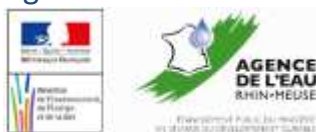


# Etude de l'indice multi-métrique I2M2 en Rhin- Meuse

Rapport de stage de master  
professionnel

Tommy FETON – Février/Août 2016  
Agence de l'Eau Rhin-Meuse



Mention « Science de l'Environnement Terrestre »

Spécialité « Gestion des Eaux et des Milieux Aquatiques »

Tuteur professionnel : Jean-Luc MATTE

Tuteur universitaire : Laurent CAVALLI

## **Résumé**

Dans le cadre de l'application de la DCE, l'indice IBGN doit être remplacé à terme par l'indice  $I_2M_2$ . Trois aspects structurent ce rapport : (a) l'impact du changement d'indice sur l'évaluation des états DCE, (b) la pertinence de l'outil de diagnostic associé à l' $I_2M_2$  face aux pressions chimiques et hydromorphologiques et (c) les réponses comparées des indices  $I_2M_2$  et MPCE A+B aux pressions chimiques et hydromorphologiques.

(a) Le passage de l'indice IBGN à l' $I_2M_2$  engendre 3% de perte de la part de bon état écologique à l'échelle des masses d'eau sur la période 2012-2013-2014 en Rhin-Meuse. Ce sont 13% des masses d'eau qui changent de classes d'état écologique. L'objectif des 44% de bon état inscrits dans le SDAGE 2016-2021 paraît difficilement atteignable.

(b) L'outil de diagnostic se révèle très pertinent pour prédire les pressions de type matières organiques et oxydables, matières azotées hors nitrates, nitrates et matières phosphorées (fortes corrélations). Il paraît peu efficace pour prédire les pressions de type acidification et pesticides. L'analyse des correspondances entre les altérations prédites par l'outil et par SYRAH montre de bonnes correspondances dans des contextes très marqués d'altération hydromorphologique entre les probabilités d'altération SYRAH et les modèles HD2, HD3 et HD4 de l'outil.

(c) Les modèles de régression PLS ont fait ressortir que ces deux indices étaient influencés de façon importante et négative par les six mêmes variables relatives aux nutriments et à la matière organique à savoir les ions ammonium, nitrites, le phosphore total, les ions orthophosphates, chlorures et la  $DBO_5$ . De plus, l'indice  $I_2M_2$  répond significativement et négativement aux pressions nitrates et pesticides contrairement à l'indice MPCE A+B. Les paramètres liés à l'oxygène dissous dans l'eau n'ont pas d'effet majeur sur l'indice MPCE A+B mais ont un effet positif sur l' $I_2M_2$ .

**Mots clés** : indice multimétrique, DCE, bio-évaluation, invertébrés benthiques d'eau douce, outil de diagnostic, pressions anthropiques.

## **Abstract**

In the context of the implementation of the WFD, the IBGN index (or MPCE A+B index) needs to be replaced eventually by  $I_2M_2$  index. This report is made of three parts : (a) the impact of the change of the index on the evaluation of WFD states, (b) the relevance of the diagnostic tool associated with  $I_2M_2$  index against chemical and hydromorphological pressures and (c) the compared responses of  $I_2M_2$  and MPCE A+B indexes to chemical and hydromorphological pressures.

(a) The transition to  $I_2M_2$  index generates a 3% loss on the part of good environmental status at the scale of water bodies over the period 2012-2013-2014 in the Rhine-Meuse basin. 13% of water bodies have changed their ecological status classes. The objective of 44% of good state from the 2016-2021 SDAGE appears difficult to achieve.

(b) The diagnostic tool is very relevant for predicting pressures as organic matter, nitrogen compounds out nitrates, nitrates and phosphorous compounds (high correlations). It seems inefficient to predict acidification and pesticides pressures. In contexts of very marked hydromorphological alterations, correspondence analysis between the predicted alterations by the tool and SYRAH shows good correspondences between the probabilities of SYRAH and the probabilities of HD2, HD3 and HD4 models.

(c) PLS regression models have shown that these two indices were significantly and negatively influenced by the same six variables related to nutrients and organic matter namely ammonium, nitrite, total phosphorus, orthophosphate ions, chlorides and  $BOD_5$ . In addition, the  $I_2M_2$  index significantly and negatively responds to nitrates and pesticides pressures unlike the MPCE A+B index. The parameters related to the oxygen dissolved in water have no major effect on the MPCE A+B index but have a positive effect on  $I_2M_2$  index.

**Key-words** : multimetric index, WFD, bioassessment, freshwater benthic invertebrates, diagnostic tool, anthropogenic pressures.

## Remerciements.

Au cours de mon stage, j'ai eu l'occasion de collaborer avec plusieurs personnes que je tiens à remercier ici.

Je remercie tout d'abord mon maître de stage, **Jean-Luc MATTE**, avec qui j'ai eu le plaisir de travailler et d'échanger durant ces six mois de stage. Merci pour votre disponibilité, pour les conseils prodigués et pour vos corrections qui m'ont permis d'acquérir de nouvelles compétences et d'affiner mon esprit critique.

Un grand merci à **Guillaume DEMORTIER**, le chef du service « Connaissance de la Qualité des Milieux » pour la confiance qu'il m'a accordé pour réaliser ce travail ainsi que pour sa sympathie.

Merci à **François BAUDRY** pour son aide durant tout le temps de ce stage et pour sa bonne humeur communicative.

Plus généralement, je tiens à remercier **Pierre MANGEOT** et **Pierre-Olivier LAUSECKER** pour m'avoir guidé dans l'analyse de mes données et pour leur disponibilité et leur gentillesse.

Je remercie également **François BIGORRE** et **François VENAMBRE** pour leur contribution.

Merci à **Philippe USSEGLIO-POLATERA**, **Romain COULAUD**, **Franck TORRE**, **Cédric MONDY** et **Floriane LARRAS** qui ont bien voulu répondre à mes sollicitations durant ce stage.

Merci également à **Maxime DUHOUX**, mon testeur de phrases, avec qui j'ai eu le plaisir de partager mes journées.

## Table des matières.

I – Présentation de la structure.....	4
I-1 Les Agences de l'Eau .....	4
I-2 L'Agence de l'Eau Rhin-Meuse .....	4
I-2-1 La Direction de la Planification et de la Programmation (DPP) .....	4
II – Introduction .....	5
II-1 Contexte général.....	5
II-1-1 Cadre réglementaire français.....	6
II-2 Contexte de la bioindication dans la DCE.....	7
III – Synthèse bibliographique .....	9
III-1 L'I <sub>2</sub> M <sub>2</sub> , nouvel indice macro-invertébrés.....	9
III-1-1 Description des métriques constitutives de l'I <sub>2</sub> M <sub>2</sub> .....	10
III-1-2 Elaboration de l'I <sub>2</sub> M <sub>2</sub> et principe de calcul .....	12
III-1-3 Valeurs des seuils de classes d'état .....	13
III-1-4 L'outil de diagnostic .....	13
III-1-4-1 Principe de construction de l'outil.....	14
III-1-4-2 Représentations graphiques générées par l'outil .....	15
III-1-4-3 Limites affichées par les concepteurs .....	15
III-2 La méthode QUALPHY .....	16
III-3 Le concept du SYRAH-CE .....	17
IV – Matériel et méthodes .....	18
IV-1 Stations d'étude.....	18
IV-2 Présentation des jeux de données .....	19
IV-2-1 Paramètres caractérisant les pressions chimiques.....	19
IV-2-2 Paramètres caractérisant les pressions hydromorphologiques.....	20
IV-2-3 Données issues de l'outil de diagnostic .....	20
IV-3 Sources et préparation des données .....	21
IV-3-1 Données du compartiment biologique.....	21
IV-3-2 Paramètres caractérisant les pressions chimiques.....	22
IV-3-3 Paramètres caractérisant les pressions hydromorphologiques .....	22
IV-4 Catégorisation des données.....	23
IV-5 Evaluation des capacités prédictives des pressions sur l'hydromorphologie par l'outil de diagnostic .....	24
IV-6 Coefficient de corrélation de Spearman .....	25

IV-7 Régression PLS.....	25
V – Résultats et discussion .....	26
V-1 Comparaison indice I <sub>2</sub> M <sub>2</sub> et MPCE A+B .....	26
V-1-1 Variabilité interannuelle des indices.....	28
V-2 Impact du passage de l'indice MPCE A+B à l'indice I <sub>2</sub> M <sub>2</sub> sur l'évaluation des états DCE .....	29
V-2-1 Echelle stationnelle par année.....	29
V-2-2 Echelle de la masse d'eau (états sur trois ans) .....	32
V-3 Pertinence de l'outil de diagnostic face aux pressions physico-chimiques et hydromorphologiques.....	35
V-3-1 Qualité des corrélations présumées et limites de l'approche .....	35
V-3-1-1 Pressions chimiques.....	35
V-3-1-2 Pressions hydromorphologiques.....	37
V-3-2 Evaluation des capacités prédictives des pressions sur l'hydromorphologie par l'outil de diagnostic .....	39
V-3-2-1 Avec SYRAH.....	39
V-3-2-2 Avec QUALPHY .....	41
V-4 Réponses comparées de l'I <sub>2</sub> M <sub>2</sub> et de l'indice MPCE A+B aux pressions physico- chimiques et hydromorphologiques .....	42
V-4-1 Physico-chimie, paramètres généraux.....	42
V-4-2 Hydromorphologie .....	44
VI – Conclusions opérationnelles.....	45
VII – Mon expérience à l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse .....	47
VIII – Liste des références bibliographiques .....	48

## Liste des sigles et abréviations.

**AERM** : Agence de l'Eau Rhin-Meuse

**ASPT** : Average Score Per Taxon

**DCE** : Directive Cadre sur l'Eau

**DE<sub>m</sub>** : Efficacité de Discrimination de la métrique m

**EQR** : Ecological Quality Ratios

**HAP** : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

**IB** : Indice Biotique

**IBD** : Indice Biologique Diatomées

**IBG** : Indice Biologique Global

**IBGN** : Indice Biologique Global Normalisé

**IBMR** : Indice Biologique Macrophytique en Rivière

**IPR+** : Indice Poisson Rivière +

**IQBG** : Indice de Qualité Biologique Global

**I<sub>2</sub>M<sub>2</sub>** : Indice Invertébrés Multi-Métrique

**IRSTEA** : Institut de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture

**LEMA** : Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques

**MEFM** : Masse d'Eau Fortement Modifiée

**MES** : Matières En Suspension

**MOOX** : Matières Organiques et OXYdables

**MPCE** : Macro-invertébrés : Prélèvement en Cours d'Eau peu profond

**ONEMA** : Office National des Eaux et des Milieux Aquatiques

**RCO** : Réseau de Contrôle Opérationnel

**RCS** : Réseau de Contrôle de Surveillance

**RDR** : Réseau de Référence

**RRP** : Réseau de Référence Pérenne

**SDAGE** : Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux

**SYRAH-CE** : Système Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau

**USRA** : Unités Spatiales de Recueil et d'Analyse

## I – Présentation de la structure

### I-1 Les Agences de l'Eau

C'est en 1964 que les Agences de l'Eau ont été instituées en France avec la première loi sur l'eau du 16 décembre 1964. En se basant sur le principe « pollueur-payeur », les agences reçoivent des redevances et octroient en retour des aides financières (subventions...) pour la mise en place d'actions en faveur de la gestion des milieux aquatiques. Leur cadre général d'intervention est défini par la mise en œuvre de programmes de mesures et d'intervention. Elles se situent par conséquent au cœur de la politique publique de l'eau et entretiennent des liens étroits avec les différents acteurs de l'eau (collectivités locales, agriculteurs, industriels...) pour leur fournir des préconisations pour la réduction des rejets, la dépollution et la restauration des milieux aquatiques. De plus, les Agences de l'Eau sont responsables de l'acquisition des données sur la qualité des eaux de leurs bassins hydrographiques.

### I-2 L'Agence de l'Eau Rhin-Meuse

L'Agence de l'Eau Rhin-Meuse (AERM) s'étend sur huit départements (Bas-Rhin, Haut-Rhin, Meurthe-et-Moselle, Moselle dans leur totalité ; Ardennes, Haute-Marne, Meuse et Vosges en partie). Le bassin Rhin-Meuse comprend deux districts hydrographiques<sup>1</sup>, celui de la partie française du Rhin (environ 24 000 km<sup>2</sup>) et celui de la Meuse (d'une superficie d'environ 7 800 km<sup>2</sup>). Elle est impliquée dans l'établissement des politiques nationales publiques de l'eau qui s'insèrent dans les objectifs érigés par la DCE (Agence de l'Eau Rhin Meuse, 2013).

Au travers de son dixième programme d'intervention, l'AERM concentre ses interventions sur la réduction des pollutions d'origine agricole ou industrielle des eaux et sur la restauration de l'état écologique et de l'hydromorphologie des milieux aquatiques, éléments indispensables à l'atteinte du bon état des eaux (Agence de l'Eau Rhin Meuse, 2013).

#### I-2-1 La Direction de la Planification et de la Programmation (DPP)

La Direction de la Planification et de la Programmation (DPP) est chargée de l'élaboration des instruments de planification de la gestion de l'eau que sont les SDAGE<sup>2</sup> et des programmes pluriannuels d'intervention. Elle a également vocation à connaître la qualité des milieux aquatiques par l'intermédiaire de son « Service Connaissance de la Qualité des Milieux » (SCQM) où j'ai effectué mon stage pendant six mois. Enfin, elle est chargée en partie de représenter l'état français lors des commissions internationales. La place de la DPP dans l'organisation interne de l'AERM est indiquée dans l'organigramme situé en Annexe A.

---

<sup>1</sup> District hydrographique : au sens de la DCE, zone terrestre et maritime composée d'un ou plusieurs bassins hydrographiques, principale unité de gestion des bassins hydrographiques (SANDRE, 2011).

<sup>2</sup> SDAGE : Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux.

## II – Introduction

### II-1 Contexte général

Les écosystèmes d'eau douce garantissent de nombreux services écosystémiques qui représentent l'ensemble des bénéfices que tirent les sociétés humaines de ces milieux (Costanza *et al.*, 1997). Ils font partie des écosystèmes les plus exploités par l'Homme et cette vulnérabilité est d'autant plus marquée qu'ils entretiennent avec le bassin versant une liaison forte (Malmqvist *et al.*, 2002). L'eau est ainsi rapidement devenue une ressource vulnérable tant du point de vue quantitatif que qualitatif. Bien qu'au sein des pays développés, la pollution de l'eau par les activités anthropiques demeure de mieux en mieux gérée, des problèmes subsistent quant aux pollutions d'origine agricole et à la répartition quantitative de la ressource entre les multiples usages dont elle fait l'objet. L'ensemble des sources de pollutions, qu'elles soient diffuses, accidentelles, localisées et plus ou moins continues (rejets d'industries, d'exploitations agricoles...), représentent une menace directe pour la ressource en eau.

En France, la loi du 16 décembre 1964 pose les fondements de la politique de gestion de l'eau avec trois principes essentiels : une gestion au niveau des bassins hydrographiques, une gestion concertée<sup>3</sup> ainsi que des outils financiers incitatifs. C'est à cette occasion que les Comités de Bassins et les Agences de l'Eau ont été créés. Les Comités de Bassins élaborent aujourd'hui notamment pour chaque bassin hydrographique<sup>4</sup> les documents de planification que sont les SDAGE définissant les grandes orientations en matière de politique de l'eau tandis que les Agences de l'Eau collectent les fonds pour financer cette politique et sont chargées de la coordination du SDAGE et des Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) qui en émanent. Les Agences de l'Eau sont sous la tutelle du Ministère chargé de l'écologie qui définit et coordonne la politique de l'eau en France.

A l'échelle européenne, la mise en place de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE), nommée « DCE », par le Parlement européen fixe des objectifs ainsi que des échéances afin de rétablir l'état écologique et l'état chimique des masses d'eau superficielles et l'état quantitatif et chimique des masses d'eau souterraines. La DCE a placé pour la première fois la notion de qualité écologique au cœur même des politiques environnementales des états membres. Elle instaure la définition de plans de gestion à l'échelle de chaque district hydrographique européen. Cela nécessite que les Etats évaluent la qualité de leurs masses d'eau en utilisant notamment les éléments de qualité biologique (i.e. poissons, invertébrés, diatomées, plantes et phytoplancton, cf. Annexe B). Elle demande à ce que les méthodes de bio-évaluation évaluent le statut écologique des masses d'eau<sup>5</sup> en comparant les éléments de qualité biologique entre une situation observée et une situation de référence.

De plus, cette comparaison doit prendre en compte la typologie des masses d'eau et considérer l'abondance, la diversité et la polluo-sensibilité des taxons. Elle affirme plus particulièrement l'objectif global d'atteinte de « bon état » ou de « bon potentiel » des masses d'eau d'ici 2015 et instaure dans cette optique une procédure de planification sous la forme de cycles de gestion de six ans (2010-2015, 2016-2021, 2022-2028). Au sein de chaque bassin hydrographique ou

---

<sup>3</sup> Gestion concertée : démarche visant à prendre des décisions en associant les acteurs concernés sur un problème de gestion de l'eau (ONEMA, 2015).

<sup>4</sup> Bassin hydrographique : au sens de la DCE, zone dans laquelle toutes les eaux de ruissellement convergent (SANDRE, 2011).

<sup>5</sup> Masse d'eau : découpage élémentaire des milieux aquatiques destiné à être l'unité d'évaluation de la DCE (ONEMA, 2015).



groupement de bassins hydrographiques, ces cycles doivent comporter un état des lieux, un programme de surveillance, un plan de gestion ainsi qu'un programme de mesures associé aux orientations fixées par le SDAGE. Cette directive a été transposée dans le droit français par la loi du 21 avril 2004.

Pour atteindre les finalités imposées par la DCE, l'état français a instauré une nouvelle loi sur l'eau, la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques du 30 décembre 2006 (LEMA), qui est notamment à l'origine de la création de l'Office National des Eaux et des Milieux Aquatiques (ONEMA) qui est responsable de la connaissance et de la surveillance de l'état des milieux aquatiques. Cette nouvelle loi vise également à accroître les conditions d'accès à l'eau et la transparence au niveau du fonctionnement du service public de l'eau.

## II-1-1 Cadre réglementaire français

Conformément aux articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement, l'état écologique, chimique ainsi que le potentiel écologique des eaux de surface disposent de méthodes et de critères d'évaluation spécifiques présentés dans l'arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, chimique et du potentiel écologique des eaux de surface ci-après désigné arrêté d'évaluation 2015. L'état écologique est considéré par l'article 3 de cet arrêté comme l'expression de la qualité de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés aux eaux de surface. Il est déterminé par l'état de chacun des éléments pertinents de qualité biologique, physico-chimique soutenant la biologie et hydromorphologique (cf. Annexe C).

La classification de l'état écologique s'opère suivant cinq classes d'état écologique (excepté pour la classification de l'état des MEFM<sup>6</sup> établie sur quatre classes de potentiel écologique). Elle est fixée par rapport à un écart aux conditions de référence par type de masse d'eau<sup>7</sup>. L'évaluation de l'état écologique correspond à l'état de la plus basse des classes de qualité des différents éléments de qualité suivant la mise en œuvre de règles d'agrégation conformément à l'annexe 2 de l'arrêté. La règle d'agrégation des éléments de qualité pertinents pour un type de masse d'eau repose sur le principe de l'élément de qualité déclassant (cf. Annexe D). Ce principe s'applique également pour l'agrégation des paramètres constitutifs des éléments de qualité biologique et physico-chimique. L'état chimique, quant à lui, correspond au respect des NQE<sup>8</sup> par les concentrations en polluants en tout point d'une masse d'eau de surface hormis au niveau de la zone de mélange<sup>9</sup>.

Un programme de surveillance de l'état des eaux est établi en vertu de l'application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement pour chaque bassin ou groupement de bassins afin de présenter un tableau cohérent et complet de l'état des eaux. Un programme de contrôle de surveillance via un réseau de contrôle de surveillance (RCS) est institué avec comme objectifs principaux la validation de la procédure d'analyse des incidences des actions anthropiques et la conception efficace des futurs programmes de suivi.

<sup>6</sup> MEFM : Masse d'Eau Fortement Modifiée.

<sup>7</sup> Masse d'eau : portion de cours d'eau homogène. Il s'agit de l'unité d'évaluation des cours d'eau au niveau de la DCE (ONEMA, 2016). Les masses d'eau sont évaluées sur une période de trois années consécutives pour lesquelles on dispose de données validées conformément à l'arrêté d'évaluation du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface. A défaut de celles-ci, on utilise les données disponibles et validées des années les plus récentes.

<sup>8</sup> NQE : Norme de Qualité Environnementale.

<sup>9</sup> Zone de mélange : zone adjacente au point de rejet où les concentrations d'un ou plusieurs polluants peuvent dépasser les NQE (arrêté d'évaluation 2015).

Par ailleurs, un programme de contrôle opérationnel via un réseau de contrôle opérationnel (RCO) est mis en œuvre pour chaque période couverte par un SDAGE pour définir l'état des masses d'eau reconnues comme risquant de ne pas atteindre les objectifs de bon état et pour estimer le changement de l'état de ces masses d'eau suite à la mise en place du programme de mesures préconisé par l'article L.212-2-1 du code de l'environnement. Enfin, un programme de contrôle d'enquête peut être établi afin de contrôler des masses d'eau superficielles si la raison de tout excédent n'est pas identifiée, si les objectifs de bon état ne sont pas atteints pour une masse d'eau ou pour définir l'ampleur et les effets de pollutions accidentelles.

Pour l'ensemble de ces composantes, l'arrêté présente la méthodologie générale utilisée pour déterminer les sites d'évaluation<sup>10</sup>, les éléments de qualité, les paramètres ou groupes de paramètres contrôlés, la fréquence et la méthode de contrôle, une cartographie des sites d'évaluation ainsi qu'un tableau de synthèse décrivant le nombre de sites d'évaluation, la fréquence des contrôles et les niveaux de confiance et de précision fournis.<sup>11</sup> Pour assister ce programme, un réseau de référence pérenne (RRP) est mis en œuvre depuis 2012 en métropole pour chaque catégorie de cours d'eau pour vérifier que les conditions de référence caractérisant les valeurs du très bon état écologique pour chaque élément de qualité n'évoluent pas du fait du changement climatique notamment. Il fait suite à un premier réseau de référence mis en œuvre de 2005 à 2007 afin de disposer de données de référence pour la mise au point des indices et grilles d'évaluation et dont un tiers des stations ont intégré le RCS.

## II-2 Contexte de la bioindication dans la DCE

Comme l'énonce l'introduction de la DCE, « *l'eau n'est pas un bien marchand comme les autres, mais un patrimoine qu'il faut protéger, défendre et traiter comme tel* ». Pourtant, les milieux aquatiques et leur écosystème sont soumis en permanence à de multiples pressions anthropiques. En Europe, l'essor industriel et de l'agriculture intensive depuis le XIXe siècle a généré et génère encore le rejet d'une multitude de molécules chimiques dans les cours d'eau. Cette dégradation de l'état chimique s'est intensifiée avec l'anthropisation croissante des espaces naturels causant de nombreux impacts notamment aux milieux aquatiques tels que la chenalisation des cours d'eau, l'artificialisation des berges ou encore l'altération des régimes hydrologiques naturels. Ce cocktail de pressions contribue à fragiliser le continuum fluvial et, par voie de conséquence, le fonctionnement des écosystèmes.

Gouvernées par des processus complexes et souvent mal connus, la meilleure façon d'analyser l'impact de ces pressions est d'étudier l'état de santé des écosystèmes au travers des caractéristiques biologiques des communautés qui y vivent (Reyjol *et al.*, 2013). L'adoption de la DCE a érigé les bio-indicateurs<sup>12</sup> en tant qu'éléments majeurs d'évaluation de la qualité écologique des masses d'eau. Ce concept de bioindication est fondé sur l'étude de l'écart des caractéristiques biologiques des organismes à un état dit « de référence » c'est-à-dire à l'état d'un milieu similaire mais exonéré de toutes pressions anthropiques ou soumis à des pressions de faible amplitude.

---

<sup>10</sup> Site d'évaluation : lieu situé sur une masse d'eau rassemblant des points de contrôle sur lesquels sont réalisés des opérations de contrôle afin de déterminer la qualité des milieux aquatiques (arrêté d'évaluation 2015).

<sup>11</sup> D'après l'arrêté du 7 août 2015 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux.

<sup>12</sup> Bio-indicateur : organisme ou ensemble d'organismes qui – par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques ou écologiques – permet de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un éco-complexe et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications naturelles ou provoquées (Blandin, 1986).

Intégrateurs des perturbations du milieu, les bio-indicateurs fournissent une mesure de la qualité de l'eau et apportent des informations complémentaires aux analyses physico-chimiques (Griffith *et al.*, 2005).

Au sein des éléments de qualité biologique, le compartiment des macro-invertébrés benthiques bénéficie d'une histoire ancienne en termes d'utilisation en tant qu'outil de bioindication. En effet, au début du XX<sup>e</sup> siècle, Kolkwitz et Marsson (1909) sont les premiers à avoir exploité les capacités des macro-invertébrés à détecter la contamination organique des eaux afin de déterminer plusieurs groupes de taxons indicateurs de différents niveaux de contamination organique des eaux. Ce travail a servi d'élément de base à l'élaboration de nombreux indices de bioindication à partir des années 1970 qui ont marqué l'envol de la bioindication en France (Reyjol *et al.*, 2013). Le premier indice basé sur les macro-invertébrés a été mis au point en 1967 par Verneaux et Tuffery avec l'Indice Biotique (IB, Verneaux *et al.*, 1967) aboutissant en 1976 à l'Indice de Qualité Biologique Global (IQBG) puis à l'Indice Biologique Global (IBG) en 1985. Ce dernier a été normalisé en 1992 et renommé Indice Biologique Global Normalisé (IBGN).

L'IBGN caractérise l'état écologique d'un écosystème aquatique par l'intermédiaire de deux critères : le groupe faunistique indicateur, qui mesure le niveau maximum de polluo-sensibilité global des taxons présents au sein de l'assemblage benthique, et la classe de variété taxonomique qui détermine le niveau de richesse du peuplement (Archambault & Dumont, 2010). C'est une méthode qui permet d'estimer par analogie les effets d'une modification naturelle (réchauffement des eaux...) ou anthropique (recalibrage, rejets...) du milieu aquatique. Elle permet de décrire les perturbations par leurs effets sur les communautés benthiques sans pour autant présager de la nature de ces perturbations (AFNOR, 2004).

Les lacunes de l'IBGN par rapport aux exigences de la DCE se situent au niveau de l'absence de notion de ratio de qualité écologique [observé/attendu] (en anglais EQR pour Ecological Quality Ratio) ou d'écart à une situation de référence, et au niveau de la non-prise en compte de la typologie des cours d'eau, de l'abondance des individus et de la diversité des taxons polluo-sensibles. En outre, il possède une faible sensibilité à certaines catégories de pression telles que les pressions hydromorphologiques. Enfin, l'IBGN se base sur un protocole d'échantillonnage dont la philosophie - évaluer un potentiel biogène - est éloignée de celle adoptée par la majorité des protocoles européens de type AQEM qui tendent à obtenir une image moyenne du peuplement d'une station (Mondy & Usseglio-Polatera, 2012). Il a tout de même été intercalibré selon des seuils prenant en compte la typologie et sert actuellement à l'évaluation DCE de l'état écologique des eaux de surface après conversion des indices en EQR.

De nombreux travaux de recherches visant à optimiser les outils d'évaluation actuels de l'état écologique et à les rendre compatibles aux exigences de la DCE ont été entrepris au cours des dernières années. Parmi ces travaux, l'Université de Metz a mis au point un nouvel indice multi-métrique compatible avec les exigences de la DCE, basé sur le compartiment des macro-invertébrés benthiques sous l'impulsion du Ministère de l'Ecologie : l'Indice Invertébrés Multi-Métrique ou « I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> ».

Le présent rapport de stage est bâti comme suit : une première partie est consacrée aux aspects bibliographiques concernant d'une part l'indice I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> et son outil de diagnostic, et d'autre part les concepts du SYRAH-CE et du QUALPHY permettant la caractérisation de la qualité physique des milieux aquatiques. Une seconde partie traite des matériels et méthodes avec notamment les

différentes méthodes qui seront utilisées par la suite en vue de l'exploitation statistique des données disponibles en Rhin-Meuse. Dans une troisième partie est analysé premièrement l'impact du changement d'indicateur (indice IBGN vers indice  $I_2M_2$ ) sur l'évaluation des états DCE sur les stations du bassin Rhin-Meuse. Il s'agit de voir si l'impact de ce changement se dilue au fur et à mesure que l'on remonte dans les différents stades d'évaluation des masses d'eau cours d'eau (état macro-invertébrés seul, état biologique avec macro-invertébrés, diatomées, macrophytes et poisson, état écologique et état global) au niveau des stations puis au niveau des masses d'eau. Dans un deuxième temps, la pertinence de l'outil de diagnostic dans la reconquête du bon état va être évaluée permettant de savoir s'il permet de cibler ou non les pressions anthropiques à atténuer. Enfin, les réponses comparées des indices MPCE A+B et  $I_2M_2$  aux pressions d'ordre physico-chimique et hydromorphologique vont être étudiées à l'échelle du point de prélèvement pour examiner la sensibilité du nouvel indice aux pressions chimiques par rapport à l'indice MPCE A+B.

### **III – Synthèse bibliographique**

#### **III-1 L' $I_2M_2$ , nouvel indice macro-invertébrés**

Plusieurs auteurs ont recherché des métriques individuelles qui répondent significativement aux contaminations toxiques (Archambault *et al.*, 2010) ou aux altérations hydromorphologiques (Lorenz *et al.*, 2004). Néanmoins, peu de travaux ont été effectués afin de combiner dans un seul indice des métriques capables de détecter une large gamme de pressions anthropiques (Mondy *et al.*, 2012). Ce nouvel indice s'appuie sur un protocole d'échantillonnage (norme AFNOR XP T90-333) dont les principales finalités sont : (i) produire une image représentative du peuplement d'une station en dissociant les habitats<sup>13</sup> ayant une surface supérieure ou égale à 5% de la surface benthique dit «habitats dominants », des habitats marginaux (dont la surface est inférieure à 5% de la surface benthique) ; (ii) et permettre encore un calcul approchant l'indice IBGN – l'indice MPCE A+B<sup>14</sup> - afin de conserver la continuité des suivis depuis 1992. Ce nouvel indice s'inscrit également dans une démarche nécessaire d'évolution des indices biologiques des cours d'eau de métropole qui doivent devenir plus représentatifs de l'état biologique des masses d'eau et permettre de mieux identifier les pressions à l'origine de leur dégradation. C'est pourquoi l' $I_2M_2$  est prescrit en termes d'outil complémentaire obligatoire en appui de l'IBGN actuellement en vigueur (norme NF T90-350 de mars 2004) pour l'évaluation de l'état écologique basé sur le compartiment des macro-invertébrés d'après l'arrêté d'évaluation 2015.

