



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-Treyture

► To cite this version:

Albin Meyer, Emilie Prygiel, Christophe Laplace-Treyture. 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-04116703>

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 Attribution 4.0 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

Index des figures	4
Index des tableaux	4
Liste des abréviations	6
Introduction	7
I. Présentation des méthodes européennes	8
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
II. Les cours d'eau couverts par les méthodes européennes	26
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
III. Applicabilité des indices et métriques européens aux données françaises	36
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
Conclusion	47
Références	50
Annexes	52
Résumé	85
Mots-clés	85

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 ²	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 & 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 « R² 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. §I.8). _avg = average = moyenne saisonnière.</i>	39
<i>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.</i>	41
<i>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).</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 km². 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) 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 km², 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^{ère} 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_{LOG} 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_{LOG} 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 BK_i la classe d'abondance du taxon i , WF_i son poids dans la formule (basé sur sa sténoécie), et 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 ³ /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).

Somme des scores	0-3	4-6	7-10	11-14	15-17	18-20
Score F	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).

Classe d'état écologique	Très Bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Indice HRPI	[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, EQR_{IS} la valeur exprimée en EQR de l'indice de saprobie de Pantle et Buck, EQR_{ICL} la valeur exprimée en EQR de la métrique de biomasse, EQR_{ID} la valeur exprimée en EQR de l'indice de diversité de Simpson, EQR_{INT} la valeur exprimée en EQR de la richesse taxonomique totale, et EQR_{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_{norm} sa concentration normalisée, et WORST le 90^{ème} 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		
SUM	1	5	9	1	6

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.

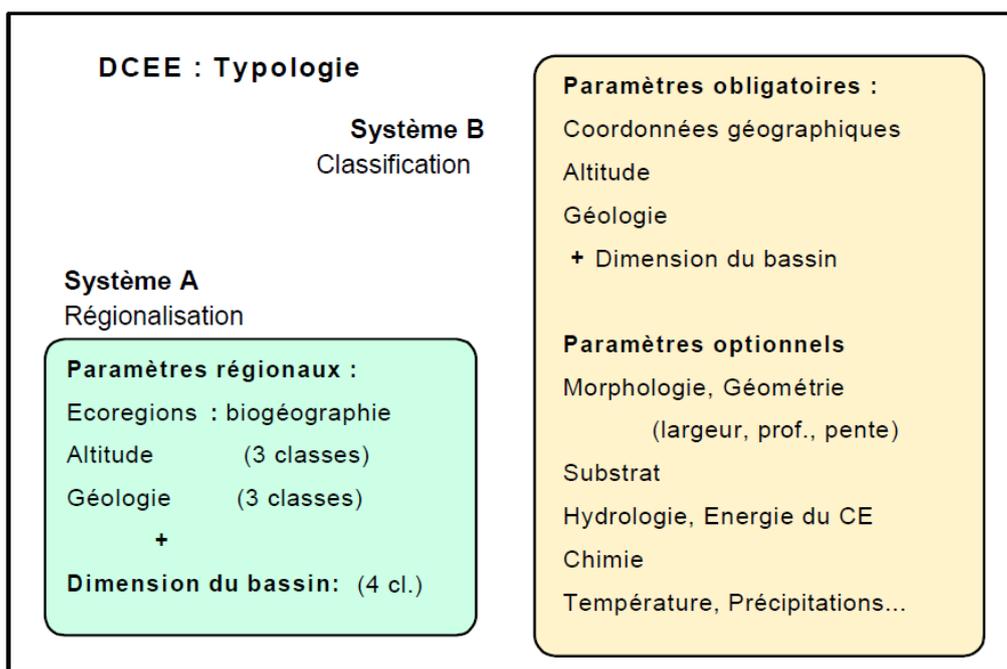


Figure 1 : Les deux systèmes typologiques proposés par la DCE (figure tirée de Wasson et al 2002).

