

# ETAT DES LIEUX

## DISTRICTS RHIN ET MEUSE

### PARTIE FRANÇAISE

Adopté au Comité de bassin  
du 6 décembre 2019

DIRECTIVE CADRE  
EUROPÉENNE SUR L'EAU

## Méthodes et procédures

### Aspects communs aux deux districts du Rhin et de la Meuse



LE PRÉFET COORDONNATEUR DE BASSIN

BASSIN RHIN-MEUSE





# Sommaire

<b>I - REFERENTIEL DES MASSES D'EAU DE SURFACE ET SOUTERRAINE</b> .....	9
1 – Le référentiel des masses d'eau de surface .....	9
2 – Le référentiel des masses d'eau souterraine .....	10
2.1 Typologie des masses d'eau souterraine .....	10
2.2 Délimitation des masses d'eau souterraine .....	10
<b>II - ETAT DES MASSES D'EAU DE SURFACE</b> .....	11
1 - Les éléments de base pour définir l'état .....	12
1.1 Rappel des concepts fondamentaux de la DCE .....	12
1.1.1 L'état chimique .....	12
1.1.2 L'état écologique .....	12
1.2.3 Les masses d'eau artificielles (MEA) et fortement modifiées (MEFM) .....	13
1.2 Les principales options méthodologiques mises en œuvre dans les districts du Rhin et de la Meuse .....	14
1.2.1 Les données utilisées .....	14
1.2.2 Les années de référence .....	15
1.2.3 Données de surveillance exploitées .....	15
1.2.4 Modélisation .....	16
1.2.5 Pressions et expertise .....	18
2 - Évaluation de l'état des cours d'eau et canaux .....	20
2.1 Évaluation de l'état chimique .....	20
2.1.1 Méthode de calcul de la moyenne annuelle .....	20
2.1.2 Données utilisées .....	20
2.1.3 Calcul de l'état chimique à la station .....	20
2.1.4 Détermination de l'état chimique de la masse d'eau .....	21
2.2 Évaluation de l'état écologique .....	21
2.2.1 Paramètres généraux .....	21
2.2.2 Substances de l'état écologique .....	23
2.2.3 Expression de l'état pour l'élément de qualité « Physico-chimie » .....	24
2.2.4 Éléments de qualité biologique .....	24
2.2.5 Détermination de l'état écologique .....	25
3 - Evaluation de l'état des plans d'eau .....	27
3.1 Préambule .....	27

3.2	Évaluation de l'état chimique.....	29
3.3	Évaluation de l'état et du potentiel écologique .....	29
3.3.1	<i>Préambule</i> .....	29
3.3.2	<i>Éléments de qualité biologique</i> .....	30
3.3.3	<i>Détermination de l'état écologique</i> .....	30
4	Potentiel écologique .....	31
4.1	Principe général.....	31
4.2	Déclinaison dans les districts du Rhin et de la Meuse.....	32
5	Niveau de confiance .....	33
5.1	Les dispositions de l'arrêté « Évaluation » .....	33
5.2	L'application aux districts du Rhin et de la Meuse .....	33
5.2.1	<i>Le niveau de confiance pour l'état chimique</i> .....	33
5.2.2	<i>Le niveau de confiance pour l'état écologique</i> .....	34
6	Impacts des nouvelles règles d'évaluation de l'état chimique et écologique sur les masses d'eau « Rivières » .....	38
6.1	Synthèse des évolutions .....	38
6.2	Impact sur l'état écologique des rivières .....	41
6.3	Impact sur l'état chimique des masses d'eau « Rivières » (MERIV).....	42
<b>III</b>	<b>ETAT DES MASSES D'EAU SOUTERRAINE</b> .....	<b>43</b>
1	Méthodologie de détermination de l'état chimique des masses d'eau souterraine.....	44
1.1	Détermination de l'état du point de surveillance .....	45
1.2	Tests de classification pour l'enquête appropriée .....	47
	Test : Altération de l'état chimique et / ou écologique des eaux de surface résultant d'un transfert de polluants depuis la masse d'eau souterraine.....	47
	Test : Altération des écosystèmes terrestres résultant d'un transfert de polluants depuis la masse d'eau souterraine .....	48
	Test : Evaluation de l'état chimique de la masse d'eau dans son ensemble .....	48
	Test : Zones protégées pour l'Alimentation en eau potable (AEP) .....	49
1.3	Données complémentaires .....	51
1.4	Indice de confiance.....	51
2	Méthodologie de détermination des tendances des masses d'eau souterraine.....	52
3	Méthodologie de détermination de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine .....	54
3.1	Définition et réalisation du test « Balance » .....	55
	Evaluation de la tendance piézométrique.....	56
	Evaluation de la ressource .....	57
	Evaluation des prélèvements .....	57
	Interprétation du ratio « prélèvement/ressource » .....	57
3.2	Éléments spécifiques à l'aspect quantitatif du test « Eaux de surface » .....	58

3.3	Eléments spécifiques à l'aspect quantitatif du test « Ecosystèmes terrestres associés »	59
3.4	Indice de confiance	60
<b>IV</b>	<b>PRESSIONS PESTICIDES ET RNAOE PESTICIDES</b>	<b>60</b>
1	La caractérisation de la pression	60
1.1	Nature et source des données renseignées dans la base	61
1.2	Hypothèses	62
1.3	Limites	62
1.4	Évolution des ventes	62
1.5	Répartition des pressions sur les masses d'eau	64
2	La caractérisation de la vulnérabilité	68
3	Le pseudo-état des masses d'eau	70
4	La caractérisation de l'impact	70
5	Le Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) 2027 pour les masses d'eau	73
6	Quel Bilan ?	75
<b>V</b>	<b>PRESSIONS PRELEVEMENTS</b>	<b>86</b>
1	Données utilisées	86
2	Caractérisation de la pression de prélèvement sur les eaux superficielles	87
3	Caractérisation de la pression de prélèvement sur les eaux souterraines	89
<b>VI</b>	<b>PRESSIONS POLLUANTS CARBONE AZOTE PHOSPHORE</b>	<b>91</b>
1	L'azote agricole	91
1.1	La caractérisation de la pression diffuse	92
1.2	La caractérisation de la vulnérabilité	98
1.3	La caractérisation de l'impact	99
1.4	Le Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux pour les masses d'eau (RNAOE) 2027	100
1.5	Quel Bilan ?	102
1.6	Et sous climat changeant ?	103
2	L'élevage	104
2.1	La pression due à l'élevage	104
2.2	La caractérisation de l'impact de l'élevage	105
2.3	Le Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) en 2027 pour les masses d'eau	106
2.4	Quel Bilan pour l'élevage ?	108
3	Le carbone, l'azote, le phosphore domestiques et industriels	108
3.1	La caractérisation de la pression domestique ou industrielle	109
3.2	La caractérisation de la pression en temps de pluie	113
<b>VII</b>	<b>INVENTAIRE DES EMISSIONS, PERTES ET REJETS</b>	<b>115</b>

1 - Contexte .....	115
2 - Démarche générale .....	116
3 - Sources ponctuelles .....	118
3.1 Emissions relatives aux rejets de stations d'épuration (P8) et aux eaux usées des ménages non traitées (P9) .....	118
3.2 Emissions relatives aux industries isolées (P10).....	125
4 - Sources diffuses.....	128
4.1 Retombées atmosphériques (P1) .....	128
4.2 Ruissellement agricole (P3) .....	128
4.3 Dérives de pulvérisation (P5).....	129
4.4 Ruissellement de surfaces imperméabilisées (P6) et rejets des déversoirs d'orage (P7) .....	130
<b>VIII - PRESSIONS MICROPOLLUANTS .....</b>	<b>134</b>
1 – Principe .....	134
2 - Classes de pressions étudiées .....	135
3 - Substances retenues pour l'évaluation des pressions toxiques .....	135
4 - Etat retenu .....	135
4.1 Etat des masses d'eau mesuré .....	135
4.2 Etat modélisé par PEGASE.....	136
<b>IX - PRESSIONS HYDROMORPHOLOGIE .....</b>	<b>139</b>
1 - Les pressions sur l'hydromorphologie et la DCE .....	139
2 - Méthodes de caractérisation de l'hydromorphologie .....	140
2.1 Cadre national .....	140
2.2 Outil SYRAH : socle commun de l'analyse .....	141
2.3 Outil SYRAH : mise à jour pour l'état des lieux 2019.....	143
2.4 Autres outils et données mobilisés en complément de SYRAH .....	143
3 - Démarche d'inventaire des pressions sur l'hydromorphologie sur le bassin Rhin-Meuse .....	145
3.1 Exploitation des données SYRAH.....	146
3.2 Consolidation des données SYRAH par l'expertise locale .....	148
3.3 Résultats finaux .....	150
3.4 Évaluation des pressions significatives sur l'hydromorphologie.....	151
3.5 Évaluation des incidences de l'hydromorphologie sur l'état des masses d'eau .....	152
3.6 Rapportage des pressions .....	153
<b>X - PRESSIONS SITES ET SOLS POLLUES .....</b>	<b>159</b>
1 - Données utilisées .....	159
2 - Evaluation des pressions .....	159
3 - Evaluation des impacts et pressions significatives.....	161
<b>XI - RISQUE DE NON-ATTEINTE DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX (RNAOE) 2027</b>	<b>163</b>

<b>1 – RNAOE pour les masses d’eau de surface</b> .....	163
1.1 Cadrage général.....	163
1.1.1 <i>Les types de risques</i> .....	163
1.1.2 <i>Les types de pressions</i> .....	164
1.2 Cours d’eau et canaux .....	164
1.2.1 <i>Paramètres généraux</i> .....	164
1.2.2 <i>Hydromorphologie</i> .....	166
1.2.3 <i>Métaux</i> .....	168
1.2.4 <i>HAP</i> .....	169
1.2.5 <i>Pesticides</i> .....	170
1.2.6 <i>PCB</i> .....	171
1.3 Les Lacs .....	172
1.3.1 <i>Paramètres généraux</i> .....	172
1.3.2 <i>Métaux</i> .....	174
1.3.3 <i>HAP</i> .....	175
1.3.4 <i>Pesticides</i> .....	176
1.3.5 <i>PCB</i> .....	176
1.3.6 <i>Hydromorphologie</i> .....	176
2.1 Le risque de non-atteinte des objectifs de bon état quantitatif en 2027 .....	177
2.2 Le risque de non-atteinte des objectifs de bon état chimique en 2027 .....	178
2.2.1 <i>Méthode d’évaluation du RNAOE pour le paramètre « nitrates »</i> .....	179
2.2.2 <i>Méthode d’évaluation du RNAOE pour le paramètre « phytosanitaires »</i> .....	180
2.2.3 <i>Méthode d’évaluation du RNAOE pour les autres polluants</i> .....	180
<b>XII- ASPECTS ECONOMIQUES</b> .....	181
1 - La caractérisation économique des usages liés à l’eau .....	181
1.1 Usage domestique.....	181
1.2 Usage agricole .....	182
1.3 Usage industriel et artisanal.....	182
1.4 Autres usages .....	182
2 - Les scénarios tendanciels .....	183
3 - La récupération des coûts des services liés à l’utilisation de l’eau .....	183
3.1 Généralités.....	183
3.2 Usage domestique (ménage + APAD).....	184
3.3 Usage industriel .....	184
3.4 Usage agricole.....	184
3.5 Présentation des résultats .....	185



## Introduction

Ce document regroupe l'ensemble des **méthodes** ayant servi aux analyses présentées dans les documents de diagnostic de l'état des lieux de la partie française des districts du Rhin et de la Meuse, notamment :

- la typologie et la délimitation des masses d'eau ;
- l'état des masses d'eau ;
- les pressions exercées sur les masses d'eau et leurs impacts ;
- le Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) 2027 ;
- les aspects économiques.



