MEA    |                  | 6                | CANAL DU MIDI A VILLEPINTE          | Ecluse                         |  |                  |                  | 130          |

| cd_site | Type | Nature | Classe de taille | Rang de Strahler | Cours d'eau                       | Station            | Surface du bassin versant (km <sup>2</sup> ) | QSP (L.s-1.km-2) | Station_vigicrue | Altitude (m) |
|---------|------|--------|------------------|------------------|-----------------------------------|--------------------|--|------------------|------------------|--------------|
| 6180500 |      | MEA    |                  | 4                | CANAL DE LA ROBINE A GRUIS-SAN    | Ecluse de Mandirac |  |                  |                  | 3            |
| 6180850 |      | MEA    |                  | 6                | CANAL DU MIDI A ST-NAZAIRE-D'AUDE | Pont D607          |  |                  |                  | 37           |
| 6180860 |      | MEA    |                  | 6                | CANAL DU MIDI A MARSEILLETTE      | Pont D610          |  |                  |                  | 84           |
| 6180880 |      | MEA    |                  | 6                | CANAL DU MIDI A LABASTIDE-D'ANJOU | Pont D217          |  |                  |                  | 190          |
| 6185500 |      | MEA    |                  | 6                | CANAL DU MIDI A BEZIERS           | Gourgasse vieille  |  |                  |                  | 34           |
| 6810010 | TG15 | MEN    | TG               | 8                | SAONE A ST-SYMPHORIEN-D'ANCELLES  | Pont D 7a (Ain)    | 27404  | 16,33            | U4300010         | 175          |