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 (km²), l'altitude (m), les débits spécifiques (QSP ; L.s⁻¹.km⁻²) 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 km² (Loire aval). Les débits spécifiques varient entre 6,4 et 23,7 L.s⁻¹.km⁻². 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⁻¹.km⁻² (TG9, TG9/21 et TTGL), et de l'autre les types avec un QSP supérieur à 10 L.s⁻¹.km⁻² (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⁻¹.km⁻² (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 km² (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 km².

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 km²). 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⁻¹.km⁻². 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 km², 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 km² 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).

Paramètre	N°	Catégorie
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 km² 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 ²)	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 km² 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 ²)	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 (PO_4^{3-} ; code Sandre 1433), phosphore total (TP ; code Sandre 1350), chlorophylle-a (code Sandre 1439), chlorures (Cl^- ; code Sandre 1337), ammonium (NH_4^+ ; code Sandre 1335), nitrates (NO_3^- ; code Sandre 1340), azote Kjeldahl (code Sandre 1319) et nitrites (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'explique 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 « R² 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	R² 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^{ère} 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^{ème} 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.

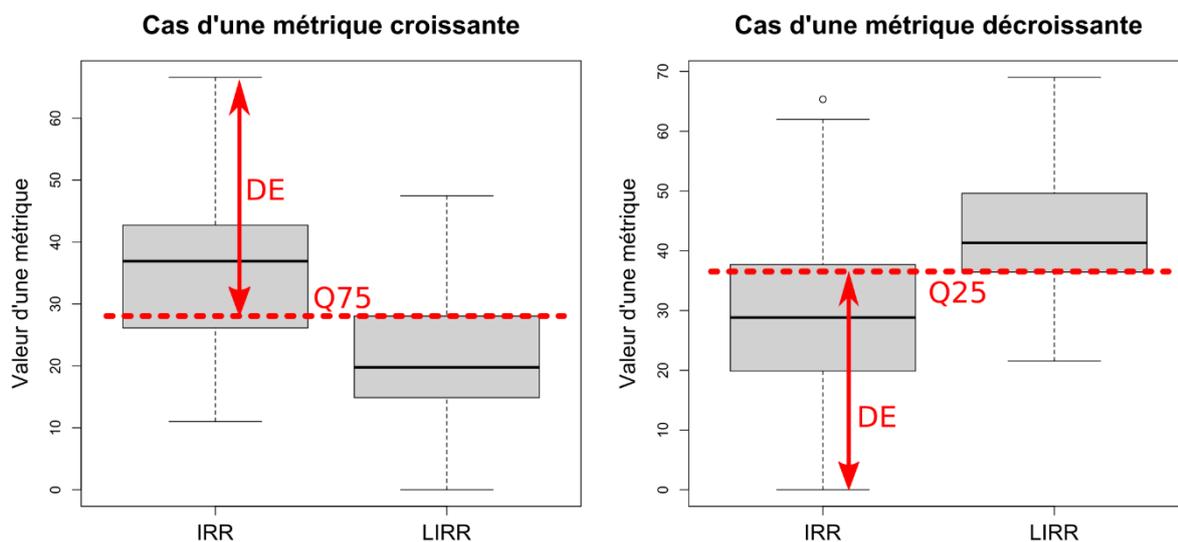


Figure 2 : Exemples de calcul de l'efficacité de discrimination (DE) d'une métrique quelconque en fonction de la distribution de ses valeurs en situations impactées (IRR) ou en situations peu impactées (« de référence », LIRR). Les valeurs présentées sur cette figure ont été générées aléatoirement.

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^{ère} 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 2nde 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) 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 ²)		
		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.