L'indice  $I_2M_2$  s'obtient à la suite d'une opération de prélèvement<sup>15</sup> qui se décompose en trois phases<sup>16</sup> comprenant chacune quatre prélèvements élémentaires : la norme impose de réaliser en phase A un premier groupe de quatre prélèvements élémentaires sur les supports marginaux suivant

---

<sup>13</sup> Habitat : association d'un substrat et d'une classe de vitesse de courant en surface (AFNOR, 2009).

<sup>14</sup> Indice MPCE A+B : indice Moyens et Petits Cours d'Eau phase A et B, calculé au moyen des règles de calcul de la méthode IBGN 2004 sur les phases A et B de la norme XP T90-333 (SANDRE, 2011). L'appellation IBGN est encore couramment (et abusivement) utilisée en lieu et place de cette dénomination SANDRE (voire IBG-DCE). Nous utiliserons l'appellation MPCE A+B dans un souci de rigueur mais également parce que les données traitées dans le présent rapport ne prendront pas en compte les IBGN vrais qui ont pu encore être réalisés dans le cadre des réseaux Rhin-Meuse et pour lesquels l' $I_2M_2$  ne peut être calculé. Cf. Annexe F pour les limites de classe de qualité de l'indice.

<sup>15</sup> Opération de prélèvement : ensemble des actions allant des prélèvements biologiques jusqu'au calcul de résultats d'indices biologiques au cours d'une période de temps continue (SANDRE, 2011).

<sup>16</sup> Même si en pratique l'ordre des 12 prélèvements demeure libre.

l'ordre d'habitabilité<sup>17</sup> puis en phase B un deuxième groupe sur les supports dominants et enfin un troisième groupe en phase C sur les supports dominants en privilégiant la représentativité des habitats. Ce protocole d'échantillonnage nécessite d'avoir une profondeur de cours d'eau suffisamment faible afin de prélever les macro-invertébrés sur tous les couples substrat/vitesse correspondant à des types d'habitats présents au sein de la mosaïque d'habitats. Le champ d'application de l'indice se limite aux cours d'eau dont la quasi-totalité des habitats présents peuvent être examinés à pied (ou avec une embarcation légère) en période de basses eaux avec des appareils à main de type filets Surber ou Haveneau (norme AFNOR XP T90-333). Ainsi, il n'est pas applicable au niveau des zones de source, aux secteurs profonds et aux cours d'eau à lit non accessible à pied ou en bateau sur un linéaire suffisant.

### III-1-1 Description des métriques constitutives de l' $I_2M_2$

L'Indice Invertébrés Multi-Métrique ( $I_2M_2$ ) est la combinaison de cinq métriques<sup>18</sup> élémentaires sélectionnées sur la base de critères d'efficacité de discrimination moyenne pour les 17 types de pression, de stabilité, de robustesse et d'adéquation aux prescriptions de la DCE en particulier la prise en compte de la richesse, des abondances et de la polluo-sensibilité des taxons. On trouve :

– l'indice de diversité de Shannon-Weaver (1963) calculé à l'échelle de la combinaison des phases A et B représentant les habitats les plus favorables.

Il permet d'estimer le niveau d'hétérogénéité ainsi que la stabilité de l'habitat au travers de la structure taxonomique de l'assemblage des macro-invertébrés. Il est calculé de la façon suivante :

$$H' = \sum \frac{ni}{N} \ln \frac{ni}{N}$$

Avec ni = nombre d'individus du taxon contributif i et N = nombre total d'individus.

En cas d'augmentation de la pression anthropique, une diminution de la valeur de l'indice est attendue. Ceci traduirait une baisse de la stabilité de l'habitat générant une plus grande irrégularité de distribution des organismes ainsi qu'une baisse de la qualité de l'eau et de l'hétérogénéité (se caractérisant par une réduction du nombre de refuges différents disponibles) et par conséquent une baisse de la richesse taxonomique de la communauté (Usseglio-Polatera *et al.*, 2015).

– la valeur de l'ASPT (Average Score Per Taxon, Armitage *et al.*, 1983) calculée à l'échelle de la combinaison des phases B et C représentant les habitats dominants.

Il évalue le niveau de polluo-sensibilité moyen de l'assemblage de macro-invertébrés sur une échelle allant de 0 à 10. Chaque taxon se voit attribuer une note décrivant son niveau de polluo-sensibilité global au sein de l'écosystème. La valeur de cet indice correspond à la moyenne de ces scores, calculée sur l'ensemble des taxons qui sont représentés par au moins un individu. L'ASPT augmente avec le niveau moyen de polluo-sensibilité de l'assemblage.

<sup>17</sup> Habitabilité : capacité d'un substrat à accueillir une faune diversifiée (AFNOR, 2009).

<sup>18</sup> Métrique : grandeur décrivant certains aspects de la structure, de la fonction ou tout autre caractéristique des assemblages biologiques (Reyjol *et al.*, 2013).

En cas d'augmentation de la pression anthropique, une réduction du niveau moyen de polluo-sensibilité du peuplement - donc de la valeur de l'ASPT - est attendue. Cela illustrerait une altération de la qualité de l'habitat ou de la qualité physico-chimique de l'eau à l'origine de la perte des taxons les plus sténopes<sup>19</sup> ou les plus sensibles à la qualité chimique de l'eau (Usseglio-Polatera *et al.*, 2015).

– la fréquence relative des espèces polyvoltines<sup>20</sup> calculée à l'échelle de la combinaison des phases A, B et C

Il s'agit d'une modalité du trait biologique « nombre de générations/an » (Tachet *et al.*, 2010). Les traits biologiques correspondent aux variables qui décrivent les caractéristiques morphologiques, physiologiques ou comportementales d'un taxon donné. Chaque trait est exprimé en différentes modalités. La présence d'une part importante de taxons à cycle court au sein de l'assemblage faunistique est indicatrice de l'instabilité de l'habitat souvent liée à de fortes pressions anthropiques.

En cas d'augmentation de la pression anthropique, la fréquence relative des taxons polyvoltins a tendance à croître. Ce qui traduirait une fréquence, une amplitude ou une imprévisibilité des perturbations plus intenses. Les taxons à cycle long (i.e. monovoltins) ont plus de chance d'être décimé par l'instabilité du milieu que les taxons polyvoltins (Usseglio-Polatera *et al.*, 2015).

– la fréquence relative des espèces ovovivipares<sup>21</sup> calculée à l'échelle de la combinaison des phases A, B et C

Il s'agit d'une modalité du trait biologique « mode de reproduction » (Tachet *et al.*, 2010). L'ovoviviparité est une stratégie de reproduction qui permet d'optimiser la survie du futur individu au stade embryonnaire en isolant les œufs des contraintes du milieu extérieur.

En cas d'augmentation de la pression anthropique, un accroissement de la fréquence relative des organismes ovovivipares est pressenti reflétant une dégradation globale de la qualité de l'habitat (en particulier de la qualité physico-chimique). Ainsi, les organismes benthiques qui possèdent la capacité à utiliser un mode de reproduction de type ovovivipare ont plus de possibilité de perdurer dans un écosystème aquatique soumis à de multiples perturbations (Usseglio-Polatera *et al.*, 2015).

– la richesse taxonomique calculée à l'échelle de la combinaison des phases A, B et C (selon les niveaux d'identification définis par la norme XP T90-388)

C'est un indice de structure taxonomique qui réfère au nombre de taxons (identifiés au niveau systématique préconisé par la norme AFNOR XP T90-388) au moins représentés par un individu parmi l'assemblage des macro-invertébrés. Il s'agit d'un indice de structure taxonomique.

En cas d'augmentation de la pression anthropique, une baisse de la richesse taxonomique est envisagée pouvant traduire une diminution du niveau d'hétérogénéité de l'habitat par la perte d'une

---

<sup>19</sup> Sténotope : se dit d'un taxon peu apte à subir des variations inhabituelles de son milieu (Ramade, 2008).

<sup>20</sup> Espèce polyvoltine : espèce possédant plusieurs générations successives au cours d'une même année (Usseglio-Polatera *et al.*, 2015).

<sup>22</sup> Espèce ovovivipare : espèce dont l'incubation des œufs a lieu au niveau de l'abdomen des femelles et dont l'éclosion suit l'expulsion des œufs dans le milieu (Usseglio-Polatera *et al.*, 2015).

offre diversifiée de niches écologiques<sup>22</sup> dans le cas d'une pression hydromorphologique ou l'élimination des taxons polluo-sensibles dans le cas d'une pression chimique (Usseglio-Polatera *et al.*, 2015).

### III-1-2 Elaboration de l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> et principe de calcul

L'élaboration des valeurs de référence des métriques de l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> a pris en compte dix catégories de pression en lien avec la qualité physico-chimique : matières organiques<sup>23</sup>, matières azotées hors nitrates, nitrates, matières phosphorées, MES<sup>24</sup>, acidification, métaux, pesticides, HAP<sup>25</sup>, et les autres micropolluants organiques. Ces dix catégories rassemblaient les valeurs moyennes de cent-soixante-treize paramètres durant les six mois qui ont précédé la date de prélèvement des macro-invertébrés aquatiques. De plus, sept catégories de pression en lien avec la qualité hydromorphologique et l'utilisation de l'espace ont été considérées dans le calcul des valeurs de référence des métriques [voies de communication, ripisylve, intensité d'urbanisation, risque de colmatage, instabilité hydrologique, degré d'anthropisation du bassin versant et degré de rectification].

L'algorithme de calcul de l'indice I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> résulte d'un processus de calcul en deux temps. En premier lieu, un sous-indice est calculé pour chacune des dix-sept pressions comme l'EQR moyen de la combinaison pondérée des métriques faisant partie de l'indice. Chaque métrique élémentaire se voit attribuer une pondération correspondant à son efficacité de discrimination pour ce type de pression. Par exemple, pour la pression nitrates :

$$i2m2^{nitrates} = \frac{\sum DE_m^{nitrates} \cdot EQR_m^{nitrates}}{\sum DE_m^{nitrates}}$$

Avec  $i2m2^{nitrates}$  : sous-indice se référant à la catégorie de pression « nitrates »,  $DE_m^{nitrates}$  l'efficacité de discrimination de la métrique m pour la catégorie de pression « nitrates » et  $EQR_m^{nitrates}$  la valeur en EQR de la métrique m.

Ensuite, l'indice final s'obtient en faisant la moyenne arithmétique des dix-sept sous-indices calculés :

$$I2M2 = \frac{\sum i2m2^{pression}}{17}$$

<sup>22</sup> Niche écologique : place et spécialisation fonctionnelle d'une espèce au sein d'un peuplement (Ramade, 2008).

<sup>23</sup> Cette catégorie prend en compte le carbone organique dissous, la DBO<sub>5</sub>, la DCO, les concentrations en [NH<sub>4</sub><sup>+</sup>], [N<sub>kjeldahl</sub>], [O<sub>2</sub>] et le niveau de saturation en O<sub>2</sub> (%) (Mondy & Usseglio-Polatera, 2011).

<sup>24</sup> MES : Matières En Suspension.

<sup>25</sup> HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques.

### III-1-3 Valeurs des seuils de classes d'état

Les valeurs provisoires des seuils de classes d'état pour l' $I_2M_2$  sont présentées dans le tableau situé en annexe E du présent rapport. Il s'agit des seuils qui ont été proposés au cours du processus d'intercalibration européenne<sup>26</sup>.

### III-1-4 L'outil de diagnostic

Conformément aux attentes de la DCE, l' $I_2M_2$  prend en considération la typologie des masses d'eau cours d'eau, réalise une estimation de l'état écologique d'un point de prélèvement<sup>27</sup> par rapport à une situation de référence, tient compte de l'abondance, de la diversité et de la polluosensibilité des taxons, maximise significativement l'identification des sites perturbés par rapport à l'IBGN, a été construit pour intégrer à la fois les pressions d'ordre chimique et d'ordre hydromorphologique dans les relations « pressions / impact » à différents niveaux d'observation (tronçon, bassin versant). En revanche, il n'informe pas de manière spécifique sur la nature des principales pressions impliquées dans la dégradation du statut écologique du tronçon dont le point de prélèvement est représentatif (Usseglio-Polatera *et al.*, 2015 ; Mondy *et al.*, 2012).

C'est pour répondre à ce besoin qu'un outil de diagnostic a été élaboré en complément de l'indice  $I_2M_2$  pour offrir la possibilité aux gestionnaires des milieux aquatiques d'aller plus loin dans l'expertise de l'état écologique d'une masse d'eau. Cet outil permet d'estimer les probabilités de pressions anthropiques s'exerçant sur le milieu à l'origine de l'altération de l'état écologique détectée par l' $I_2M_2$  dans le but d'identifier les causes de dégradation de l'état écologique et de proposer des orientations pertinentes quant à la définition des mesures de restauration des masses d'eau à engager. Il ne se base pas sur les mêmes algorithmes et métriques que l' $I_2M_2$  mais sur l'étude des variations des traits bioécologiques utilisés par les peuplements d'invertébrés benthiques en réponse aux caractéristiques de leur habitat (Usseglio-Polatera *et al.*, 2015). Le développement de l'outil s'appuie sur les données issues de 1724 sites des réseaux RCS<sup>28</sup> et RdR<sup>29</sup>. Pour chaque type de pression, un modèle a la possibilité de calculer la probabilité d'impact d'un type de pression donné à partir des informations recueillies provenant de la combinaison de métriques biologiques. Dix catégories de pression en relation avec la qualité de l'eau et six catégories en relation avec la dégradation physique de l'habitat sont considérées (cf. Tableau 1).

---

<sup>26</sup> Intercalibration européenne : processus visant à assurer la comparabilité des résultats de la classification des méthodes d'évaluation DCE développées par les Etats membres pour les éléments de qualité biologique (Schmedtje *et al.*, 2011).

<sup>27</sup> Point de prélèvement : portion de cours d'eau sur laquelle a lieu l'opération de prélèvement (AFNOR, 2009).

<sup>28</sup> RCS : Réseau de Contrôle de Surveillance.

<sup>29</sup> RDR : Réseau de Référence.



**Tableau 1 : Libellés et codes des types de pression pris en compte dans l'outil de diagnostic au niveau du point de prélèvement échantillonné par application de la norme XP T90-333 (AFNOR, 2009).**

Qualité de l'eau		Dégradation physique de l'habitat	
Code	Type de pression	Code	Type de pression
WQ1	Matières organiques et oxydables	HD1	Voies de communication
WQ2	Matières azotées (hors nitrates)	HD2	Ripisylve (corridor 30 m)
WQ3	Nitrates	HD3	Urbanisation (rayon de 100 m)
WQ4	Matières phosphorées	HD4	Risque de colmatage
WQ5	Matières en suspension	HD5	Risque d'instabilité hydrologique
WQ6	Acidification	HD6	Rectification
WQ7	Micro-polluants minéraux		
WQ8	Pesticides		
WQ9	HAP		
WQ10	Micro-polluants organiques		

Parmi le cortège des 216 métriques qui participent à l'élaboration des modèles, nous retrouvons la fréquence relative d'utilisation de 101 modalités de traits biologiques (e.g. la longueur du cycle biologique, la taille maximale potentielle, le mode de respiration...) et écologiques (e.g. les préférences en termes de substrat, de vitesse de courant, de trophie...), l'abondance relative de 42 groupes fonctionnels, 73 indices caractérisant le niveau de spécialisation ou de redondance (indice de Pianka, 1974) des traits biologiques des macro-invertébrés au sein de chaque assemblage, leur niveau de diversité (indice de Rao, 1982) ainsi que la sensibilité potentielle des assemblages aux stress environnementaux (indice SPEAR, 2005).

### III-1-4-1 Principe de construction de l'outil

La génération d'un modèle, basé sur des forêts d'arbres de classification, permet de rassembler les listes faunistiques en fonction de variables d'entrées sélectionnées par le modèle au sein d'un pool de métriques biologiques selon le niveau de pression anthropique (faible ou significatif) auquel les assemblages benthiques sont inféodés (Breiman, 2001). Pour chaque type de pression, un modèle CFT<sup>30</sup> est réalisé en utilisant les 216 métriques biologiques en tant que variables prédictives de l'effet d'un type de pression et le niveau de risque (faible ou significatif) comme variable qui est prédite. Ce sont 500 arbres conditionnels qui sont construits par modèle CTF pour chaque catégorie de pression en employant la méthode du « bootstrap »<sup>31</sup>.

Au niveau de chaque nœud de chaque arbre conditionnel, la meilleure des cinq variables explicatives - choisies aléatoirement parmi le pool de métriques biologiques - est retenue (Usseglio-Polatera *et al.*, 2015). Lorsqu'un utilisateur souhaite utiliser l'outil, les profils bio-écologiques des macro-invertébrés des différentes combinaisons de phases de la liste faunistique qu'il soumet à l'outil sont alors déterminés avant d'utiliser les modèles construits précédemment afin de réaliser, pour chaque type de pression, les prédictions de perturbation ou non du site considéré.

<sup>30</sup> Modèle CTF : Conditional Tree Forest

<sup>31</sup> Méthode du bootstrap : méthode de ré-échantillonnage consistant à inférer statistiquement à partir de nouveaux échantillons tirés à partir d'un échantillon initial (Huber, 2006).

Ainsi, pour chaque catégorie de pression, la prédiction du modèle CTF prend la forme d'une note comprise entre 0 et 1 qui représente le risque moyen d'altération d'un site donné (exprimé en fréquence relative) calculé sur les cinq cents arbres conditionnels pour une station donnée (Usseglio-Polatera *et al.*, 2015).

### III-1-4-2 Représentations graphiques générées par l'outil

Pour chaque opération de prélèvement de macro-invertébrés, l'outil de diagnostic est capable de fournir un tableau rassemblant les probabilités d'altération pour les différentes catégories de pressions prises en compte ainsi que deux diagrammes en radar, l'un se référant à la qualité de l'eau et l'autre à la dégradation de l'habitat (cf. Figure 1).

Plus la probabilité d'altération par un type de pression est élevée, plus la pression considérée a de chances d'impacter les communautés d'invertébrés benthiques. Une probabilité d'altération est considérée comme significative lorsqu'elle est supérieure à 0,5 (Usseglio-Polatera *et al.*, 2015).

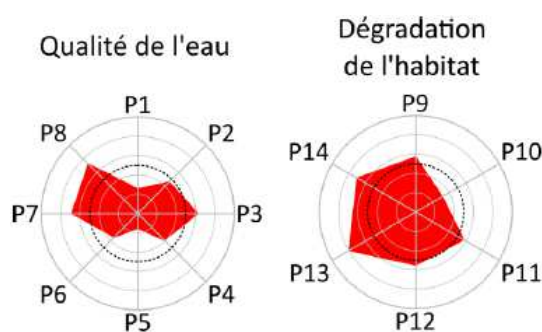


Figure 1 : Exemple de diagrammes en radars fournis par l'outil de diagnostic représentant les probabilités d'altération liées à la qualité de l'eau (P1-P8) et liées à la dégradation de l'habitat (P9-P14) (Usseglio-Polatera *et al.*, 2015).

### III-1-4-3 Limites affichées par les concepteurs

Bien que l'utilité des informations fournies par cet outil soit incontestable, les diagrammes en radar produits possèdent un aspect essentiellement informatif. C'est pourquoi il convient d'avoir des réserves quant aux indications que nous pouvons en tirer. Cet outil oriente seulement le gestionnaire de milieux aquatiques dans son expertise de l'état du milieu et des possibles causes de sa dégradation. Il revient au gestionnaire de vérifier et de valider ces orientations en se basant sur d'autres types d'informations (par exemple les autres relevés biologiques, les données physico-chimiques ou hydromorphologiques, disponibles). Actuellement, la version de l'outil de diagnostic est une version préliminaire qui considère uniquement douze catégories de pressions correspondant aux modèles qui ont au moins des performances « correctes » : nitrates, risque de colmatage, MOOX<sup>32</sup>, matières azotées hors nitrates, matières phosphorées, micro-polluants minéraux, pesticides, HAP, micro-polluants organiques, ripisylve, urbanisation du bassin versant et instabilité hydrologique. Une des voies d'amélioration des performances des différents modèles est d'ajouter des métriques taxonomiques – telles que l'abondance et la richesse spécifique – aux métriques bioécologiques actuellement présentes dans les modèles.

De l'avis même des concepteurs de l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> et de l'outil diagnostic, ce dernier fournit une meilleure estimation des pressions qu'une analyse des 17 sous-indices par pression servant au calcul

<sup>32</sup> MOOX : matières organiques et oxydables.

de l'I2M2. Ils déconseillent donc de chercher à analyser ces 17 sous indices. En revanche, les 5 métriques de l'I2M2 peuvent être observées individuellement pour une opération de prélèvement donnée afin de comprendre le type de déséquilibre de la communauté qui affecte l'indice (Philippe Usseglio-Polatera, communication personnelle).

Dans le cadre de ce travail, nous allons nous appuyer sur les concepts du SYRAH-CE et de QUALPHY afin de caractériser le milieu physique des masses d'eau cours d'eau et étudier les relations entre ces éléments de qualité hydromorphologique soutenant la biologie, les indices macro-invertébrés I2M2 et MPCE A+B ainsi que l'outil de diagnostic associé à l'I2M2.

### III-2 La méthode QUALPHY

Dès 1992, l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse a amorcé une démarche qui avait pour vocation à mettre en place un outil d'évaluation de la qualité du milieu physique des cours d'eau en tenant compte de paramètres liés à l'hydromorphologie (sinuosité, nature des berges, barrages) mais également liés à la mosaïque d'habitats composant l'hydrosystème (végétation aquatique, dépôts...). Cette démarche a abouti à la création de la méthode QUALPHY (Demortier & Goetghebeur, 1996). Il permet d'établir un constat local réel de l'état physique d'un cours d'eau en mesurant le degré d'altération par rapport à une situation de référence et en fournissant des indices de qualité physique des cours d'eau. Il s'agit également d'un outil d'aide à la décision concernant les choix stratégiques d'aménagement, de gestion et de restauration des cours d'eau (Poyry, 2013).

Cette expertise de terrain nécessite d'abord une sectorisation des cours d'eau en tronçons homogènes. Ce découpage est réalisé suivant des critères naturels (nature du sol, perméabilité, pente...) puis, si justifié, anthropiques (occupation des sols, barrages...) basés sur un jeu de données cartographiques et bibliographiques ainsi que d'une première visite de terrain. Lors d'une seconde visite, chaque tronçon est caractérisé par quarante paramètres élémentaires qui sont évalués en rapport avec les trois principales composantes physiques des cours d'eau à savoir le lit mineur, le lit majeur ainsi que les berges. Les valeurs des critères sont associées à des scores compris entre 0 et 1 pondérés selon la typologie du cours d'eau rappelée dans le tableau en Annexe G. La somme de ces notes pondérées constitue l'évaluation globale sachant que les critères élémentaires sont rassemblés dans des catégories elles-mêmes pondérées selon la typologie du cours d'eau. L'ensemble de ces pondérations permet d'obtenir une note sur 100 comparable à un indice de qualité (Poyry, 2013).

Chaque critère élémentaire dispose d'un nombre fini de modalités possibles alliées à une note comprise entre 0 et 1. Le tableau situé en annexe H inventorie pour les trois composantes physiques des cours d'eau (berges, lit mineur et lit majeur) les différents critères élémentaires qui sont analysés. Les données issues de ces quarante paramètres subissent un traitement informatique à l'aide du logiciel QUALPHY générant un indice global sous la forme d'un pourcentage allant de 0 (qualité nulle) à 100% (qualité maximale) défini selon cinq classes de qualité (0 à 20% : qualité très mauvaise ; 21 à 40% : qualité mauvaise ; 41 à 60% : qualité moyenne à médiocre ; 61 à 80% : qualité assez bonne ; 81 à 100% : qualité excellente à correcte).

L'indice obtenu illustre le niveau de l'état de dégradation du tronçon comparé à son type de référence. Méthode pionnière en France en acquisition de données, mais non utilisable dans le cadre de la DCE, elle a permis de couvrir les principaux cours d'eau du bassin Rhin-Meuse. Nous intégrons cette méthode dans notre étude car elle apporte de la donnée de terrain effective, contrairement à SYRAH-CE qui ne fournit que des données de pressions et d'altérations potentielles. Ses principales

limites concernent le risque d'hétérogénéité de l'évaluation d'un opérateur à un autre et le fait que les pressions de large échelle sur le milieu ne sont prises en compte que partiellement (Poyry, 2013).

### III-3 Le concept du SYRAH-CE

Conformément aux exigences de la DCE, l'évaluation de l'état écologique des eaux de surface doit prendre en compte les éléments de qualité biologique, physico-chimique et, pour confirmer le classement en très bon état, hydromorphologique<sup>33</sup>. Suite au premier état des lieux DCE, l'IRSTEA (Institut de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture) a mis au point à la demande du ministère en charge de l'écologie, des Agences de l'Eau et de l'ONEMA un outil d'évaluation des risques d'altération<sup>34</sup> des débits solides, liquides et de la morphologie des cours d'eau : le Système Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau (SYRAH-CE). Cet outil cartographique visait à couvrir rapidement toutes les masses d'eau du territoire national sans acquisition de données sur le terrain. Il prend en compte à la fois les caractéristiques naturelles (pente et largeur du lit, encaissement, régime hydrologique...) du tronçon de cours d'eau et les données de pressions (densité d'obstacles, urbanisation, rectification...) qui sont associées au sein du bassin versant et le long des masses d'eau. Il s'agit d'un outil d'exploitation de données cartographiques sans acquisitions de données terrain. Les données SYRAH visent aussi à pouvoir diagnostiquer les causes hydromorphologiques éventuelles de mauvais état et ainsi à orienter les travaux de restauration (Valette *et al.*, 2012).

L'analyse des pressions anthropiques à l'origine de l'altération des habitats aquatiques s'appuie sur une organisation selon trois niveaux hiérarchiques emboîtés. Un premier échelon d'analyse est constitué par les « activités et occupations des sols » qui rassemblent les usages dominants majeurs à l'origine de pressions sur le fonctionnement des écosystèmes à plusieurs échelles (bassin versant, lit majeur et lit mineur). Un second compartiment « aménagements et usages » traduit les activités anthropiques sous forme de pressions identifiables et quantifiables. Ces pressions entraînent des altérations des processus hydromorphologiques ainsi que des altérations des structures physiques distinguées à l'échelle du tronçon<sup>35</sup>.

Selon les lois de géomorphologie fluviale, à variables de contrôle semblables, un tronçon doit comporter des variables de réponse<sup>36</sup> homogènes. Par conséquent, si des portions différentes se manifestent au sein d'un même tronçon, alors une ou plusieurs altérations sont suspectées. Ce troisième niveau d'analyse du SYRAH-CE représente la liaison entre l'altération de l'hydromorphologie du tronçon et l'altération de l'état écologique par l'intermédiaire des impacts sur les habitats aquatiques (Chandesris *et al.*, 2008). L'étude du réseau hydrographique à l'échelle nationale nécessite d'utiliser une échelle appropriée afin de quantifier les pressions et les altérations puis de les retranscrire sous forme SIG. C'est pourquoi les données d'altération ont été récoltées et analysées à l'échelle d'USRA (Unités Spatiales de Recueil et d'Analyse). Il s'agit d'entités spatiales qui correspondent à des portions de tronçons présentant des caractéristiques géomorphologiques relativement homogènes.

---

<sup>33</sup> Conformément à l'arrêté d'évaluation 2015.

<sup>34</sup> Altération : modification de l'état d'un milieu aquatique allant dans le sens d'une dégradation (Chandesris *et al.*, 2008).

<sup>35</sup> Tronçon : entité homogène par rapport aux variables de contrôle (hydroécocorégion, rang de Strahler, pente de la vallée, largeur de fond de vallée) (Valette *et al.*, 2012).

Les données mobilisées proviennent principalement de la base de données française BD Carthage®, de la base de données européenne Corine Land Cover et de la composante topographique BD TOPO IGN®. Un ensemble de données de pressions anthropiques géolocalisées au niveau de la France métropolitaine a alors été obtenu à différentes échelles (zone hydro, échelle kilométrique). Ces informations ont ensuite été traduites en descripteurs des probabilités d'altérations des éléments de qualité hydromorphologique décrits dans le tableau ci-dessous par l'intermédiaire de réseaux bayésiens (cf. Tableau 2).

**Tableau 2 : Paramètres élémentaires d'altération regroupés en trois éléments de qualité hydromorphologique (Valette *et al.*, 2012).**

Élément de qualité hydromorphologique	Régime hydrologique	Continuité de la rivière	Conditions morphologiques
Paramètres élémentaires d'altération	Hydrologie – Quantité	Continuité biologique - Migrateurs	Variation de la profondeur et de la largeur de la rivière
	Hydrologie – Dynamique	Continuité biologique - Proximité	Structure et substrat du lit
	Connexion aux masses d'eau souterraines	Continuité sédimentaire	Structure de la rive
		Continuité latérale	

Un modèle bayésien<sup>37</sup> a été mis au point pour chacun des paramètres élémentaires issus des éléments de qualité hydromorphologique. Chaque modèle fournit une probabilité d'altération pour le paramètre visé. Le degré d'altération est donné suivant cinq classes qui sont fonctions de l'importance de l'altération. Chaque classe se voit attribuer un niveau de probabilité d'avoir le degré d'altération associé à la classe (Valette *et al.*, 2012).

## IV – Matériel et méthodes

Cette partie présente les stations étudiées, les jeux de données, la méthodologie globale d'acquisition et de mise en forme des données ainsi que les principaux traitements statistiques réalisés.

### **IV-1 Stations d'étude**

La figure 2 positionne les stations d'étude appartenant au RCS sur le réseau hydrographique du bassin Rhin-Meuse. Ces stations sont théoriquement représentatives de la qualité des cours d'eau de l'ensemble du bassin Rhin-Meuse, elles représentent la plus grosse part de l'échantillon d'opérations de prélèvement sur lequel nous allons travailler.

<sup>37</sup> Modèle bayésien : modèle qui décrit des liens de causalité entre variables.