### 1 – Le référentiel des masses d'eau de surface

Concernant les masses d'eau de surface, le référentiel des masses d'eau « Rivières » établi pour l'état des lieux de 2013 et le SDAGE 2016-2021 reste inchangé.

Par contre, le référentiel des masses d'eau « Plans d'eau » a évolué depuis le SDAGE 2016-2021 et l'état des lieux de 2013. En effet deux masses d'eau lacs ont été retirées de ce référentiel. Les justifications de ces retraits sont les suivantes :

- **FRCL16 – Etang de Réchicourt (district du Rhin - typologie : A7a) :**  
L'étang de Réchicourt, dont la surface totale est documentée à 71 ha, est en réalité composé de trois entités, hydrauliquement et hydrologiquement très peu dépendantes, respectivement de 38, 29 et 4 ha environ. Le seuil minimal rendant obligatoire la désignation en masse d'eau étant fixé à 50 ha, il n'apparaît pas opportun de maintenir cette masse d'eau telle qu'elle est définie aujourd'hui. La masse d'eau FRCL16 - Étang de Réchicourt est donc retirée du référentiel des masses d'eau de surface. Aucune autre masse d'eau n'est créée.
- **FRB1L38 – Bassin de Whitaker (district de la Meuse – typologie A6b)**  
Le bassin de Whitaker fait partie du complexe de production hydro-électrique du Groupe d'exploitation hydraulique de Revin-Saint-Nicolas. D'une surface de 60 ha, il constitue le bassin dit « inférieur » du dispositif. Il est associé au bassin des Marquisades, dit bassin « supérieur » avec lequel il fonctionne via un système de pompes et turbines réversibles. Le niveau de ces deux ouvrages est régulé au gré des cycles de pompage / turbinage, fréquents et de grande ampleur. Il s'agit de deux ouvrages de type industriel sur lesquels il n'est pas pertinent de fixer des objectifs environnementaux. De même que le bassin des Marquisades avait été supprimé du référentiel des masses d'eau de surface dès 2010, le bassin de Whitaker est également retiré pour le même motif.

Conformément au guide de mise à jour de l'état des lieux<sup>1</sup>, le référentiel des masses d'eaux souterraine du bassin Rhin-Meuse qui n'avait pas été modifié depuis 2004, a fait l'objet d'une reconstruction pour :

- faciliter leur gestion ultérieure compte tenu de leur superficie et de leur fonctionnement hydrogéologique ;
- tenir compte du nouveau **référentiel français hydrogéologique BDLISA** (Base de données des limites des systèmes aquifères).

La BDLISA (<https://bdlisa.eaufrance.fr/>) est un référentiel cartographique du Système d'information sur l'eau (SIE). Cette base de données classe le sous-sol en entités hydrogéologiques qui sont décrites selon différentes propriétés : aquifère ou imperméable, écoulements libres ou captifs, milieu poreux, fracturé, karstique, etc.

<sup>1</sup> : Guide pour la mise à jour de l'état des lieux - Ministère de la transition écologique et solidaire - Direction de l'eau et de la biodiversité - Août 2017 – 218 pages.

## 2 – Le référentiel des masses d'eau souterraine

### 2.1 Typologie des masses d'eau souterraine

Les masses d'eau sont délimitées et classées selon la typologie nationale définie dans l'**arrêté du 12 janvier 2010**, qui s'appuie donc sur la BDLISA et est basée sur des caractéristiques intrinsèques (importance et type de perméabilité) et fonctionnelles (nature et vitesse d'écoulement).

À l'échelle de l'État français, six types de masses d'eau souterraine sont ainsi définis (voir tableau ci-après) dont quatre sont rencontrés dans les districts du Rhin et de la Meuse. Cette typologie se décline ensuite selon la nature des écoulements et enfin selon des caractéristiques secondaires, en particulier la présence d'une karstification.

#### Typologie des masses d'eau

TYPE DE LA MASSE D'EAU SOUTERRAINE		
Classes de masses d'eau souterraine	Nature des écoulements	
Dominante sédimentaire non alluviale (DS)	Entièrement libre (EL)	Avec présence de karstification
		Sans présence de karstification
	Entièrement captif (EC)	
	Une ou des partie(s) libre(s) et une ou des partie(s) captive(s), les écoulements sont majoritairement libres (ML)	
	Une ou des partie(s) libre(s) et une ou des partie(s) captive(s), les écoulements sont majoritairement captifs (MC)	
Alluvial (A)		
Socle (S)		
Édifice volcanique (EV)		
Système hydraulique composite propre aux zones intensément plissées de montagne (IP)		
Système imperméable localement aquifère (IL)		

### 2.2 Délimitation des masses d'eau souterraine

Les **principes** de délimitation des masses d'eau souterraine n'ont pas changé depuis l'état des lieux de 2005 :

- les masses d'eau sont délimitées sur la base de critères hydrogéologiques ;
- des échanges sont possibles entre les masses d'eau sous réserve qu'ils soient correctement appréhendés. Cependant, tous les captages fournissant plus de 10 m<sup>3</sup>/jour d'eau potable ou utilisés pour alimenter plus de 50 habitants doivent être rattachés à une masse d'eau ;
- les systèmes aquifères profonds sans connexion avec un cours d'eau ou des écosystèmes de surface, sans prélèvement, impropres ou inexploitable (techniquement ou économiquement) pour fournir de l'eau potable ne sont pas à considérer comme masse d'eau ;

- il peut y avoir une hétérogénéité spatiale pour l'état chimique et quantitatif d'une masse d'eau.

Le référentiel des masses d'eau souterraine des districts du Rhin et de la Meuse qui n'avait pas été modifié depuis 2004, a fait l'objet d'une reconstruction pour tenir compte du nouveau référentiel français hydrogéologique BDLISA (Base de données des limites des systèmes aquifères, <https://bdlisa.eaufrance.fr>). Cette mise en cohérence était demandée par la Direction de l'eau et de la biodiversité (DEB) du Ministère chargé de l'écologie.

Bien entendu, l'hydrogéologie du bassin n'ayant pas évolué, on retrouve les grands ensembles aquifères. Les principales différences viennent surtout de la prise en compte des enjeux dans le découpage des masses d'eau souterraine : exploitation de la nappe des grès du Trias inférieur, usage pour l'Alimentation en eau potable (AEP), etc.

En outre, du fait d'une meilleure définition des caractéristiques aquifères des formations géologiques dans le nouveau référentiel hydrogéologique BDLISA, il a été décidé de fusionner les masses d'eau identifiées imperméables localement aquifère dans le référentiel de 2004 avec les masses d'eau aquifères d'âge géologique équivalent.

## II - ETAT DES MASSES D'EAU DE SURFACE

### INTRODUCTION

Les règles fondamentales établies par la DCE, ses annexes et les guides communautaires ont été transcrites dans une méthode opérationnelle commune à l'ensemble des districts hydrographiques français. Cette méthode fait l'objet de **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**, révisé le 27 juillet 2018 appelé arrêté « Évaluation » dans la suite du document<sup>2</sup>.

En janvier 2019, un nouveau guide technique d'application de cet arrêté a été édité par le Ministère chargé de l'écologie. Les éléments qu'il présente ont été mis en œuvre pour l'évaluation de l'état des masses d'eau publié en 2019 en accompagnement des documents d'état des lieux.

La présente note méthodologique n'a pas vocation à reprendre in extenso les préconisations de l'arrêté ni du guide technique. Néanmoins, les choix méthodologiques nationaux particulièrement structurants, importants ou remarquables doivent être rappelés ici. Ils sont signalés par le symbole suivant :

/!\

D'autre part, la mise en œuvre concrète de la méthodologie décrite dans l'arrêté a nécessité de préciser certains détails insuffisamment décrits ou de choisir des options lorsque plusieurs possibilités étaient offertes. Le présent document en fait une description spécifique.

---

<sup>2</sup> Ne pas confondre avec l'arrêté du 17 octobre 2018 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** dit arrêté « Surveillance ».

## 1 - Les éléments de base pour définir l'état

### 1.1 Rappel des concepts fondamentaux de la DCE

#### 1.1.1 L'état chimique

L'état chimique est basé sur une liste de substances ou groupes de substances pour lesquelles des Normes de qualité environnementale (NQE) sont établies au niveau communautaire. La liste des substances et groupes de substances a vocation à être complétée régulièrement selon un processus européen et reste commune à tous les États membres. Pour l'établissement du SDAGE 2010-2015, cette liste portait sur 41 substances ou groupes de substances. Elle a été modifiée par la [Directive 2013/39](#) et concerne désormais 53 substances ou groupes de substances.

L'état chimique d'une masse d'eau est considéré comme bon dès lors que les valeurs observées de ces substances ne dépassent pas les NQE fixées. L'état chimique s'exprime donc en deux modalités :

	Bon état chimique
	État chimique pas bon

#### 1.1.2 L'état écologique

##### Les conditions de référence

La classification de l'état écologique des masses d'eau de surface est fondamentalement basée sur la définition des conditions de référence biologique. Celles-ci se définissent comme la situation dans laquelle les peuplements et le fonctionnement de l'édifice biologique du milieu peuvent être considérés comme naturels, c'est-à-dire non perturbés par l'activité humaine. Les conditions de référence sont adaptées à chaque type de milieu. L'établissement d'une typologie est donc un préalable indispensable.

Les valeurs caractéristiques de référence biologique structurent la grille d'évaluation de l'état des masses d'eau.

Seuls les éléments de qualité biologique font l'objet de cette définition. Les éléments physico-chimiques et hydromorphologiques dont l'évaluation est requise par la DCE sont considérés comme « soutenant la biologie » et les grilles d'évaluation sont bâties de manière que les seuils retenus soient cohérents avec les états biologiques correspondants.

##### L'expression de l'état écologique

L'état écologique s'exprime au travers de cinq niveaux :

	Très bon état écologique
	Bon état écologique
	État écologique moyen
	État écologique médiocre
	Mauvais état écologique

L'annexe V de la DCE décrit ces différents états comme des écarts à l'état de référence :

- le très bon état écologique : la masse d'eau est non ou très peu impactée par les activités humaines. Son état écologique est très proche de l'état de référence ;
- le bon état écologique : la masse d'eau est faiblement impactée par les activités humaines. Un léger écart à la situation de référence peut être observé ;
- les états écologiques moyen, médiocre et mauvais sont des états résultant d'un niveau croissant d'impact des activités humaines.

L'état écologique d'une masse d'eau est le résultat de la combinaison de plusieurs types d'Éléments de qualité (EQ dans la suite du document) :

- des EQ biologiques, qui portent sur cinq grands groupes d'organismes vivants : le phytoplancton, les macrophytes et le phytobenthos, les invertébrés benthiques, les poissons ;
- des EQ physico-chimiques, qui se répartissent en deux groupes. D'une part, les paramètres généraux qui regroupent les paramètres du bilan en oxygène (oxygène et pollution organique), les nutriments (azote et phosphore), l'acidité, la température, la salinité. D'autre part, les polluants spécifiques synthétiques et non synthétiques (substances naturelles ou non, susceptibles d'impacter les équilibres écologiques et déversées en quantités significatives et par ailleurs non déjà prise en compte dans l'état chimique) ;
- des EQ hydromorphologiques, qui concernent l'ensemble des composantes relatives à l'hydrologie et la morphologie de la masse d'eau ainsi que la continuité de la rivière.