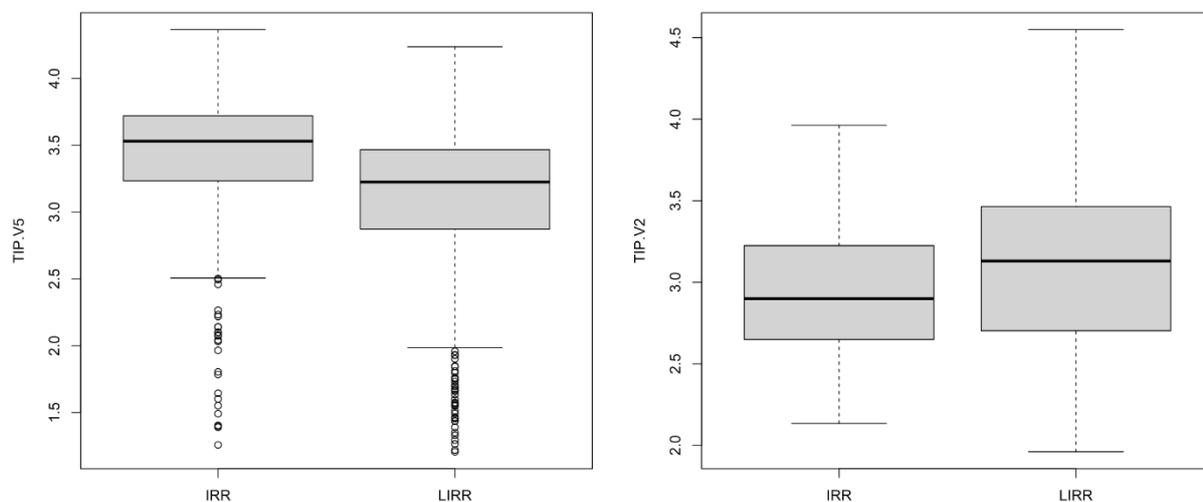


Figure 3 : Efficacité de discrimination des métriques TIP V5 (à gauche) et V2 (à droite). LIRR Least Impaired River Reaches = niveaux de pression faibles (« High » et « Good »), IRR Impaired River Reaches (niveaux de pression modérés « Moderate », « Poor » et « Bad ») pour la pression « Phosphore total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

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).

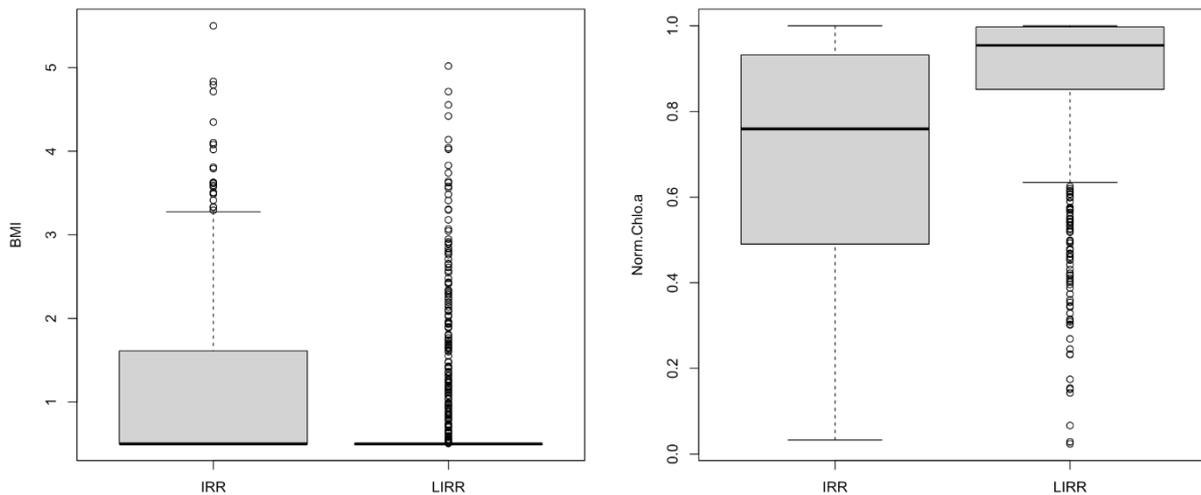


Figure 4 : Efficacité de discrimination des métriques de biomasse allemande (BMI ; à gauche) et hongroise (Norm.Chlo.a ; à droite). LIRR Least Impaired River Reaches = niveaux de pression faibles (« High » et « Good »), IRR Impaired River Reaches (niveaux de pression modérés « Moderate », « Poor » et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