## A4. & A5. Figures complémentaires

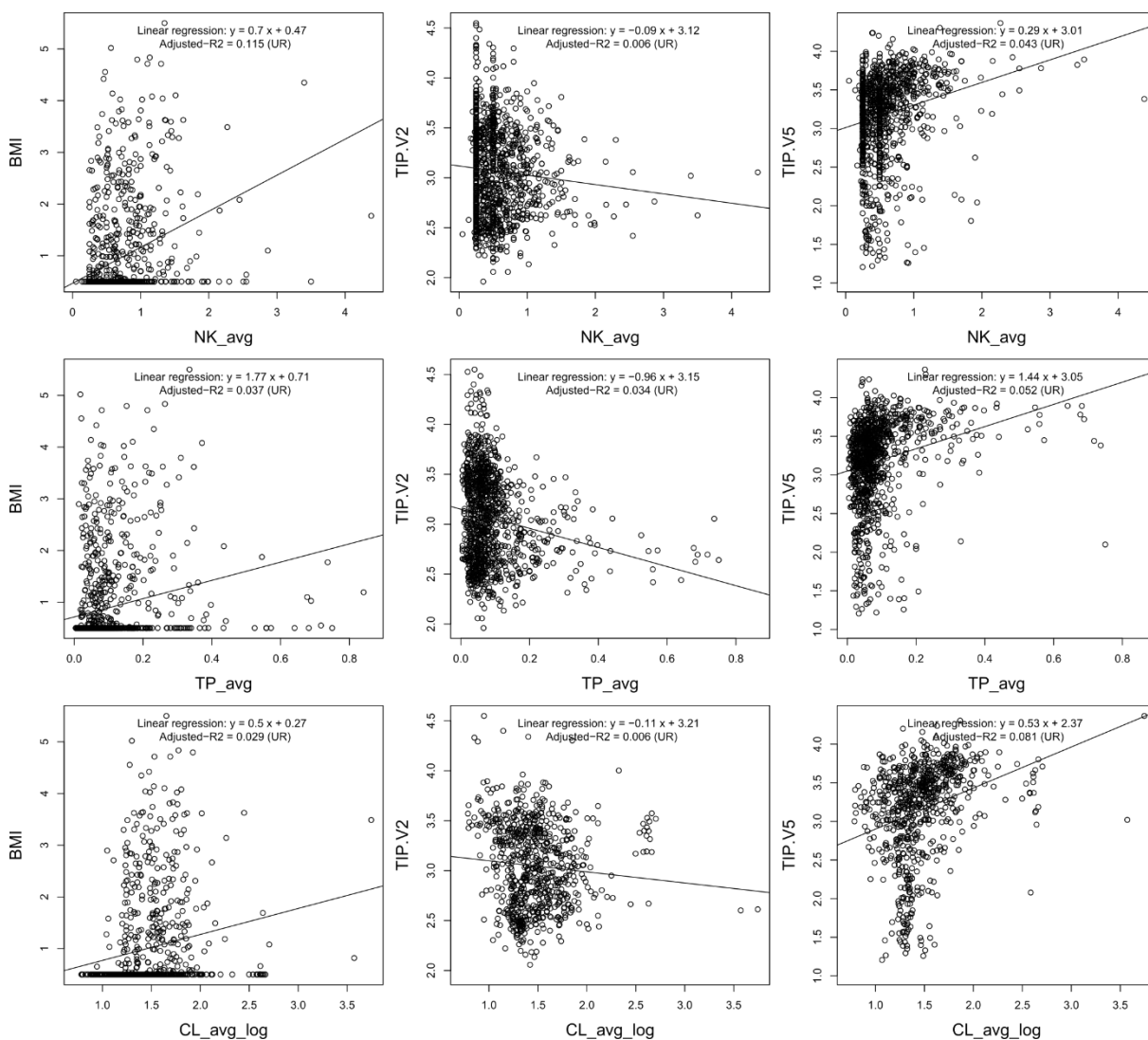


Figure A4 : Régressions linéaires (droites) entre les paramètres d'intérêt (azote Kjeldhal NK, phosphore total TP et chlorures CL ; un paramètre par ligne) et les métriques allemandes.