#### La combinaison des éléments de qualité pour exprimer l'état écologique

Les règles de détermination de l'état écologique sont précisées dans un guide européen (guide « ECOSTAT ») et peuvent être illustrées comme suit :

Etat écologique	Conditions requises relatives à l'état des différents éléments de qualité		
<b>Très bon</b>	<b>Biologie</b>	<b>Physico-chimie</b>	<b>Hydromorphologie</b>
<b>Bon</b>	<b>Biologie</b>	<b>Physico-chimie</b>	
<b>Moyen</b>	<b>Biologie</b>		
<b>Médiocre</b>	<b>Biologie</b>		
<b>Mauvais</b>	<b>Biologie</b>		

On notera donc que :

- l'état hydromorphologique n'est pris en compte que pour confirmer le classement d'une masse d'eau en très bon état écologique ;
- dès lors qu'il est moyen ou au-delà, l'état biologique décide seul du classement de la masse d'eau.

#### **1.2.3 Les masses d'eau artificielles (MEA) et fortement modifiées (MEFM)**

L'article 4.3 de la DCE prévoit la possibilité de désigner certaines masses d'eau comme artificielles ou fortement modifiées :

- Masses d'eau artificielles (MEA) : créées ex nihilo par l'activité humaine. Ces masses d'eau n'ont, par définition, pas de fonctionnement naturel et donc pas de conditions de référence ;
- Masses d'eau fortement modifiées (MEFM) : tellement lourdement aménagées pour des besoins d'activités humaines que l'atteinte du bon état écologique, évalué comme un écart à une situation pas ou faiblement perturbée, est impossible.

Pour ces masses d'eau, un nouveau référentiel écologique doit être bâti, sur la base d'un « Potentiel écologique maximum » duquel sera déduit l'objectif générique de « Bon potentiel écologique » et, dans un second temps, les mesures à mettre en œuvre pour l'atteindre. Cette démarche théorique reste complexe à mettre en œuvre du fait du manque de données biologiques de référence pour les différentes situations rencontrées (cours d'eau navigués, plans d'eau créés par des retenues, canaux artificiels, etc.) et de l'absence de modèle pression/impact réellement applicable.

## 1.2 Les principales options méthodologiques mises en œuvre dans les districts du Rhin et de la Meuse

### 1.2.1 Les données utilisées

La méthode d'évaluation de l'état des masses d'eau de surface couvre un très large éventail de critères et paramètres. La première source de données mobilisée est l'ensemble de sites de surveillance des eaux de surface. Pour autant, aucun d'entre eux ne peut fournir la totalité des données théoriquement requises pour une évaluation DCE complète.

Le recours à des sources d'informations alternatives est donc nécessaire. En fonction des possibilités techniques et méthodologiques, des compléments par diagnostic des pressions, modélisation ou expertise ont été apportés.

Le niveau de fiabilité de l'évaluation finale dépend des données et outils utilisés, de leur complétude mais aussi de leur robustesse et de la cohérence des différentes sources d'information. Il est exprimé au travers d'un « indice de confiance », dont la détermination est présentée dans la partie concernée à l'évaluation de l'état des masses d'eau de la présente note méthodologique.

Le tableau ci-après résume les sources de données pour les différents éléments de qualité.

#### Sources des données selon les éléments de qualité

Élément de qualité	Source prioritaire de données	Alternative	Diagnostic Masse d'eau autorisé en l'absence totale d'information
<b>ÉTAT ECOLOGIQUE</b>			
Physico-chimie : paramètres généraux	Réseaux de surveillance	Modélisation PEGASE	Non
Physico-chimie : polluants spécifiques (micropolluants)	Réseaux de surveillance	Aucune	Etat écologique
Biologie	Réseaux de surveillance	Outil d'extrapolation Rhin-Meuse	Etat écologique
<b>ÉTAT CHIMIQUE</b>			
Substances prioritaires	Réseaux de surveillance	Aucune	Etat chimique

Les éléments d'état hydromorphologique, au sens de la DCE, se limitent à l'appréciation du très bon état écologique (en confirmation des diagnostics biologique et physico-chimique). À ce jour, il n'existe pas de système d'évaluation de l'état hydromorphologique des masses d'eau.

### *1.2.2 Les années de référence*

#### Cours d'eau et canaux

À la date de réalisation de cette évaluation, l'année la plus récente pour laquelle les données sont disponibles, validées et diffusées est l'année 2017.

Les données utilisées issues des réseaux de surveillance sont celles des années 2015 à 2017 pour tous les éléments de qualité. À défaut, pour les données biologiques, les inventaires réalisés en 2018 (non formellement validés à la date du calcul mais vérifiés par expertise) ont été utilisés.

Hormis l'exception citée plus haut, aucune donnée de surveillance en dehors de cette période n'a été traitée.

#### Plans d'eau

Toutes les données de surveillance acquises de 2012 à 2017 ont été mobilisées pour établir l'état des masses d'eau « Plans d'eau ».

### *1.2.3 Données de surveillance exploitées*

#### Quels réseaux ?

Pour les eaux de surface, les réseaux suivants ont été exploités pour fournir des données :

- les réseaux DCE :
  - o le Réseau de contrôle de surveillance (RCS);
  - o le Réseau de contrôle opérationnel (RCO) ;
  - o le Réseau de référence pérenne (RRP) ;
- le réseau directive nitrates ;
- les réseaux complémentaires de bassin :
  - o le Réseau de suivi à long terme des tendances (RESALTT) ;
  - o le Réseau pesticides (RSP) ;
- les réseaux locaux :
  - o le Réseau d'intérêt départemental du Bas-Rhin (RID 67) ;
  - o le réseau du Parc Naturel Régional des Vosges du Nord.

Pour être mobilisable, un réseau hors DCE doit répondre aux critères suivants :

- les méthodes d'acquisition des données sont globalement compatibles avec les prescriptions techniques de la DCE, de ses guides d'application et des documents de cadrage technique nationaux ;
- les sites sur lesquels les données sont collectées, identifiés, répertoriés et gérés dans un référentiel compatible avec les procédures en vigueur dans le bassin ;
- l'acquisition des données se fait dans le cadre d'une procédure qualité permettant notamment d'identifier les opérateurs et les responsables de la validation ;
- les données sont bancarisées et disponibles.



Tous les réseaux fournissant sur la période 2015-2017 (2012-2017 pour les plans d'eau) des données répondant aux critères DCE (méthodes, contrôle qualité, disponibilité) ont été intégrés dans l'évaluation de l'état des masses d'eau de surface.

### Quels sites ?

L'objectif étant de fournir une évaluation de l'état des masses d'eau, il convient que les sites retenus soient représentatifs des masses d'eau pour lesquelles les données sont exploitées. Deux raisons principales peuvent conduire à ce que ça ne soit pas le cas :

- localement, la classification typologique de la station ne correspond pas à celle de la masse d'eau<sup>3</sup> ;
- les pressions ou les singularités constatées au droit ou à proximité de la station peuvent générer des artefacts sur l'état constaté localement par rapport à l'ensemble de la masse d'eau.



Seuls les sites représentatifs de l'état global de la masse d'eau sont retenus. Lorsque plusieurs sites considérés comme représentatifs ont été retenus sur une même masse d'eau, le diagnostic le plus mauvais a été retenu pour qualifier l'état global de la masse d'eau.

## **1.2.4 Modélisation**

### Le modèle PEGASE

PEGASE permet de réaliser une modélisation des concentrations en fonction des données d'occupation du sol, de l'état de l'assainissement (collecte, localisation et fonctionnement des ouvrages), de fonctions d'apports empiriques et des caractéristiques du milieu. Son fonctionnement est décrit globalement dans le document Méthode relatif aux pressions Carbone, Azote, Phosphore (CNP).

Le champ d'action de PEGASE porte sur la quasi-totalité des masses d'eau de surface, à l'exception des plans d'eau et d'une partie du réseau de canaux artificiels. Les résultats de chaque modélisation, exécutée en régime transitoire, sont délivrés sous forme de concentrations des différents paramètres chaque jour de l'année simulée et sur chacun des points de calculs élémentaires du modèle.

En l'absence de données de surveillance représentatives et exploitables, les résultats du modèle sont mobilisés pour procéder à l'évaluation de l'état paramètres généraux

### L'outil d'extrapolation biologique Rhin-Meuse

Le modèle bayésien développé par l'Institut national de recherche en sciences technologiques pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA) et utilisé pour l'état des lieux de 2013 n'a pas pu être mis à jour pour modéliser l'état biologique actuel mais les données d'entrée du modèle (pressions liées à

---

<sup>3</sup> Le découpage des masses d'eau a été réalisé en 2002 sur la base d'une ancienne typologie locale ; la typologie nationale finalement retenue en 2003 n'a pas donné lieu à un redécoupage. Il en résulte des hétérogénéités au sein de certaines masses d'eau.

l'occupation des sols principalement) ont peu varié et le diagnostic réalisé en 2013 reste d'actualité et le diagnostic de 2013 peut être renouvelé à l'identique.

Une autre approche plus simpliste a été testée en parallèle. Celle-ci s'appuie sur une évaluation des conditions biologiques à partir des pressions sur la continuité et la morphologie des cours d'eau ainsi que l'état « paramètres généraux » de l'état écologique :

- si l'état « paramètres généraux » est bon ou très bon et si la somme des pressions<sup>4</sup> sur la morphologie et la continuité est faible ou moyenne **alors l'état biologique modélisé est bon ;**
- dans tous les autres cas, **l'état biologique modélisé est mauvais.**

L'efficacité des deux modèles a été testée sur un jeu de 383 masses d'eau disposant de données de surveillance biologique (voir tableau ci-après). Les deux modèles présentent des résultats similaires avec un taux de 74% de bonne prédiction pour le modèle bayésien et de 76% pour le modèle simplifié. Le modèle simplifié présente toutefois l'avantage d'avoir un taux d'erreur identique entre fausses et bonnes prédictions contrairement au modèle bayésien qui présente un fort déséquilibre entre prévisions optimistes et pessimistes.

Le modèle simplifié présente aussi l'avantage de renforcer la cohérence entre les indicateurs biologiques d'une part et les indicateurs paramètres généraux et pressions sur l'hydromorphologie d'autre part. Le modèle simplifié a été appliqué aux masses d'eau ne disposant pas de données de surveillance biologique.

#### Comparaison des résultats du modèle bayésien et du modèle simplifié à partir d'un jeu de données de 383 masses d'eau disposant de données de surveillance biologique

Modèle / Surveillance	Modèle bayésien	Modèle simplifié	Modèle Aléatoire*
Bon diagnostic	74%	76%	59%
Optimiste	6%	11%	20,50%
Pessimiste	20%	13%	20,50%

Le modèle aléatoire présente un taux de bon diagnostic supérieur à 50% en raison de la non-équiprobabilité du tirage aléatoire puisque seulement 29% des masses d'eau surveillées sont en bon état biologique.

Le résultat de ce modèle est exprimé en deux classes :

- bon ou très bon état (vert) ;
- état moyen ou pire (jaune).

#### Le modèle d'évaluation de la Biodisponibilité des métaux (modèle BLM)

La toxicité des métaux dans l'eau est fonction de leur concentration en phase aqueuse et des conditions environnementales qui vont déterminer leur spéciation chimique et leur fixation sur les ligands biotiques (sites de fixation des métaux sur les organismes vivants). Le pH, la dureté ou le carbone organique dissous sont par exemple des paramètres qui ont une forte influence sur la biodisponibilité.