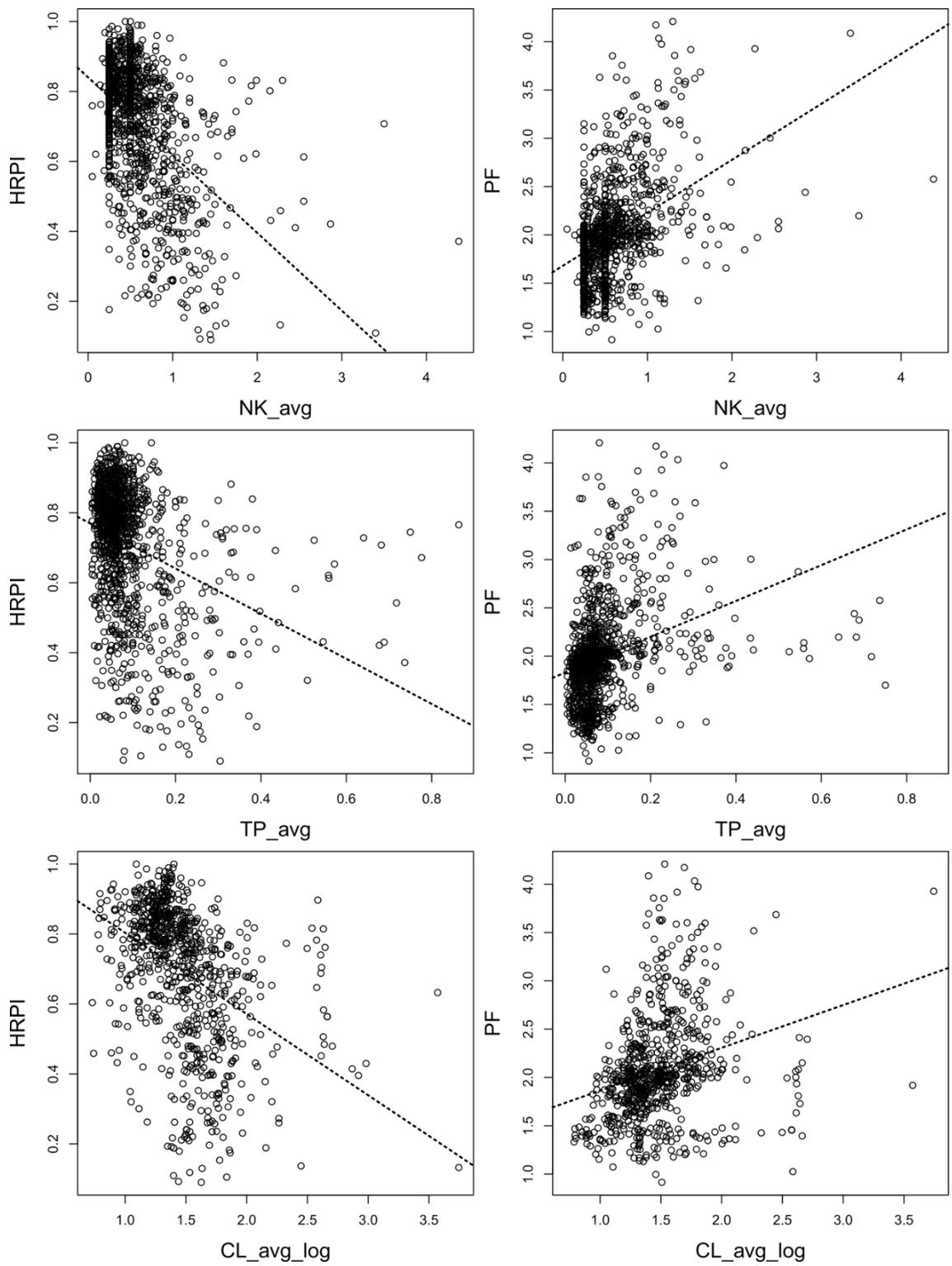


Figure 5 : Régressions linéaires (lignes pointillées) entre les paramètres d'intérêt (azote Kjeldhal NK, phosphore total TP et chlorures CL ; un paramètre par ligne) et les indicateurs hongrois (HRPI ; colonne de gauche) et allemand (PF ; colonne de droite).