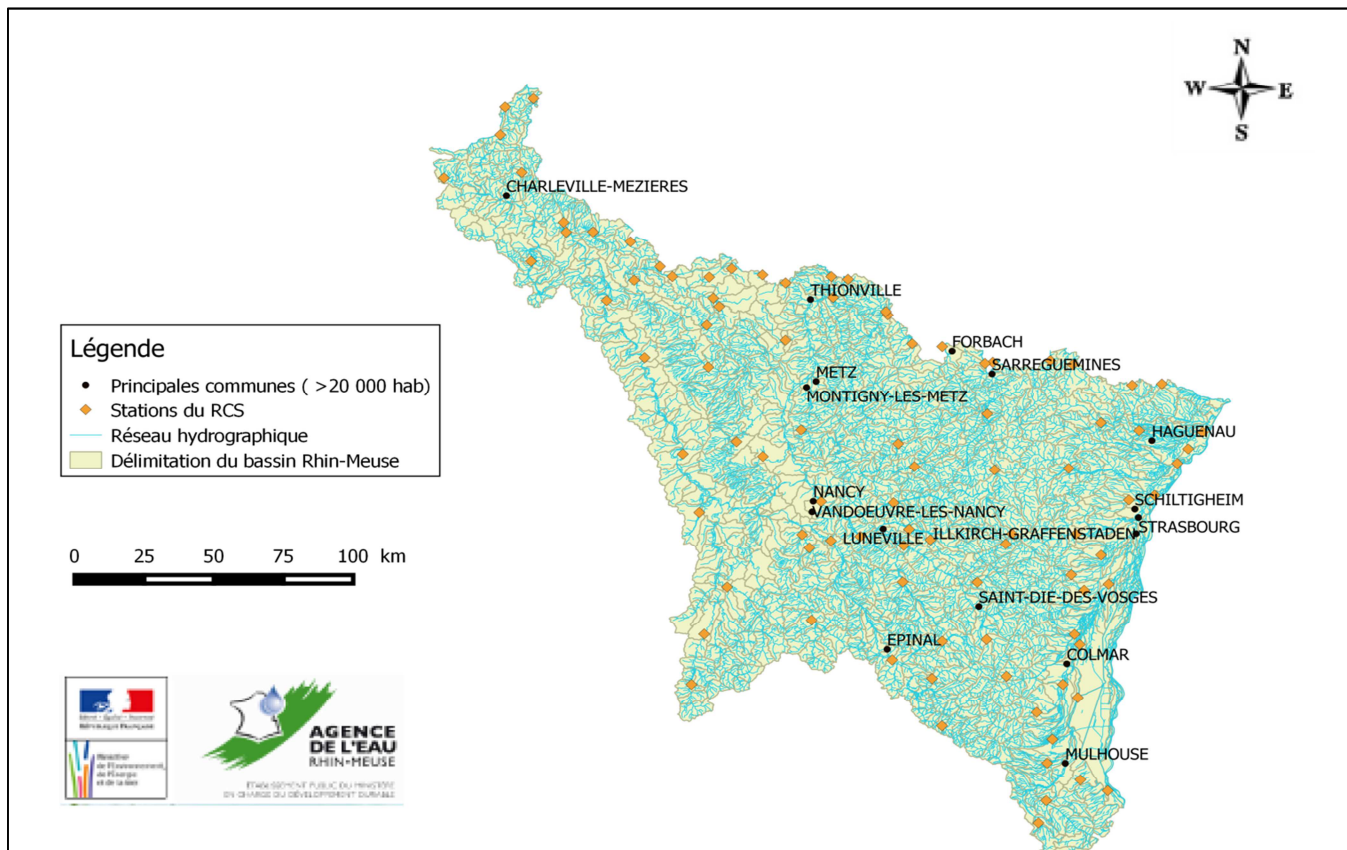


Figure 2 : Cartographie des stations du RCS sur le bassin Rhin-Meuse (source : BD TOPO).

Le tableau situé en annexe I détaille les différentes typologies de cours d'eau présentes au sein de notre lot total de stations (386 stations).

## IV-2 Présentation des jeux de données

### IV-2-1 Paramètres caractérisant les pressions chimiques

Un indice toxique global a été calculé au droit de chaque station de prélèvement à partir des analyses chimiques réalisées au cours des six et douze mois précédant le prélèvement de macro-invertébrés entre 2007 et 2014 sur le bassin Rhin-Meuse. L'indice est calculé pour chaque prélèvement en sommant les ratios concentration mesurée sur NQE, pour l'ensemble des substances de l'état chimique et des substances soutenant l'état écologique sur le bassin Rhin-Meuse. Ainsi, plus les pressions chimiques exercées sur les écosystèmes aquatiques augmentent, plus la valeur de l'indice croît. En outre, un indice par famille a été élaboré de la même façon que l'indice global en distinguant trois familles : métaux et métalloïdes, pesticides avec biocides et autres substances.

Les paramètres généraux suivants ont également été pris en compte individuellement au cours des six et douze mois précédant le prélèvement de macro-invertébrés sur la même période : température de l'eau, pH de l'eau, conductivité, oxygène dissous, taux de saturation, DBO5, DCO, ammonium, chlorure, sulfates, nitrites, nitrates, phosphore, magnésium, calcium, plomb, nickel, mercure, cadmium, orthophosphates et carbone organique. Pour chacun de ces paramètres généraux, la moyenne, la valeur maximum et le percentile 90 ont été calculés. Deux variantes de prise en compte des valeurs inférieures à la limite de quantification ont été utilisées : une première moyenne (maximum ou percentile) a été calculée en attribuant, aux données inférieures au seuil de

quantification<sup>38</sup>, la valeur du seuil divisé par deux (moylq2) ; une deuxième moyenne (max ou percentile) a été calculée de la même façon en remplaçant le seuil de quantification par zéro (moylq0). En effet, pour les analyses non quantifiées par le laboratoire, la concentration réelle est située en zéro et le seuil de quantification donné par le laboratoire en charge de l'analyse.

#### **IV-2-2 Paramètres caractérisant les pressions hydromorphologiques**

Les informations de caractérisation des pressions hydromorphologiques proviennent des données du projet SYRAH (Chandesris *et al.*, 2009) et de la méthode QUALPHY (Demortier & Goetghebeur, 1996). Les premières traduisent les risques d'altérations des processus hydromorphologiques à l'échelle des USRA des cours d'eau considérés. Le tableau situé en annexe J dresse une description des principales variables de probabilités d'altération SYRAH des paramètres hydromorphologiques analysés dans ce rapport.

Les variables de la méthode QUALPHY correspondent à des notes de qualité physique qui ont été attribuées aux berges (variable « score\_berge »), au lit mineur (variable « score\_lit\_1 ») et au lit majeur (variable « score\_lit »).

#### **IV-2-3 Données issues de l'outil de diagnostic**

Sont présentées ici seulement les variables retenues dans l'outil de diagnostic pour lesquelles les modèles sont considérés comme étant les meilleures à l'heure actuelle. La version du script R de l'outil de diagnostic utilisée pour la réalisation de ce rapport est celle en date du 11 janvier 2016. Le tableau 3 dresse l'ensemble des paramètres pris en compte pour chaque probabilité de pression.

---

<sup>38</sup> Seuil de quantification : valeur en-dessous de laquelle le laboratoire n'est plus en mesure de déterminer avec exactitude la quantité du paramètre recherché (ONEMA).

Tableau 3 : Paramètres pris en compte dans le calcul des probabilités de pression par l'outil de diagnostic.

Probabilité de pression	Paramètres pris en compte
HD1 : voies de communication	Taux de voies de communication présent dans le lit mineur
HD2 : altération de la ripisylve	Taux de couverture forestière dans une zone de trente mètres de part et d'autre du lit mineur
HD3 : intensité d'urbanisation	Taux d'urbanisation au sein d'une zone de cent mètres de part et d'autre du cours d'eau à l'échelle du sous-tronçon
HD4 : risque de colmatage	Métrique « risque potentiel d'érosion des sols »
HD5 : instabilité hydrologique	Rapport surface agricole irriguée sur la surface totale dans le bassin versant, rapport volume d'eau retenu sur le volume d'eau qui s'écoule dans le bassin
WQ1 : matières organiques et oxydables	Carbone organique dissous, DBO <sub>5</sub> , DCO, ammonium, azote Kjeldahl, oxygène et taux de saturation en O <sub>2</sub>
WQ2 : matières azotées (hors nitrates)	Azote Kjeldahl, ammonium et nitrites
WQ3 : nitrates	Nitrates
WQ4 : matières phosphorées	Phosphore total et orthophosphates
WQ6 : acidification	pH et aluminium
WQ8 : pesticides	Liste de 72 pesticides (cf. Annexe K).

### IV-3 Sources et préparation des données

#### IV-3-1 Données du compartiment biologique

Concernant les listes faunistiques qui ont permis de calculer l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> et l'indice MPCE A+B, les prélèvements ainsi que les identifications des macro-invertébrés suivant la norme XP T90-333 ont été réalisés par les différents préleveurs des organismes en charge de réaliser les prélèvements et déterminations dans le cadre du réseau de contrôle de surveillance des eaux superficielles entre 2007 et 2015 sur le bassin Rhin-Meuse. Ainsi, les données biologiques traitées proviennent du RCS mais aussi du RRP, du RCO et du RID67. Les autres indices biologiques exploités dans le cadre de ce rapport – l'IBD<sub>2007</sub> (norme NF T 90-354), l'IBMR (norme NF T 90-395) et l'IPR (norme NF T 90-344) -



ont été extraits d'autres matrices Excel et proviennent également de ces réseaux de suivi. Ces listes macroinvertébrés ont été compilées dans des "matrices" MPCE au format Excel pour chaque opération de prélèvement. Afin de pouvoir calculer l'indice  $I_2M_2$ , il a fallu procéder par plusieurs étapes successives.

En premier lieu, les listes faunistiques présentes dans les onglets « Liste » des matrices MPCE ont été copiées dans l'onglet « Rendu RCS » afin de disposer de chaque liste faunistique au « format IRSTEA » c'est-à-dire d'avoir en ligne les différents taxons identifiés et en colonne le code SANDRE du niveau taxonomique identifié ainsi que les effectifs de ces taxons pour chacune des trois phases. Les listes faunistiques ont ensuite été compilées par année par l'utilisation d'une macro capable de traiter tous les fichiers Excel d'un même répertoire et de rassembler ces listes dans un seul et unique fichier par année. Comme certains taxons ne faisaient pas partie de la liste de départ utilisée, il a fallu identifier les codes SANDRE des taxons inconnus un par un en filtrant les colonnes pour sélectionner le nombre de taxons inconnus, puis une fois identifiés, les ajouter à la liste des codes SANDRE de départ. Après vérification qu'il n'y ait pas de taxons supplémentaires, les listes faunistiques annuelles de macro-invertébrés ont été rassemblées dans un seul et unique fichier. Ensuite, un fichier « Identifiants » a été créé afin de générer pour chaque opération de prélèvement un identifiant unique. Il est important de noter que les identifiants créés doivent comporter à la fin une partie contenant un tiret suivi de l'appellation du bocal considéré (soit B1, soit B2 soit B3 i.e. en utilisant l'ancienne nomenclature des normes concernant l'appellation des phases) afin que le script de calcul de l' $I_2M_2$  puisse fonctionner sur le logiciel R.

Ce fichier a permis de concevoir les fichiers « desc » et « fau » au format csv afin de les utiliser pour le calcul de l'indice  $I_2M_2$  avec le logiciel R. Le fichier « fau » comprend la liste faunistique pour l'ensemble des opérations de prélèvement dont nous disposons. Le fichier « desc » comprend les identifiants des opérations de prélèvement avec la typologie nationale à laquelle appartiennent les masses d'eau cours d'eau sur lesquelles se trouvent nos stations. Les fichiers de sortie à l'issue du lancement du script de calcul avec R fournissent les valeurs d' $I_2M_2$  ainsi que les valeurs pour les cinq métriques de l' $I_2M_2$  pour chaque opération de prélèvement.

#### **IV-3-2 Paramètres caractérisant les pressions chimiques**

L'ensemble de ces paramètres avec leurs différentes variables de quantification a été collecté depuis la base de données du SIERM<sup>39</sup> par l'intermédiaire de requêtes puis a été mis sous la forme d'un tableau Excel avec en colonne les différentes variables et en ligne chacune des opérations de prélèvement entre 2007 et 2014 (les données chimiques de 2015 n'étant pas encore disponibles).

#### **IV-3-3 Paramètres caractérisant les pressions hydromorphologiques**

Les valeurs des différents indices fournis par la méthode QUALPHY (indice global, indice pour les berges, pour le lit mineur et pour le lit majeur) proviennent de l'extraction des données depuis la table attributaire de la couche « vecteur » de la méthode QUALPHY avec le logiciel QGIS. Pour cela, plusieurs étapes ont été nécessaires.

Les coordonnées x et y de l'ensemble de nos stations d'étude ont été extraites puis compilées dans un fichier au format csv afin de pouvoir créer une couche de texte délimitée sur le

---

<sup>39</sup> SIERM : Système d'Information sur l'Eau Rhin-Meuse.

logiciel QGIS. Cette couche de texte devient ensuite une couche « vecteur » qui projette la localisation géographique des différentes stations d'étude sur un plan sous la forme de points. La couche « vecteur » de la méthode QUALPHY est également projetée sur le même plan. Une zone tampon suffisamment étendue est créée autour de chaque station avec l'outil « tampon » du logiciel QGIS. Le but de cette zone tampon est de faire en sorte que les points représentant les stations puissent intersecter un tronçon de cours d'eau dont la qualité physique a été évaluée avec QUALPHY. Ainsi, l'outil « requête spatiale » sélectionne les stations qui intersectent un tronçon qui a été évalué avec QUALPHY puis crée une nouvelle couche « vecteur ». Enfin, l'outil « joindre les attributs par localisation » permet de lier la nouvelle couche créée à la couche « vecteur » de la méthode QUALPHY afin de récupérer les valeurs des différents indices QUALPHY pour les tronçons sur lesquels se situent nos stations. Le même principe a été appliqué concernant l'extraction des données du SYRAH-CE. Ainsi, seules les données SYRAH et QUALPHY localisées à proximité de la station, où a été réalisée une opération de prélèvement de macro-invertébrés, ont été prises en compte et non les données SYRAH et QUALPHY du bassin versant amont en raison de l'absence de chaînage dans ces données permettant de remonter à l'amont des cours d'eau. Par ailleurs, des indices concernant la qualité de l'habitat et du substrat ont été calculés sur la base des informations recueillies depuis les matrices MPCE.

Pour analyser les liens entre l'hydromorphologie (via SYRAH et QUALPHY) et l'indice  $I_2M_2$  ainsi que son outil, il a fallu procéder par plusieurs étapes au préalable. Etant donné que la caractérisation hydromorphologique n'a été réalisée qu'une seule fois, nous n'avons qu'une seule valeur de type hydromorphologique alors que nous avons plusieurs valeurs de type biologique pour une même station et ce, pour l'ensemble de nos stations d'étude. Les valeurs biologiques interannuelles (i.e. les indices  $I_2M_2$ , MPCE A+B et les probabilités d'impact issues de l'outil de diagnostic) ont été moyennées par station pour n'avoir qu'une seule variable biologique à corrélérer à une seule variable hydromorphologique pour une même station sur un lot de stations dont la variation interannuelle des variables biologiques est considérée assez faible<sup>40</sup> par le coefficient de variation pour que la moyenne calculée ne soit pas affectée par des valeurs extrêmes. De plus, les variables « fortes » et « très fortes » probabilités d'altération issues de SYRAH ont été regroupées en une seule variable de « forte » probabilité d'altération. Dans un souci de simplification, dans ce rapport, nous parlerons simplement de « probabilité d'altération » pour les différents paramètres hydromorphologiques.

#### IV-4 Catégorisation des données

Avant toute analyse statistique, il faut dans un premier temps caractériser le jeu de données dont nous disposons afin de savoir quel type de méthode statistique adopter. Les probabilités d'impact issues de l'outil correspondent à des variables quantitatives comprises entre 0 et 1 tout comme les probabilités d'altération hydromorphologique SYRAH. Les variables de pression chimique correspondent aux percentiles 90 des paramètres généraux de qualité de l'eau. Il s'agit également de variables quantitatives continues. Les indices de qualité physique QUALPHY correspondent aussi à des variables quantitatives. Une analyse de corrélation de type Spearman pourra donc être appliquée entre tous ces types de variables. En ce qui concerne les réponses comparées des indices  $I_2M_2$  et

---

<sup>40</sup> Une variabilité caractérisée par un coefficient de variation de 10% peut être considérée comme acceptable (Taylor, 2005). Nous avons donc sélectionné les stations pour lesquelles les probabilités moyennes d'altération hydromorphologique étaient inférieures à 10%.

MPCE A+B, qui sont des variables quantitatives, des corrélations de type Spearman pourront également être réalisées.

#### IV-5 Evaluation des capacités prédictives des pressions sur l'hydromorphologie par l'outil de diagnostic

Afin d'aller plus loin dans l'analyse de la pertinence de l'outil, outre les analyses de corrélation réalisées, une autre approche a été d'étudier les taux de correspondance (les vrais positifs et vrais négatifs) et les taux de non correspondance (les faux positifs et faux négatifs) entre les prédictions d'altération de l'outil de diagnostic et les prédictions d'altération hydromorphologique de SYRAH. Deux seuils ont été fixés pour chacun des paramètres élémentaires d'altération SYRAH : le premier seuil choisi se situe à 0,5 et correspond au seuil au-delà duquel une probabilité d'altération est considérée comme significative pour l'outil de diagnostic. Le deuxième seuil choisi est fixé à 0,6 et est basé sur le seuil choisi lors de l'état des lieux 2013 du compartiment hydromorphologique en Rhin-Meuse au-delà duquel une probabilité d'altération est considérée comme étant très forte.

Ensuite, un tableau de contingence d'un échantillon de 143 stations classées en fonction de leur niveau d'altération hydromorphologique SYRAH selon les seuils fixés précédemment a été construit pour chaque type de pression issue de l'outil de diagnostic qui puisse être confrontée aux altérations SYRAH. Il s'agit d'un tableau croisé à deux entrées : une première entrée avec les valeurs des variables hydromorphologiques observées avec SYRAH (i.e. une probabilité d'altération SYRAH) et une deuxième entrée avec les valeurs prédites par l'outil pour la variable hydromorphologique SYRAH correspondante.

Nous avons choisi de confronter les prédictions d'altération des modèles HD1, HD2 et HD3 aux prédictions d'altération de la structure des rives car ce sont des prédictions qui prennent bien en compte l'ensemble de ces altérations (urbanisation, altération de la ripisylve). Les prédictions du modèle HD4 ont été confrontées aux prédictions d'altération de la structure et du substrat du lit car il s'agit bien de la meilleure variable parmi celles qui existent pour étudier le risque de colmatage du lit. Enfin, les prédictions du modèle HD5 ont été confrontées aux prédictions d'altération de la quantité hydrologique car il s'agit du paramètre hydrologique qui se rapproche le plus du risque modélisé par HD5.

Dans nos différents tableaux croisés, nous avons dénombré le nombre de stations déclarées comme étant altérées à la fois par l'outil de diagnostic et par SYRAH : ce sont les « vrais positifs ». La proportion de vrais positifs parmi les stations déclarées altérées hydromorphologiquement par SYRAH détermine la sensibilité du modèle. La spécificité du modèle est, quant à elle, estimée par la proportion de « vrais négatifs » (i.e. le nombre de stations déclarées non altérées hydromorphologiquement par SYRAH et par l'outil de diagnostic). Le tableau permet également de calculer un taux de mauvaise classification du modèle qui constitue une estimation de l'erreur du modèle (Villeneuve *et al.*, 2012).

Par ailleurs, un autre indicateur d'efficacité, plus robuste statistiquement, a été calculé à partir de l'aire sous la courbe ROC (AUC). La courbe ROC (Receiver Operating Characteristic) correspond à la représentation graphique du lien existant entre la sensibilité et la spécificité d'un modèle calculée pour toutes les valeurs seuils possibles (Delacourt *et al.*, 2005). Autrement dit, elle exprime le taux de vrais positifs en ordonnées en fonction du taux de faux positifs en abscisses. Dans notre cas, l'AUC est un estimateur de la capacité de l'outil de diagnostic à prédire l'altération

hydromorphologique ou non d'une opération de prélèvement. Une échelle d'interprétation de la valeur de l'AUC a été mise au point par Swets (1988). L'efficacité du modèle est qualifiée d'excellente si l'AUC est supérieure à 0,9 ; elle est satisfaisante pour des valeurs d'AUC comprises entre 0,7 et 0,9 et faible pour des valeurs situées entre 0,5 et 0,7. La courbe ROC ainsi que l'AUC ont été calculées à l'aide du logiciel XLSTAT. La méthodologie employée ici permet simplement de vérifier si les altérations hydromorphologiques prédites par l'outil de diagnostic sont en accord avec les prédictions d'altération SYRAH issues de l'exploitation de données purement cartographiques.

La même démarche a été effectuée avec l'outil QUALPHY sur un échantillon de 91 stations en fixant deux seuils : un premier seuil inférieur strictement à 60% du très bon fonctionnement hydromorphologique du cours d'eau (qui correspond à la limite entre le bon état et ce qui ne relève pas du bon état selon l'échelle d'évaluation de QUALPHY) et un deuxième seuil inférieur strictement à 40% pour durcir l'évaluation (qui correspond à la limite entre l'état moyen et le mauvais état). Nous avons choisi de confronter les modèles HD1, HD3 et HD4 à l'indice de qualité physique du lit mineur QUALPHY pour plusieurs raisons. D'abord, parce qu'il s'agit du compartiment où est réalisé l'échantillonnage des macro-invertébrés. Ensuite, parce qu'il rend bien compte de l'état hydromorphologique du cours d'eau contrairement à l'indice de qualité physique du lit majeur de QUALPHY (et à l'indice global QUALPHY). En effet, ce dernier peut être biaisé par la présence de prairies dans le lit majeur qui vont faire augmenter la note et ce alors que le lit mineur du cours d'eau peut être dans le même temps très altéré hydromorphologiquement. Enfin, nous avons choisi de confronter le modèle HD2 à l'indice de qualité des berges parce que c'est celui qui se rapproche le plus à la notion de ripisylve.

#### IV-6 Coefficient de corrélation de Spearman

Le *coefficient de corrélation de Spearman* (noté rho ou r) permet de quantifier l'intensité et la direction d'un lien présumé entre deux variables quantitatives non-paramétriques. Il compare tous types de relations monotones contrairement au coefficient de Pearson qui ne compare que des relations monotones linéaires avec des données dont la distribution suit une loi normale. Le choix du coefficient de corrélation de Spearman se justifie par le fait qu'il ne nécessite pas de conditions de normalité des données et est moins sensible aux valeurs extrêmes que les autres coefficients de corrélation (Millot, 2009). Afin de pouvoir interpréter la valeur du coefficient, nous considérerons dans ce rapport que pour un coefficient de Spearman situé entre 0 et  $\pm 0,2$ , la liaison est négligeable ; elle est faible entre  $\pm 0,21$  et  $\pm 0,4$ , modérée entre  $\pm 0,41$  et  $\pm 0,6$ , forte entre  $\pm 0,61$  et  $0,8$  et très forte entre  $\pm 0,81$  et  $\pm 1$  (Shavelson, 1988 ; Taylor, 1990).

#### IV-7 Régression PLS

Afin de déterminer les relations linéaires qu'il existe entre une variable dépendante et plusieurs variables explicatives, la méthode la plus fréquemment employée en écologie demeure la régression linéaire multiple (Villeneuve *et al.*, 2012). Cette méthode de modélisation s'écrit comme suit :

$$Y = \alpha + \sum_{j=1}^p \beta_j X_j + \varepsilon$$

où Y est la variable dépendante,  $\alpha$  l'ordonnée à l'origine,  $\beta_j$  le paramètre estimé par la méthode des moindres carrés,  $X_j$  l'ensemble des variables explicatives et  $\varepsilon$  le résidu du modèle.

La régression PLS (Partial Least Square) est une extension de la régression linéaire multiple. Elle consiste à prédire une variable quantitative dépendante  $Y$  par un ensemble de  $p$  variables quantitatives explicatives  $X_1, \dots, X_p$ . Elle recherche de façon itérative une série de composantes dites PLS orthogonales entre elles et qui sont choisies afin de maximiser la covariance avec la variable explicative  $Y$  (Cornillon *et al.*, 2009). Une composante est considérée comme significative lorsque  $Q^2$  est supérieur à 0,097 (Eriksson, 1999). Dans notre étude, la construction de ce modèle va permettre de connaître non seulement la *part de variance* de l' $I_2M_2$  (et de l'indice MPCE A+B) expliquée par ces variables prédictives mais aussi l'*importance* - par l'intermédiaire des  $VIP^{41}$  - et le *sens* - par l'intermédiaire des coefficients normalisés - de l'effet de chacune de ces variables sur nos indices biotiques. Les variables les plus importantes possèdent une  $VIP$  supérieure à 1 et celles qui ont une  $VIP$  supérieure à 0,7 sont considérées comme étant influentes (Eriksson, 1999).

Les variables pour lesquelles la distribution des valeurs ne suivait pas la loi normale ont été log-transformées (Millot, 2009). L'ensemble des traitements statistiques dans ce rapport ont été réalisés à l'aide du logiciel XLSTAT (version 2016.03.31939).

## V – Résultats et discussion

Dans ce volet sont présentés et discutés les principaux résultats obtenus à la suite de l'exploration des données précédemment présentées sur la période 2007-2015 en Rhin-Meuse. Ces résultats s'appuient uniquement sur les stations et masses d'eau pour lesquelles nous disposons de données macro-invertébrés pour lesquelles l' $I_2M_2$  est calculable, tous les IBGN vrais ont été éliminés afin de ne pas fausser les comparaisons. Ainsi, ces résultats ne sont pas directement comparables aux évaluations réalisées sur l'ensemble du bassin. En outre, l'analyse des données est basée sur les seuils de classes de qualité de l' $I_2M_2$  qui sont actuellement provisoires et sur le script R dans sa version mise en ligne sur le site du SEEE au 1<sup>er</sup> avril 2016.

### **V-1 Comparaison indice $I_2M_2$ et MPCE A+B**

Sur la période 2007-2015 en Rhin-Meuse, nous disposons de 1459 opérations de prélèvement pour lesquelles ont pu être calculés l'indice  $I_2M_2$  et l'indice MPCE A+B (cf. Figure 3). Les valeurs les plus fréquemment rencontrées se situent entre 0,4 et 0,8 (807 opérations de prélèvement). L'indice  $I_2M_2$  est donc globalement indicateur d'un état macro-invertébrés bon à médiocre pour les stations du bassin Rhin-Meuse entre 2007 et 2015.

En passant à l'indice MPCE A+B, nous observons un décalage de l'allure de la distribution vers un état macro-invertébrés bon avec une partie tronquée sur la droite. Les valeurs les plus souvent rencontrées se situent entre 1 et 1,1 et certaines valeurs dépassent 1 en raison de valeurs de référence inférieures à la note observée. Pour 435 opérations de prélèvement (RCS, RCO et RRP) sur un total de 726 (soit 29,7%), les valeurs des EQR MPCE A+B sont supérieures à 1. Ce qui signifie que les valeurs de référence sont trop basses d'où un bon état qui est atteint facilement en utilisant l'indice MPCE A+B. L'indice MPCE A+B exprimé en EQR a donc tendance à être nettement plus optimiste que l' $I_2M_2$ . Néanmoins, cette différence doit être tempérée étant donné que ces deux indices possèdent des valeurs de seuils pour le bon état assez différentes entre elles (0,8 en moyenne pour l'indice MPCE A+B contre 0,5 pour l' $I_2M_2$  d'après l'arrêté d'évaluation 2015).

---

<sup>41</sup>  $VIP$  : Variable Importance in the Projection.

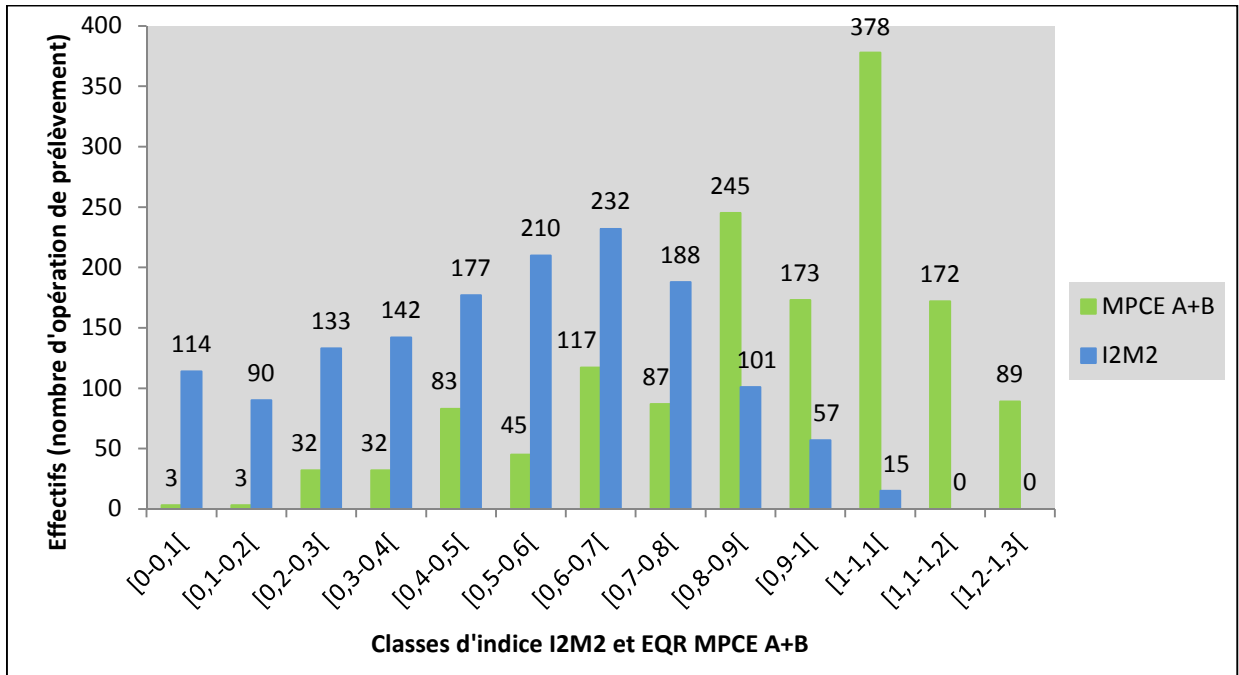


Figure 3 : Distribution des valeurs des indices  $I_2M_2$  et EQR MPCE A+B par classe en Rhin-Meuse entre 2007 et 2015 (source : données Rhin-Meuse, n=1459 opérations de prélèvement).

La figure 4 représente la corrélation entre l' $I_2M_2$  et l'EQR MPCE A+B. Les deux indices sont bien corrélés entre eux (coefficient de corrélation= 0,72) avec toutefois une dispersion non négligeable autour de la droite de régression. Les droites ( $d_1$ ) et ( $d_2$ ) en rouge, qui sont parallèles à la droite de régression linéaire, fournissent l'intervalle dans lequel se situe l'indice MPCE A+B pour un indice  $I_2M_2$  donné sur la droite de régression : [-0,5 ; 0,3]. La position de la droite de régression nettement au-dessus de ( $d_1$ ) illustre à nouveau que l'indice MPCE A+B exprimé en EQR est plus optimiste que l' $I_2M_2$ .