Le modèle simplifié de calcul empirique retenu au niveau national (BLM Biomet v4.0 d'avril 2017) a été utilisé pour déterminer la part de la fraction dissoute effectivement biodisponible pour le cuivre,

<sup>4</sup> Les pressions sur la morphologie et sur la continuité sont regroupées en trois classes (1=pression faible ; 2=pression moyenne ; 3=pression forte. Si (pression morpho + pression continuité) <5 alors pression globale faible à moyenne

le zinc et le nickel. Celle-ci a été calculée pour chaque prélèvement à partir des résultats en métal dissous et des mesures de pH, carbone organique dissous et calcium réalisées simultanément. En cas d'analyse manquante de l'un de ces trois paramètres explicatifs, sa valeur a été remplacée par une valeur statistique (percentile 25 ou 75) obtenue à partir de l'historique de la station depuis 2013 à 2017 (plage élargie à 2009-2007 en cas d'absence de données). Afin de limiter au maximum le risque de sous-évaluation de la biodisponibilité, les valeurs manquantes ont été remplacées dans les calculs par le percentile 25 pour le calcium et le carbone organique dissous et par le percentile 25 ou 75 pour le pH (dans le cas du pH dont les effets croisés sont plus complexes, les calculs ont été réalisés avec chacun des deux percentiles et la valeur de biodisponibilité maximale potentielle a ensuite été retenue). Afin de prendre en compte les incertitudes méthodologiques et les écarts généralement observés entre concentrations toxiques calculées et observées, les taux de biodisponibilité ont été *in fine* majorés d'un facteur 2 (dans la limite d'une biodisponibilité maximale de 100 %).

En cas d'absence d'information permettant le calcul de la biodisponibilité, l'ensemble de la phase dissoute a été considérée comme biodisponible.

### **1.2.5 Pressions et expertise**

#### **L'hydromorphologie**

En l'état actuel des méthodologies disponibles, les données hydromorphologiques ne sont pas prises en compte pour le diagnostic de l'état écologique d'une masse d'eau. Néanmoins, les pressions décrites par l'outil SYRAH (voir document Méthode sur les pressions hydromorphologiques) ont été intégrées dans l'outil d'extrapolation biologique afin de palier, le cas échéant, un manque de données de surveillance.

#### **La physico-chimie**

Les avis d'experts ont également été sollicités pour valider, voire ajuster certains diagnostics à l'échelle de la masse d'eau pour notamment :

- écarter du traitement les épisodes accidentels ou non représentatifs de la chronique de données ;
- corriger des données d'entrée du modèle PEGASE.

#### **Le fond géochimique**

La prise en compte du fond géochimique pour l'évaluation de l'état des masses d'eau de surface n'a été réalisée que pour l'arsenic qui dégrade l'état d'un nombre significatif de masses d'eau dans des zones où les pressions anthropiques n'expliquent pas le dépassement des Normes de qualité environnementales (NQE). Pour tous les autres métaux, le nombre de masses d'eau dégradées après application des critères de biodisponibilité est relativement faible et les quelques masses d'eau dégradées sont très majoritairement situées dans des zones où les pressions actuelles et/ou historiques sont suffisamment élevées pour ne pas envisager une contribution majoritaire du fond géochimique.

L'évaluation du fonds géochimique a été réalisée à partir des données d'un jeu de 75 sites de surveillance des eaux superficielles et de 693 puits situés en zones alluviales ou sources, considérés comme des points de référence, c'est-à-dire, pas ou très peu influencés par les activités humaines.

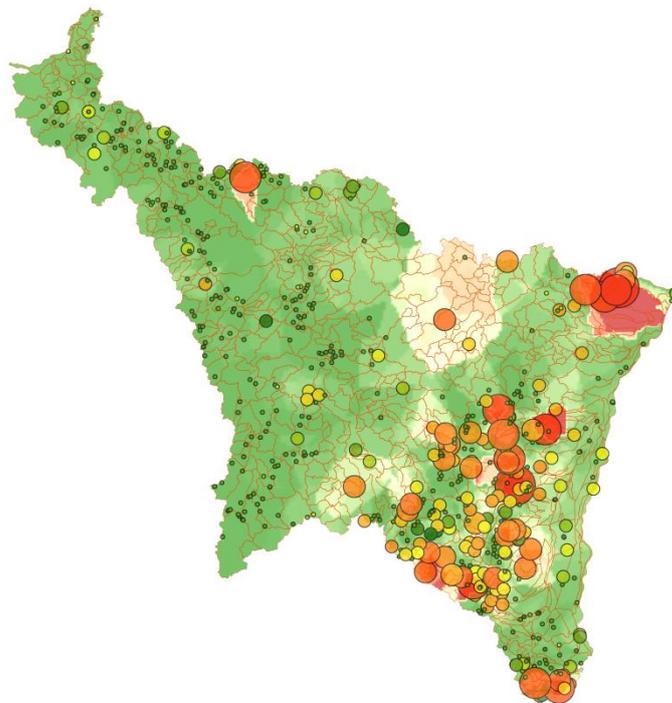
Les sites de surveillance des eaux souterraines ont été restreints aux puits en zone alluviale et aux sources en raison des échanges nappe rivière évidents pour ce type de points. Tous les autres points

de surveillance (forages hors zone alluviale notamment) ont été écartés faute de connaissance fiable des échanges entre les eaux souterraines et les rivières associées pour ces points.

Ces sites ont été sélectionnés après une analyse de leurs données de surveillance montrant que celles-ci ne contenaient ni de polluants synthétiques, ni aucun polluant traceur de l'activité humaine en quantité significative.

Les données de surveillance de l'arsenic issues des sites de référence ont ensuite été spatialisées par krigeage simple pour calculer un fond géochimique moyen et un écart à la moyenne pour chaque masse d'eau (voir carte ci-après). Cette méthode de spatialisation ne prend en compte ni les limites de bassin versant ni les discontinuités lithologiques du sous-sol. Elle présente des résultats globalement très perfectibles mais permet néanmoins de réaliser une première estimation du fond géochimique de chaque masse d'eau.

#### Carte des concentrations moyenne en arsenic au droit des points de référence et spatialisation des concentrations par krigeage simple.



Les données de fond géochimique ont ensuite été croisées avec les concentrations ajoutées issues des pressions évaluées par le modèle PEGASE. Les masses d'eau présentant une concentration moyenne en arsenic supérieure à la Norme de qualité environnementale (NQE) de  $0,83\mu\text{g/l}$  ont été reclassées en bon état lorsque les concentrations ajoutées sont inférieures à la NQE et lorsque la moyenne du fond géochimique plus deux écarts-type est supérieure à la NQE. Dans tous les autres cas, le fond géochimique n'a pas été pris en compte. 112 masses d'eau rivières ont ainsi été reclassées et 115 restent classées en mauvais état pour l'arsenic (dont une grande part ne subit pas de pression connue et est très probablement affectée par un fond géochimique qui n'a pas pu être mis en évidence par la méthode).

## 2 - Évaluation de l'état des cours d'eau et canaux

### 2.1 Évaluation de l'état chimique

#### 2.1.1 Méthode de calcul de la moyenne annuelle



La valeur retenue pour chaque paramètre est la moyenne annuelle calculée selon les modalités de l'annexe 8 de l'arrêté « Evaluation ». Les données inférieures à la limite de quantification sont prises en compte en retenant la moitié de cette limite pour le calcul de la moyenne (à l'exception des familles pour lesquelles les valeurs par substance individuelle sont remplacées par zéro). Lorsque la moyenne ainsi calculée est inférieure à la limite de quantification, on détermine en plus les bornes supérieure et inférieure de la moyenne en remplaçant les valeurs non quantifiées par, respectivement, ladite limite et zéro.

#### 2.1.2 Données utilisées

##### Années de référence

Les données de la période 2015-2017 ont été utilisées pour le calcul des valeurs moyennes et la détermination de la valeur maximale (pour les paramètres concernés).

##### Réseaux utilisés

Les données sont issues des réseaux fournissant des données sur la période 2015-2017 : RCS, RCO et RSP. Le Réseau de référence pérenne (RRP) mis en place en 2012 n'a commencé à fournir des données micropolluants qu'à partir de 2018.

#### 2.1.3 Calcul de l'état chimique à la station

##### Méthodologie générale

Pour chaque site de surveillance, l'état chimique est calculé selon la méthode décrite dans l'annexe 8 de l'arrêté « Evaluation » et précisée dans le chapitre 3 du guide technique.

##### Définition de la classe de dureté

Pour le cadmium, la Norme de qualité environnementale (NQE) à retenir dépend de la classe de dureté. Le guide technique propose désormais, dans sa version 2019, une méthode de calcul basée sur la moyenne des concentrations en calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) et magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ) sur les trois dernières années :

- pour chaque prélèvement, les concentrations en ( $\text{Ca}^{2+}$ ) et en ( $\text{Mg}^{2+}$ ) ont été transformées en degré français (°f) selon l'équivalence suivante :
  - o 1°f = 4 mg/l de Ca ;
  - o 1°f = 2,4 mg/l de Mg ;
- pour chaque prélèvement, les résultats convertis en °f sont sommés ;
- la dureté de la station en °f est calculée avec la moyenne de l'ensemble des prélèvements ;
- elle est convertie en  $[\text{CaCO}_3]$  par l'équivalence suivante : 1°f = 10 mg/l  $\text{CaCO}_3$ .

### 2.1.4 Détermination de l'état chimique de la masse d'eau

#### De la station à la masse d'eau

Les sites non représentatifs des masses d'eau sont exclus du processus. L'état constaté sur le site est donc affecté à la masse d'eau qu'il représente. Lorsque plusieurs sites sont représentatifs d'une seule et même masse d'eau, le diagnostic le plus déclassant est retenu.

#### Codification des données

	Codification WISE	Commentaire
Etat chimique	<u>ChemicalStatus</u>	-
Famille(s) de substances responsables de la non-atteinte du bon état chimique	<u>ChemicalExceedences</u>	Classification européenne en quatre familles : <ul style="list-style-type: none"><li>- pesticides</li><li>- métaux</li><li>- autres polluants industriels</li><li>- autres polluants</li></ul>

## 2.2 Évaluation de l'état écologique

### 2.2.1 Paramètres généraux

#### Traitement des données issues de la surveillance

Pour les paramètres généraux, pour lesquels l'annexe 3 de l'arrêté « Évaluation » requiert le calcul du percentile 90, ce dernier est calculé sur l'ensemble de la période de référence 2015-2017, soit un **percentile 90 sur 36 mois**.

L'état est établi en cinq classes selon la grille de l'annexe 3 de l'arrêté « Évaluation », selon la règle du paramètre déclassant.

Il est calculé distinctement pour les quatre éléments de qualité : les paramètres du bilan en oxygène (oxygène et pollution organique), les nutriments (azote et phosphore), l'acidité et la température.

Rappel : faute de seuil, l'élément de qualité « salinité » n'est pas évalué.

L'état « paramètres généraux » est le plus mauvais diagnostic parmi ces quatre éléments de qualité.

#### Application des règles d'assouplissement

Les règles d'assouplissement prévues par l'article 2.2. de l'annexe 2 de l'arrêté « Évaluation », sont appliquées.

#### Traitement des résultats de modélisation

La modélisation est utilisée pour les éléments relatifs au bilan en oxygène et les nutriments.

Les résultats de base restitués par le modèle sont agrégés de la manière suivante pour proposer une estimation de « l'état simulé » :

- agrégation temporelle : calcul du percentile 90 (sur 365 valeurs) sur chaque point de calcul ;
- agrégation spatiale : calcul du centile 80 des  $n$  valeurs ci-dessus par masse d'eau ;
- établissement de l'état selon la grille de l'arrêté applicable aux données de surveillance.

Ce résultat est ignoré pour la classification de l'état de la masse d'eau dès lors qu'un diagnostic exploitable (site représentatif) est fourni par les données de surveillance.