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
- 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., Hlúbiková, 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 vizeink 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 ; km²), 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 m², selon le MNT utilisé). La surface obtenue, exprimée en m², est ensuite convertie en km².

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⁻¹.km⁻²) des stations avec des surfaces de BV supérieures à 5000 km² ont été obtenues à partir des moyennes historiques disponibles sur le site « 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 », 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.

Agences de l'eau	TG	G	M	P	TP
Agence de l'eau : Loire Bretagne	8, 7	6	5	4	3, 2 et 1
Autres Agences de l'eau	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 incisus</i>	<i>Chlorotetraedron incisus</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>	CRYSPX					108,4	1
<i>Cryptomonas</i>	<i>Cryptomonas</i> <10µm	CRYSPX					108,4	1
<i>Cryptomonas</i>	<i>Cryptomonas</i> 10-15µm	CRYSPX					108,4	1
<i>Cryptomonas</i>	<i>Cryptomonas</i> 15-20µm	CRYSPX					108,4	1
<i>Cryptomonas</i>	<i>Cryptomonas</i> 20-25µm	CRYSPX					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 tetrapyrenoidosa</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</i> var. <i>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_Tiefeland	WF_Tiefeland
<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 var. 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 var. americana</i>		0,3	1	1	1	5,8	1
<i>Dinobryon sociale</i>	<i>Dinobryon sociale var. 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- teur	Taxon	cd_phy- tobs	TI_Do- nau	WF_Do- nau	TI_Mit- telber- gige	WF_Mit- telber- gige	TI_Tie- fland	WF_Tie- 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> 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- teur	Taxon	cd_phy- tobs	TI_Do- nau	WF_Do- nau	TI_Mit- telber- gige	WF_Mit- telber- gige	TI_Tie- fland	WF_Tie- 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> 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> 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 sub-solitaria</i>	NECSUB					17,8	2
<i>Nitzschia acicularis</i> - Formenkreis	<i>Nitzschia acicularis</i> - Formenkreis				160,3	1	150,1	1
<i>Nitzschia acicularis</i> - Formenkreis	<i>Nitzschia acicularis</i> 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> 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> / <i>Lacunastrum gracillimum</i>	<i>Lacunastrum gracillimum</i>	LACGRA					117,3	1
<i>Pediastrum duplex</i> / <i>Lacunastrum gracillimum</i>	<i>Pediastrum duplex</i>	PEDDUP					117,3	1
<i>Pediastrum duplex</i> / <i>Lacunastrum gracillimum</i>	<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracillimum</i>	PEDGRA					117,3	1
<i>Peridiniopsis cunningtonii</i> / <i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i>	<i>Peridiniopsis cunningtonii</i>	PEPCUN			0,8	4		
<i>Peridiniopsis cunningtonii</i> / <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- teur	Taxon	cd_phy- tobs	TI_Do- nau	WF_Do- nau	TI_Mit- telber- gige	WF_Mit- telber- gige	TI_Tie- fland	WF_Tie- 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- teur	Taxon	cd_phy- tobs	TI_Do- nau	WF_Do- nau	TI_Mit- telber- gige	WF_Mit- telber- gige	TI_Tie- fland	WF_Tie- 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 ecornis</i>	<i>Scenedesmus ecornis</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- teur	Taxon	cd_phy- tobs	TI_Do- nau	WF_Do- nau	TI_Mit- telber- gige	WF_Mit- telber- gige	TI_Tie- fland	WF_Tie- fland
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Eutetramorus plancto- nicus</i>	EUTPLA					246,6	1
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Eutetramorus/Sphae- rocystis</i>						246,6	1
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Follicularia para- doxalis</i>						246,6	1
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Planctococcus sphae- rocystiformis</i>						246,6	1
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Planktosphaeria</i>	PLKSPX					246,6	1
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Planktosphaeria gela- tinosa</i>	PLKGEL					246,6	1
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Pseudosphaerocystis</i>	PSPSPX					246,6	1