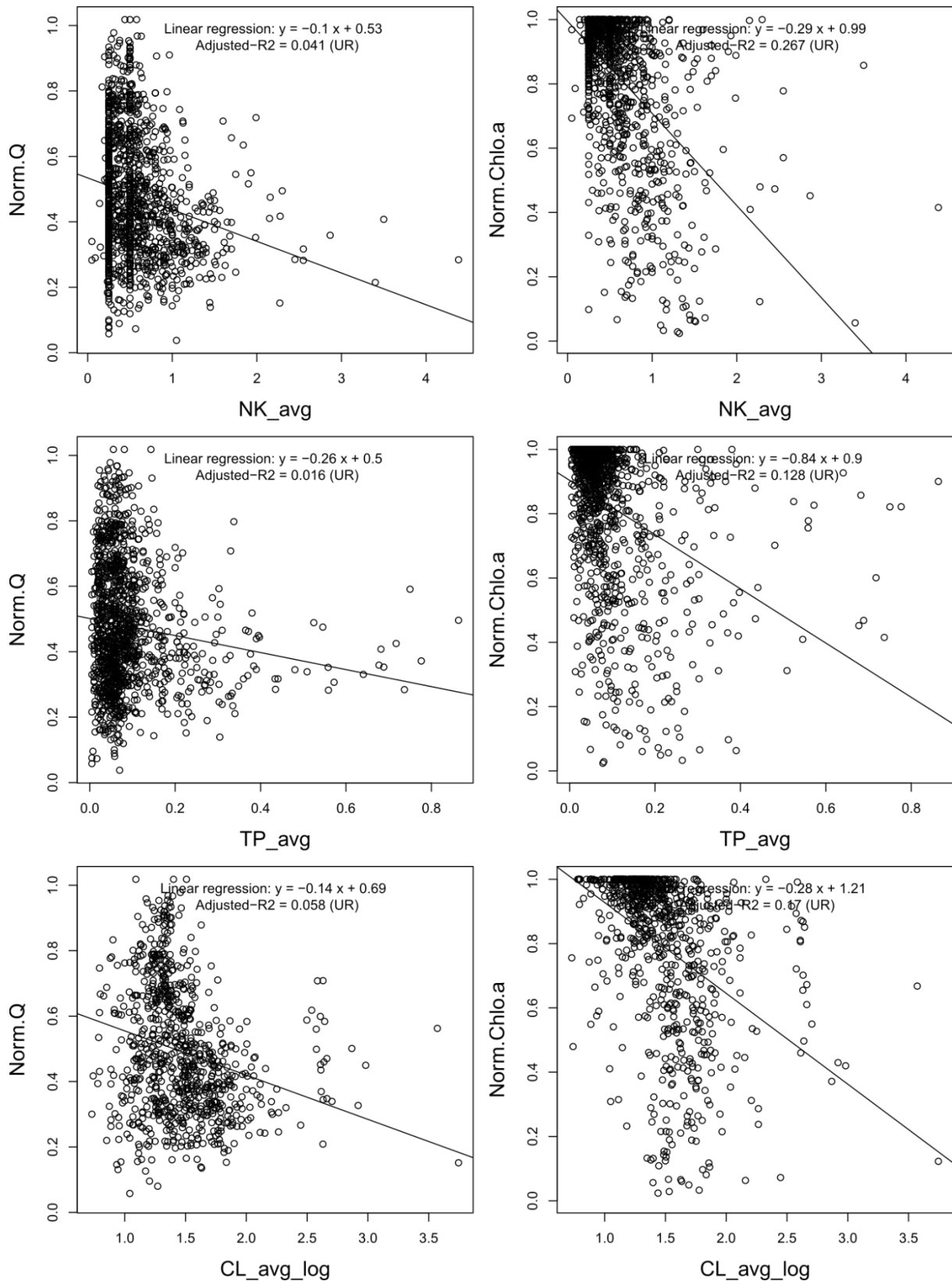


Figure A5 : Régressions linéaires (droites) entre les paramètres d'intérêt (azote Kjeldhal NK, phosphore total TP et chlorures CL ; un paramètre par ligne) et les métriques hongroises.

## Résumé

Le projet DIPCEAU vise à proposer d'ici 2022 une 1<sup>ère</sup> version d'un nouvel indicateur biologique basé sur le maillon phytoplancton et permettant d'évaluer l'état écologique des très grands cours d'eau en France métropolitaine. Dans le cadre de ce projet, il a été proposé d'étudier les méthodes déjà existantes au niveau européen. L'étude de ces méthodes s'est focalisée sur les méthodes développées par les Etats Membres de l'Union Européenne pour lesquelles la DCE s'applique. Dans ce rapport sont présentés ces méthodes, avec un focus sur les indices, les métriques qui permettent de calculer ces indices (le cas échéant), la définition des conditions de référence et la typologie des cours d'eau propre à chaque pays et/ou méthode. La pertinence et l'applicabilité de ces méthodes aux grands cours d'eau français est aussi explorée. Cette exploration se base sur l'étude des performances de ces indices et métriques directement sur le jeu de données floristiques français existant.

Parmi les méthodes européennes, la méthode allemande PhytoFluss et la méthode hongroise HRPI sont d'intérêt, car il s'agit de méthodes performantes pouvant s'appliquer à de nombreux types de cours d'eau au niveau européen. Ces deux méthodes ont d'ailleurs été privilégiées pour le calcul de la métrique commune lors de l'exercice d'inter-étalonnage européen. Ces deux méthodes présentent des performances correctes sur les données françaises, en termes d'indication des pressions, mais leur efficacité globale semble limitée, possiblement à cause de leurs spécificités intrinsèques (par ex. les paramètres de calcul spécifiques aux types de cours d'eau étrangers) et par une faible prise en compte de la diversité taxonomique du phytoplancton observée dans les grands cours d'eau français.

Ainsi, nous préconisons le développement d'une nouvelle méthode française, adaptée aux types français et prenant en compte de manière optimale le potentiel des communautés phytoplanctoniques françaises à indiquer les pressions observées sur les très grands cours d'eau métropolitains.

## Mots-clés

Phytoplancton – bioindicateur – évaluation – état écologique – méthodes européennes – inter-étalonnage – grands cours d'eau – chlorophylle-a