### L'avis d'expert

#### Exceptions typologiques

Les exceptions typologiques mentionnées à l'annexe 3 de l'arrêté « Évaluation » (paragraphe 1.2.2.) permettent la prise en compte de situations naturellement atypiques. Au-delà de ces exceptions identifiées, le paragraphe 1.2.3. permet d'écarter purement et simplement certains paramètres lorsque des conditions locales exceptionnelles le justifient.

Dans le district du Rhin, les cours d'eau phréatiques alimentés par la nappe d'Alsace, et naturellement pauvres en oxygène, sont classés dans les types P18 et TP18. Les dispositions d'assouplissement prévues par l'arrêté jouent leur rôle et aucun cours d'eau ne se trouve déclassé par le seul paramètre oxygène. L'exception typologique n'a pas eu à être appliquée.

Le cas des cours d'eau acides est différent. Les secteurs impactés sont des tronçons situés très en amont des bassins, et généralement non désignés comme masses d'eau ou ne représentant qu'une très faible part de celles-ci. Aucun site représentatif n'est localisé sur de tels secteurs. De ce fait, aucune masse d'eau n'est concernée par cette exception typologique.

Enfin, concernant les cas de ruisseaux alimentés par des tourbières acides :

- FRCR203 – BRUMBACH : le carbone organique et l'oxygène sont fortement déclassants du fait de la présence d'une tourbière en amont. Par jugement d'expert, la masse d'eau a été reclassée en bon état écologique ;
- FRB1R594 – RUISSEAU DES MANISES : l'exception avait été appliquée lors de l'évaluation précédente. La masse d'eau a été modélisée en 2019. Le pH n'est donc pas calculé. Il n'y a donc pas lieu d'appliquer le dispositif. La masse d'eau est classée en bon état écologique.

### Évaluation à la masse d'eau

L'évaluation à la masse d'eau est effectuée selon les règles générales décrites plus haut :

- on ne retient que les sites représentatifs vis-à-vis des paramètres généraux ;
- lorsque plusieurs sites représentatifs sont disponibles, on retient le plus déclassant ;
- en l'absence de diagnostic de surveillance, on retient le diagnostic PEGASE (rappel : dans ce cas, les Éléments de qualité (EQ) acidification, température et taux de saturation en O<sub>2</sub> ne peuvent pas être renseignés).

A titre d'information complémentaire on détermine également un « état macropolluants », synthèse des éléments de qualité :

- bilan en oxygène ;
- nutriments.

Cet « état » (en toute rigueur, cette appellation est abusive) n'est pas une notion DCE. L'information est toutefois très utilisée dans les districts du Rhin et de la Meuse car elle permet une continuité avec

les anciennes notions de « qualité générale » et un lien fort avec les opérations d'assainissement (objectifs, priorités, etc.). Il est établi selon les mêmes règles que l'état « paramètres généraux ».

### Expression de l'état « Paramètres généraux »

Le système d'évaluation décrit dans l'arrêté établit cinq classes d'état, dans la continuité des systèmes d'évaluation antérieurs à la DCE. Pour autant, la DCE et le cadre du rapportage prévu ne distinguent que trois classes d'état, les classes moyen (jaune), médiocre (orange) et mauvais (rouge) ne sont pas distinguées. A partir de l'état moyen, seul l'état biologique décide du classement de l'état écologique (voir schéma du paragraphe 1.1.2 ci-avant).

On applique donc un « écrêtement » de l'état « Paramètre généraux » avant l'agrégation avec l'état biologique dès lors que celui-ci est disponible et établi sur la base des données de surveillance. Toutefois, afin de conserver une certaine discrimination, le système en cinq classes est maintenu pour les paramètres généraux :

- lorsqu'aucune donnée biologique n'est disponible ;
- lorsque l'état biologique est établi en deux classes sur la base du modèle simplifié ;
- pour interpréter l'état « Paramètres généraux » et notamment l'état « Macropolluants » pour en déduire des priorités d'actions.

### *2.2.2 Substances de l'état écologique*

#### Méthodologie générale

Seules les données de surveillance sont mobilisées et exploitées pour les substances spécifiques de l'état écologique.



Les modalités de calcul de la moyenne annuelle par substances sont identiques à celles applicables à l'état chimique (voir paragraphe 2.1.1. ci-avant).

Le calcul de l'état « Substances de l'état écologique » se fait selon des règles analogues à l'ensemble des éléments de qualité de l'état physico-chimique :

- comparaison de la moyenne annuelle aux seuils de la grille ;
- principe du paramètre déclassant.

#### Le fond géochimique

Le fond géochimique a été pris en compte pour le seul paramètre Arsenic, selon les modalités décrites dans le paragraphe 1.2.5 ci-avant.

#### La biodisponibilité

Le modèle BLM a été mis en œuvre pour les paramètres Cuivre et Zinc, selon les modalités décrites au paragraphe 1.2.4 ci-avant.

#### Expression de l'état pour les substances spécifiques

Il se fait en trois classes (contrairement à l'état « Paramètres généraux », le dispositif d'évaluation ne prévoit pas cinq classes) :

- le très bon état : la moyenne calculée est inférieure au seuil de quantification ;
- le bon état : entre le seuil de quantification et la Norme de qualité environnementale (NQE) ;

- l'état moyen (désigné sous le terme de état moins que bon dans les SDAGE 2022-2027) : supérieur à la NQE.

### 2.2.3 Expression de l'état pour l'élément de qualité « Physico-chimie »

L'état physico-chimique est exprimé en cinq classes en retenant le plus déclassant parmi :

- l'état « paramètres généraux » (exprimé en cinq classes) ;
- l'état « substances spécifiques » (exprimé en trois classes).

### 2.2.4 Éléments de qualité biologique

#### Règles d'agrégation interannuelle



L'arrêté préconise le calcul de la moyenne des indices des trois dernières années validées au moment de l'élaboration du diagnostic.

Les années de référence sont donc les années 2015-2017.

Les sites ne disposant que d'une seule année de surveillance sont exploités sur la base de cet unique résultat.

Les données indiciaires utilisées sont :

- pour les invertébrés :
  - o petits cours d'eau (toutes masses d'eau hors TG et TTG) : I2M2 (code SANDRE 7613)
  - o grands cours d'eau (TG et TTG), l'indice MGCE « 12 listes » (code SANDRE 6951) ;
- pour les diatomées : IBD (code SANDRE 5856) ;
- pour les poissons : IPR (code SANDRE 2964) ;
- pour les macrophytes : IBMR (code SANDRE 2928).

Le compartiment phytoplancton, pertinent pour les grands cours d'eau, n'a pas été exploité, faute de dispositif d'évaluation inscrit dans l'arrêté.

Sur chacun des sites, et pour chaque indice, la moyenne des  $n$  (1 à 3) valeurs retenues est calculée pour être comparée aux seuils du type correspondant.

#### Cas des MEA et MEFM

En l'absence de dispositif d'évaluation spécifique adapté, les éléments de qualité Poissons, Invertébrés et Macrophytes ne sont pas évalués pour les masses d'eau artificielles ou fortement modifiées.

#### Cas des seuils manquants pour les invertébrés

Pour certains types de masses d'eau de rivière, les valeurs de référence I2M2 n'ont pas pu être établies de manière suffisamment robuste. Une approximation par similitude typologique a pu être effectuée pour pallier ce manque :

- G10/4 : reprise de la grille G10 ;
- G4 : reprise de la grille G10 ;

- G18/4 : reprise de la grille M18/4 ;
- 10M18/4 : reprise de la grille G18 ;
- M4 : reprise de la grille G4.

### Règles d'agrégation des éléments de qualité biologique

La règle de l'Eléments de qualité (EQ) déclassant est appliquée, sans restriction quant au nombre d'EQ disponibles : une donnée sur un seul des trois EQ susceptibles d'être renseignés est considérée comme suffisante.

L'état biologique est établi dans un premier temps pour chaque élément de qualité à l'échelle de la masse d'eau. Dans un second temps, l'état de la masse d'eau est établi par application du critère déclassant (le plus mauvais diagnostic parmi les valeurs renseignées donne l'état biologique de la masse d'eau).

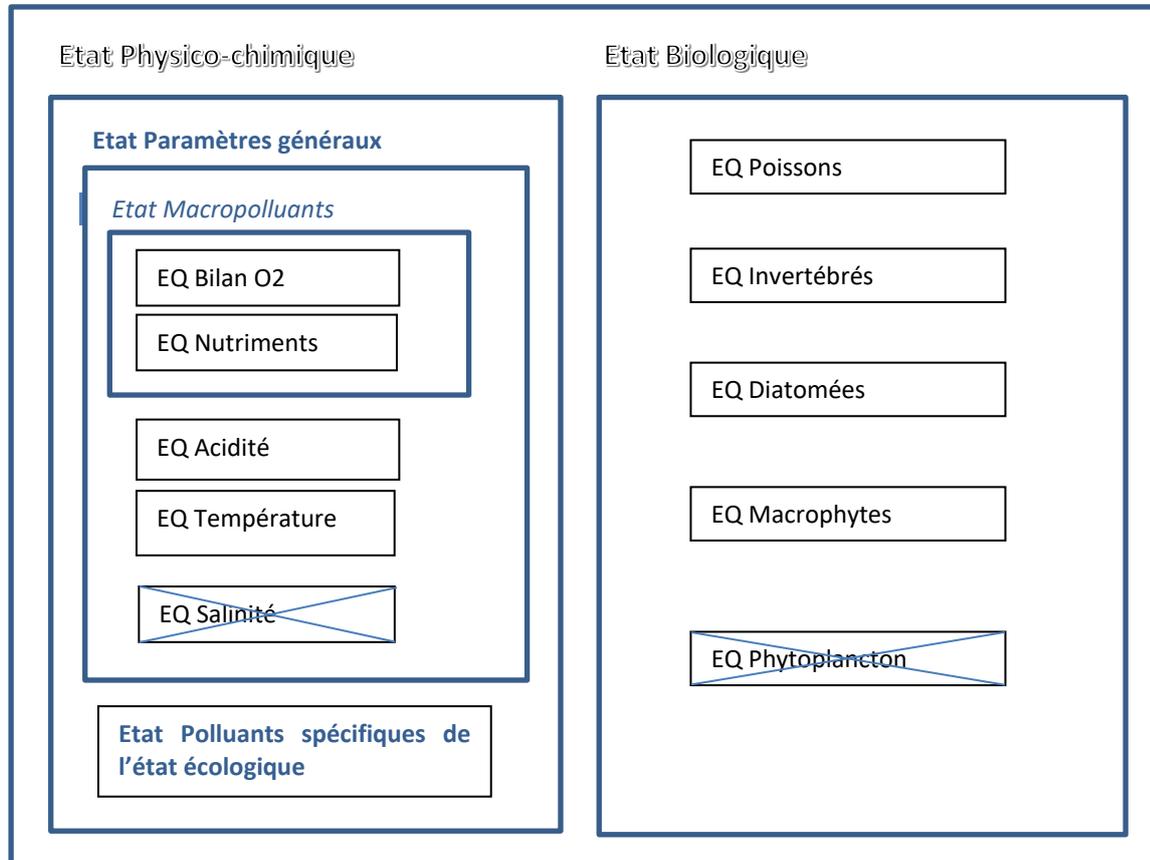
### La mise en œuvre du modèle simplifié

En l'absence de données biologiques exploitables, le modèle simplifié décrit au paragraphe 1.2.4 a été mis en œuvre.

### 2.2.5 Détermination de l'état écologique

Le schéma suivant synthétise l'organisation des données et leur assemblage.