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Pseudosphaerocystis lacustris</i>	PSPLAC					246,6	1
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Pseudosphaerocystis neglecta</i>						246,6	1
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Radiococcus</i>	RACSPX					246,6	1
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Radiococcus bavari- cus</i>	RACBAV					246,6	1
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Radiococcus nim- batus</i>	RACNIM					246,6	1
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Radiococcus polycoc- cus</i>	RACPOL					246,6	1
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Sphaerocystis</i>	SPESPX					246,6	1
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Sphaerocystis planct- tonica</i>	SPEPLA					246,6	1
<i>Sphaerocystis</i> -For- menkreis	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	SPESCH					246,6	1
<i>Sphaerospermopsis aphanizomenoides</i>	<i>Aphanizomenon aphanizomenoides</i>	APHAPH	510	2	543	1		
<i>Sphaerospermopsis aphanizomenoides</i>	<i>Sphaerospermopsis 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- 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- 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 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- sikommeri</i>	STAMES			57,2	2	57,2	1
<i>Staurastrum</i>	<i>Staurastrum para- 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- nicum</i>	STAPLA			57,2	2	57,2	1
<i>Staurastrum</i>	<i>Staurastrum plancto- nicum var. bulbosum</i>	STAPLB			57,2	2	57,2	1
<i>Staurastrum</i>	<i>Staurastrum pseudo- planctonicum</i>				57,2	2	57,2	1
<i>Staurastrum</i>	<i>Staurastrum qua- dridentatum</i>				57,2	2	57,2	1
<i>Staurastrum</i>	<i>Staurastrum tetra- 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- teur	Taxon	cd_phy- tobs	TI_Do- nau	WF_Do- nau	TI_Mit- telber- gige	WF_Mit- telber- gige	TI_Tie- fland	WF_Tie- fland
<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas acu- leata</i>						164,4	1
<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas his- pida</i>	TRAHIS					164,4	1
<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas oblonga</i>	TRAOBL					164,4	1
<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas ru- gulosa</i>	TRARUG					164,4	1
<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas verru- cosa</i>	TRAVER					164,4	1
<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas volvo- cina</i>	TRAVOL					164,4	1
<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas volvo- cinopsis</i>	TRAVOC					164,4	1
<i>Trachydiscus</i>	<i>Trachydiscus</i>	TRDSPX					40,6	4
<i>Trachydiscus</i>	<i>Trachydiscus sexan- 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. 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. acus</i> und <i>U. danica</i>	<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i>	FRAULU	0,9	1	51,4	1	28,7	2
<i>Ulnaria ulna</i> o. <i>U. acus</i> und <i>U. danica</i>	<i>Ulnaria ulna</i>	ULNULN	0,9	1	51,4	1	28,7	2
<i>Uroglena / Syn- crypta</i>	<i>Syncrypta</i>	SYTSPX	1,7	1	0,3	1		
<i>Uroglena / Syn- crypta</i>	<i>Syncrypta elaeochrus</i>	SYTELA	1,7	1	0,3	1		
<i>Uroglena / Syn- crypta</i>	<i>Uroglena</i>	UROSPX	1,7	1	0,3	1		
<i>Uroglena / Syn- crypta</i>	<i>Uroglena americana</i>	UROAME	1,7	1	0,3	1		
<i>Verrucodesmus ver- rucosus</i>	<i>Scenedesmus verru- cosus</i>	SCEVER	570,7	2				
<i>Verrucodesmus ver- rucosus</i>	<i>Verrucodesmus ver- 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- 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- 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- 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 ²)	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 ²)	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 ²)	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 ²)	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 ²)	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 ²)	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 ²)	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 POUPET	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 ²)	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 ²)	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 ²)	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 ²)	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