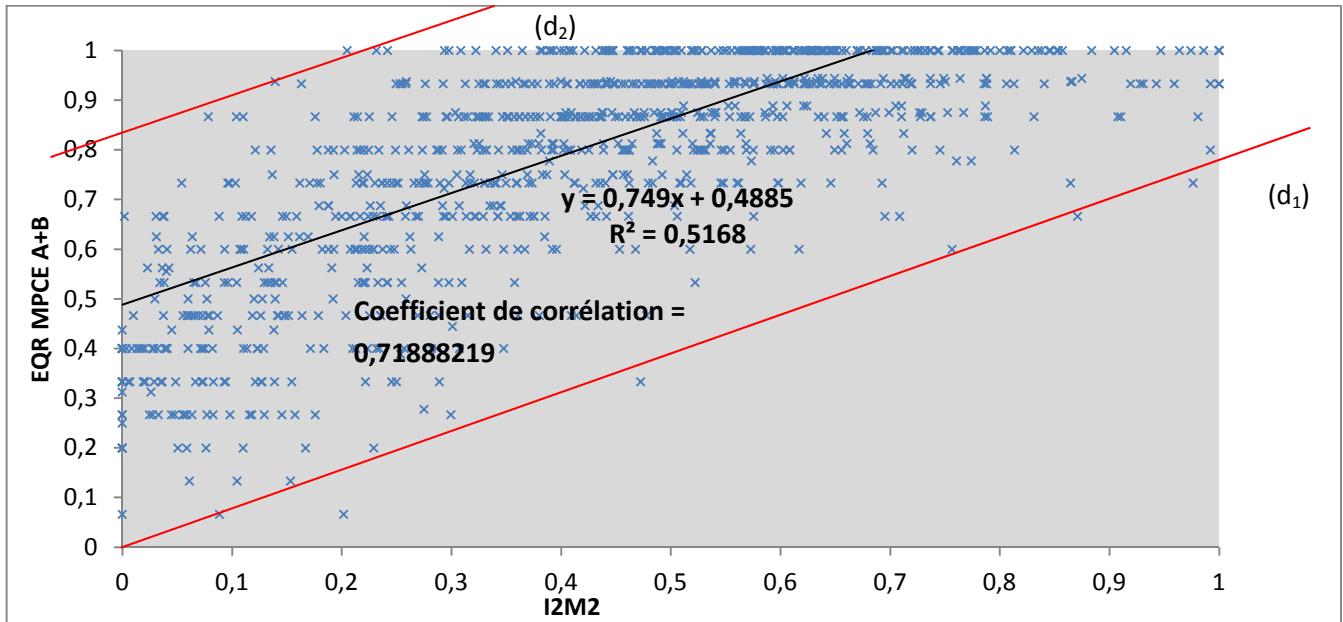


Figure 4 : Corrélation  $I_2M_2$ -EQR MPCE A+B (source : données Rhin-Meuse, n=1459 opérations de prélèvement).

Le nouvel indice macro-invertébrés  $I_2M_2$  n'est donc pas redondant par rapport à l'indice MPCE A+B mais il garde une signification globale similaire. Autrement dit, les deux indices reflètent

globalement les mêmes réponses des communautés de macro-invertébrés mais la qualification d'une opération de prélèvement donnée peut s'avérer relativement différente selon l'indice.

### V-1-1 Variabilité interannuelle des indices

Toute procédure d'acquisition de données et calcul d'indice présente une incertitude que l'on cherche à minimiser par la définition de protocoles d'acquisition précis, par le recours à des opérateurs compétents, par un suivi des conditions de réalisation des prestations... La méthode de calcul d'un indice à partir des listes faunistiques peut accentuer ou, au contraire, réduire cette incertitude. Il est donc intéressant de comparer  $I_2M_2$  et MPCE A+B sur ce point. Pour ce faire, nous allons comparer leur variabilité interannuelle sur des stations données, celle-ci étant due pour partie à ces incertitudes et pour partie à l'évolution des pressions anthropiques, aux variations climatiques etc.

Pour étudier la variabilité interannuelle des indices  $I_2M_2$  et MPCE A+B au niveau des stations, seules les stations du RCS pour lesquelles nous disposons des deux indices sur la période 2007-2015 ont été conservées, soit 45 stations du RCS. L'écart interquartile des valeurs d' $I_2M_2$  et d'indice MPCE A+B est l'estimateur qui a été choisi afin de mesurer la variabilité interannuelle des deux indices à l'échelle d'une station. L'avantage de cet écart est qu'il n'est pas affecté par des valeurs aberrantes au contraire de la variance. Ainsi, deux box plots ont été générés afin de représenter graphiquement la distribution statistique des écarts interquartiles par station de nos deux indices sur notre lot de 45 stations du RCS (cf. Figure 5).

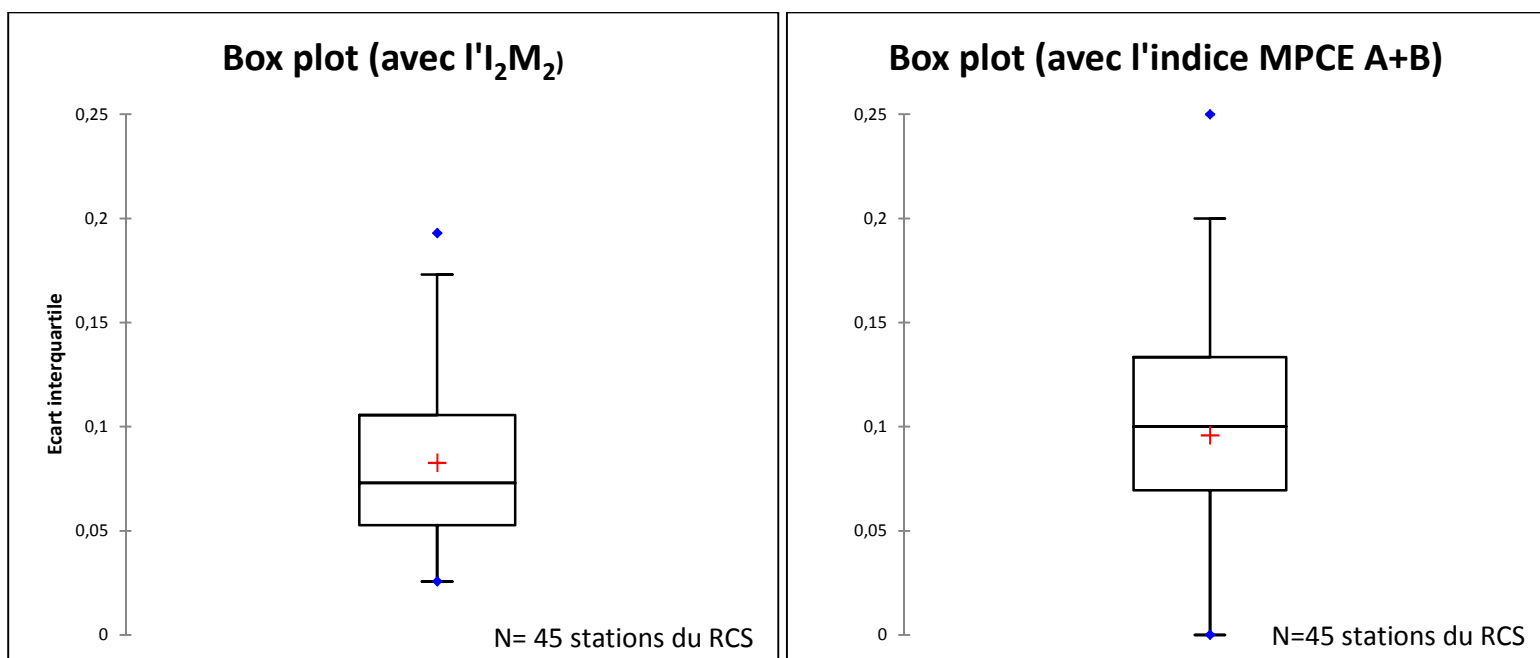


Figure 5 : Comparaison de la variabilité interannuelle des indices  $I_2M_2$  et EQR MPCE A+B à l'aide des box plots représentant la distribution des écarts interquartiles en EQR pour 45 stations du RCS. La boîte représente 50% du jeu de données. Les cibles en rouge indiquent la moyenne de la distribution tandis que les ronds en bleu donnent les valeurs extrêmes. Au risque  $\alpha=0,05$ , les distributions des deux échantillons ne sont significativement pas différentes d'après le test de Wilcoxon ( $p$ -value=0,139).

La position très proche des deux box plots révèle une variabilité interannuelle des deux indices macro-invertébrés similaire. Afin de savoir si ces deux distributions interannuelles sont significativement différentes, un test de Wilcoxon a été appliqué étant donné que nos deux

échantillons d'écart interquartiles sont appariés. Le test a révélé que les deux distributions ne sont pas significativement différentes avec un risque de 5%.

En résumé, il apparaît très clairement que les deux indices présentent une variabilité interannuelle de même importance. Le passage à l'indice  $I_2M_2$  n'apporte donc pas une meilleure stabilité interannuelle pour les valeurs caractérisant l'état macro-invertébrés par rapport à l'indice MPCE A+B et ne réduit donc pas significativement l'incertitude découlant du processus d'acquisition des données.

## V-2 Impact du passage de l'indice MPCE A+B à l'indice $I_2M_2$ sur l'évaluation des états DCE

Dans cette partie, nous allons analyser comment et dans quelle proportion se manifeste le changement d'indicateur aux différents stades d'évaluation des masses d'eau cours d'eau : état macro-invertébrés, état biologique, état écologique et état global. Nous nous focaliserons sur l'atteinte ou non du bon état qui demeure l'objectif principal poursuivi dans le cadre de l'application de la Directive Cadre sur l'Eau. Le *bon état* d'une masse d'eau de surface est défini lorsque l'*état écologique* et l'*état chimique* de cette masse d'eau sont au moins bons.

### V-2-1 Echelle stationnelle par année

Nous utilisons les données issues des stations appartenant uniquement au RCS car il s'agit des stations dont l'implantation vise à donner une image représentative de la qualité des eaux du bassin Rhin-Meuse (Manné, 2007).

Quelques précisions de vocabulaire. Le terme « années-stations » est le plus approprié pour caractériser un état d'évaluation dès que l'on passe à l'état biologique et au-delà puisque l'on agrège les données de l'opération de prélèvement macro-invertébré à des données qui proviennent d'autres opérations de prélèvement (diatomées, physico-chimie...). Le terme « opération de prélèvement » n'est donc utilisable que lorsque l'on parle des seuls macro-invertébrés.

A l'échelle des stations du RCS entre 2007 et 2014, le passage de l'indice MPCE A+B à l' $I_2M_2$  entraîne une diminution de la part des années-stations qui sont en bon état au niveau macro-invertébrés, biologique, écologique et global (cf. Figure 6). Cela confirme le caractère plus déclassant de l' $I_2M_2$  par rapport à l'indice MPCE A+B.

Une perte de 15% de la part de bon état est observée au niveau de l'état macro-invertébrés qui passe de 76% des opérations de prélèvement en bon état en utilisant l'indice MPCE A+B à 61% de bon état avec l' $I_2M_2$ . Cela est en adéquation avec le fait que l' $I_2M_2$  ait été construit en tenant compte d'une gamme de pressions chimiques et hydromorphologiques bien plus importante que l'indice MPCE A+B.



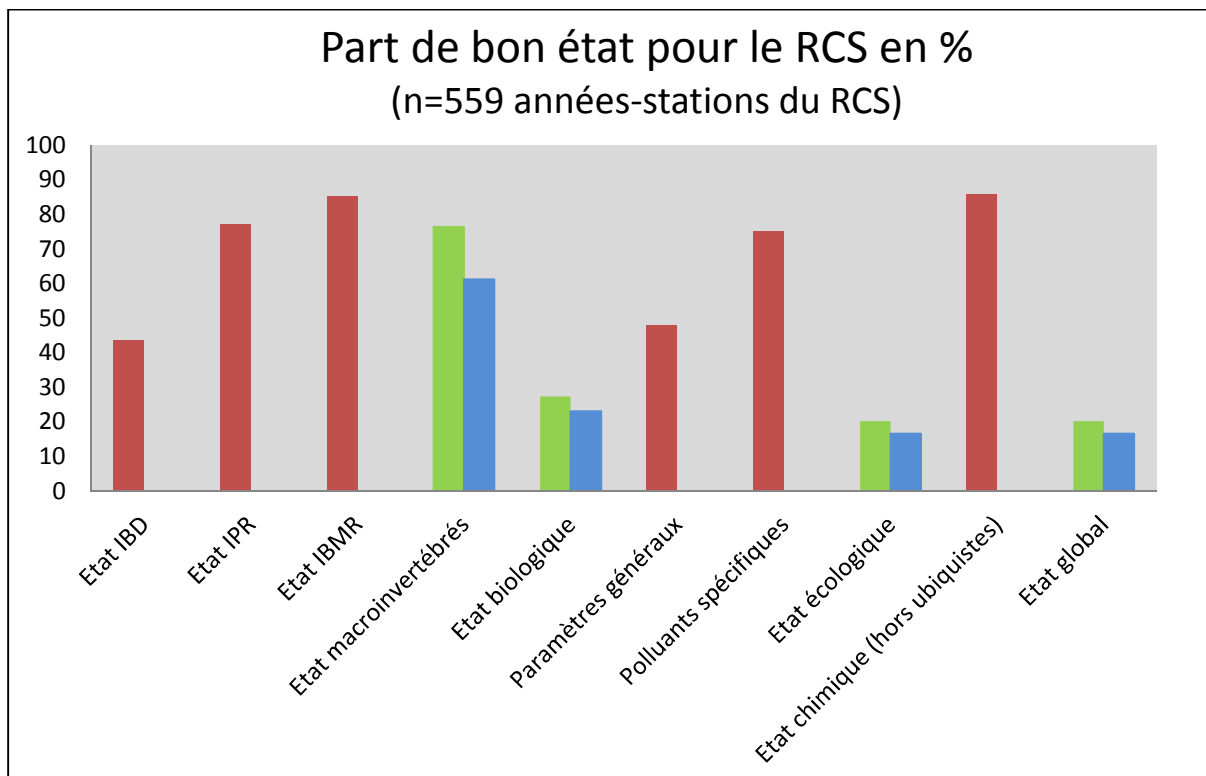


Figure 6 : Part de bon état (en %) aux différents états DCE entre 2007 et 2014 avec l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> et l'indice MPCE A+B pour les stations du RCS du bassin Rhin-Meuse (n=559 années-stations du RCS).

L'histogramme de la figure 6 révèle que l'évolution de la part de bon état connaît une diminution marquée surtout au niveau de l'état macro-invertébrés (15% d'écart) puis une relative stabilisation entre les états biologiques, écologiques et globaux (autour de 3%). L'impact du changement d'indices se dilue à mesure que l'on progresse dans les niveaux d'évaluation DCE. Au niveau de l'état écologique, le passage à l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> entraîne la perte de 3,6% de la part de bon état. Excepté pour 11 années-stations où la valeur de l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> est supérieure à la valeur de l'indice MPCE A+B (soit 2%), l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> n'est jamais plus optimiste que l'indice MPCE A+B. Les mêmes tendances globales s'observent pour les stations du RCO (cf. Annexe L).

Le changement d'indice induit au niveau macro-invertébrés une diminution par deux du nombre d'opérations de prélèvement du RCS en très bon état au profit d'une multiplication par deux du nombre d'opérations de prélèvement en bon état et surtout au profit d'une multiplication par sept du nombre d'opérations de prélèvement du RCS en mauvais état (cf. Annexe M). L'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> apparaît donc beaucoup plus déclassant que l'indice MPCE A+B.

En passant de l'état macro-invertébrés à l'état biologique, la part de bon état est divisée par trois environ. En effet, la contribution des indices biotiques au déclassement de l'état biologique révèle que 38% du déclassement est dû à l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> couplé à d'autres indices (cf. Figure 7) tandis que les déclassements hors I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> se situent à hauteur de 38 % également. La moitié du déclassement est donc liée au compartiment des macro-invertébrés (couplé avec d'autres compartiments) et l'autre moitié aux trois autres compartiments biologiques (i.e. diatomées, macrophytes et poissons). Ceci peut s'expliquer par le fait que les communautés de macro-invertébrés benthiques intègrent la qualité de l'eau et de l'hydromorphologie – tout comme les communautés piscicoles et les communautés de macrophytes aquatiques en partie – contrairement aux communautés de diatomées. Il est donc logique qu'ils participent davantage au déclassement. Néanmoins, c'est

toujours l'IBD qui demeure le support biologique déterminant pour l'évaluation de l'état biologique des eaux de surface.

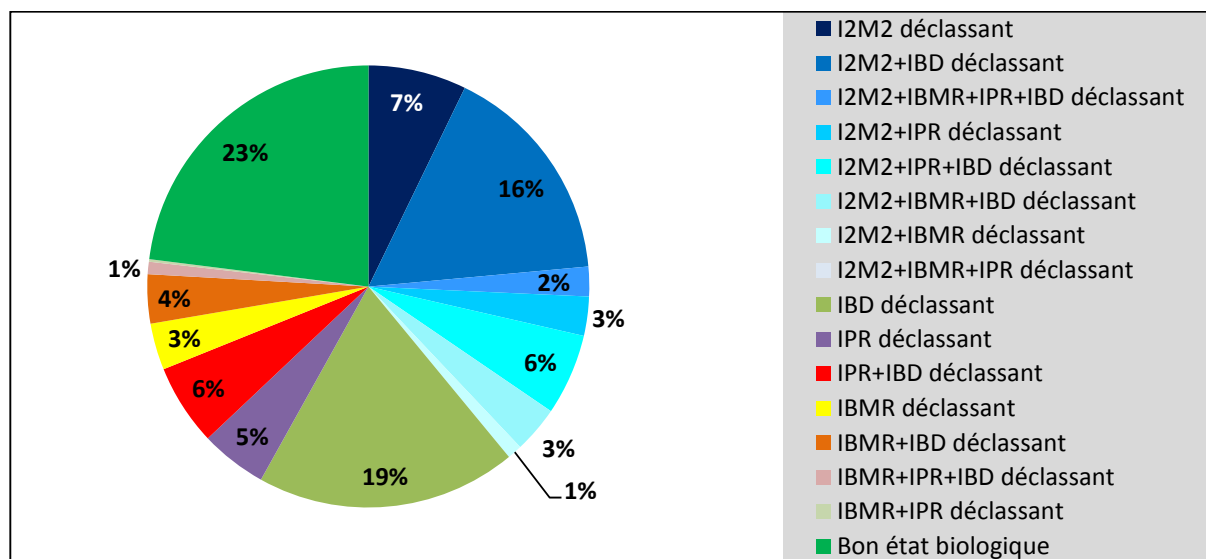


Figure 7 : Contribution au déclassement de l'état biologique en % lors du passage bon état-mauvais état à droite entre 2007 et 2014 (n=559 années-stations du RCS).

39% des opérations de prélèvement du RCS conservent la même classe d'état macro-invertébrés (cf. Figure 8). Dans 43% des cas, la mutation de l'indice MPCE A+B en I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> entraîne la perte d'une classe d'état macro-invertébrés. Le diagnostic I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> étant plus sévère que le diagnostic « IBGN équivalent », il sera toutefois possible de remonter la qualité d'un cours d'eau d'une voire de deux classes pour atteindre le bon état requis.

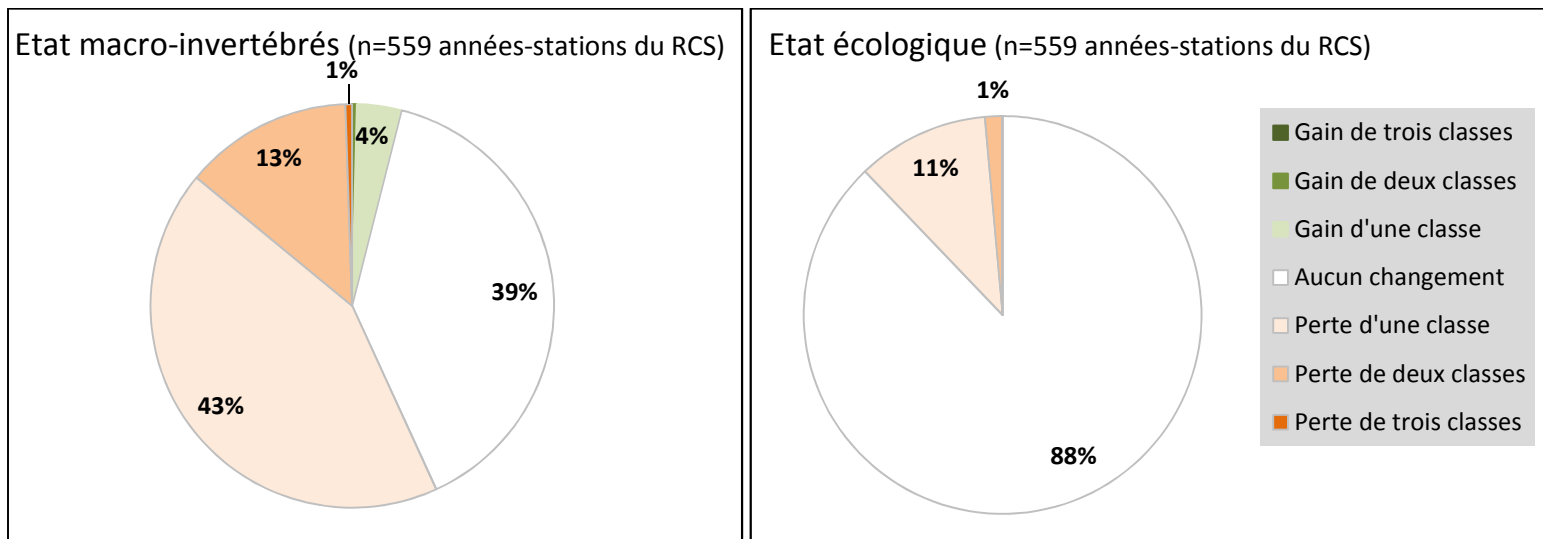


Figure 8 : Nombre de changements de classe d'état macro-invertébrés et d'état écologique à la station en passant de l'indice MPCE A+B à l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> entre 2007 et 2014 pour les stations du RCS (source : RCS).

Il est à noter que pour les opérations de prélèvement issues des stations appartenant au RRP, alors que la part de bon état macro-invertébrés est logiquement de 100% avec l'indice MPCE A+B, elle passe à 97% avec l'indice I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> (cf. Annexe N). Ce qui n'est pas surprenant étant donné que les stations de référence correspondent aux stations les moins anthropisés que nous avons trouvés. Cela démontre qu'au niveau des cours d'eau les moins anthropisés, ces derniers n'atteignent pas le bon état à 100% avec l'indice I<sub>2</sub>M<sub>2</sub>. Néanmoins, ce constat met en évidence que les conditions de références établies nationalement ainsi que les seuils de l'indice demeurent assez bien calibrés.

## V-2-2 Echelle de la masse d'eau (états sur trois ans)

Après avoir analysé les effets du changement d'indicateur à l'échelle des années-stations, nous allons voir ce que cela implique au niveau de l'évaluation des masses d'eau cours d'eau qui constitue l'unité d'évaluation au sens de la DCE. L'objectif est de voir si la transition années-stations vers masses d'eau ainsi que le passage de un à trois ans conduit ou non à une diminution des écarts constatés avec l'indice MPCE A+B.

A l'échelle des masses d'eau, seules les masses d'eau pour lesquelles nous disposons d'une valeur d'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> et d'une valeur d'indice MPCE A+B sur la période 2012-2013-2014 pour chaque masse d'eau ont été conservées. Notre échantillon comporte ainsi deux cent cinquante-cinq masses d'eau sur un total de six cent quatorze masses d'eau sur le bassin Rhin-Meuse. Il est important de souligner que cette période ne correspond pas à la dernière période d'évaluation officielle qui a eu lieu en 2011-2012-2013.

Le passage de l'indice MPCE A+B à l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> entraîne une baisse de la part des masses d'eau qui sont en bon état macro-invertébrés, biologique, écologique et global (cf. Figure 9). La part de bon état macro-invertébrés passe de 71% en utilisant l'indice MPCE A+B à seulement 49% avec l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> soit une perte de pourcentage de bon état d'environ 20% (contre 15% à l'échelle stationnelle soit le même ordre de grandeur). En outre, la part de bon état écologique perd 3% en utilisant l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> soit le même ordre de grandeur qu'à l'échelle stationnelle.

D'autre part, le changement d'indice engendre une division par deux de la part des masses d'eau en très bon état macro-invertébrés au profit d'une multiplication par quatre du nombre de classes d'état mauvais, et par deux du nombre de classes d'état médiocre (cf. Annexe O).

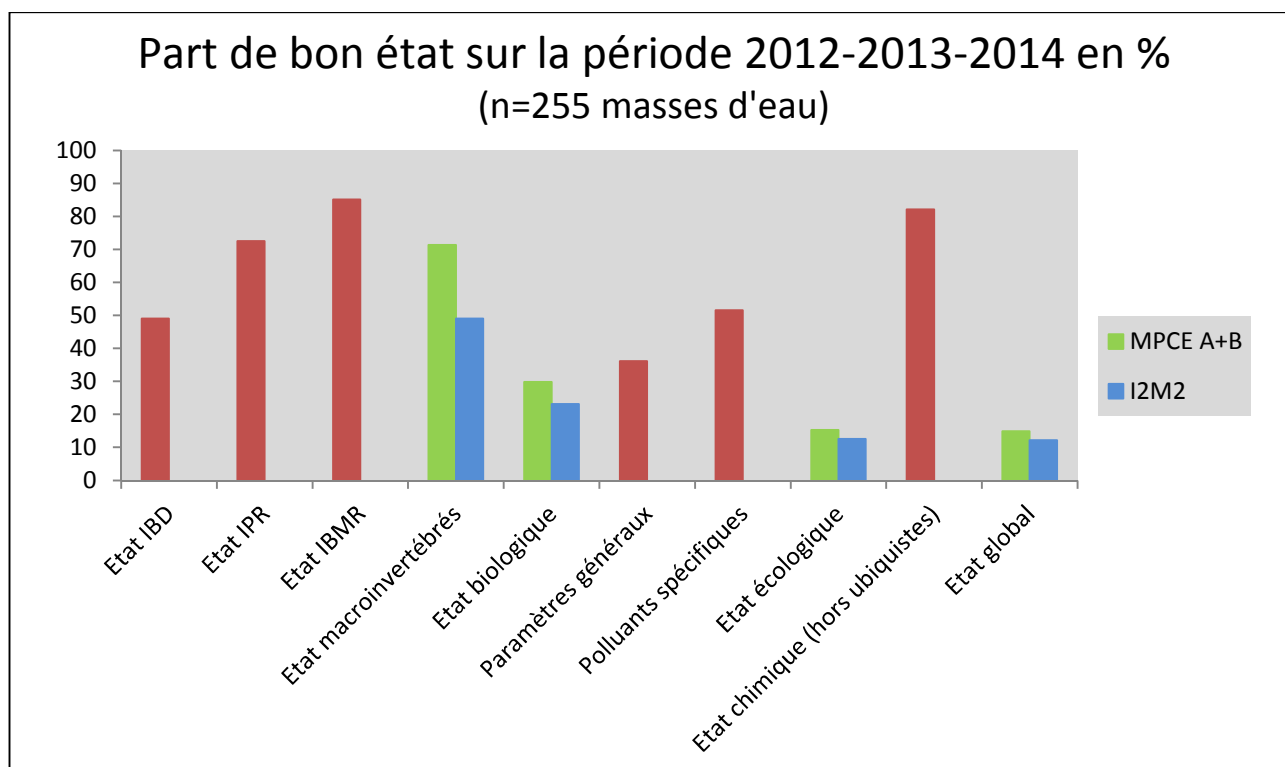


Figure 9 : Part de bon état (en %) aux différents états DCE sur la période 2012-2013-2014 pour les masses d'eau cours d'eau du bassin Rhin-Meuse (source : RCS, RCO, RRP).

En passant de l'état macro-invertébrés à l'état biologique, une diminution par deux de la part de bon état est observée. Ce qui peut s'expliquer par une contribution de l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> couplé aux autres indices biologiques au déclasserement de l'état biologique de l'ordre de 52% lors du passage bon état-mauvais état (cf. Figure 10).

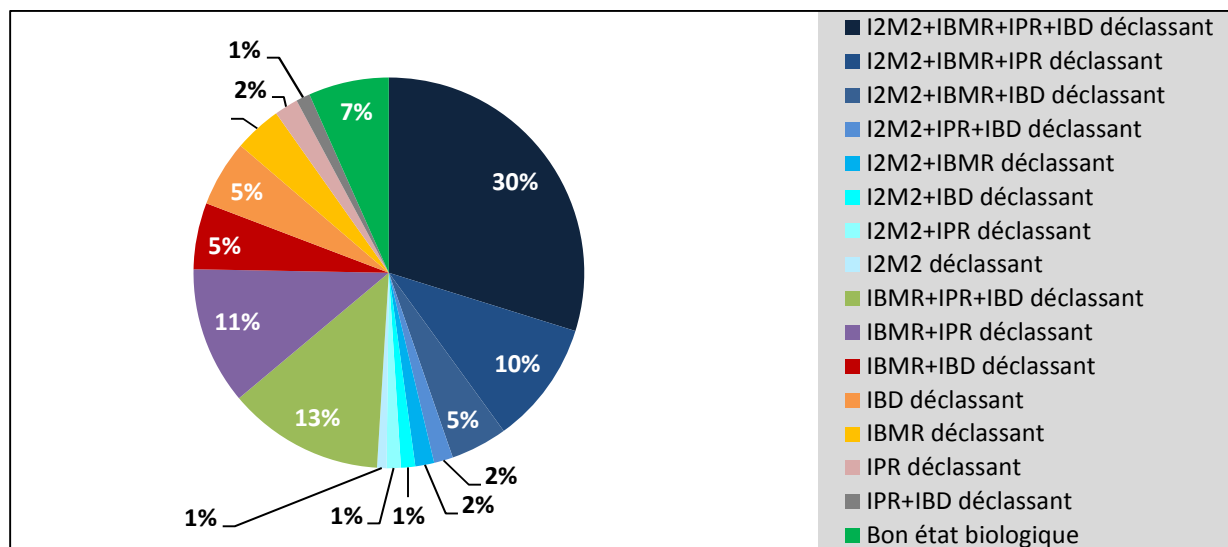


Figure 10 : Contribution au déclasserement de l'état biologique en % lors du passage bon état-mauvais état (n=255 masses d'eau).