## Etat Ecologique



Les règles d'agrégation entre éléments de qualité sont les suivantes.

L'état biologique est établi en **cinq classes** à partir des données de surveillance, sur la base du plus mauvais des quatre Eléments de qualité (EQ) :

- poissons ;
- invertébrés ;
- diatomées ;
- macrophytes.

Le diagnostic biologique est autorisé dès qu'au moins une donnée biologique est disponible. Dans le cas contraire, l'état biologique est « inconnu ».

A défaut de données de surveillance, **l'état biologique** peut être établi globalement (pas de distinction possible par élément de qualité) à partir du modèle simplifié, en **deux classes**.

L'état « paramètres généraux » est établi en **cinq classes** sur la base du plus mauvais des quatre EQ :

- bilan en oxygène ;
- nutriments ;
- acidité ;
- température .

Et ceci quelle que soit la source d'information (surveillance ou modélisation). Si les deux sources sont disponibles, seul le diagnostic issu des données de surveillance est pris en compte.

Lorsque ni les données de surveillance ni la modélisation ne sont disponibles, l'état « paramètres généraux » est noté « inconnu ».

L'état « substances spécifiques de l'état écologique » est établi, sur la base des données de surveillance, en **trois classes**, en intégrant l'évaluation du fond géochimique et de la fraction biodisponible. A défaut de données de surveillance, aucun outil de modélisation n'a été mis en œuvre. Il est alors noté « inconnu ».

L'état « physico-chimie » est établi en **cinq classes** sur la base du plus mauvais des deux états :

- paramètres généraux ;
- substances spécifiques de l'état écologique.

En l'absence d'informations sur les polluants spécifiques, il peut être établi sur la base du seul état « paramètres généraux ». Le cas où seul l'état « substances » est disponible ne se présente pas.

Lorsque ni les paramètres généraux ni les substances de l'état écologique ne sont renseignés, l'état physico-chimique est noté « inconnu ».

L'état écologique est établi en **cinq classes** sur la base du plus mauvais des deux états suivants :

- biologique (cinq classes), à défaut, il est remplacé par le diagnostic du modèle simplifié en deux classes (bon / pas bon) ;
- physico-chimique, **écrêté à trois classes** si l'état biologique est établi sur la base des données de surveillance, en **cinq classes** dans le cas contraire.

Le diagnostic écologique est autorisé dès qu'au moins un de ces deux états peut être renseigné. Il est établi au niveau de détail maximum permis par les EQ utilisés (expression en deux, trois ou cinq classes).

Lorsque ni l'état physico-chimique ni l'état biologique ne sont disponibles, l'état écologique est noté « inconnu ».

### **Cas des masses d'eau en très bon état écologique**

Le système d'inventaire des pressions hydromorphologiques tel qu'il est décrit ci-avant ne permet pas de distinguer les masses d'eau qui pourraient être classées en très bon état.

Dans les rares cas où les deux états physico-chimique et biologique sont classés en très bon état, une vérification du niveau de pression SYRAH est effectuée pour confirmer ce diagnostic.

## **3 - Evaluation de l'état des plans d'eau**

### **3.1 Préambule**

Le contrôle de l'état des plans d'eau a démarré en 2007. 26 des 27 masses d'eau « Plans d'eau » font l'objet d'au moins une campagne de surveillance selon les dispositions de l'arrêté Surveillance.

<b>Code de la masse d'eau</b>	<b>Nom de la masse d'eau</b>	<b>Année(s) de surveillance</b>
FRCL1	BASSIN DE COMPENSATION DE PLOBSHEIM	2016 2019
FRCL2	RETENUE DE MICHELBACH	2010 2014 2016 2019
FRCL3	LAC DE KRUTH-WILDENSTEIN	2009 2012 2015 2018
FRCL10	GRAVIERE DE MUNCHHAUSEN	2009 2012 2015 2018
FRCL12	LAC DE GERARDMER	2011 2014 2017
FRCL13	LAC DE LONGEMER	2010 2014 2017
FRCL14	RESERVOIR DE BOUZEY	2010 2014 2016 2019
FRCL15	RESERVOIR DE PIERRE PERCEE	2011 2014 2016

Code de la masse d'eau	Nom de la masse d'eau	Année(s) de surveillance
		2019
FRCL21	ETANG DE PARROY	2008 2011 2014 2017
FRCL17	ETANG ROME	2017
FRCL18	ETANG DE LA MADINE	2011 2014 2016 2019
FRCL20	ETANG DE ZOMMANGE	2015 2018
FRCL19	ETANG DE LINDRE	2007/2008 2014 2016 2019
FRCL22	ETAN D'AMEL	2009/2010 2015 2018
FRCL23	ETANG DE LACHAUSSEE	2007/2008 2011 2014 2016 2019
FRCL25	ETANG DE GONDREXANGE	2012 2015 2018
FRCL26	ETANG DU STOCK	2012 2015 2018
FRCL27	LONG ETANG	2012 2015 2018
FRCL28	GRAND ETANG DE MITTERSHEIM	2014
FRCL29	ETANG DE DIFFENBACH	2015
FRCL30	ETANG DU MOULIN D'INSVILLER	2016
FRCL31	ETANG ROUGE	2017
FRCL32	ETANG DE MUTSCHE	2014 2018
FRCL33	ETANG DE BISCHWALD	2007/2008 2015 2018
FRB1L35	ETANG DE BAIRON	2008 2011 2014 2017

Code de la masse d'eau	Nom de la masse d'eau	Année(s) de surveillance
FRB1L36	RETENUE DES VIEILLES FORGES	2008 2012 2014 2017

Les opérations de surveillance 2012 à 2017 ont été prises en compte pour l'évaluation de l'état des lieux 2019.

### 3.2 Évaluation de l'état chimique

Fondamentalement, les critères d'évaluation (liste des substances, Normes de qualité environnementale (NQE)) sont strictement identiques aux autres masses d'eau de surface. En revanche, les modalités de collecte des données de surveillance sont spécifiques. On réalise (si la profondeur du plan d'eau le permet) un prélèvement de surface, un prélèvement intermédiaire et prélèvement de fond, dont les règles d'agrégation n'ont pas été définies au niveau national.

L'état chimique est établi par le plus mauvais des états constatés aux différentes profondeurs du plan d'eau.

### 3.3 Évaluation de l'état et du potentiel écologique

#### 3.3.1 Préambule

La plupart des masses d'eau « Plans d'eau » (25 sur 27) sont artificielles ou fortement modifiées. Des dispositions spécifiques sont alors mises en œuvre pour évaluer le potentiel écologique (voir chapitre correspondant).

Pour les deux masses d'eau « naturelles » ne sont que partiellement utilisables pour l'évaluation de l'état écologique du fait de l'absence d'indicateur « Invertébrés » et « Diatomées » disponibles à ce jour.

Les nouveaux indicateurs en cours de développement au moment de l'établissement de l'état des lieux ne sont utilisés qu'à titre complémentaire comme notamment l'Indice planctonique lacustre (IPLAC).

Éléments de qualité	Indicateur	Domaine d'utilisation
Phytoplancton	Indice planctonique lacustre (IPLAC)	Toutes les masses d'eau
Invertébrés benthiques	A développer	A préciser
Diatomées benthiques	A développer	Plans d'eau pertinent pour les Diatomées (idem Macrophytes)
Macrophytes	IBML	Toutes les masses d'eau pertinentes (marnage inférieur à 2m)
Poissons	IIL	Plans d'eau naturels
Paramètres généraux	Ammonium	Toutes les masses d'eau

Éléments de qualité	Indicateur	Domaine d'utilisation
	Nitrates	Seuils variables selon la profondeur moyenne de chaque plan d'eau
	Phosphore total	
	Transparence	

Pour les paramètres Ammonium, Nitrates et Phosphore, seules les données de la zone euphotique<sup>5</sup> sont prises en compte pour l'évaluation de l'état ou du potentiel écologique.

### 3.3.2 Éléments de qualité biologique

#### Phytoplancton

L'indice IPLAC a été appliqué à tous les plans d'eau (naturels ou non) dès lors qu'il était calculable. Certains relevés n'ont pas permis de procéder au calcul (détermination impossible au niveau requis sur certains taxons).

#### Macrophytes

L'indicateur IBML est applicable à toutes les masses d'eau « Plans d'eau » dont le marnage est inférieur à deux mètres. Pour autant, sur les masses d'eau naturelles et fortement modifiées, en l'absence de système dévaluation spécifique, il n'a pas été utilisé pour établir le potentiel écologique.

#### Invertébrés

Le nouveau protocole de relevé des invertébrés benthiques n'a été appliqué qu'à partir de l'année 2018. Par ailleurs, l'indicateur d'état n'a pas encore été développé. De ce fait, aucune évaluation de l'élément de qualité « Invertébrés » n'a été effectuée.

#### Poissons

L'indice IIL ne s'applique qu'aux plans d'eau naturels. Il n'a donc été calculé que pour les lacs de Gérardmer et Longemer.

#### Évaluation de l'état biologique

L'état biologique est établi sur la base des données exploitables, sans exigences spécifiques quant à leur complétude. De ce fait :

- pour les deux masses d'eau naturelles, il s'établit sur la base de : IPLAC, IBML et IIL (le plus déclassant des trois) ;
- pour les Masses d'eau fortement modifiées (MEFM), c'est donc sur la seule donnée d'IPLAC qu'il est établi.

### 3.3.3 Détermination de l'état écologique

<sup>5</sup> Couche superficielle, d'épaisseur variable, et dans laquelle se produit l'essentiel de l'activité biologique, notamment photosynthétique

Pour les deux masses d'eau naturelles (Gérardmer et Longemer), l'état écologique est déterminé comme étant la plus faible valeur des éléments établis ci-dessus :

- l'état physico-chimique, évalué sur :
  - o les paramètres généraux : ammonium, nitrates, phosphore total et transparence ;
  - o les polluants spécifiques ;
- l'état biologique, tel que déterminé ci-avant.

Les mêmes règles générales que pour les cours d'eau s'appliquent quant à la combinaison de ces critères : l'état biologique et l'état paramètres généraux sont codés en cinq classes (écrêté à trois classes pour les paramètres généraux) ; l'état substances spécifique est codé en trois classes. Le plus mauvais de ces trois classements détermine l'état écologique.

## 4 - Potentiel écologique

### 4.1 Principe général

/!\

Rappel : les Contraintes techniques obligatoires (CTO) sont les caractéristiques du milieu qu'il est nécessaire de maintenir pour permettre la réalisation des usages et activités humaines considérés comme devant être maintenus pour des motifs économiques. Par exemple la hauteur d'eau (mouillage) pour la navigation, le marnage pour la production d'électricité ou le soutien d'étiage sont des contraintes obligatoires. De fait, aucune mesure hydromorphologique ne peut venir modifier ces caractéristiques sans affecter l'usage associé.

Dans ce qui suit, on entend ici par « **potentiel actuel** », la situation actuelle d'une masse d'eau selon les critères d'évaluation adaptés aux Masses d'eau artificielles (MEA) et Masses d'eau fortement modifiées (MEFM). Il s'agit d'une caractérisation tout à fait analogue à celle de l'état pour les masses d'eau « naturelles ». Ainsi, une masse d'eau artificielle ou fortement modifiée pourra être classée en potentiel actuel bon, moyen, médiocre ou mauvais. A noter que la classification « très bon » potentiel n'existe pas. Cette notion, que l'on appelle « potentiel écologique maximal » est une hypothèse de construction servant à décrire le bon potentiel. En aucun cas il ne peut s'agir d'un objectif et le système de classification ne prévoit pas qu'une masse d'eau puisse être ainsi classée.