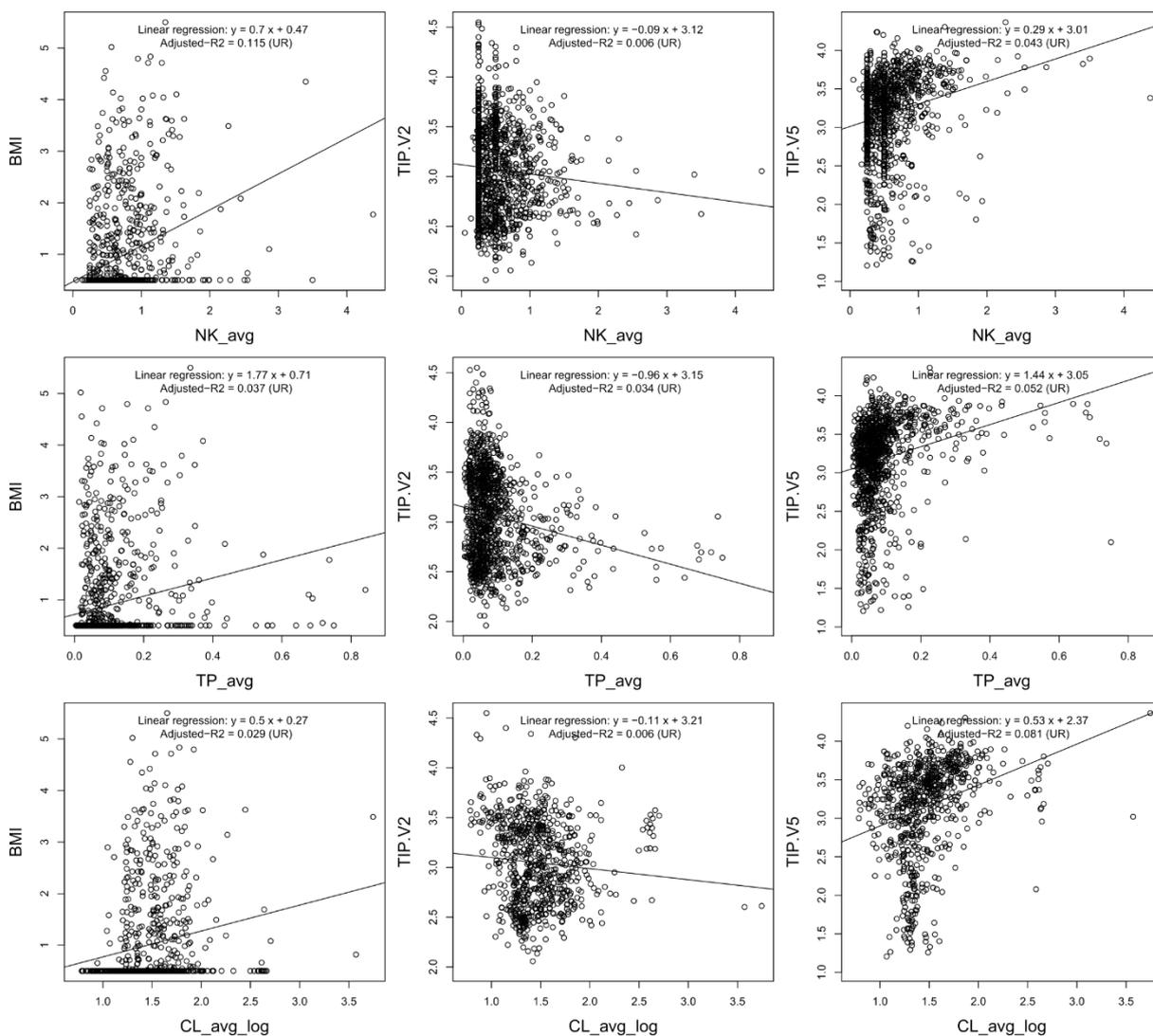


Figure A4 : Régressions linéaires (droites) entre les paramètres d'intérêt (azote Kjeldhal NK, phosphore total TP et chlorures CL ; un paramètre par ligne) et les métriques allemandes.