Les 48% restants se partagent entre plusieurs combinaisons d'indices notamment l'IBMR, l'IPR et l'IBD ainsi que l'IBMR et l'IPR qui déclassent l'état biologique respectivement à hauteur de 13% et 11%.

L'analyse du nombre de changement de classe d'état sur la période 2012-2013-2014 montre que seules 39% des masses d'eau conservent la même classe d'état au niveau macro-invertébrés (cf. Figure 11). Le passage de l'indice MPCE A+B à l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> entraîne la perte d'une classe voire de deux classes d'état macro-invertébrés respectivement dans 39% et 15% des cas. Cela signifie que les 39% sont bien répartis sur toute l'étendue des valeurs de la classe. Ainsi, le fait que les déclasserements soient fréquemment d'une classe indique que l'on n'est pas sur une question d'effet de seuil.

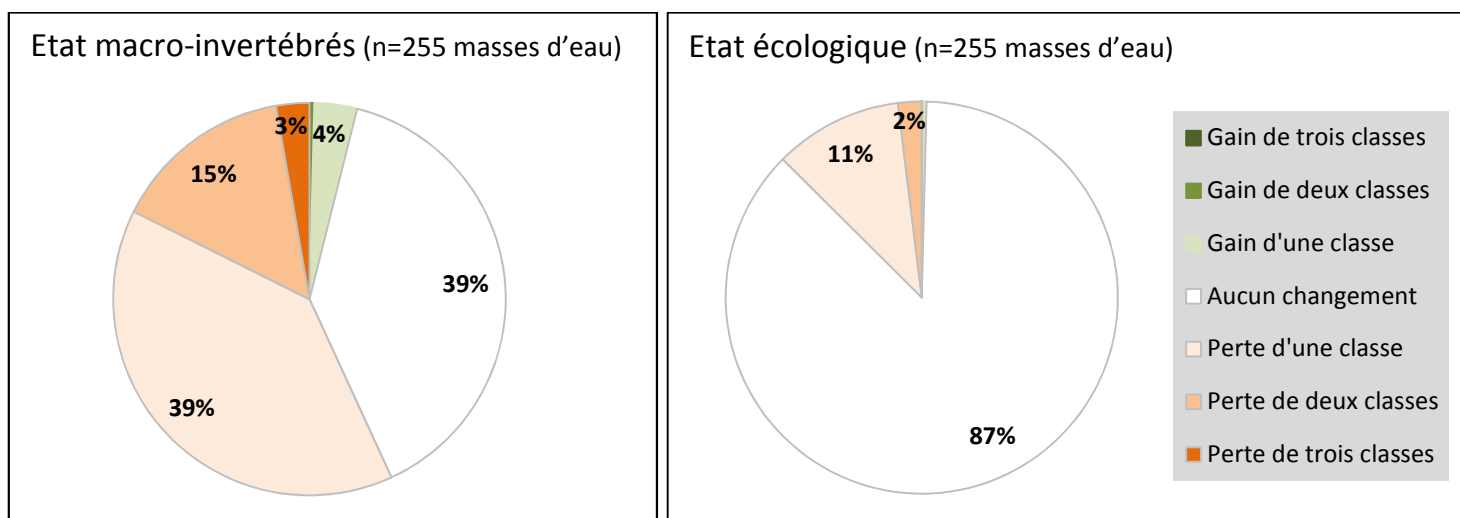


Figure 11 : Nombre de changements de classe d'état macro-invertébrés et d'état écologique en passant de l'indice MPCE A+B à l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> sur la période 2012-2013-2014 pour les masses d'eau cours d'eau (source : RCS, RCO, RRP).

En revanche, à l'état écologique, ce sont près de 87% des masses d'eau qui conservent la même classe d'état écologique et donc près de 13% des masses d'eau qui voient leur classe changer en passant à l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub>. Plus précisément, au niveau du passage entre le bon état et le mauvais état, parmi les trente-neuf masses d'eau en bon état écologique sur notre échantillon de deux cent cinquante-cinq masses d'eau, ce changement d'indicateur entraîne la perte d'une classe d'état écologique pour cinq masses d'eau et de deux classes pour deux masses d'eau sur la période 2012-2013-2014.

Rappelons que les résultats obtenus ne reflètent pas exactement la situation réelle du bassin puisque seules les stations et masses d'eau où l'on dispose de données pour les deux indices macro-invertébrés ont été conservées (soit 255 masses d'eau sur 614 masses d'eau au total dans le bassin Rhin-Meuse, avec, du fait de la construction du réseau RCO, une sur représentation des masses d'eau considérées comme étant à risque de non atteinte du bon état, partiellement compensée par les stations du RRP). Il existe donc un biais dans l'analyse de nos données. Cependant, la dernière évaluation de l'état des masses d'eau faisait part de 18% des masses d'eau en bon état écologique et de 49% des masses d'eau en bon état chimique sur le bassin Rhin-Meuse. Notre échantillon de masses d'eau reste donc assez proche de la situation constatée lors de la dernière évaluation officielle. Ainsi, nous pouvons en tirer des enseignements importants concernant les objectifs d'état des masses d'eau de surface.

Nous pouvons constater que les tendances observées à l'échelle des stations se retrouvent logiquement à l'échelle des masses d'eau. L'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> demeure plus déclassant que l'indice MPCE A+B au regard de l'évaluation de l'état des masses d'eau cours d'eau. Les objectifs inscrits dans le SDAGE 2016-2021 visent à ce que 44% des masses d'eau de surface soient en bon état (ou potentiel) écologique d'ici à 2021 sur le bassin Rhin-Meuse. Le dernier état des lieux de 2015 a montré que 20% de l'ensemble des masses d'eau de surface du bassin Rhin-Meuse étaient en bon état (ou potentiel) écologique.

D'après nos résultats, le passage à l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> induit une perte de 3% de la part de bon état écologique. De plus, il faut rappeler que l'IPR va être remplacé par l'IPR+ qui induit probablement également un petit pourcentage de perte de la part de bon état écologique (Sébastien Manné, communication personnelle). Par conséquent, nous pouvons penser que l'objectif des 44% de bon état sera difficilement atteignable d'ici à 2021, d'une part parce que l'on va repartir d'un taux de bon état inférieur à 20% du fait des changements d'indices et qu'il y aura donc plus de 24% à gagner (au moins 27%). D'après nos résultats, parmi les trente-neuf masses d'eau en bon état écologique sur la période 2012-2013-2014, ce sont cinq masses d'eau qui perdent une classe d'état écologique et deux masses d'eau qui en perdent deux. Ces masses d'eau actuellement déclarées en bon état se retrouveront donc déclassées et contraintes de prendre à nouveau des mesures afin de réduire les pressions anthropiques. Mais, d'autre part, le gain de masses d'eau en bon état de 27% ou plus sera lui aussi rendu plus difficile par le changement d'indices. Pour toutes ces raisons, ces changements d'indicateur vont induire des conséquences économiques non négligeables pour l'Agence. Ces constats s'avèreraient exacts dans la mesure où les seuils provisoires actuels de classes d'état de l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> (et de l'IPR+) venaient à être validés lors du processus d'intercalibration européenne.

### V-3 Pertinence de l’outil de diagnostic face aux pressions physico-chimiques et hydromorphologiques

L’adoption de la DCE a mis en exergue la nécessité d’évaluer les risques d’altération de la qualité des masses d’eau en considérant individuellement les différentes catégories de pressions anthropiques. Dans le but d’identifier de manière plus ciblée les causes probables de dégradation de l’état écologique des cours d’eau, un outil d’évaluation des risques écologiques a été conçu en complément de l’I<sub>2</sub>M<sub>2</sub>. En prédisant et en distinguant les effets de multiples pressions potentielles à large échelle, cet outil pourrait permettre de hiérarchiser les options de gestion afin d’améliorer plus efficacement la qualité écologique des cours d’eau (Townsend *et al.*, 2008). Dans cette partie, nous allons examiner la pertinence de cet outil face aux pressions physico-chimiques et hydromorphologiques en se basant sur les données dont nous disposons dans le bassin Rhin-Meuse entre 2007 et 2015.

#### V-3-1 Qualité des corrélations présumées et limites de l’approche

##### V-3-1-1 Pressions chimiques

Le tableau 4 suivant présente la matrice des corrélations entre les prédictions de pressions chimiques issues de l’outil de diagnostic (modèles WQ1 à WQ8) et les paramètres généraux de qualité de l’eau échantillonnés 6 mois avant le prélèvement de macro-invertébrés.

**Tableau 4 : Matrice des corrélations entre les prédictions de pression chimique issues de l’outil de diagnostic et les percentiles 90 (qui correspondent aux maximums car il y a moins de dix valeurs) des paramètres généraux de qualité de l’eau échantillonnés durant les 6 mois précédant le prélèvement de macro-invertébrés (n=972 opérations de prélèvement).**

Variables	Matières organiques & oxydables (WQ1)	Matières azotées hors nitrates (WQ2)	Nitrates (WQ3)	Matières phosphorées (WQ4)	Acidification (WQ6)
pH de l’eau	0,172	0,261	0,342	0,267	0,153
Oxygène dissous	-0,241	-0,226	-0,125	-0,233	-0,173
Taux de saturation	-0,260	-0,220	-0,065	-0,217	-0,111
DBO <sub>5</sub>	0,370	0,424	0,135	0,445	0,310
DCO	0,372	0,391	0,105	0,420	0,302
Carbone organique	0,447	0,441	0,211	0,469	0,360
Ammonium	0,551	0,638	0,277	0,647	0,247
Nitrites	0,642	0,745	0,469	0,764	0,358
Nitrates	0,409	0,510	0,673	0,508	0,246
Phosphore total	0,525	0,603	0,289	0,653	0,339
Orthophosphates	0,540	0,632	0,334	0,674	0,301
Conductivité	0,583	0,659	0,596	0,671	0,360
Calcium	0,526	0,605	0,628	0,603	0,304
Magnésium	0,531	0,592	0,498	0,622	0,369
Chlorures	0,548	0,646	0,395	0,675	0,313
Sulfates	0,548	0,615	0,509	0,635	0,395

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification  $\alpha=0,05$ .

Les valeurs en vert indiquent une corrélation d’intensité modérée ( $0,4 < r < 0,6$ ), en rouge une corrélation d’intensité forte ( $0,6 < r < 0,8$ ).

Les encadrés en orange indiquent les corrélations attendues entre deux variables données.

D'emblée, nous pouvons remarquer que les prédictions des modèles sont corrélées avec une grande partie de la chimie mesurée durant les 6 mois précédant le prélèvement de macro-invertébrés (cf. Tableau 4). Ces prédictions ne nous permettent donc pas de distinguer les différentes pressions chimiques. Ces nombreuses corrélations sont pour la plupart des corrélations qui sont induites. En effet, il existe une relation directe entre la conductivité et la charge polluante mais aussi indirecte avec le fait que les rivières les moins polluées sont souvent situées dans les secteurs vosgiens peu minéralisés de tête de bassin versant alors que les aval de cours d'eau sont plus chargés et plus minéralisés (cf. Annexe P).

Matières organiques et oxydables (modèle WQ1) : les probabilités de pression issues de WQ1 sont corrélées positivement avec une intensité modérée à l'ammonium et au carbone organique dissous respectivement avec des coefficients de  $r=0,551$  et  $r=0,447$ . Les corrélations avec la  $DBO_5$ , la DCO, l'oxygène dissous et le taux de saturation en oxygène demeurent faibles ( $r<0,4$ ). Ainsi, le modèle WQ1 se révèle être moyennement pertinent.

Matières azotées hors nitrates (modèle WQ2) : une corrélation forte et positive entre les probabilités de pression WQ2 et l'ammonium ( $r=0,638$ ) ainsi qu'avec les nitrites ( $r=0,745$ ), mesurés durant les 6 mois précédant le prélèvement de macro-invertébrés, est constatée. Le fait que les modèles WQ1 et WQ2 aient les mêmes réponses aux pressions chimiques s'explique par la forte corrélation qu'il existe entre les paramètres chimiques de ces deux modèles ( $r=0,859$ ) à l'origine de nombreuses corrélations induites (e.g. WQ1 est corrélé fortement avec les nitrites qui sont pourtant spécifiques à WQ2).

Nitrates (modèle WQ3) : une corrélation forte et positive entre les probabilités de pression WQ3 et les nitrates ( $r=0,673$ ) est également constatée.

Matières phosphorées (modèle WQ4) : une corrélation forte et positive est observée avec le phosphore total ( $r=0,653$ ) et avec les orthophosphates ( $r=0,674$ ) mesurés 6 mois précédant le prélèvement de macro-invertébrés. Nous savons que les ions orthophosphates, ammoniums, nitrites et la minéralisation (ions sulfate, chlorure...) sont corrélés à la conductivité, ce qui explique la corrélation induite entre les prédictions de WQ4 et les ions nitrites et ammoniums ainsi qu'avec la minéralisation.

Acidification (modèle WQ6) : en revanche, une corrélation négative et d'intensité négligeable mais toutefois bien négative est constatée avec le pH de l'eau ( $r=-0,153$ ).

Pour les paramètres généraux mesurés durant les 12 mois précédant le prélèvement de macro-invertébrés, les mêmes tendances de corrélations sont observées (cf. Annexe Q). Néanmoins, hormis pour les nitrates et le carbone organique, les corrélations entre les probabilités d'altération issues des modèles et les différents paramètres chimiques mesurés 12 mois avant le prélèvement sont d'une intensité légèrement plus forte qu'avec les paramètres chimiques mesurés 6 mois avant le prélèvement. Ceci s'explique par une meilleure pertinence des percentiles 90 durant les 12 mois précédant le prélèvement de macro-invertébrés plutôt que durant les 6 mois. En effet, les percentiles 90 des paramètres mesurés durant les six mois correspondent au maximum des valeurs des paramètres mesurés durant les six mois précédant le prélèvement de macro-invertébrés. L'avantage des percentiles 90 est de ne pas tenir compte des valeurs aberrantes qui peuvent être présentes dans le jeu de données.

Pesticides (modèle WQ8) : aucune corrélation d'intensité modérée ou forte n'a pu être établie avec les différents indices pesticides que nous avons calculés (cf. Annexe R).

### V-3-1-2 Pressions hydromorphologiques

Les nombreux travaux de recherche scientifique ont permis d'acquérir une bonne connaissance des relations entre la biologie et la qualité de l'eau. Les fortes corrélations que nous avons obtenues témoignent des liens directs de cause à effet qu'il existe entre les pressions d'ordre chimique et les communautés biologiques. Néanmoins, les liens entre la qualité physique de l'habitat des cours d'eau et la biologie demeurent à l'heure actuelle encore très mal appréciés en raison de leur complexité. De plus, malgré la mise au point et le déploiement de plusieurs méthodes et protocoles de caractérisation de l'hydromorphologie en France (QUALPHY, IAM, SYRAH, CARHYCE,...) aucun indicateur de l'état hydromorphologique des cours d'eau n'a encore été mis en place dans le cadre de la DCE. Il s'agit dans ce travail de réaliser une première exploration des données pour évaluer la pertinence de l'outil de diagnostic par rapport aux pressions sur l'hydromorphologie qu'il cherche à prédire.

L'un des premiers problèmes, méthodologiques, identifiés pour confronter les données provient du fait que les modèles de l'outil ne déterminent qu'une seule valeur caractéristique pour chaque pression alors que l'évaluation des pressions hydromorphologiques via SYRAH donne des valeurs de probabilités d'altération affectées à 5 classes (très faible, faible, moyen, fort, très fort). L'autre difficulté est de sélectionner, parmi les types de pressions évalués par SYRAH, lesquels correspondent aux différents modèles de l'outil visant à estimer la dégradation de l'habitat physique, notamment pour les modèles HD1 (voies de communication) et HD3 (urbanisation) qui décrivent un environnement de pressions et non un paramètre hydromorphologique ciblé comme les modèles HD2 (ripisylve), HD4 (colmatage) et HD5 (hydrologie).

La première approche adoptée a été de réaliser des corrélations entre les moyennes des probabilités issues de l'outil et les probabilités d'altération SYRAH en prenant en compte l'ensemble des stations pour lesquelles nous disposons des valeurs (soit 143 stations). Hormis pour le modèle HD3 qui présentait des corrélations d'intensité modérée avec les probabilités d'altération de la structure du lit et d'altération de la profondeur et de la largeur du lit, aucune corrélation supérieure à 0,46 n'a été observée.

La deuxième approche a été de soustraire les pressions chimiques qui s'exercent sur le milieu afin de faire mieux ressortir les liens entre les probabilités issues de l'outil et l'hydromorphologie. Ainsi, sur notre lot total de 143 stations, seules les stations en bon état physico-chimique entre 2007 et 2014 ont été conservées, soit au total 24 stations. Le tableau, situé en annexe S, présente la matrice des corrélations entre les prédictions de pressions hydromorphologiques issues de l'outil de diagnostic et les probabilités d'altération hydromorphologique SYRAH à l'échelle de l'USRA.

Voies de communication (modèle HD1) : les probabilités d'altération générées par HD1 sont corrélées positivement et de façon modérée avec les probabilités d'altération de la structure de la rive des cours d'eau ( $r=0,491$ ) ainsi qu'avec les probabilités d'altération de la continuité latérale ( $r=0,481$ ).

Intensité d'urbanisation (modèle HD3) : des corrélations positives sont observées avec les probabilités d'altération de la structure de la rive d'une intensité forte ( $r=0,609$ ), avec les probabilités



d'altération de la profondeur et de la largeur des cours d'eau avec une intensité modérée également ( $r=0,504$ ) mais surtout avec les probabilités d'altération de la continuité latérale ( $r=0,701$ ).

Risque de colmatage : des corrélations positives et d'intensité faible sont observées entre les probabilités d'altération générées par HD4 et les probabilités d'altération de la structure et du lit des cours d'eau ( $r=0,206$ ).

Nous pouvons donc observer que les plus fortes corrélations qui sont attendues avec les données issues de SYRAH se situent autour de 0,7 et concernent uniquement le modèle HD3 (intensité d'urbanisation). Nous pouvons noter également des corrélations modérées avec le modèle HD1 (voies de communication). Mais pour les modèles HD2, HD4 et HD5, les corrélations sont au mieux d'intensité modérée. Les corrélations sont néanmoins plus nombreuses et d'une intensité bien plus forte que dans le cas où les pressions chimiques sont présentes, laissant à penser que les problèmes de qualité d'eau, lorsqu'ils existent, « masquent » en partie les pressions hydromorphologiques (corrélations de 0,46 avec HD3 en présence des pressions chimiques).

Ces corrélations de faible intensité sont liées à plusieurs facteurs. D'abord, la construction des probabilités de l'outil de diagnostic ne se réfère qu'à une partie seulement des métriques utilisées pour construire les probabilités d'altération SYRAH. Par exemple, la probabilité d'altération du substrat par SYRAH prend en compte quatre métriques alors que seule la métrique « risque potentiel d'érosion des sols » est considérée par le modèle de l'outil de diagnostic. A cela, il faut rajouter le fait qu'il s'agit là de corrélations analysées à travers le prisme de deux modèles probabilistes. Ce ne sont pas des corrélations directes entre les communautés de macro-invertébrés et les pressions hydromorphologiques. La nature des données que nous avons ne nous permet pas de déterminer la force du lien qui existe entre ces deux compartiments mais plutôt l'intensité du lien entre les résultats de ces deux outils d'évaluation des altérations hydromorphologiques. Enfin, un autre biais peut être dû aux temps de réponse des communautés de macro-invertébrés aux pressions sur l'hydromorphologie qui sont principalement fonctions des réservoirs biologiques présents dans le bassin versant qui constituent des sources de colonisation des milieux par les macro-invertébrés. Enfin, seules les données SYRAH à proximité de la station ont été prises en compte et non les altérations sur le bassin-versant amont (traitement prévu initialement mais non réalisé par absence de chaînage dans la table des tronçons SYRAH).

Une analyse de corrélation a également été réalisée en croisant les prédictions moyennes d'altération issues de l'outil et les différents indices de qualité du milieu physique QUALPHY (cf. Annexe T). Malgré les relevés de terrain sous-tendant la méthode QUALPHY (évaluation de la qualité hydromorphologique et non pas des pressions), aucune corrélation d'intensité au moins modérée n'est observée entre les variables qui devraient l'être. Plusieurs facteurs peuvent expliquer ces très faibles corrélations. Les arguments développés précédemment pour SYRAH concernant l'hydromorphologie en général restent également valables. Il convient de rajouter le fait que la méthode QUALPHY a été appliquée dans les années 1990 jusqu'au début des années 2000 et que notre jeu de données macroinvertébrés s'étend entre 2007 et 2015. Le milieu physique a donc pu subir depuis, soit de nouvelles pressions et altérations anthropiques, soit au contraire des restaurations qui ont influencé la composition des communautés de macro-invertébrés. De plus, par sa conception même, la méthode QUALPHY est sujette à variabilité inter-opérateurs (contrairement à la méthode SYRAH qui consiste en un traitement homogène au niveau national de données cartographiques).

L'analyse de ces différentes corrélations montre que l'outil de diagnostic se révèle très pertinent pour prédire les pressions chimiques de type matières organiques et oxydables, matières azotées, nitrates et matières phosphorées qui s'exercent sur les écosystèmes aquatiques (fortes corrélations). Cependant, l'outil de diagnostic n'est pas en capacité, à l'heure actuelle, de préjuger les pressions chimiques de type acidification, pesticides qui agissent sur les milieux aquatiques. De plus, concernant les altérations hydromorphologiques qui s'opèrent sur le milieu, les prédictions de l'outil sont globalement faiblement corrélées avec les données SYRAH et QUALPHY qui caractérisent bien le milieu physique. Compte tenu des limites méthodologiques évoquées précédemment, il convient de garder une réserve quant aux indications que l'on peut tirer de ces corrélations. Notre approche ne nous permet pas de tirer des conclusions solides sur la pertinence (positive ou négative) de l'outil de diagnostic. L'acquisition de données hydromorphologiques plus précises sur le lit mineur paraît nécessaire pour avoir de meilleures corrélations.

### **V-3-2 Evaluation des capacités prédictives des pressions sur l'hydromorphologie par l'outil de diagnostic**

Afin de s'affranchir des limites de la méthode précédente, nous avons utilisé une autre démarche méthodologique qui consiste à analyser les correspondances, et non plus les corrélations, entre les prédictions d'altération hydromorphologique décrites par l'outil de diagnostic et celles décrites par SYRAH et QUALPHY.

#### **V-3-2-1 Avec SYRAH**

Les modèles probabilistes s'évaluent par leur capacité à bien prédire (i.e. à bien classer). Ainsi, la capacité des différents modèles (inclus à l'heure actuelle dans l'outil de diagnostic) à prédire un contexte d'altération hydromorphologique au niveau d'un site donné a été analysée en les confrontant aux probabilités d'altération hydromorphologique correspondantes issues des modèles SYRAH sur un jeu de données comprenant 143 stations (RCS, RCO et RRP). L'ensemble des différents indices d'efficacité des modèles de l'outil sont présentés dans le tableau 5 ci-dessous. Les tableaux de contingence des cinq modèles liés à la dégradation de l'habitat physique qui ont permis de calculer ces indices sont situés en annexe U.

L'analyse des correspondances entre les pressions prédites par les modèles HD1, HD2 et HD3 et les probabilités d'altération de la structure de la rive des cours d'eau démontre que la sensibilité de ces trois modèles augmente quand le seuil des probabilités SYRAH passe de 0,5 à 0,6 même si cette augmentation n'est pas significative d'un point de vue statistique (test de comparaison de deux proportions au risque 5%). En particulier, elle atteint les valeurs de 0,85 pour les modèles HD2 et HD3 (cf. Tableau 5). Autrement dit, cela signifie qu'il existe une bonne correspondance entre les prédictions d'altération des modèles issus de l'outil (HD2 et HD3) et les prédictions d'altération des modèles de SYRAH correspondants dans le cas où l'on est presque sûr qu'il y ait une altération hydromorphologique du milieu avec SYRAH (i.e. au seuil de 0,6 = probabilité forte + probabilité très forte). En revanche, les aires sous la courbe de ces deux modèles se situent autour de 0,75 signifiant que ces correspondances sont plutôt moyennes. Les taux d'erreur de classification augmentent en passant du seuil de 0,5 au seuil de 0,6 en raison d'un nombre plus important de cas où il n'y a pas de correspondance entre les prédictions des deux modèles.

Tableau 5 : indices d'efficacité pour les cinq modèles de prédiction d'altération de l'hydromorphologie confrontés aux probabilités d'altération SYRAH (n=143 stations) : les prédictions d'altération des modèles HD1, HD2 et HD3 ont été confrontées aux prédictions d'altération de la structure des rives ; celles du modèle HD4 ont été confrontées aux prédictions d'altération de la structure et du substrat du lit ; celles du modèle HD5 ont été confrontées aux prédictions d'altération de l'hydrologie (quantité).

		Modèles				
		Voies de communication (HD1)	Altération ripisylve (HD2)	Urbanisation (HD3)	Risque de colmatage (HD4)	Instabilité hydrologique (HD5)
Seuil à 0,5	Erreur de classification	0,31	0,48	0,37	0,39	0,47
	Sensibilité	0,57	0,78	0,81	0,77	0,47
	Spécificité	0,80	0,29	<b>0,47*</b> <sup>42</sup>	<b>0,48*</b>	0,54
	Aire sous la courbe ± écart-type	0,72 ± 0,04	0,64 ± 0,05	0,77 ± 0,04	0,65 ± 0,05	0,53 ± 0,07
Seuil à 0,6	Erreur de classification	0,31	0,57	0,49	0,50	0,48
	Sensibilité	0,62	0,85	0,85	0,73	0,42
	Spécificité	0,71	0,29	<b>0,40*</b>	<b>0,41*</b>	0,53
	Aire sous la courbe ± écart-type	0,71 ± 0,05	0,75 ± 0,05	0,79 ± 0,05	0,64 ± 0,05	0,49 ± 0,08

Le modèle HD1 semble quant à lui plus apte à identifier des cas de non altération de la structure de la rive des cours d'eau que des cas d'altération. En effet, dans le cas où l'on est presque sûr qu'il y ait une altération avec SYRAH (i.e. au seuil de 0,6), sa spécificité atteint 0,71 alors que sa sensibilité n'est que de 0,62. Il existe ainsi une correspondance moyenne entre les prédictions de non altération issues de HD1 et les prédictions de non altération SYRAH, l'aire sous la courbe étant également moyenne (AUC=0,71).

Entre les prédictions d'altération du modèle HD4 et les prédictions d'altération de la structure et du substrat du lit des cours d'eau, la sensibilité diminue (autour de 0,73) mais de façon non significative en passant au seuil de 0,6 correspondant aux situations de fortes probabilités d'altération hydromorphologique du milieu. Il s'agit donc d'un modèle qui possède une bonne sensibilité. Néanmoins, l'aire sous la courbe est assez faible (AUC=0,64). D'autre part, nous pouvons également voir une diminution significative de la spécificité en passant au seuil de 0,6 pour les modèles HD3 et HD4, ce qui est logique étant donné que nous passons au seuil où la probabilité que le milieu soit altéré est forte.

Enfin, concernant la confrontation des prédictions d'altération du modèle HD5 aux prédictions d'altération SYRAH de l'hydrologie (paramètre quantité), le passage au seuil de 0,6

<sup>42</sup> \* : Différence significative entre la spécificité au seuil 0,5 et au seuil 0,6 pour le modèle considéré au risque alpha=0,05 (test de comparaison de deux proportions).

n'entraîne pas une augmentation de la sensibilité mais plutôt une diminution (non significative) autour de 0,42 (très faible sensibilité). L'aire sous la courbe étant également faible (AUC=0,49), la capacité prédictive de ce modèle se révèle être faible. Dans la mesure où le bassin Rhin-Meuse n'est pas réellement affecté par des problèmes liés à l'hydrologie (ils ne représentent que 6% des pressions d'après l'état des lieux 2013), l'utilisation de ce modèle ne se révèle pas d'une grande importance dans ce bassin. Il s'agit surtout d'agir en priorité sur les pressions d'ordre chimique et hydromorphologique, au sens de la morphologie des cours d'eau, étant donné les fortes pressions industrielles et agricoles qu'a connu et que connaît encore le bassin Rhin-Meuse.

Par ailleurs, en analysant les tableaux de contingence aux deux seuils choisis pour SYRAH, nous pouvons remarquer que les modèles HD2, HD3 et HD4 se révèlent être pessimistes<sup>43</sup> dans leur prédiction d'altération de l'hydromorphologie par rapport aux modèles probabilistes SYRAH. Les modèles HD1 et HD5 sont au contraire optimistes<sup>44</sup> par rapport à leur prédiction d'altération de l'hydromorphologie.

### V-3-2-2 Avec QUALPHY

L'ensemble des différents indices d'efficacité des modèles de l'outil sont présentés dans le tableau situé en annexe V. Les tableaux de contingence des cinq modèles liés à la dégradation de l'habitat physique qui ont permis de calculer ces indices sont situés en annexe W.

L'analyse des correspondances entre les pressions prédites par les modèles issus de l'outil et les indices de qualité physique du lit mineur démontre que la sensibilité augmente (mais de façon non significative) pour les modèles HD1 et HD4 quand le seuil des notes QUALPHY passe de 60% à 40% du très bon fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau (cf. annexe V). En particulier, elle atteint les valeurs de 0,45 et 0,77 pour les modèles HD1 et HD4 respectivement. Autrement dit, cela signifie qu'il existe une bonne correspondance entre les prédictions d'altération du modèle HD4 et les indices de qualité physique du lit mineur dans le cas où l'on est sur des contextes d'altération hydromorphologique très marquée du lit mineur (i.e. au seuil inférieur à 40% du très bon fonctionnement). En revanche, l'aire sous la courbe pour le modèle HD4 étant inférieure à 0,7, cela signifie que ces correspondances sont plutôt faibles d'un point de vue statistique. Globalement, les taux d'erreur de classification augmentent en passant du seuil de 60% au seuil de 40% en raison d'un nombre plus important de cas où il n'y a pas de correspondance entre les prédictions des deux modèles. Pour les modèles HD2 et HD3, la sensibilité diminue (mais de manière non significative) en passant au seuil de 40% et demeure assez faible (valeurs inférieures à 0,7).

D'autre part, en analysant les tableaux de contingence aux deux seuils QUALPHY, comme pour SYRAH, nous pouvons remarquer que les modèles HD2, HD3 et HD4 se révèlent être pessimistes dans leur prédiction d'altération de l'hydromorphologie par rapport aux évaluations QUALPHY. Le modèle HD1 est au contraire optimiste par rapport à sa prédiction d'altération de l'hydromorphologie.

---

<sup>43</sup> Dans notre cas, nous estimons le caractère pessimiste d'un modèle en faisant le ratio entre le nombre de stations où le modèle de l'outil de diagnostic prédit une altération alors que le modèle SYRAH correspondant n'en prédit pas et le nombre de stations où les deux modèles ne prédisent pas d'altération.