Le potentiel actuel d'une masse d'eau artificielle ou fortement modifiée est établi en combinant :

- une évaluation physico-chimique strictement identique à celles des masses d'eau « naturelles » ;
- une évaluation biologique « adaptée » aux conditions hydromorphologiques irréversibles rencontrées :
  - o les éléments biologiques non impactés par l'hydromorphologie sont évalués comme pour les masses d'eau « naturelles » ; concrètement, les diatomées (pour les cours d'eau) et le phytoplancton (pour les plans d'eau) sont donc évalués de la même manière ;
  - o les autres (poissons, invertébrés, macrophytes) doivent faire l'objet d'une adaptation, *a minima*, des grilles d'évaluation.

Or, ce dernier point fait encore aujourd'hui défaut car il n'existe pas de méthode ni de modèle pression-impact applicable pour établir de nouveaux seuils permettant d'interpréter de manière spécifique des indicateurs relatifs aux invertébrés, aux poissons et aux macrophytes. Il n'existe donc pas de système d'évaluation biologique permettant de définir un objectif biologique à atteindre sur

les masses d'eau artificielles et fortement modifiées, ni pour évaluer la situation actuelle par rapport à cet objectif.

La méthodologie mise en œuvre en France se base alors sur le principe selon lequel l'état « vu » par les éléments biologiques sensibles aux pressions hydromorphologiques est directement lié à l'intensité de ces pressions. Plus ces pressions hydromorphologiques sont intenses, plus l'état de ces Éléments de qualité (EQ) biologique sera mauvais. C'est ce principe qui est appliqué pour la construction du tableau de classification du paragraphe 2.4 de l'annexe 5 de l'arrêté « Évaluation ». Dans cette démarche, on prend soin d'écarter de cette analyse les Contraintes techniques obligatoires (CTO). Ainsi, un cours d'eau très lourdement aménagé mais sur lequel il est quasiment impossible de travailler sur l'hydromorphologie sans remettre en cause les usages sera classé à « pressions hors CTO faibles ou nulles ».

#### 4.2 Déclinaison dans les districts du Rhin et de la Meuse

L'arrêté « Évaluation » prescrit de travailler sur la base du tableau suivant :

		Classes d'état selon les indicateurs biologiques et physico-chimiques				
		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Pressions hydromorphologiques hors CTO	Nulles à faibles	Bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
	Moyennes à fortes	Moyen	Moyen	Moyen	Médiocre	Mauvais

L'arrêté « Évaluation » ne précise pas les modalités d'évaluation de l'intensité des pressions hydromorphologiques hors Contraintes techniques obligatoires (CTO).

Dans les districts du Rhin et de la Meuse **l'intensité des altérations hydromorphologiques hors CTO est estimée au travers de l'importance des mesures hydromorphologiques inscrites aux Programmes de mesures :**

- mesures très importantes : l'objectif est lointain et le potentiel actuel est donc mauvais ;
- mesures absentes ou très légères : on est proche de l'objectif, le potentiel actuel est donc bon.

Les critères ont été identiques à ceux utilisés lors de l'évaluation réalisée en 2015 pour élaborer la carte d'état des masses d'eau, en intégrant un indicateur d'évolution fonction de l'avancement du Programme de mesures.

#### IMPORTANT

**Le potentiel écologique est établi sans prise en compte des Éléments de qualité (EQ) biologiques « Poissons », « Invertébrés » et « Macrophytes ». Même s'ils peuvent être calculés sur la base des protocoles normalisés, ils ne seront ni affichés ni rapportés dans les tables WISE.**

## 5 - Niveau de confiance

### 5.1 Les dispositions de l'arrêté « Évaluation »

L'arrêté « Évaluation » rappelle l'obligation faite dans le paragraphe 1.3. de l'annexe V de la DCE d'estimer et d'indiquer dans le plan de gestion le niveau de confiance des résultats fournis par les programmes de surveillance.

En application des travaux européens sur ce point, le guide technique prévoit donc la détermination, pour chaque masse d'eau, d'un niveau de confiance sur une échelle de 1 (faible) à 3 (élevé). Il ne se limitera pas strictement aux résultats des réseaux de surveillance mais, par extension, à l'ensemble des données utilisées pour établir le diagnostic sur l'état des masses d'eau. Cela inclut donc les données issues de processus autres que le programme de surveillance (autres réseaux, modélisation, diagnostic des pressions, etc.).

L'annexe 11 de l'arrêté « Évaluation » prévoit d'estimer le niveau de confiance pour l'état chimique et l'état/potentiel écologique selon deux méthodes différentes.

Pour l'état chimique, on se base :

- lorsqu'il s'agit de données de surveillance, sur la proportion de substances sur lesquelles le diagnostic est basé ;
- sur la nature des sources d'information alternatives pour les masses d'eau non surveillées.

Pour l'état écologique, on se base sur plusieurs types de critères :

- le type de données mobilisées ;
- le contenu du jeu de données utilisé ;
- la robustesse des données ;
- la cohérence entre données « milieux » et données « pressions » ;
- le taux de sondage des masses d'eau et la physionomie des résultats obtenus ;
- la solidité des données de pressions utilisées dans les sondages.

Ces critères servent de base à l'application d'un arbre de décision mentionné en annexe 11 de l'arrêté « Évaluation ».

Le guide propose certaines règles méthodologiques générales mais leur utilisation concrète nécessite de les préciser. La présente note a pour objet de décrire ces éléments méthodologiques détaillés mis en œuvre dans les districts du Rhin et de la Meuse.

### 5.2 L'application aux districts du Rhin et de la Meuse

#### 5.2.1 Le niveau de confiance pour l'état chimique

Le niveau de confiance relatif à l'établissement de l'état chimique n'a pas été établi dans le cadre de l'élaboration de la carte d'état des eaux de l'état des lieux 2019.

### 5.2.2 Le niveau de confiance pour l'état écologique

L'arbre de décision est organisé en dix questions qui déterminent le niveau de confiance final. Pour chacune de ces questions, les critères du guide sont repris et détaillés pour leur application locale.

#### Question 1 : l'état écologique est-il évalué à partir de données « milieux » ?

⇒ Règle générale

Par le terme « données milieux », on entend « données de surveillance ». Cela s'oppose au diagnostic basé sur la modélisation ou un inventaire des pressions et une évaluation de leur impact par expertise.

⇒ Règle Rhin-Meuse

Beaucoup de masses d'eau présentent un jeu de données composite, intégrant à la fois des données de surveillance et des données modélisées ou estimées par les pressions. On considère que, la présence d'une seule donnée « surveillance » exploitable (mesure biologique ou mesure physico-chimique) permet de répondre « oui » à la question 1.

#### Question 2 : les éléments de qualité pertinents sont-ils tous disponibles ?

⇒ Règle générale

La notion d'élément de qualité pertinent est appréciée en regard du type de masse d'eau considéré. La liste des Eléments de qualité biologique (EQB) correspondant est issue de l'annexe 1 (tableaux 1 à 11) de l'arrêté « Surveillance ».

#### Question 3 : les éléments de qualité sensibles sont-ils tous disponibles ?

⇒ Règle générale

La notion d'élément de qualité pertinent est appréciée au travers des pressions identifiées sur la masse d'eau. La liste des Eléments de qualité biologique (EQB) correspondant est issue de l'annexe 10 (paragraphe 2.4 et 2.5) de l'arrêté « Surveillance » et relative au contrôle opérationnel.

⇒ Règle Rhin-Meuse

La recherche des éléments de qualité biologique sensibles se fait donc selon le tableau suivant :

Nature des pressions	Éléments biologiques sensibles
Physico-chimie	Invertébrés <u>ou</u> Diatomées <u>ou</u> Macrophytes
Substances	Invertébrés <u>ou</u> Diatomées
Hydromorphologie	Invertébrés <u>ou</u> Poissons

Pour chaque masse d'eau, la combinaison de pressions recensées est relevée et en cas de non satisfaction de ces critères, la réponse à la question 3 est « non ». Le cas échéant, un même groupe biologique peut couvrir plusieurs besoins. Ainsi par exemple, les invertébrés seuls sont suffisants en cas de pressions physico-chimie et hydromorphologie alors que les diatomées seules ne suffiraient pas.

#### Question 4 : les données « milieux » sont-elles robustes ?

⇒ Règle générale

Les critères suivants sont suggérés par l'arrêté :

- la chronique de données : l'existence d'une longue chronique permet d'accroître la confiance ;
- les conditions climatiques : si elles sont exceptionnelles, elles tendent à diminuer la confiance ;
- la cohérence entre données biologiques et physico-chimiques : elle tend à augmenter la confiance ;
- le niveau d'incertitude de l'évaluation de l'élément de qualité déclassant : plus elle augmente, plus la confiance diminue.

Si un modèle est utilisé, on ajoute également les critères suivants :

- le domaine de validité du modèle : les simulations conduites en limite du domaine d'application du modèle réduisent la confiance ;
- la situation modélisée : les simulations de situations hydro-climatiques moyennes ou standard augmentent la confiance par rapport aux situations exceptionnelles ;
- la confiance dans les données d'entrée : elles conditionnent la confiance dans le résultat.

⇒ Règle Rhin-Meuse

La description des critères ci-dessus doit être affinée pour être applicable. Les règles suivantes sont adoptées pour les districts du Rhin et de la Meuse.

#### **Règles générales**

La robustesse s'exprime de manière binaire : oui / non.

Chacun des critères énoncés ci-après est codé en oui / non et la présence d'un seul « non » parmi les critères à retenir conduit à une classification « robustesse faible ». Au préalable, il convient donc que tous les critères soient décrits et libellés de manière que « oui » aille toujours dans le sens d'une meilleure robustesse et « non » dans l'autre sens.

Le cas échéant, certains critères peuvent être codés « non déterminé » (nd) ou « sans objet » (so). Ces codes n'entraînent pas une réduction de la robustesse.

#### **Chronique des données**

La période retenue pour l'exploitation des données est 2015-2017 pour toutes les stations (réseaux DCE et autres). Par conséquent aucune chronique n'a été prise en compte à ce stade. Certains sites ne proposent qu'une seule année de données mais la différence, en termes de confiance, n'est pas significative avec les sites disposant de deux années. Par ailleurs, les diagnostics établis sur cette courte période n'ont pas été confrontés aux années antérieures.

#### **Conditions climatiques**

Le critère est libellé « Conditions climatiques ordinaires » et il est systématiquement codé « oui ».

### **Cohérence entre données biologiques et données physico-chimiques**

Pour chaque masse d'eau, on peut disposer d'informations codées de BE (bon ou très bon) ou 2 (moyen à mauvais) et portant sur :

- l'état physico-chimique ;
- l'état biologique.

Si les deux sont égaux, le critère « Cohérence entre biologie et physico-chimie » est jugé bonne (« oui »). Il est codé « non » dans le cas contraire. On note la cohérence « non déterminé » (nd) en cas d'absence d'au moins un des deux états. La valeur « nd » est traitée comme un « oui » dans la mesure où aucun élément factuel d'incohérence ne peut être mis en évidence.

Les niveaux **très bon et bon** d'une part, **moyen, médiocre et mauvais**, d'autre part, ne sont pas distingués dans cette vérification. Ainsi, par exemple, on ne considère pas qu'il y ait incohérence si la biologie est « médiocre » et que la physico-chimie est « moyenne ». De même, si la biologie est « très bonne » et la physico-chimie est « bonne », on admet que les données restent globalement cohérentes vis-à-vis de l'objectif générique de bon état écologique.