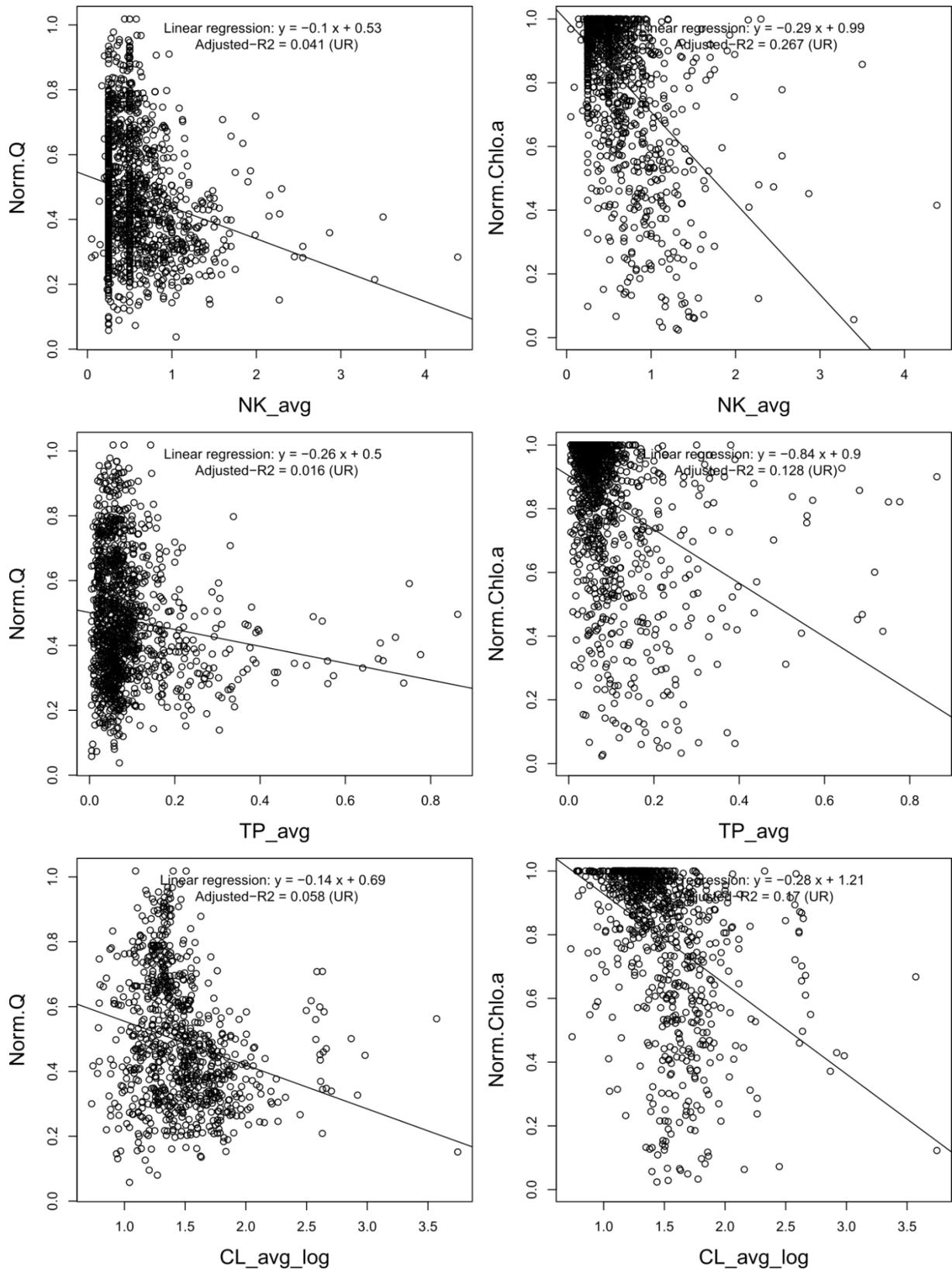


Figure A5 : Régressions linéaires (droites) entre les paramètres d'intérêt (azote Kjeldhal NK, phosphore total TP et chlorures CL ; un paramètre par ligne) et les métriques hongroises.

Résumé

Le projet DIPCEAU vise à proposer d'ici 2022 une 1^{ère} 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