<sup>44</sup> Dans notre cas, nous considérons le caractère optimiste d'un modèle en faisant le ratio entre le nombre de stations où le modèle de l'outil ne prédit pas d'altération alors que le modèle SYRAH correspondant en prédit une et le nombre de stations où les deux modèles prédisent une altération du paramètre hydromorphologique considéré.

En résumé, les modèles HD2, HD3 et HD4 se caractérisent par des correspondances satisfaisantes – en particulier avec SYRAH – dans des situations très caricaturales d'altération de l'hydromorphologie des cours d'eau. Quand les contextes sont très altérés hydromorphologiquement, la sensibilité augmente voire stagne mais ne connaît jamais de diminution significative. Au regard des données disponibles (et des différents biais inhérents à ces données), les indications d'altération de l'hydromorphologie fournies par l'analyse des traits bioécologiques des communautés d'invertébrés semblent donc être plutôt pertinentes dans des contextes très dégradés hydromorphologiquement.

Une des voies possibles d'optimisation du diagnostic biologique des altérations hydromorphologiques enregistrées par l'écosystème serait d'utiliser les modèles en cours de développement sur les autres compartiments biologiques (poissons voire diatomées) qui pourraient apporter des réponses complémentaires et qui sont parfois plus performants que l'outil de diagnostic de l' $I_2M_2$  pour certains types de pressions. L'intégration de métriques taxonomiques a récemment été testée mais n'a pas montré d'amélioration dans la performance des modèles (Romain Coulaud, communication personnelle).

## **V-4 Réponses comparées de l' $I_2M_2$ et de l'indice MPCE A+B aux pressions physico-chimiques et hydromorphologiques**

### **V-4-1 Physico-chimie, paramètres généraux**

Deux analyses PLS ont été réalisées sur un jeu de données comprenant 763 opérations de prélèvement. La première analyse considère l' $I_2M_2$  comme variable dépendante et la seconde l'indice MPCE A+B (ou « IBGN équivalent »). L'importance des variables prédictives dans la projection est classée par ordre décroissant (cf. Figure 12).

La première analyse PLS a permis de générer un modèle significatif ( $Q^2_{cum} > 0,097$ ) constitué d'une seule composante significative ( $Q^2 = 0,298$ ) qui explique 65% de la variance de l' $I_2M_2$  ( $R^2 = 0,65$ ). La variable la plus importante est représentée par l'ammonium qui a un effet négatif sur l' $I_2M_2$  ( $VIP = 1,73$ ). Les autres variables significatives importantes ( $VIP \geq 1$ ) concernent les ions nitrites, le phosphore total, les ions orthophosphates, chlorures, la  $DBO_5$  et la conductivité et ont toutes un effet négatif sur l' $I_2M_2$ . Enfin, les facteurs qui ont une influence négative sur la variable prédite  $I_2M_2$  ( $VIP \geq 0,7$ ) mais qui ne sont pas importants sont relatifs aux ions sulfates, à la DCO, aux ions calcium, nitrates et magnésium, au carbone organique, au nickel et aux pesticides. Le taux de saturation en oxygène et l'oxygène dissous ont une influence positive sur l' $I_2M_2$ . Ainsi, l'indice macro-invertébré  $I_2M_2$  semble principalement contrôlé par des variables relatives au processus de minéralisation de la matière organique dans les eaux.

La seconde analyse PLS a permis la création d'un modèle significatif ( $Q^2_{cum} > 0,097$ ) également constitué d'une seule composante significative ( $Q^2 = 0,343$ ) expliquant 71% de la variance de l'indice MPCE A+B ( $R^2 = 0,71$ ). Les mêmes tendances générales concernant les variables les plus importantes ( $VIP > 1$ ) se dégagent de l'analyse des coefficients normalisés. En revanche, les nitrates, les paramètres liés à l'oxygène et les pesticides n'ont pas d'effet majeur sur l'indice MPCE A+B contrairement à l' $I_2M_2$  ( $VIP < 0,7$ ).

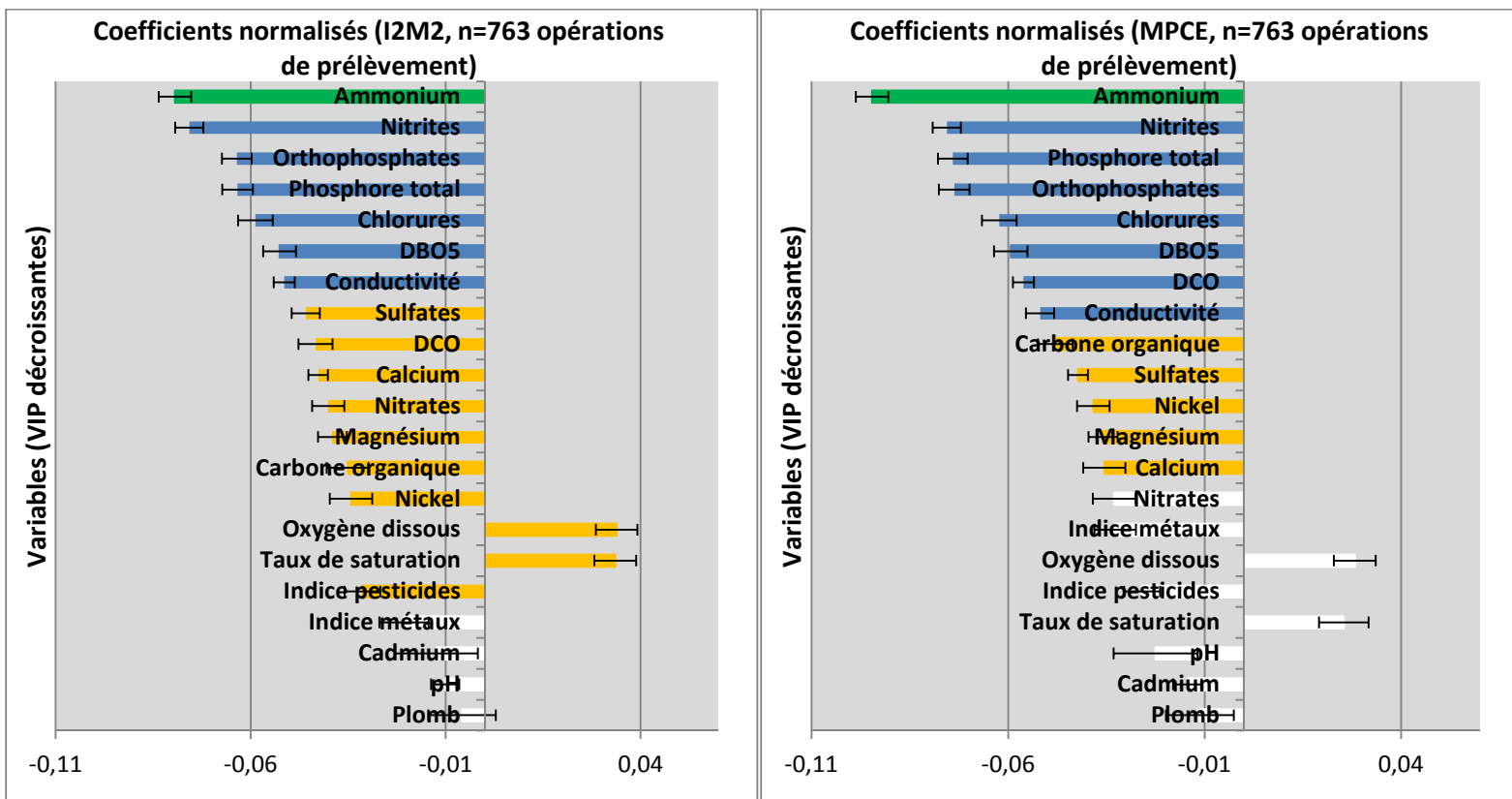


Figure 12 : Résultats des régressions PLS exprimant l'importance (VIP) et l'effet positif ou négatif (coefficients normalisés) des différentes variables dans la projection des modèles I2M2 et MPCE. La barre verte représente la variable la plus importante, les barres bleues représentent les autres variables importantes (VIP>1), les barres jaunes représentent les variables influentes (VIP>0,7) et les barres blanches représentent les variables qui n'ont pas d'effet significatif (VIP<0,7).

Que ce soit pour l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> ou l'indice MPCE, ces résultats montrent que le principal facteur exerçant une influence négative sur les communautés de macro-invertébrés demeure l'ammonium. Dans les eaux de surface, il est bien connu pourtant que l'ammonium est relativement peu toxique pour les communautés de macro-invertébrés. En revanche, ses sous-produits tels que l'ammoniac ou les nitrites peuvent s'avérer extrêmement toxiques (Berenzen *et al.*, 2001). Le fait qu'il apparaisse comme facteur le plus important est lié à sa forte corrélation aux nitrites (étant donné qu'il est précurseur des nitrites) qui, quant à eux, ont un effet toxique avéré sur la macrofaune benthique (cf. Annexe P).

Par ailleurs, il a été montré que l'enrichissement des eaux en matières phosphorées engendre une modification dans la structure et la composition des communautés de macro-invertébrés (McCormick *et al.*, 2004). Ceci pouvant expliquer l'influence négative et significative du phosphore total et des ions orthophosphates sur les indices I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> et MPCE A+B.

Les ions chlorures apparaissent également comme significativement influents et de façon négative sur les deux indices invertébrés. Des auteurs ont récemment démontré la toxicité de ces ions particulièrement pour les communautés de macro-invertébrés benthiques (Beisel *et al.*, 2011).

Enfin, le paramètre lié aux matières organiques et oxydables, la DBO<sub>5</sub>, joue un rôle significatif et négatif sur les variables dépendantes I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> et MPCE A+B. En effet, la charge organique des eaux modifie la composition et la structure des communautés : les taxons les plus polluo-résistants –

notamment les diptères, mollusques et oligochètes – vont remplacer les taxons polluo-sensibles et ainsi abaisser la note de ces deux indices invertébrés.

Ainsi, les indices  $I_2M_2$  et MPCE A+B répondent de façon significative et négative aux six mêmes variables chimiques (ammonium, nitrites, phosphore total, orthophosphates, chlorures et  $DBO_5$ ). La septième variable significative est néanmoins différente entre les deux indices : l' $I_2M_2$  est influencé par la conductivité tandis que l'indice MPCE A+B est influencé par le paramètre DCO, ce qui semble cohérent étant donné que l'indice MPCE A+B (« IBGN équivalent ») a été construit pour détecter principalement des pollutions organiques alors que l' $I_2M_2$  a pour objectif de retranscrire une image moyenne du peuplement macroinvertébrés d'une station.

Par ailleurs, pour les deux indices, les facteurs influents mais qui ne sont pas les plus importants ( $0,7 \leq VIP < 1$ ) concernent principalement les variables liées à la minéralisation des eaux (calcium, magnésium, sulfates).

D'autre part, nous pouvons remarquer que l'indice  $I_2M_2$  répond significativement aux pressions nitrates et pesticides ( $VIP \geq 0,7$ ) contrairement à l'indice MPCE A+B ( $VIP < 0,7$ ). Un élément qui semble expliquer ce constat réside dans le fait que l' $I_2M_2$ , contrairement à l'indice IBGN équivalent, est le résultat de la moyenne arithmétique des dix-sept sous-indices calculés pour chaque type de pression dont font spécifiquement partie les nitrates et les pesticides.

Enfin, nous pouvons constater que les paramètres liés à l'oxygène dissous dans l'eau n'ont pas d'effet majeur sur l'indice MPCE A+B ( $VIP < 0,7$ ) mais ont un effet sur l' $I_2M_2$  ( $0,7 \leq VIP < 1$ ).

L'ensemble de ces résultats concorde avec les corrélations observées entre la chimie de l'eau et les probabilités d'altération fournies par l'outil de diagnostic. Bien que l'outil de diagnostic résulte d'un algorithme de calcul qui diffère complètement de l' $I_2M_2$  et qui se base sur un nombre bien plus conséquent de métriques, il est intéressant de regarder le parallèle avec les résultats obtenus dans la partie précédente pour analyser si ces deux éléments – l'outil de diagnostic et l' $I_2M_2$  – offrent des résultats similaires ou non. En effet, l'outil de diagnostic a présenté de fortes corrélations avec les matières azotées hors nitrates, les nitrates et les matières phosphorées et nos deux modèles PLS ont montré que ces paramètres avaient un effet majeur sur les indices  $I_2M_2$  et MPCE A+B. De plus, l'analyse de corrélation a révélé l'absence de corrélation significative entre les probabilités d'altération par l'acidification issues de l'outil et le pH des eaux. Cela vient conforter les résultats des régressions PLS soulignant que le pH des eaux n'exerce pas d'effet majeur sur ces indices biotiques. Pour résumer, l' $I_2M_2$  et l'outil de diagnostic présentent les mêmes réponses aux variables de pression chimique. L'avantage de l'outil de diagnostic est de révéler précisément quelles sont les catégories de pression chimique qui impactent l'écosystème pour permettre ensuite au gestionnaire d'agir en conséquence pour atteindre le bon état écologique alors que l' $I_2M_2$  ne fournit pas ces informations précises.

#### V-4-2 Hydromorphologie

Deux autres analyses PLS ont été réalisées sur un jeu de données comprenant 1463 opérations de prélèvement. La première analyse considère l' $I_2M_2$  comme variable dépendante et la seconde l'indice MPCE A+B (ou « IBGN équivalent »). L'importance des variables prédictives dans la projection est classée par ordre décroissant (cf. Annexe X).

La première analyse PLS a permis de générer un modèle significatif ( $Q^2_{cum} > 0,097$ ) constitué d'une seule composante significative ( $Q^2 = 0,145$ ) qui explique 39% de la variance de  $I_2M_2$  ( $R^2 = 0,39$ ). La variable la plus importante est représentée par le nombre de couple substrat vitesse qui a un effet significatif et positif sur  $I_2M_2$  ( $VIP = 1,54$ ). Les autres variables significatives et importantes qui ont un effet positif sur  $I_2M_2$  concernent l'indice de Shannon des substrats, le nombre de substrats ainsi que le nombre de substrats marginaux ( $VIP \geq 1$ ). Les facteurs qui ont une influence positive sur  $I_2M_2$  mais qui ne sont pas les plus importants sont relatifs à l'indice faciès et au nombre de faciès ( $VIP \geq 0,7$ ). Le nombre de substrats dominants et l'indice de végétation des berges n'ont quant à eux pas d'effets majeurs sur  $I_2M_2$  ( $VIP < 0,7$ ).

La seconde analyse PLS a permis la création d'un modèle significatif ( $Q^2_{cum} > 0,097$ ) également constitué d'une seule composante significative ( $Q^2 = 0,164$ ) expliquant 41% de la variance de l'indice MPCE A+B ( $R^2 = 0,41$ ). Contrairement à  $I_2M_2$ , la variable la plus importante pour l'indice MPCE A+B est représentée par le nombre de substrats différents présents sur le site de prélèvement ( $VIP = 1,35$ ). Les autres variables significatives et importantes qui ont un effet positif sur l'indice MPCE A+B sont le nombre de couples substrat vitesse, l'indice de Shannon des substrats et le nombre de substrats marginaux ( $VIP \geq 1$ ). Comme pour  $I_2M_2$ , les variables qui exercent une influence positive sur cet indice concernent l'indice faciès et le nombre de faciès différents sur le site de prélèvement ( $VIP \geq 0,7$ ) ; le nombre de substrats dominants ainsi que l'indice de végétation des berges ne montrent pas d'effets majeurs sur l'indice MPCE A+B ( $VIP < 0,7$ ).

Ces deux modèles PLS ne montrent pas de différences significatives entre les réponses de l'indice MPCE A+B et de  $I_2M_2$  aux caractéristiques hydromorphologiques à l'échelle du point de prélèvement. En effet, ces deux indices sont influencés de manière significative et positive par la qualité de l'habitat au travers du nombre de substrat et de couples substrat vitesse ainsi qu'au travers de la diversité des substrats présents au niveau du point de prélèvement. Le protocole d'échantillonnage de  $I_2M_2$  ne semble donc pas engendrer d'impact significatif sur la réponse de  $I_2M_2$  concernant les pressions hydromorphologiques par rapport à l'indice MPCE A+B à l'échelle du point de prélèvement.

## VI – Conclusions opérationnelles

A l'issue de ce travail, les trois principales interrogations initialement posées ont pu être traitées. A la question de l'impact du changement d'indicateur (indice IBGN équivalent vers  $I_2M_2$ ) sur l'évaluation des états DCE, une diminution marquée entre la part de bon état calculée avec l'indice MPCE A+B et celle calculée avec  $I_2M_2$  a été constatée au niveau de l'état macro-invertébré (20% de perte) puis une relative stabilisation autour de 3% de perte a été observée aux états biologique, écologique et global à l'échelle de la masse d'eau comme à l'échelle stationnelle. Bien que cet impact se trouve dilué à mesure que l'on progresse vers l'état écologique – sur lequel la DCE a fixé les objectifs d'atteindre le bon état – ce sont près de 13% des masses d'eau qui changent de classe d'état écologique en passant à  $I_2M_2$ . Plus précisément, parmi les trente-neuf masses d'eau en bon état écologique (sur l'échantillon total de deux cent cinquante-cinq masses d'eau que nous disposons), cette mutation d'indicateur entraîne la perte d'une classe d'état écologique pour cinq masses d'eau et de deux classes pour deux masses d'eau sur la période 2012-2013-2014 sur le bassin Rhin-Meuse. Il est nécessaire de souligner le fait que les résultats que nous avons obtenu ne reflètent pas exactement la situation réelle du bassin. En effet, seules les stations et masses d'eau pour lesquelles nous disposons des valeurs pour les deux indices macro-invertébrés ont été conservées.



En outre, les valeurs des indices  $I_2M_2$  calculés sont basées sur les seuils de classe de qualité actuellement provisoires et qui doivent être validés. De plus, du fait de la nature même du réseau RCO, notre échantillon de masses d'eau possède une surreprésentation des masses d'eau considérées comme risquant de ne pas atteindre le bon état écologique. Toutefois, cette surreprésentation est en partie compensée par les stations de référence du réseau RRP.

En termes d'objectifs de bon état, nous pouvons penser que l'objectif des 44% inscrits dans le SDAGE 2016-2021 sera difficilement atteignable d'ici à 2021 et ce, pour plusieurs raisons. D'une part, parce que nous allons repartir d'un taux de bon état inférieur à 20% en raison des changements d'indices qui ont été opérés (l'IPR va être remplacé par l'IPR+ qui induit également une perte de la part de bon état des masses d'eau) et qu'il y aura donc au moins 27% de part de bon état à gagner. D'autre part, le gain de masses d'eau en bon état sera rendu plus difficile avec le nouvel indice étant donné que ce dernier est plus pessimiste que l'indice MPCE A+B. Par conséquent, ces changements vont induire des conséquences économiques non négligeables pour l'Agence de l'Eau.

A la question de la pertinence de l'outil de diagnostic face aux pressions chimiques, les analyses de corrélation effectuées à l'échelle des opérations de prélèvement ont mis en évidence que l'outil se révélait très pertinent pour prédire les pressions chimiques de type matières organiques et oxydables, matières azotées hors nitrates, nitrates et matières phosphorées (fortes corrélations). Cependant, d'après nos résultats, à l'heure actuelle, les performances des modèles destinés à préjuger les pressions de type acidification et pesticides ne semblent pas suffisantes (faibles corrélations).

En ce qui concerne la pertinence de l'outil face aux pressions hydromorphologiques, d'un point de vue global, les analyses de corrélation entre les probabilités d'altération fournies par l'outil et les probabilités d'altération hydromorphologique correspondantes SYRAH ont fait apparaître des corrélations de faible intensité à l'échelle des stations. Seules les probabilités issues du modèle HD3 (intensité d'urbanisation) sont corrélées fortement aux probabilités d'altération SYRAH de la continuité latérale ainsi qu'aux probabilités d'altération SYRAH de la structure des rives. Les corrélations de faible intensité constatées sont liées à plusieurs facteurs. La construction des probabilités de l'outil de diagnostic ne se réfère qu'à une partie seulement des métriques utilisées pour construire les probabilités d'altération SYRAH. En outre, il s'agit là de corrélations analysées à travers le filtre de deux modèles probabilistes, ce ne sont donc pas des corrélations directes entre les communautés de macro-invertébrés et les pressions hydromorphologiques. Un autre biais peut être lié au temps de réponse des macro-invertébrés aux pressions qui peut varier selon la capacité des réservoirs biologiques présents au sein du bassin versant à constituer une source de colonisation pour les milieux aquatiques.

Par ailleurs, aucune corrélation d'intensité au moins modérée n'a été observée entre les prédictions d'altération de l'outil et les notes de la méthode QUALPHY pour les différents compartiments du milieu physique (lit mineur, berge et lit majeur). La variabilité inter-opérateur et la période à laquelle a été réalisée la conception de la méthode QUALPHY (des années 1990 jusqu'au début des années 2000) qui est assez éloignée de notre jeu de données (qui s'étend de 2007 à 2015) peuvent servir comme éléments d'explication.

Les analyses de correspondance ont permis de révéler de bonnes correspondances notamment entre les probabilités issues des modèles HD2 (altération de la ripisylve), HD3 (intensité d'urbanisation), HD4 (risque de colmatage) et les probabilités SYRAH correspondantes dans des contextes très marqués d'altération hydromorphologique des cours d'eau à l'échelle des stations.

Quand les contextes sont très altérés hydromorphologiquement, la proportion de vrais positifs (i.e. le nombre de stations déclarées comme étant altérées à la fois par l'outil de diagnostic et par SYRAH) augmente voire stagne mais ne connaît jamais de diminution significative. Les correspondances sont néanmoins plus faibles avec les indices de qualité du lit mineur et des berges de la méthode QUALPHY. Une des voies possibles d'optimisation des modèles de l'outil de diagnostic serait d'utiliser les modèles en cours de développement sur les autres compartiments biologiques (poissons voire diatomées) qui pourraient apporter des réponses complémentaires et qui sont parfois plus performants que l'outil de diagnostic de l' $I_2M_2$  pour certains types de pression.

A la question des réponses comparées des indices  $I_2M_2$  et MPCE A+B (ou IBGN équivalent) aux pressions chimiques, les modèles de régression PLS ont fait ressortir que ces deux indices étaient influencés de façon importante et négative par les six mêmes variables relatives aux nutriments et à la matière organique à savoir les ions ammonium, nitrites, le phosphore total, les ions orthophosphates, chlorures et la  $DBO_5$ . De plus, l'indice  $I_2M_2$  répond significativement aux pressions nitrates et pesticides ( $VIP \geq 0,7$ ) contrairement à l'indice MPCE A+B ( $VIP < 0,7$ ). Un élément qui semble expliquer ce constat réside dans le fait que l' $I_2M_2$ , contrairement à l'indice IBGN équivalent, est le résultat de la moyenne arithmétique des dix-sept sous-indices calculés pour chaque type de pression dont font spécifiquement partie les nitrates et les pesticides. Enfin, nos résultats montrent que les paramètres liés à l'oxygène dissous dans l'eau n'ont pas d'effet majeur sur l'indice MPCE A+B ( $VIP < 0,7$ ) mais ont un effet positif sur l' $I_2M_2$  ( $0,7 \leq VIP < 1$ ).

Pour conclure, l' $I_2M_2$  est un indice à la fois compatible aux exigences de la DCE mais aussi sensible à un plus large spectre de pressions chimiques que l'indice MPCE A+B. Son association avec l'outil de diagnostic permettra aux gestionnaires des milieux aquatiques de mieux connaître quelles sont les pressions chimiques qui sont responsables de la dégradation du bon état écologique des masses d'eau afin de pouvoir adapter en conséquence les mesures de restauration et de gestion. Une des perspectives de recherche à l'avenir serait d'intégrer à cet indice la notion d'incertitude qui entoure la note de l' $I_2M_2$  afin d'accorder plus ou moins d'importance à l'information fournie par cet indicateur.

## VII – Mon expérience à l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse

Ce stage a constitué une expérience très enrichissante tant sur le plan des connaissances acquises que sur le plan humain notamment les échanges que j'ai pu avoir avec les différents chargés d'étude et de mission présents à l'Agence. A l'issue de ce stage, j'ai non seulement acquis et renforcé mes connaissances en statistiques, en hydromorphologie, en réglementation et en traitement des données mais j'ai aussi développé un certain recul concernant l'analyse des données en règle générale. Le fait de devoir traiter un grand volume de données m'a permis d'être directement confronté aux difficultés les plus courantes entourant le traitement de ces données notamment les questions de format de données et la nécessité de travailler avec des fonctions Excel qui soient dynamiques. J'ai également pu voir comment était organisée la structure au travers de ses différents services ainsi que son mode de fonctionnement interne. Un aspect que j'ai particulièrement apprécié durant mon stage concerne la multidisciplinarité des thématiques traitées par les différents chargés d'étude et de mission qui concernent la gestion de l'eau (de la modélisation des flux de polluants aux mesures de restauration de l'hydromorphologie en passant par l'assainissement, la conservation des zones humides...).

## VIII – Liste des références bibliographiques

### Textes législatifs et réglementaires :

Union Européenne (2000). Directive 2000/60/CE du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau - 32000L0060 - adoptée le 23 octobre 2000 - JO du 22 décembre 2000 - p.1-73 dite "Directive Cadre sur l'Eau" ou "DCE". Consultable sur : <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32000L0060>

Arrêté du 27 juillet modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.

Arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement.

### Littérature technique et scientifique :

AFNOR. (2004). Qualité de l'eau – Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). AFNOR, Paris, France. NF T90-350, 15 p.

AFNOR. (2009). Qualité de l'eau - Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. AFNOR, Paris, France. XP T90-333, 22 p.

AFNOR. (2010). Qualité de l'eau – Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau. AFNOR, Paris, France. XP T90-388, 21 p.

Agence de l'Eau Rhin-Meuse. (2013). Programme d'intervention (2013-2018) de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse. 47 p.

Archaimbault, V., Usseglio-Polatera, P., Garric, J., Wasson, J. G., & Babut, M. (2010). Assessing pollution of toxic sediment in streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 55(7), 1430-1446.

Archaimbault, V., & Dumont, B. (2010). L'indice biologique global normalisé (IBGN): principes et évolution dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau. *Sciences Eaux et Territoires*, (1), p-36.

Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water research*, 17(3), 333-347.

Beisel, J. N., Peltre, M. C. & Usseglio-Polatera, P. (2011). Impact de la pollution saline sur la biocénose aquatique de la Moselle. Rapport réalisé à la demande de la CIPMS par le laboratoire LIEBE, UPV-Metz, CNRS UMR 7146, 60p.

Berenzen, N., Schulz, R., & Liess, M. (2001). Effects of chronic ammonium and nitrite contamination on the macroinvertebrate community in running water microcosms. *Water Research*, 35(14), 3478-3482.

Blandin, P. (1986). Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie*.

Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45(1), 5-32.

- Carbiener, R., Trémolières, M., & Muller, S. (1995). Végétation des eaux courantes et qualité des eaux: une thèse, des débats, des perspectives. *Acta botanica gallica*, 142(6), 489-531.
- Chandesris, A., Mengin, N., Malavoi, J. R., Souchon, Y., Pella, H., & Wasson, J. G. (2008). Système Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau. *Principes et methodes*, v3, 1, 81.
- Cornillon, P. A., Guyader, A., Husson, F., Jégou, N., Josse, J., Kloareg, M., ... & Rouvière, L. (2008). Statistiques avec R. *Presses universitaires de Rennes*. 275 p.
- Delacour, H., Servonnet, A., Perrot, A., Vigezzi, J. F., & Ramirez, J. M. (2005). La courbe ROC (receiver operating characteristic): principes et principales applications en biologie clinique. In *Annales de biologie clinique* (Vol. 63, No. 2, pp. 145-154).
- Demortier, G., & Goetghbeur, P. (1996). *Outil d'évaluation de la qualité du milieu physique des cours d'eau: synthèse*. Agence de l'eau Rhin-Meuse. 6 p.
- Eriksson, L. (1999). *Introduction to multi-and megavariate data analysis using projection methods (PCA & PLS)*. Umetrics AB.
- Griffith, M. B., Hill, B. H., McCormick, F. H., Kaufmann, P. R., Herlihy, A. T., & Selle, A. R. (2005). Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates, and fish to southern Rocky Mountain streams. *Ecological Indicators*, 5(2), 117-136.
- Huber, C. (2006). Une méthode de rééchantillonnage: le bootstrap. *Notes de cours*. 15 p.
- Kolkwitz, R., & Marsson, M. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 2(1-2), 126-152.
- Lorenz, A., Hering, D., Feld, C. K., & Rolaufts, P. (2004). A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia*, 516(1-3), 107-127.
- Manné, S. (2007). Réseau Hydrobiologique et Piscicole (RHP), synthèse des données du bassin Rhin-Meuse, période 1995-2004. Onema, 36 p.
- Matte, J. L. (2015). *Indicateurs biologiques de qualité des eaux et biodiversité : reflet d'un cloisonnement scientifique et administratif*. (Mémoire de licence, Université de Lorraine), 92 p.
- McCormick, P. V., Shuford III, R. B., & Rawlik, P. S. (2004). Changes in macroinvertebrate community structure and function along a. *Hydrobiologia*, 529(1-3), 113-132.
- Millot, G. (2009). Comprendre et réaliser les tests statistiques à l'aide de R. *De Boeck, Bruxelles*.
- Mondy, C. P., Villeneuve, B., Archaimbault, 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.
- ONEMA, (2006). L'indice poissons rivière (IPR). Notice de présentation et d'utilisation, 24 p.

Poyry, (2013). Etude d'actualisation des données de caractérisation du milieu physique des cours d'eau sur le bassin Rhin-Meuse. Rapport final, 121 p.

Ramade, F. (2008). *Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité*. Dunod, 760 p.

Reyjol, Y., Spyrtos, V., & Basilico, L. (2013). Bioindication: des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques. *Perspectives en vue du 2e cycle DCE–Eaux de surface continentales. Les rencontres de l'Onema*, 31 p.

SANDRE, (2011). Dictionnaire des données. Processus d'acquisition des données biologiques. Référentiel masse d'eau. Version 4.0, 205 p.

Schmedtje, U., Birk, S., Poikane, S., van De Bund, W., & Bonne, W. (2009). Guidance document on the intercalibration process 2008-2011. *Guidance Document*, (14), 55 p.

Shannon, C. E., & Weaver, W. (1963). The mathematical theory of communication. 1949. *Urbana, Univ. Illinois Press*.

Shavelson, R. J. (1988). Statistical reasoning for the behavioral sciences.

Swets, J. A. (1988). Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240(4857), 1285-1293.

Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2010). *Guide des invertébrés d'eaux douces*, CNRS Editions, Paris, France, 590 p.

Taylor, R. (1990). Interpretation of the correlation coefficient: a basic review. *Journal of diagnostic medical sonography*, 6(1), 35-39.

Taylor, P. J. (2005). Matrix effects: the Achilles heel of quantitative high-performance liquid chromatography–electrospray–tandem mass spectrometry. *Clinical biochemistry*, 38(4), 328-334.

Townsend, C. R., Uhlmann, S. S., & Matthaei, C. D. (2008). Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), 1810-1819.

Usseglio-Polatera, P., Coulaud, R., Larras, F. (2015). Bioévaluation des cours d'eau peu profonds basée sur le compartiment des macroinvertébrés benthiques : I2M2 et outil diagnostique. Livret-guide, 59 p.

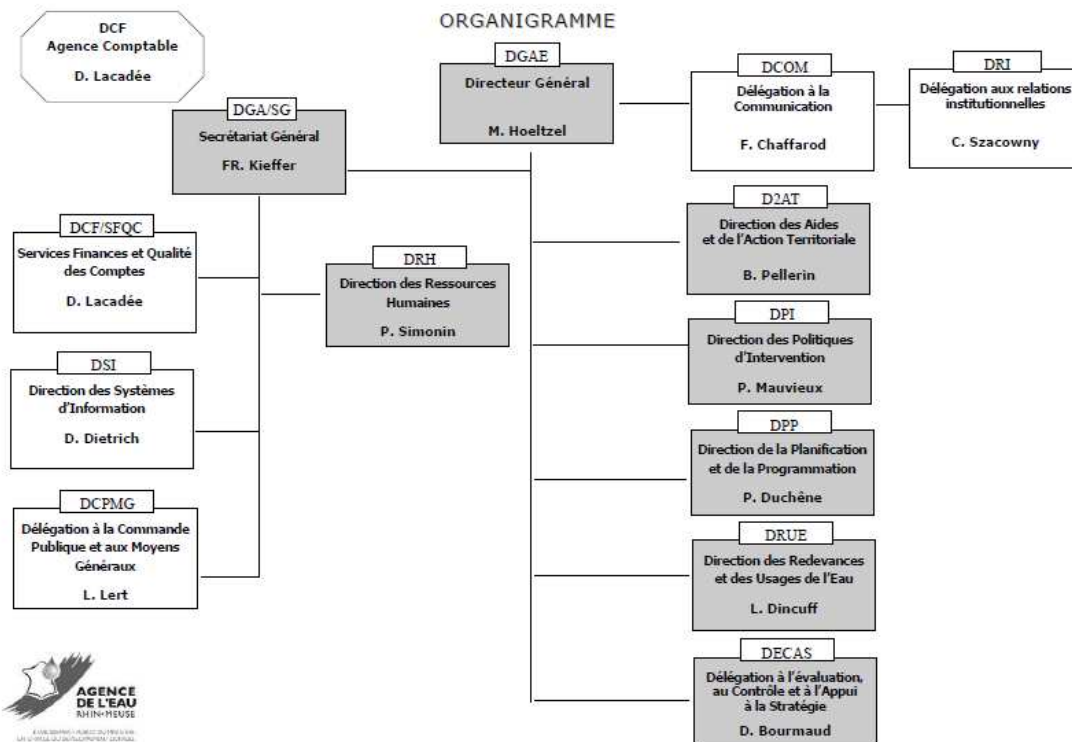
Valette, L., Piffady, J., Chandesris, A., & Souchon, Y. (2012). SYRAH-CE: description des données et modélisation du risque d'altération de l'hydromorphologie des cours d'eau pour l'Etat des lieux DCE. *Rapport final, Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Irstea Lyon, MALY-LHQ, Lyon*, 104 p.

Verneaux, J., & Tuffery, G. (1967). Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. *Ann. Sci. Univ. Besançon, Zool*, 3, 79-90.

Villeneuve, B., Ferreol, M., Valette, L., Bougon, N., & Tormos, T. (2012). Extrapolation spatiale de l'état écologique des masses d'eau et modèles diagnostics. *Rapport technique v2, Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Irstea Lyon, UR Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollution, Lyon*, 45 p.

Wasson, J. G., Chandesris, A., Pella, H., Sauquet, E., & Mengin, N. (2006). Appui scientifique à la mise en œuvre de la Directive Européenne Cadre sur. *Schweiz. Z. Hydrol*, 11(3-4), 332-351.

**Annexe A : Organigramme de l'AERM (Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 2016).**



**Annexe B : Description des principaux éléments de qualité biologique pour l'évaluation de l'état écologique des masses d'eau de surface.**

**IBD :**

La notion de bon état des eaux de surface s'apprécie au regard de l'état écologique et de l'état chimique des masses d'eau qui doivent être au moins en bon état. L'évaluation de l'état écologique des masses d'eau de surface s'appuie notamment sur l'utilisation d'indicateurs biologiques. Parmi eux, l'arrêté d'évaluation 2015 impose d'utiliser l'Indice Biologique Diatomées (IBD) pour le compartiment diatomées. Ces organismes microscopiques unicellulaires jouent un rôle fondamental dans les écosystèmes aquatiques de par leur position de producteurs primaires à la base des réseaux trophiques. Ils sont depuis longtemps utilisés en tant qu'indicateurs biologiques. L'IBD est déterminé selon la norme de terrain et de laboratoire AFNOR NF T 90-354 d'avril 2016.

La norme de détermination de l'IBD propose une formule en plusieurs étapes qui s'appuie pour chaque taxon X sur sept valeurs de  $P_x(i)^{45}$  et une valeur de  $V_x$ . Cependant, ce calcul correspond plus simplement à l'application de la formule classique de Zelinka et Marvan (Matte, 2015). La valeur de l'IBD est donnée par la formule :

$$IBD = 4,75 \cdot \frac{\sum_{X=1}^n Ax \cdot Vx \cdot PRx}{\sum_{X=1}^n Ax \cdot Vx} - 8,5$$

<sup>45</sup>  $P_x(i)$  : probabilité de présence du taxon X pour la classe de qualité d'eau i fournie par la norme.

Avec  $A_x$  l'abondance du taxon X exprimé en pour mille (‰) ;  $V_x$  la valeur indicatrice du taxon X (fournie par la norme) ;  $PR_x$  la somme des probabilités de présence pour les sept classes de qualité d'eau (fournies par la norme) pour un taxon donné et n le nombre de taxons impliqués dans le calcul.

#### **IBMR :**

Le compartiment des macrophytes aquatiques (principalement les algues, bryophytes et phanérogames) est également pris en compte pour l'évaluation de l'état écologique des eaux. En effet, les communautés macrophytiques d'eau courante manifestent une forte sensibilité aux paramètres trophiques de la phase aqueuse, en particulier le phosphore sous forme d'ion orthophosphate et l'azote sous forme ammoniacale (Carbiener *et al.*, 1995). Ce potentiel de bioindication de la végétation aquatique a abouti à la mise au point de l'IBMR en 2003. Cet indice biologique est déterminé selon la norme AFNOR NF T 90-395 d'octobre 2003. L'IBMR permet de jauger le statut trophique des eaux continentales et ainsi d'estimer une qualité globale des masses d'eau. En effet, il reflète essentiellement les teneurs en ammonium, en orthophosphates et en polluants organiques des eaux (Carbiener *et al.*, 1995). L'IBMR se calcule de la façon suivante :

$$IBMR = \frac{\sum E_i \cdot K_i \cdot C_{Si}}{\sum E_i \cdot K_i}$$

Avec  $E_i$  le coefficient de sténoécie<sup>46</sup>-euryécie<sup>47</sup> qui traduit la valence écologique de l'espèce contributive i (un coefficient de 1 correspond à une large amplitude de l'espèce couvrant trois classes de niveau trophique des eaux),  $K_i$  le coefficient d'abondance qui augmente avec le recouvrement de l'espèce et  $C_{Si}$  la côte spécifique d'oligotrophie qui est d'autant plus élevée que l'espèce est oligotrophe (Carbiener *et al.*, 1995).

#### **IPR :**

Enfin, le dernier élément de qualité biologique à considérer dans l'évaluation de l'état écologique des eaux de surface pour les cours d'eau concerne l'ichtyofaune avec l'Indice Poisson Rivière (IPR) qui suit la norme AFNOR NF T 90-344 de juillet 2011. L'IPR estime l'écart (appelé déviation) entre les caractéristiques du peuplement piscicole observé sur une station d'échantillonnage et les caractéristiques du peuplement attendu en situation de référence (i.e. en conditions très peu ou non modifiées). La déviation est d'autant plus élevée que la probabilité d'obtenir la valeur observée est faible en conditions de référence. Ces probabilités sont estimées à partir de modèles définissant les valeurs de chaque métrique en conditions de référence (ONEMA, 2006).

La valeur de l'IPR s'obtient en faisant la somme des scores de chacune des sept métriques constitutives de l'IPR. Une valeur d'IPR égale à zéro signifie que le peuplement observé est conforme en tous points à celui attendu en conditions de référence. Ainsi, plus l'IPR augmente et plus le peuplement piscicole observé s'éloigne de la composition du peuplement de référence. Il ne s'applique que les cours d'eau de France métropolitaine. En outre, il n'est pas applicable aux cours d'eau qui n'ont pas servi à définir les conditions de référence comme les zones de sources issues de résurgences, les exutoires de plans d'eau, ou encore les réseaux qui drainent des zones de marais (ONEMA, 2006). De même que l' $I_2M_2$  doit venir

<sup>46</sup> Sténoécie : faible amplitude écologique (AFNOR, 2003).

<sup>47</sup> Euryécie : large amplitude écologique (AFNOR, 2003).

remplacer l'IBGN, l'IPR doit être remplacé à terme par l'IPR+ dans le cadre des évaluations au titre de la DCE. Le présent rapport n'aborde pas l'impact de ce changement supplémentaire dans l'évaluation des masses d'eau, celui-ci méritant un travail équivalent.

**Annexe C : Définitions normatives pour la classification de l'état des eaux de surface pour les masses d'eau cours d'eau (extrait de l'annexe 1 de l'arrêté d'évaluation 2015).**

	Caractérisation de l'élément de qualité	Paramètres
Élément de qualité biologique	Phytoplancton <sup>48</sup>	Composition et abondance
	Macrophytes <sup>49</sup>	
	Phytobenthos <sup>50</sup>	
	Faune benthique invertébrée <sup>51</sup>	
	Ichtyofaune <sup>52</sup>	Composition, abondance et structure de l'âge
Élément de qualité hydromorphologique soutenant les éléments de qualité biologique	Régime hydrologique	Quantité et dynamique du débit d'eau. Connexion aux masses d'eau souterraines
	Continuité de la rivière	/
	Conditions morphologiques	Variation de la profondeur et de la largeur de la rivière. Structure et substrat du lit, structure de la rive
Élément de qualité chimique et physico-chimique soutenant les éléments de qualité biologique	Éléments généraux	Température de l'eau, bilan d'oxygène, salinité, état d'acidification, concentration en nutriments
	Polluants spécifiques	Polluants synthétiques spécifiques autre que les substances dangereuses prioritaires, polluants non synthétiques spécifiques

<sup>48</sup> Phytoplancton : ensemble des organismes végétaux microscopiques vivant en suspension dans l'eau (ONEMA, 2015).

<sup>49</sup> Macrophytes : ensemble des végétaux aquatiques ou amphibiques visibles à l'œil nu (ONEMA, 2015).

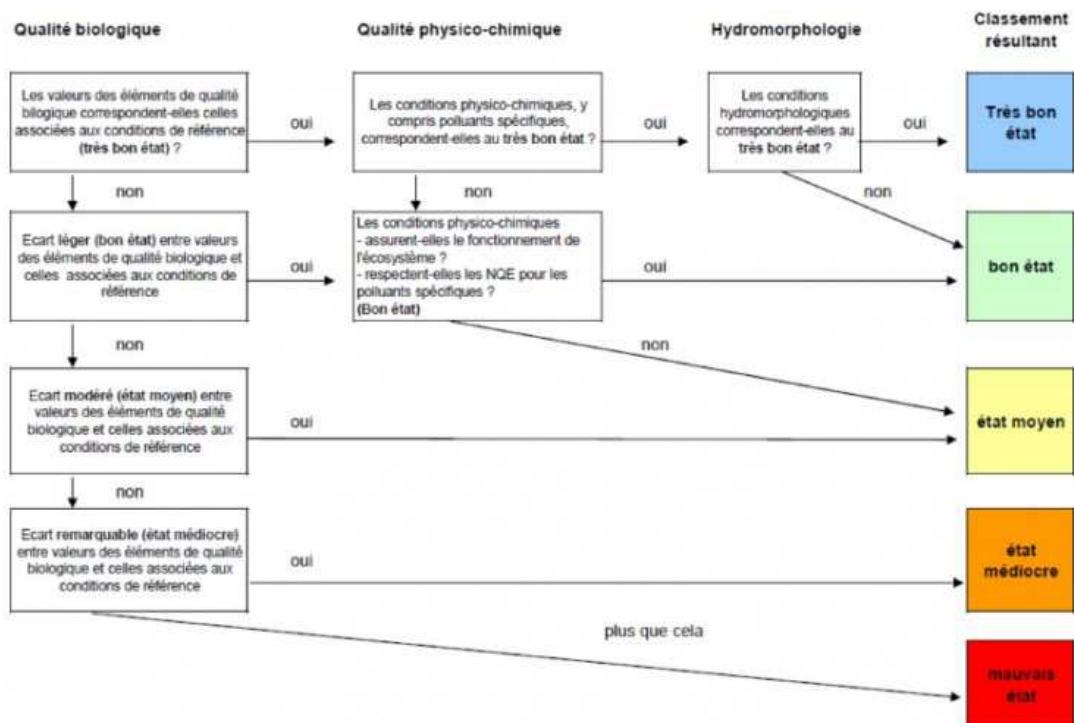
<sup>50</sup> Phytobenthos : ensemble des algues photophoriques et des cyanobactéries vivant sur le substrat (ONEMA, 2015).

<sup>51</sup> Faune invertébrée : regroupe les insectes (larves, nymphes ou adultes), les crustacés, les mollusques et les autres invertébrés dont une partie au moins du cycle de vie est aquatique, et qui doivent être retenus dans un filet d'environ 0,5 mm de vide de maille (AFNOR, 2009).

<sup>52</sup> Ichtyofaune : ensemble des poissons vivant dans un habitat déterminé (IFREMER, 2013).



**Annexe D : Règles d'agrégation des différents éléments de qualité (extrait de l'Annexe 2 de l'arrêté d'évaluation 2015).**



## Annexe E : Valeurs inférieures des limites de classe par type de cours d'eau pour l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub>.

Valeurs inférieures des limites de classe par type* pour l'I <sub>2</sub> M <sub>2</sub>		Catégories de taille de cours d'eau					
		Rangs (bassin Loire-Bretagne)	8, 7	6	5	4	3, 2, 1
		Rangs (autres bassins)	8, 7, 6	5	4	3	2, 1
Hydrocorégions de niveau 1		Cas général, cours d'eau exogène de l'HER de niveau 1 indiquée ou HER de niveau 2	Très Grands	Grands	Moyens	Petits	Très Petits
20	DEPOTS ARGILO-SABLEUX	Cas général		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721			
		Exogène de l'HER 9		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721			
21	MASSIF CENTRAL NORD	Exogène de l'HER 21		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721			
		Cas général	0,7003-0,5252-0,3501-0,1751		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721	0,7003-0,5164-0,3443-0,1721	
3	MASSIF CENTRAL SUD	Cas général		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721			
		Exogène de l'HER 19		0,7003-0,5252-0,3501-0,1751			
		Exogène de l'HER 8		0,7003-0,5252-0,3501-0,1751			
		Exogène de l'HER 19 ou 8	0,7003-0,5252-0,3501-0,1751				
17	DEPRESSIONS SEDIMENTAIRES	Cas général		#		0,7003-0,5252-0,3501-0,1751	0,7003-0,5164-0,3443-0,1721
		Exogène de l'HER 3 ou 21	#	0,7003-0,5164-0,3443-0,1721		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721	
15	PLAINE SAONE	Exogène de l'HER 3 ou 21			0,7003-0,5164-0,3443-0,1721		
		Exogène de l'HER 5		#	0,7003-0,5164-0,3443-0,1721		
		Cas général	#	0,7003-0,5164-0,3443-0,1721			
		Exogène de l'HER 4	#				
5	JURA / PRE-ALPES DU NORD	Cas général		0,7003-0,5252-0,3501-0,1751	0,66-0,4381-0,2921-0,146		
		Exogène de l'HER 2	#	0,7078-0,457-0,3047-0,1523			
TTGA	FLEUVES ALPINS	Cas général	#				
2	ALPES INTERNES	Cas général		0,7078-0,457-0,3047-0,1523			
		Cas général		0,6916-0,4362-0,2908-0,1454			
7	PRE-ALPES DU SUD	Exogène de l'HER 2	#	0,7078-0,457-0,3047-0,1523			
		Exogène de l'HER 2 ou 7	#				
6	MEDITERRANEE	Exogène de l'HER 7	#				
		Exogène de l'HER 8	#				
		Exogène de l'HER 1	#	0,7003-0,5252-0,3501-0,1751			
		Cas général		0,7003-0,5252-0,3501-0,1751	0,6916-0,4362-0,2908-0,1454		
8	CEVENNES	Cas général		0,7003-0,5252-0,3501-0,1751		0,6916-0,4362-0,2908-0,1454	
		A-her2 n°70					
16	CORSE	A-her2 n°22		0,7003-0,5252-0,3501-0,1751		0,6916-0,4362-0,2908-0,1454	
		B-her2 n°88					
19	GRANDS CAUSSES	Cas général				0,7003-0,5252-0,3501-0,1751	
		Cas général		0,7003-0,5252-0,3501-0,1751			
11	CAUSSES AQUITAINS	Exogène de l'HER 3 et/ou 21	#	0,7003-0,5252-0,3501-0,1751	0,7003-0,5164-0,3443-0,1721		
		Exogène des HER 3, 8, 11 ou 19	#	#	0,7003-0,5164-0,3443-0,1721		
14	COTEAUX AQUITAINS	Exogène de l'HER 3 ou 8		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721		0,7003-0,5252-0,3501-0,1751	
		Cas général		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721		0,7003-0,5252-0,3501-0,1751	
		Exogène de l'HER 1	#	0,7003-0,5252-0,3501-0,1751		0,7078-0,457-0,3047-0,1523	
13	LANDES	Cas général		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721			
1	PYRENEES	Cas général		0,7078-0,457-0,3047-0,1523			
		A-Centre-Sud					
12	ARMORICAIN	B-Ouest-Nord Est		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721			
		Cas général	#				
9	TABLES CALCAIRES	A-her2 n°57		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721			
		Cas général	#	0,7003-0,5164-0,3443-0,1721			
10	COTES CALCAIRES EST	Exogène de l'HER 10					
		Exogène de l'HER 21		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721			
		Exogène de l'HER 21				0,7003-0,5252-0,3501-0,1751	
4	VOSGES	Cas général		#	0,7003-0,5164-0,3443-0,1721		
		Exogène de l'HER 4					
22	ARDENNES	Exogène de l'HER 10	0,7003-0,5164-0,3443-0,1721				
		Cas général		0,7003-0,5252-0,3501-0,1751		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721	
18	ALSACE	Cas général		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721	
		Exogène de l'HER 4		0,7003-0,5164-0,3443-0,1721			

\* Lorsque plusieurs types d'une même HER sont concernés par une valeur de référence et des valeurs seuils de limites de classes identiques, alors ces types sont regroupés, par soucis de simplification, au sein d'une même cellule dans le présent tableau.  
a-b-c-d : a = limite inférieure du très bon état, b = limite inférieure du bon état, c = limite inférieure de l'état moyen, d = limite inférieure de l'état médiocre  
# : absence de référence. En grisé : type inexistant

## Annexe F : Valeurs inférieures des limites de classe par type de cours d'eau pour l'IBGN.

Valeurs inférieures des limites de classe par type* pour l'IBGN		Catégories de taille de cours d'eau					
		Rangs (bassin Loire-Bretagne)	8, 7	6	5	4	3, 2, 1
		Rangs (autres bassins)	8, 7, 6	5	4	3	2, 1
Hydrocoteilles de niveau 1		Cas général, cours d'eau exogène de l'HER de niveau 1 indiquée ou HER de niveau 2	Très Grands	Grands	Moyens	Petits	Très Petits
20	DEPOTS ARGILO SABLEUX	Cas général			0,93333-0,80000-0,53333-0,33333		
		Exogène de l'HER 9			0,92857-0,78571-0,57142-0,28571		
		Exogène de l'HER 21			0,94444-0,77777-0,55555-0,27777		
21	MASSIF CENTRAL NORD	Cas général	#	#	0,94444-0,77777-0,55555-0,27777	0,94444-0,77777-0,55555-0,27777	
		Exogène de l'HER 19			0,94117-0,82352-0,52940-0,29411		
		Exogène de l'HER 8			0,94444-0,77777-0,55555-0,27777		
3	MASSIF CENTRAL SUD	Cas général			0,94117-0,82352-0,52940-0,29411		
		Exogène de l'HER 19 ou 8			0,94117-0,82352-0,52940-0,29411		
		Exogène de l'HER 19			0,94117-0,82352-0,52940-0,29411		
17	DEPRESSIONS SEDIMENTAIRES	Cas général			0,93333-0,80000-0,53333-0,33333		
		Exogène de l'HER 3 ou 21	#	#	0,94444-0,77777-0,55555-0,27777	0,94444-0,77777-0,55555-0,27777	
15	PLAINE SAONE	Exogène de l'HER 3 ou 21			0,92857-0,78571-0,57142-0,28571		
		Cas général	#	#	0,92857-0,78571-0,57142-0,28571		
		Exogène de l'HER 4	#	#	0,92857-0,78571-0,57142-0,28571		
5	JURA / PRE-ALPES DU NORD	Cas général	#	#	0,92857-0,78571-0,57142-0,28571		
		Exogène de l'HER 2	#	#	0,92857-0,78571-0,57142-0,28571		
TTGA	FLEUVES ALPINS	Cas général	#	#	0,92857-0,78571-0,57142-0,28571		
2	ALPES INTERNES	Cas général			0,92857-0,78571-0,57142-0,28571		
		Cas général			1,00000-0,80000-0,53333-0,33333		
7	PRE-ALPES DU SUD	Exogène de l'HER 2	#	#	1,00000-0,76923-0,53846-0,30769		
		Cas général			1,00000-0,80000-0,53333-0,33333		
6	MEDITERRANEE	Exogène de l'HER 2 ou 7			1,00000-0,80000-0,53333-0,33333		
		Exogène de l'HER 7			1,00000-0,80000-0,53333-0,33333		
		Exogène de l'HER 8	#	#	0,93333-0,80000-0,53333-0,33333		
		Exogène de l'HER 1			0,93750-0,81250-0,56250-0,31250		
8	CEVENNES	Cas général			0,93750-0,81250-0,56250-0,31250		
		Cas général			0,93333-0,80000-0,53333-0,33333		
		A-her2 n°70			0,92857-0,78571-0,57142-0,28571		
16	CORSE	A-her2 n°22			0,92307-0,76923-0,46153-0,23076	0,91666-0,75000-0,50000-0,25000	
		B-her2 n°88			0,92307-0,76923-0,46153-0,23076	0,91666-0,75000-0,50000-0,25000	
19	GRANDS CAUSSES	Cas général			0,92857-0,78571-0,57142-0,28571		
		Exogène de l'HER 8			0,94117-0,82352-0,52940-0,29411		
11	CAUSSES AQUITAINS	Cas général			0,93333-0,80000-0,53333-0,33333		
		Exogène de l'HER 3 et/ou 21	#	#	0,94117-0,82352-0,52940-0,29411		
14	COTEAUX AQUITAINS	Exogène des HER 3, 8, 11 ou 19			0,94117-0,82352-0,52940-0,29411		
		Exogène de l'HER 3 ou 8			0,94117-0,82352-0,52940-0,29411		
		Cas général			0,93333-0,80000-0,53333-0,33333		
13	LANDES	Exogène de l'HER 1	#	#	0,93750-0,81250-0,56250-0,31250		
		Cas général			0,93333-0,80000-0,53333-0,33333		
1	PYRENEES	Cas général			0,93750-0,81250-0,56250-0,31250		
		A-Centre-Sud			0,93333-0,80000-0,53333-0,33333		
12	ARMORICAIN	B-Ouest-Nord Est			0,93750-0,81250-0,56250-0,31250		
		Cas général	#	#	0,93750-0,81250-0,56250-0,31250		
9	TTGL LA LOIRE	A-her2 n°57			0,92857-0,78571-0,57142-0,28571		
		Cas général	#	#	0,92857-0,78571-0,57142-0,28571	0,93750-0,81250-0,56250-0,31250	
		Exogène de l'HER 10			0,93750-0,81250-0,56250-0,31250		
10	COTES CALCAIRES EST	Exogène de l'HER 21	#	#	0,94444-0,77777-0,55555-0,27777		
		Cas général			0,93750-0,81250-0,56250-0,31250	0,93333-0,80000-0,53333-0,33333	
		Exogène de l'HER 4	#	#	0,93333-0,80000-0,53333-0,33333		
4	VOSGES	Cas général			0,93333-0,80000-0,53333-0,33333		
		Exogène de l'HER 10	#	#	0,94444-0,77777-0,55555-0,27777		
22	ARDENNES	Cas général			0,94444-0,77777-0,55555-0,27777		
		Cas général			0,93333-0,80000-0,53333-0,33333		
18	ALSACE	Cas général			0,93333-0,80000-0,53333-0,33333		
		Exogène de l'HER 4	#	#	0,93333-0,80000-0,53333-0,33333		

**Annexe G : Codes et typologies de cours d'eau associées en Rhin-Meuse.**

Code	Typologie	Code	Typologie
T1	Cours d'eau de montagne	T5	Cours d'eau de plateaux calcaires
T2	Cours d'eau de moyenne montagne	T6	Cours d'eau argileux
T3	Cours d'eau de piémont	T7	Cours d'eau phréatiques
T4	Cours d'eau de côtes calcaires		

**Annexe H : Critères élémentaires (à droite) associés à chacune des sous-catégories par composante physique des cours d'eau (Poyry, 2013).**

LIT MAJEUR	OCCUPATION DES SOLS	Occupation des sols majoritaires Autres occupations des sols Nombre de types d'occupation des sols Axes de communication
	ANNEXES HYDRAULIQUES INONDABILITE	
BERGES	STRUCTURE DES BERGES <i>Nature des berges</i>	Nature dominante des berges RD Nature dominante des berges RG Nature secondaire des berges RD Nature secondaire des berges RG Nombre de matériaux différents en berge RD Nombre de matériaux différents en berge RG
	<i>Dynamique des berges</i>	Dynamique principale des berges Dynamique secondaire Dynamique anecdotique Nombre de cas observés
	VEGETATION DES BERGES <i>Composition de la végétation</i>	Végétation des berges dominante RD Végétation des berges dominante RG Végétation des berges secondaire RD Végétation des berges secondaire RG Végétation des berges anecdotique
	<i>Ripisylve</i>	Importance de la ripisylve RD Importance de la ripisylve RG Etat de la ripisylve
LIT MINEUR	HYDRAULIQUE	Sinuosité Débit
	<i>Ouvrages</i>	Nombre de barrages Nombre de seuils Franchissabilité par les poissons
	FACIES DU LIT MINEUR	Variabilité de profondeur Variabilité d'écoulement Variabilité de largeur
	SUBSTRAT DU FOND <i>Nature des fonds</i>	Nature dominante des fonds Nature secondaire des fonds Variété des matériaux des fonds
	<i>Végétation aquatique</i>	Dépôts sur le fond du lit Substrat végétal dominant Substrat végétal secondaire Nombre de types de substrats végétaux Prolifération végétale

**Annexe I : Mnémonique et libellé des types de masse d'eau cours d'eau sur lesquels l'ensemble des stations est situé (d'après la nomenclature Sandre n°408).**

Typologie nationale	Libellé	Effectif des stations	Typologie simplifiée avec l'I <sub>2</sub> M <sub>2</sub>
TP18	Très petit cours d'eau dans Alsace	37	55
MP18	Moyen et petit cours d'eau dans Alsace	22	55
G18/4	Grand cours d'eau dans Alsace exogène des Vosges	10	37
P18/4	Petit cours d'eau dans Alsace exogène des Vosges	24	59
M18/4	Moyen cours d'eau dans Alsace exogène des Vosges	14	59
TP10	Très petit cours d'eau dans Côtes calcaires Est	97	40
P10	Petit cours d'eau dans Côtes calcaires Est	33	39
M10	Moyen cours d'eau dans Côtes calcaires Est	23	38
G10	Grand cours d'eau des côtes calcaires Est	11	37
G10/4	Grand cours d'eau dans Côtes calcaires Est exogène des Vosges	12	37
M10/4	Moyen cours d'eau des côtes calcaires Est et exogène des Vosges	3	15
TP4	Très petit cours d'eau dans Vosges	48	66
P4	Petit cours d'eau dans Vosges	20	16
M4	Moyen cours d'eau dans Vosges	13	15
TP22	Très petit cours d'eau dans Ardennes	8	18
P22	Petit cours d'eau dans Ardennes	4	17
GM22	Grand et moyen cours d'eau dans Ardennes	5	17
TP5	Très petit cours d'eau du Jura/pré Alpes du Nord	2	22

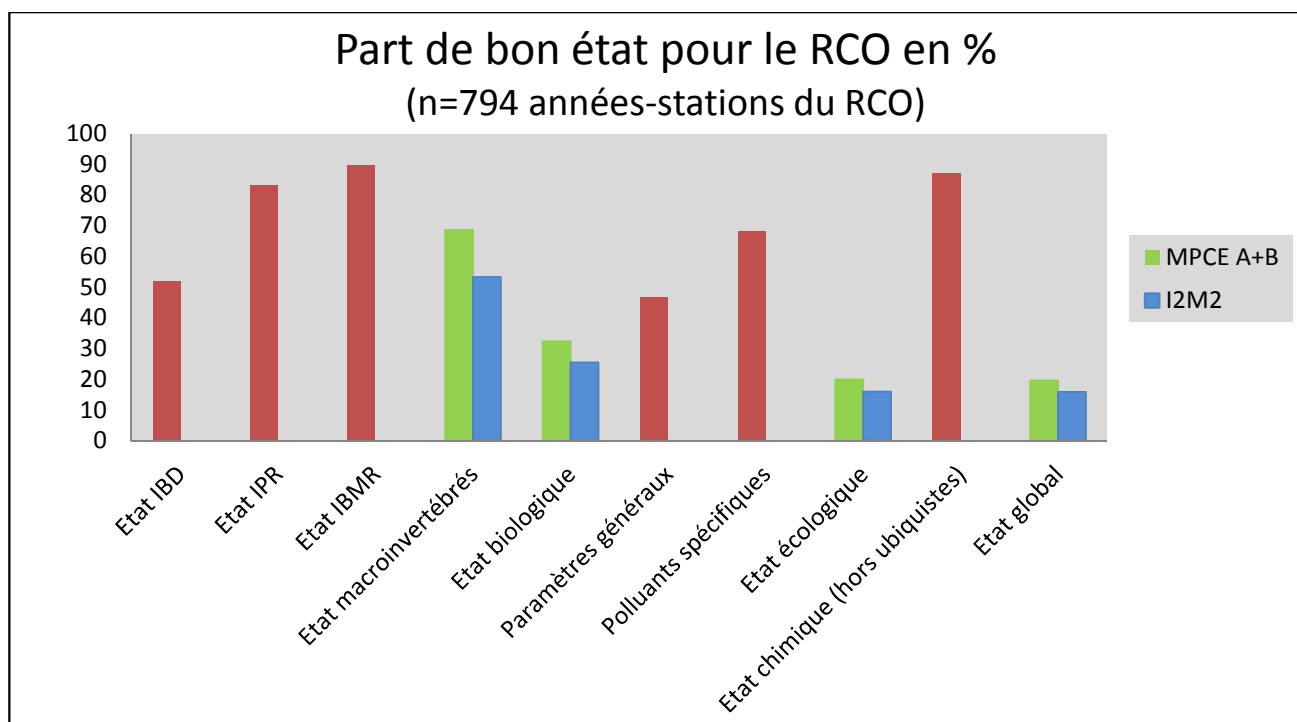
**Annexe J : Tableau descriptif des principales variables de probabilités d'altération hydromorphologique issues du concept du SYRAH-CE à l'échelle de l'USRA.**

Variable	Description
Probabilité d'altération de la continuité latérale	Evalue l'état de la connexion lit mineur/lit majeur et de la connectivité des annexes hydrauliques en se basant sur la présence d'obstacles à proximité du lit mineur (digues, voies de communication) et l'enfoncement du lit
Probabilité d'altération de la structure et du substrat	Evalue la modification de la proportion et de la diversité des faciès d'écoulement ainsi que l'altération des caractéristiques du substrat (épaisseur, granulométrie, colmatage)
Probabilité d'altération de la profondeur/largeur	Evalue les altérations d'origine anthropique de la géométrie hydraulique (profondeur et largeur du lit à l'étiage et en crue)
Probabilité d'altération de la structure de la rive	Evalue le niveau d'artificialisation des berges et l'état de dégradation de la ripisylve
Probabilité d'altération de l'hydrologie (quantité)	Evalue les impacts sur les débits d'étiage, le débit moyen et les débits de crues fréquentes
Probabilité d'altération de l'hydrologie (dynamique)	Evalue les impacts sur la modification de la saisonnalité et du régime journalier

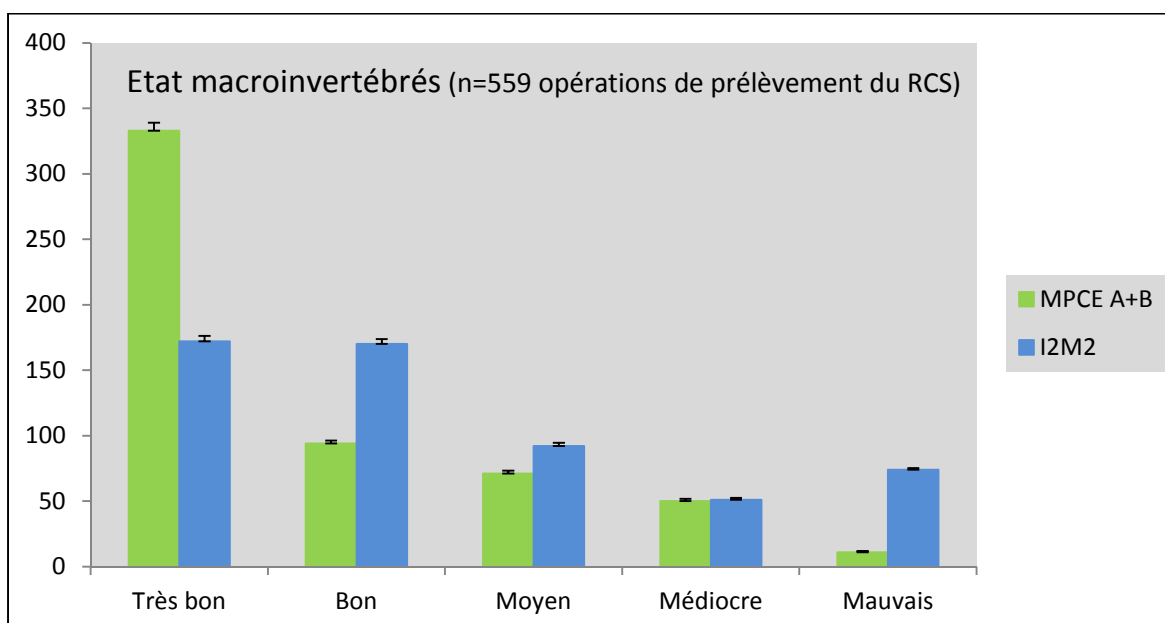
**Annexe K : Liste des 72 pesticides pris en compte dans l'outil de diagnostic de l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> par le modèle correspondant à la probabilité de pression WQ8 « pesticides ».**

Chlorpyrifos-ethyl, Prosulfocarbe, Alachlore, Aldicarbe, Aldrine, Aminotriazole, Atrazine, Atrazine desethyl, Bentazone, Bifenox, Captane, Carbendazime, Carbofuran, Chlortoluron, Cymoxanil, 2,4-D, DDD 24', DDD 44', DDE 24', DDE 44', DDT 24', Deltamethrine, Dichlorprop, Dieldrine, Dinoterbe, Diuron, Endrine, Ethofumesate, Fenpropimorphe, Folpel, Flusilazole, HCH gamma, Ioxnyl, Iprodione, Isodrine, Isoproturon, Linuron, Mancozebe, 2,4-MCPA, Methabenzthiazuron, Methomyl, Metolachlore, Oxydemeton-methyl Parathion ethyl, Parathion methyl, Pendimethaline, Prochloraz, Simazine, Terbumeton, Terbutylazine Terbutryne, Trifluraline, Vinclozoline, Cyprodinil, Chlorfenvinphos, Chlorothalonil, Dicamba, Dinitrocresol, Glyphosate, Paraquat, Oxadixyl, Norflurazone, Aclonifene, Tebuconazole, Diquat, Fenpropidine, Endosulfan, Tridemorphe, Imazamethabenz-methyl, Fosetyl-aluminium, 2,4-D-ester, Manèbe.

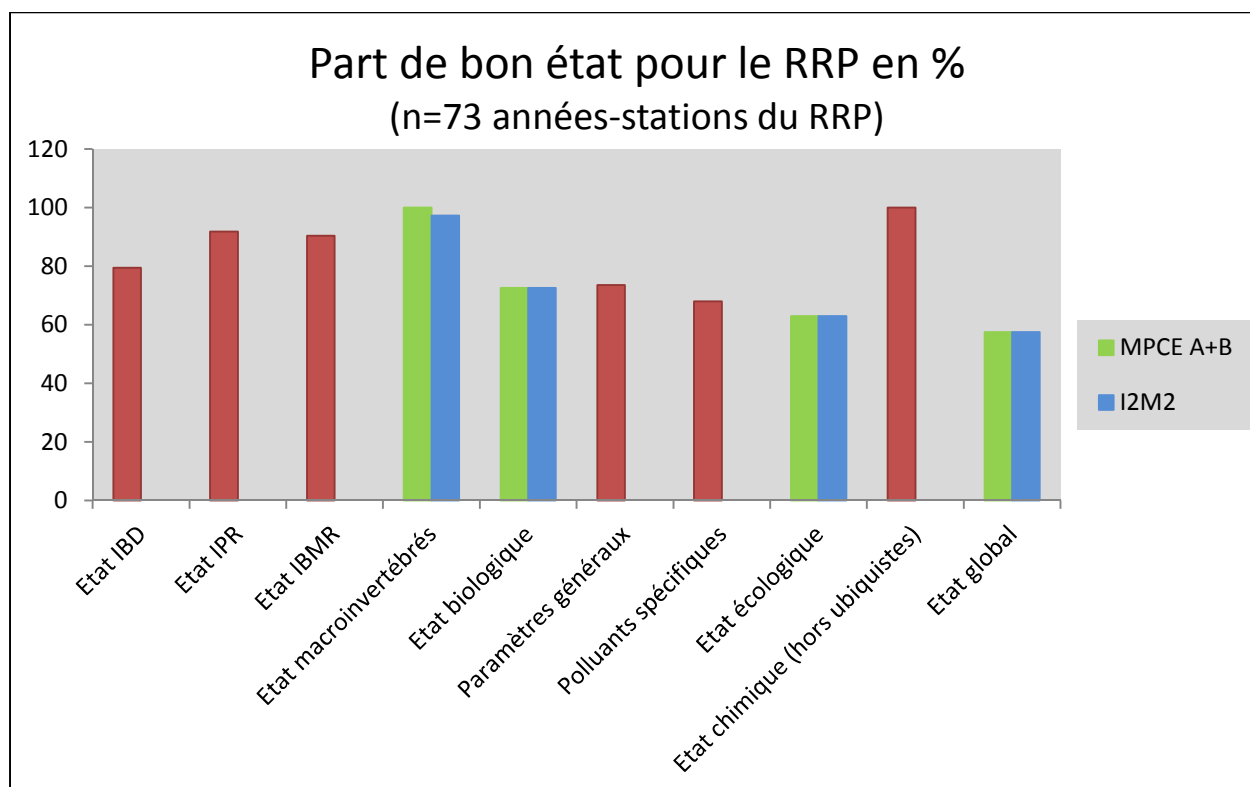
**Annexe L : Part de bon état (en %) aux différents états DCE entre 2007 et 2014 avec l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> et l'indice MPCE A+B pour les stations du RCO du bassin Rhin-Meuse (source : RCO).**



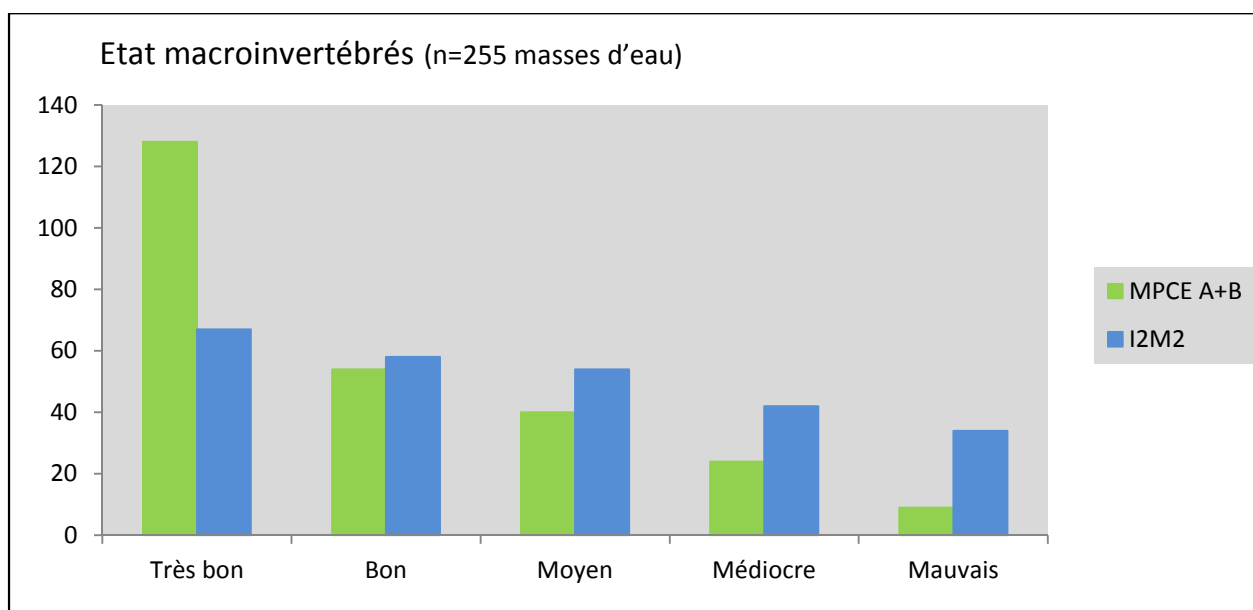
**Annexe M : Répartition des classes d'état macroinvertébrés pour les opérations de prélèvement du RCS sur le bassin Rhin-Meuse entre 2007 et 2014 (source : RCS).**



**Annexe N : Part de bon état (en %) aux différents états DCE entre 2012 et 2014 avec l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> et l'indice MPCE A+B pour les stations du RRP du bassin Rhin-Meuse (source : RRP).**



**Annexe O : Répartition des classes d'état macro-invertébrés pour les masses d'eau cours d'eau du bassin Rhin-Meuse sur la période 2012-2013-2014 (source : RCS, RCO, RRP).**





**Annexe P : Matrice des corrélations entre les percentiles 90 des paramètres généraux de qualité de l'eau échantillonnés durant les 6 mois précédant le prélèvement de macro-invertébrés (n=972 opérations de prélèvement).**

Variables	pH	Oxygène dissous	Taux de saturation	DBO5	DCO	Carbone organique	Ammonium	Nitrites	Nitrates	Phosphore total	Orthophosphates	Conductivité	Calcium	Magnésium	Chlorures	Sulfates
pH	1	0,167	0,206	0,192	0,085	0,112	0,149	0,284	0,420	0,180	0,221	0,434	0,439	0,356	0,311	0,339
Oxygène dissous	0,167	1	0,632	-0,066	0,157	-0,147	-0,153	-0,176	-0,126	-0,147	-0,115	-0,237	-0,196	-0,207	-0,159	-0,268
Taux de saturation	0,206	0,632	1	-0,149	0,165	-0,223	-0,199	-0,168	-0,086	-0,129	-0,143	-0,173	-0,139	-0,184	-0,143	-0,203
DBO5	0,192	-0,066	-0,149	1	0,465	0,451	0,523	0,495	0,229	0,497	0,472	0,364	0,266	0,328	0,405	0,381
DCO	0,085	-0,157	-0,165	0,465	1	0,737	0,513	0,495	0,187	0,595	0,531	0,370	0,270	0,422	0,415	0,436
Carbone organique	0,112	-0,147	-0,223	0,451	0,737	1	0,500	0,546	0,279	0,583	0,581	0,456	0,355	0,486	0,443	0,504
Ammonium	0,149	-0,153	-0,199	0,523	0,513	0,500	1	0,764	0,336	0,702	0,721	0,499	0,398	0,453	0,590	0,485
Nitrites	0,284	-0,176	-0,168	0,495	0,495	0,546	0,764	1	0,557	0,739	0,781	0,687	0,604	0,619	0,683	0,635
Nitrates	0,420	-0,126	-0,086	0,229	0,187	0,279	0,336	0,557	1	0,314	0,362	0,742	0,778	0,568	0,468	0,616
Phosphore total	0,180	-0,147	-0,129	0,497	0,595	0,583	0,702	0,739	0,314	1	0,889	0,504	0,374	0,532	0,596	0,517
Orthophosphates	0,221	-0,115	-0,143	0,472	0,531	0,581	0,721	0,781	0,362	0,889	1	0,564	0,439	0,597	0,655	0,571
Conductivité	0,434	-0,237	-0,173	0,364	0,370	0,456	0,499	0,687	0,742	0,504	0,564	1	0,926	0,828	0,743	0,892
Calcium	0,439	-0,196	-0,139	0,266	0,270	0,355	0,398	0,604	0,778	0,374	0,439	0,926	1	0,768	0,606	0,834
Magnésium	0,356	-0,207	-0,184	0,328	0,422	0,486	0,453	0,619	0,568	0,532	0,597	0,828	0,768	1	0,686	0,870
Chlorures	0,311	-0,159	-0,143	0,405	0,415	0,443	0,590	0,683	0,468	0,596	0,655	0,743	0,606	0,686	1	0,730
Sulfates	0,339	-0,268	-0,203	0,381	0,436	0,504	0,485	0,635	0,616	0,517	0,571	0,892	0,834	0,870	0,730	1

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification  $\alpha=0,05$ .

Les valeurs en vert indiquent une corrélation d'intensité modérée ( $0,4 < r < 0,6$ ), en rouge une corrélation d'intensité forte ( $0,6 < r < 0,8$ ), en jaune une corrélation d'intensité très forte ( $r > 0,8$ ).

**Annexe Q : Matrice des corrélations entre les prédictions de pression chimique issues de l'outil de diagnostic et les percentiles 90 des paramètres généraux de qualité de l'eau échantillonnés durant les 12 mois précédant le prélèvement de macro-invertébrés (n=972 opérations de prélèvement).**

Variables	Matières organiques & oxydables (WQ1)	Matières azotées hors nitrates (WQ2)	Nitrates (WQ3)	Matières phosphorées (WQ4)	Acidification (WQ6)
pH de l'eau	0,190	0,300	0,381	0,300	0,148
Oxygène dissous	-0,265	-0,260	-0,219	-0,264	-0,126
Taux de saturation	-0,300	-0,262	-0,160	-0,262	-0,100
DBO <sub>5</sub>	0,401	0,432	0,171	0,443	0,299
DCO	0,374	0,391	0,139	0,422	0,319
Carbone organique	0,413	0,401	0,222	0,427	0,354
Ammonium	0,567	0,653	0,309	0,666	0,242
Nitrites	0,661	0,755	0,492	0,775	0,352
Nitrates	0,434	0,534	0,669	0,536	0,244
Phosphore total	0,555	0,635	0,354	0,677	0,331
Orthophosphates	0,562	0,662	0,397	0,696	0,296
Conductivité	0,589	0,668	0,603	0,679	0,335
Calcium	0,537	0,615	0,637	0,616	0,285
Magnésium	0,546	0,609	0,512	0,635	0,356
Chlorures	0,557	0,650	0,417	0,674	0,311
Sulfates	0,564	0,630	0,527	0,649	0,384

*Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification  $\alpha=0,05$ .*

*Les valeurs en vert indiquent une corrélation d'intensité modérée ( $0,4 < r < 0,6$ ), en rouge une corrélation d'intensité forte ( $0,6 < r < 0,8$ ).*

*Les encadrés en orange indiquent les corrélations attendues entre deux variables données.*

**Annexe R : Matrice des corrélations entre les prédictions de pression chimique issues de l'outil de diagnostic et les différents indices de qualité de l'eau (substances de l'état chimique ainsi que celles soutenant l'état écologique) échantillonnés durant les 6 et 12 mois précédant le prélèvement de macro-invertébrés (n=180 opérations de prélèvement).**

Variables	Matières organiques & oxydables (WQ1)	Matières azotées hors nitrates (WQ2)	Nitrates (WQ3)	Matières phosphorées (WQ4)	Acidification (WQ6)	Pesticides (WQ8)
Indice global 6 mois maxi	<b>0,147</b>	<b>0,186</b>	0,093	<b>0,210</b>	0,130	<b>0,167</b>
Indice global 6 mois moyen	<b>0,159</b>	<b>0,209</b>	0,128	<b>0,229</b>	0,142	<b>0,170</b>
Indice global 12 mois maxi	<b>0,191</b>	<b>0,239</b>	<b>0,149</b>	<b>0,278</b>	<b>0,147</b>	<b>0,256</b>
Indice global 12 mois moyen	<b>0,217</b>	<b>0,288</b>	<b>0,195</b>	<b>0,312</b>	<b>0,153</b>	<b>0,240</b>
Indice autres 6 mois maxi	-0,068	-0,052	0,030	-0,093	<b>-0,183</b>	-0,092
Indice pesticides 6 mois maxi	0,043	0,071	<b>0,182</b>	0,083	-0,111	0,095
Indice métaux 6 mois maxi	-0,136	-0,083	0,044	-0,089	<b>-0,307</b>	-0,139
Indice autres 6 mois moyen	-0,037	-0,027	0,069	-0,060	<b>-0,167</b>	-0,055
Indice pesticides 6 mois moyen	0,039	0,064	<b>0,186</b>	0,078	-0,103	0,089
Indice métaux 6 mois moyen	-0,093	-0,047	0,092	-0,052	<b>-0,265</b>	-0,110
Indice autres 12 mois maxi	-0,078	-0,109	-0,072	-0,116	-0,080	-0,104
Indice pesticides 12 mois maxi	-0,056	-0,047	-0,066	-0,012	0,024	0,024
Indice métaux 12 mois maxi	-0,123	-0,040	-0,079	-0,071	-0,039	0,057
Indice autres 12 mois moyen	-0,064	-0,102	-0,051	-0,111	-0,092	-0,102
Indice pesticides 12 mois moyen	-0,057	-0,048	-0,072	-0,027	0,018	-0,005
Indice métaux 12 mois moyen	-0,144	-0,070	-0,087	-0,099	-0,055	-0,030

*Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification  $\alpha=0,05$ .*

*Les valeurs en vert indiquent une corrélation d'intensité modérée ( $0,4 < r < 0,6$ ), en rouge une corrélation d'intensité forte ( $0,6 < r < 0,8$ ).*

*Les encadrés en orange indiquent les corrélations attendues entre deux variables données.*

**Annexe S :** Matrice des corrélations entre les prédictions moyennes (entre 2007 et 2015) de pressions hydromorphologiques issues de l'outil de diagnostic et les probabilités d'altération SYRAH à l'échelle de l'USRA (n=24 stations du RCS, RCO et RRP).

Variables	Voies de communication (HD1)	Altération ripisylve (HD2)	Urbanisation (HD3)	Risque de colmatage (HD4)	Instabilité hydrologique (HD5)
proba d'altération continuité latérale	<b>0,481</b>	<b>0,443</b>	<b>0,701</b>	<b>0,631</b>	0,245
proba d'altération structure et substrat du lit	-0,266	0,354	0,249	<b>0,206</b>	0,028
proba d'altération profondeur et largeur	0,319	0,056	<b>0,504</b>	0,227	0,391
proba d'altération structure rive	<b>0,491</b>	0,389	<b>0,609</b>	<b>0,413</b>	0,132
proba d'altération hydrologie quantité	0,035	-0,051	0,152	0,001	<b>-0,126</b>
proba d'altération hydrologie dynamique	-0,149	-0,164	-0,175	-0,096	-0,019

*Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05.  
 Les valeurs en vert indiquent une corrélation d'intensité modérée (0,4 < r < 0,6), en rouge une corrélation d'intensité forte (0,6 < r < 0,8).  
 Les encadrés en orange indiquent les corrélations attendues entre deux variables données.*

**Annexe T :** Matrice des corrélations entre les prédictions moyennes (entre 2007 et 2015) de pressions hydromorphologiques issues de l'outil de diagnostic et les indices QUALPHY (n=91 stations).

Variables	Voies de communication (HD1)	Altération ripisylve (HD2)	Urbanisation (HD3)	Risque de colmatage (HD4)
INDICE_GLO	-0,113	-0,149	-0,139	<b>-0,232</b>
SCORE_LIT_MAJ	<b>0,015</b>	0,018	0,023	0,073
SCORE_BERGE	<b>-0,245</b>	-0,063	-0,110	-0,114
SCORE_LIT_MIN	-0,011	<b>-0,210</b>	-0,039	<b>-0,179</b>

*Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05.  
 Les encadrés en orange indiquent les corrélations attendues entre deux variables données.*

**Annexe U : Tableau de contingence des cinq modèles liés à la dégradation de l'habitat physique avec SYRAH aux seuils à 0,5 et à 0,6.**

Les cellules en fond bleuté indiquent le nombre de correspondance entre les valeurs observées avec SYRAH et les valeurs prédites par l'outil de diagnostic ; celles en fond grisé indiquent le nombre de non correspondance entre les valeurs observées avec SYRAH et les valeurs prédites par l'outil de diagnostic.

		Valeurs observées avec SYRAH (seuil à 0,5)		Valeurs observées avec SYRAH (seuil à 0,6)	
		Altération hydromorphologique	Non altération hydromorphologique	Altération hydromorphologique	Non altération hydromorphologique
Valeurs prédites par le modèle HD1 de l'outil de diagnostic	Altération hydromorphologique	38 VN <sup>53</sup>	15 FP <sup>54</sup>	21 VN	32 FP
	Non altération hydromorphologique	29 FN <sup>55</sup>	61 VP <sup>56</sup>	13 FN	77 VP
Valeurs prédites par le modèle HD2 de l'outil de diagnostic	Altération hydromorphologique	52 VN	54 FP	29 VN	77 FP
	Non altération hydromorphologique	15 FN	22 VP	5 FN	32 VP
Valeurs prédites par le modèle HD3 de l'outil de diagnostic	Altération hydromorphologique	54 VN	40 FP	29 VN	65 FP
	Non altération hydromorphologique	13 FN	36 VP	5 FN	44 VP
Valeurs prédites par le modèle HD4 de l'outil de diagnostic	Altération hydromorphologique	49 VN	41 FP	29 VN	61 FP
	Non altération hydromorphologique	15 FN	38 VP	11 FN	42 VP
Valeurs prédites par le modèle HD5 de l'outil de diagnostic	Altération hydromorphologique	7 VN	59 FP	5 VN	61 FP
	Non altération hydromorphologique	8 FN	69 VP	7 FN	70 VP

<sup>53</sup> VN : vrais négatifs.

<sup>54</sup> FP : faux positifs.

<sup>55</sup> FN : faux négatifs.

<sup>56</sup> VP : vrais positifs.

**Annexe V : Indices d'efficacité de prédiction d'altération de l'hydromorphologie pour les modèles HD1, HD3 et HD4 confrontés à l'indice de qualité physique du lit mineur QUALPHY et pour le modèle HD2 confronté à l'indice de qualité des berges (n=91 stations).**

		Modèles			
		Voies de communication (HD1)	Altération ripisylve (HD2)	Urbanisation (HD3)	Risque de colmatage (HD4)
Seuil à 60%	Erreur de classification	0,48	0,66	0,49	0,37
	Sensibilité	0,43	0,67	0,66	0,71
	Spécificité	0,66	0,20	0,26	0,49
	Aire sous la courbe ± écart-type	0,52 ± 0,06	0,53 ± 0,08	0,52 ± 0,06	0,62 ± 0,06
<hr/>					
Seuil à 40%	Erreur de classification	0,43	0,76	0,62	0,45
	Sensibilité	0,45	0,50	0,61	0,77
	Spécificité	0,63	0,20	0,27	0,43
	Aire sous la courbe ± écart-type	0,52 ± 0,07	0,35 ± 0,09	0,49 ± 0,06	0,61 ± 0,06

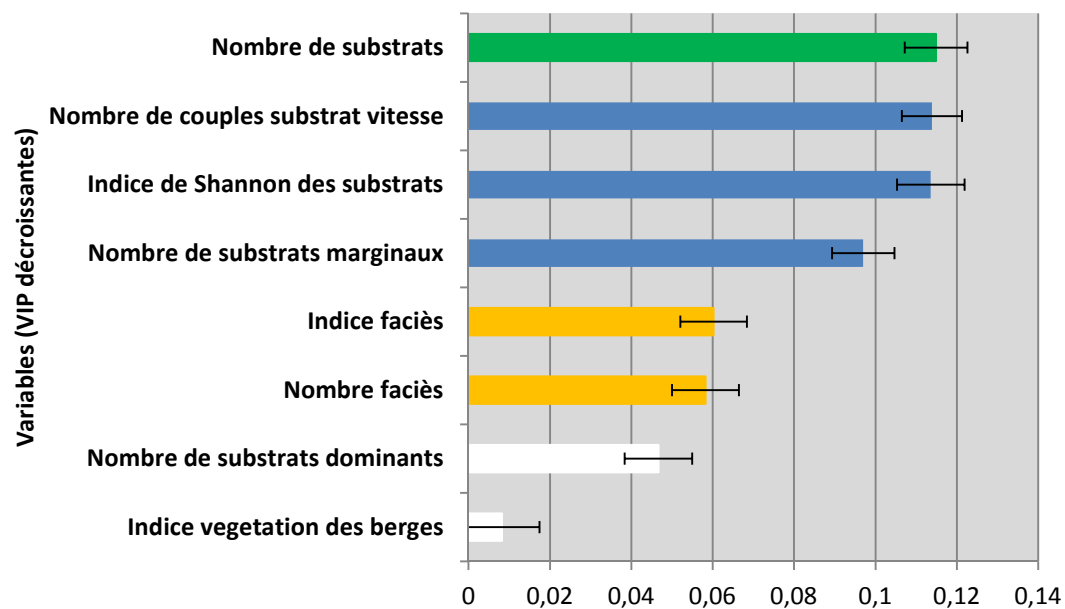
**Annexe W : Tableau de contingence des cinq modèles liés à la dégradation de l'habitat physique avec QUALPHY aux seuils à 60% et à 40%.**

Les cellules du tableau en fond bleuté indiquent le nombre de correspondance entre les valeurs observées avec QUALPHY et les valeurs prédites par l'outil de diagnostic ; celles en fond grisé indiquent le nombre de non correspondance entre les valeurs observées avec QUALPHY et les valeurs prédites par l'outil de diagnostic.

		Valeurs observées avec QUALPHY (seuil à 60%)		Valeurs observées avec QUALPHY (seuil à 40%)	
		Altération hydromorphologique	Non altération hydromorphologique	Altération hydromorphologique	Non altération hydromorphologique
Valeurs prédites par le modèle HD1 de l'outil de diagnostic	Altération hydromorphologique	24 VN	12 FP	14 VN	22 FP
	Non altération hydromorphologique	32 FN	23 VP	17 FN	38 VP
Valeurs prédites par le modèle HD2 de l'outil de diagnostic	Altération hydromorphologique	18 VN	51 FP	6 VN	63 FP
	Non altération hydromorphologique	9 FN	13 VP	6 FN	16 VP
Valeurs prédites par le modèle HD3 de l'outil de diagnostic	Altération hydromorphologique	37 VN	26 FP	19 VN	44 FP
	Non altération hydromorphologique	19 FN	9 VP	12 FN	16 VP
Valeurs prédites par le modèle HD4 de l'outil de diagnostic	Altération hydromorphologique	40 VN	18 FP	24 VN	34 FP
	Non altération hydromorphologique	16 FN	17 VP	7 FN	26 VP

**Annexe X : Résultats des régressions PLS exprimant l'importance (VIP) et l'effet positif ou négatif (coefficients normalisés) des différentes variables dans la projection des modèles MPCE (à gauche) et I2M2 (à droite). La barre verte représente la variable la plus importante, les barres bleues représentent les autres variables importantes (VIP>1), les barres jaunes représentent les variables influentes (VIP>0,7) et les barres blanches représentent les variables qui n'ont pas d'effet significatif (VIP<0,7).**

**Coefficients normalisés (MPCE, n=1463 opérations de prélèvement)**



**Coefficients normalisés (I2M2, n=1463 opérations de prélèvement)**