*En toute rigueur, le seul effet de seuil ne représente pas nécessairement une incohérence : si la physico-chimie est juste au-dessus du seuil de bon état et la biologie juste en dessous, on doit considérer que les résultats sont cohérents. Pour des raisons pratiques, une telle vérification n'a pas pu être menée à ce jour sur l'ensemble des masses d'eau.*

### **Niveau d'incertitude de l'évaluation**

Compte tenu des incertitudes analytiques d'une part et de celle des grilles d'évaluation d'autre part, l'incertitude sur les données biologiques a été considérée comme étant plus importante que celle des données physico-chimiques. Pour chaque masse d'eau, un critère « Certitude de l'évaluation », notée « non » est donc noté dès lors que son état écologique est déterminé uniquement par la biologie.

Il en va de même si l'état biologique est déterminé par le résultat d'une modélisation (PEGASE ou modèle biologique simplifié).

### **Domaine de validité du modèle**

Les actualisations du modèle, la consolidation des données de rejets et la révision des règles d'agrégation à la masse d'eau (lissage des variations de calcul sur les zones de sources) conduisent à revoir ce point de vue et considérer qu'il n'y a pas réellement de différence de fiabilité des résultats synthétiques à la masse d'eau selon les types de cours d'eau modélisés. Il est noté donc systématiquement sans objet (so).

### **La situation modélisée.**

Les simulations exploitées dans ce cadre sont toujours des simulations d'étiage observé lors d'une année de référence non exceptionnelle. Le critère « Modélisation en situation standard (non exceptionnelle) » est donc toujours noté « oui ».

### **Fiabilité des données d'entrée du modèle**

Il n'est matériellement pas possible d'effectuer un diagnostic de ce critère à la masse d'eau. Seule une appréciation globale est envisageable à ce stade. Considérant que les simulations ont été jugées exploitables pour le diagnostic de l'état, on admet par défaut que le critère « Données d'entrée du modèle fiables » est toujours à « oui ».

### **Question 5 : les données "milieux" et les données "pressions" sont-elles cohérentes ?**

Les vérifications suivantes sont effectuées :

- cohérence entre PEGASE et les données de surveillance (macropolluants uniquement) : « oui » si les deux diagnostics donnent la même réponse (sur un encodage en deux classes Bon/Pas bon) ;
- cohérence entre les éléments biologiques sensibles à la pollution (invertébrés et diatomées) et l'état physico-chimique de la masse d'eau : « oui » si les deux diagnostics convergent (sur un encodage en deux classes Bon/Pas bon). Ce critère est redondant avec le critère « Cohérence entre Biologie et physico-chimie » décrit plus haut mais le diagnostic final quant à la confiance ne s'en trouve pas aggravé ;
- cohérence entre les éléments biologiques sensibles aux altérations hydromorphologiques (invertébrés et poissons) et l'état hydromorphologique de la masse d'eau : « oui » si les deux diagnostics convergent (échelle de 1 à 3).

Dans tous les cas, en l'absence de données, on note « nd » et le diagnostic de cohérence n'est pas dégradé.

### **Question 6 : si la masse d'eau est sans données "milieux", peut-elle être rattachée à une masse d'eau ou un groupe de masses d'eau suivi(e) directement ?**

Cette possibilité n'est actuellement ouverte dans les districts du Rhin et de la Meuse que pour le volet « macropolluants » sur très petites masses d'eau et ce dans le cadre du contrôle opérationnel. Elle n'a donc pas été utilisée au stade actuel.

La réponse est notée « so » pour les masses d'eau disposant de données « milieux » et « non » pour les autres.

### **Question 7 : si la masse d'eau est sans donnée "milieux" et qu'elle ne peut pas être rattachée à une autre masse d'eau ou à un groupe suivi(e) directement, les données "pressions" représentatives sont-elles disponibles ?**

Les seules masses d'eau susceptible de faire partie d'un groupe de masses d'eau suivi directement sont des masses d'eau modélisées par PEGASE. Par hypothèse, on admet que les données de pressions sont disponibles sur les rivières puisqu'elles sont nécessaires à la modélisation. La réponse est donc « so » si les données milieux sont disponibles, « oui » pour les rivières et « nsp » pour les lacs.

### **Question 8 : si les données pressions représentatives sont disponibles, permettent-elles de classe l'état écologique dans une des cinq classes ?**

La réponse du modèle PEGASE est toujours exprimable en cinq classes.

Question 9 : en cas de suivi statistique, quelle est la proportion de ME effectivement suivies ?

L'option de suivi statistique n'est pas encore activée pour les districts du Rhin et de la Meuse. Réponse « so » ou « nsp ».

Question 10 : si on suit moins de 50% des masses d'eau du groupe, est-ce que parmi celles-ci, plus de 80% sont en bon état ou inférieur au bon état ?

L'option de suivi statistique n'est pas encore activée pour les districts Rhin et Meuse. Réponse toujours « so ».

## 6 – Impacts des nouvelles règles d'évaluation de l'état chimique et écologique sur les masses d'eau « Rivières »

Plusieurs règles d'évaluation ont évolué entre la publication des cartes d'état des masses d'eau de surface dans les SDAGE 2016-2021 et celles de l'état des lieux 2019.

Dans le cadre de ce dernier, une double évaluation a été conduite sur les masses d'eau « Rivières » sur la base du même jeu de données (surveillance 2015-2017) avec les nouvelles et les anciennes règles.

L'objectif est ici de quantifier l'impact de l'évolution de ces règles pour contribuer à expliquer les évolutions de l'état entre ces deux étapes de planification.

### 6.1 Synthèse des évolutions

✓ **Modifications introduites par l'arrêté « Évaluation » du 27 juillet 2018**

Évolution	Effet attendu
<b>État écologique</b>	
Invertébrés : remplacement de l'indicateur IBGN-équivalent par l'I2M2	Évaluation mieux corrélée aux pressions, globalement (mais pas systématiquement) plus sévère que la précédente
Abaissement du seuil pour l'As (de 4,2 à 0,83 µg/L)	Évaluation plus sévère
Abaissement du seuil pour le Cu (de 1,4 à 1 µg/L)	Évaluation plus sévère
Suppression du seuil bas (3,1 µg/L pour eaux douces) pour le Zn Seul le seuil haut (7,8 µg/L eaux dures) est retenu pour toutes les duretés	Évaluation moins sévère
Abaissement du seuil pour le chlortoluron (de 5 à 0,1 µg/L)	Évaluation plus sévère
Abaissement du seuil pour l'oxadiazon (de 0,75 à 0,09 µg/L)	Évaluation plus sévère
Hausse du seuil pour le 2,4 D (de 1,5 à 2,2 µg/L)	Évaluation moins sévère en théorie mais aucun effet en pratique car le 2,4 D ne déclassait jamais
Hausse du seuil pour le 2,4 MCPA (de 0,1 à 0,5 µg/L)	Évaluation moins sévère
Introduction de xx nouvelles molécules :	Évaluation plus sévère

Évolution	Effet attendu
métazachlore, aminotriazole, nicolsulfuron, AMPA, glyphosate, diflufenicanil, tébuconazole, thiabendazole	
Sortie du linuron	Évaluation moins sévère en théorie mais aucun effet en pratique car le linuron ne déclassait jamais
<b>État chimique</b>	
<b>Diminution de la Norme de qualité environnementale (NQE) sur eau</b>	
<b>Anthracène</b> : NQE-CMA passe de 0,4 à 0,1 µg/L	Évaluation plus sévère
<b>Fluoranthène</b> : NQE-MA passe de 0,1 à 0,0063 µg/L NQE-CMA passe de 1 à 0,12 µg/L	
<b>Plomb</b> : NQE-MA passe de 7,2 à 1,2 µg/L Création d'une NQE-CMA à 14 µg/L	
<b>Naphtalène</b> : NQE-MA passe de 2,4 à 2 µg/L Création d'une NQE-CMA à 130 µg/L	
<b>Nickel</b> : NQE-MA passe de 20 à 4 µg/L Création d'une NQE-CMA à 34 µg/L	
<b>Benzo(a)pyrène</b> : NQE-MA passe de 0,05 à 0,00017 µg/L NQE-CMA passe de 0,1 à 0,27 µg/L Création d'une NQE biote : 5 µg/L	
<b>Suppressions de paramètre ou d'indicateur</b>	
<b>Suppression de l'indicateur <math>\Sigma</math>(Benzo(b)fluoranthène ; Benzo(k)fluoranthène)</b>	Évaluation moins sévère, compensée par la création de NQE individuelles
<b>Suppression de l'indicateur <math>\Sigma</math>(Benzo(ghi)pérylène ; Indéno(123-cd)pyrène)</b>	
<b>Suppression du paramètre Indéno(123-cd)pyrène</b>	Évaluation moins sévère
<b>Hausse de la Norme de qualité environnementale (NQE) sur eau</b>	
<b>Benzo(a)pyrène</b> (voir ci-dessus)	Évaluation moins sévère
<b>Création d'une nouvelle NQE Eau</b>	
<b>Plomb</b> (voir ci-dessus)	Évaluation plus sévère
<b>Naphtalène</b> (voir ci-dessus)	
<b>Nickel</b> (voir ci-dessus)	
<b>Benzo(b)fluoranthène</b> : création d'une NQE-CMA à 0,017 µg/L	Évaluation plus sévère qui compense la disparition des indicateurs $\Sigma$
<b>Benzo(k)fluoranthène</b> : création d'une NQE-CMA à 0,017 µg/L	
<b>Benzo(ghi)pérylène</b> : création d'une NQE-CMA à 0,0082 µg/L	
<b>Introduction d'une NQE sur biote<sup>6</sup></b>	
<b>Diphényléthers bromés</b> : Suppression de la NQECMA sur eau Création d'une NQE Biote : 0,0085 µg/kg	Non prévisible
<b>Hexachlorobenzène</b> : Suppression de la NQE-MA sur eau Création d'une NQE Biote : 10 µg/kg	
<b>Hexachlorobutadiène</b> : Suppression de la NQE-MA sur eau Création d'une NQE Biote : 55 µg/kg	
<b>Mercure</b> : Suppression de la NQE-MA sur eau	

<sup>6</sup> Non encore intégrée dans l'évaluation 2019, faute de données suffisantes. Sera prise en compte dans la prochaine évaluation

Évolution	Effet attendu
Maintien de la NQE-CMQ sur eau à 0,07 µg/L Création d'une NQE Biote : 20 µg/kg	
<b>Benzo(a)pyrène</b> (voir ci-dessus)	
<b>Introduction de nouvelles substances</b>	
<b>Dicofol</b> : Création d'une NQE-MA et NQE-CMA eau Création d'une NQE Biote	Évaluation plus sévère
<b>PFOS (Acide perfluorooctane sulfonique)</b> : Création d'une NQE-MA et NQE-CMA eau Création d'une NQE Biote	
<b>Quinoxifène</b> : Création d'une NQE-MA et NQE-CMA eau	
<b>Dioxines</b> : Création d'une NQE Biote	
<b>Aclonifène</b> : Création d'une NQE-MA et NQE-CMA eau	
<b>Bifénox</b> : Création d'une NQE-MA et NQE-CMA eau	
<b>Cybutryne</b> : Création d'une NQE-MA et NQE-CMA eau	
<b>Cyperméthrine</b> : Création d'une NQE-MA et NQE-CMA eau	
<b>Dichlorvos</b> : Création d'une NQE-MA et NQE-CMA eau	
<b>HBCDD (hexabromocyclododécane)</b> : Création d'une NQE-MA et NQE-CMA eau	
<b>Heptachlore</b> : Création d'une NQE-MA et NQE-CMA eau	
<b>Terbutryne</b> : Création d'une NQE-MA et NQE-CMA eau	

Avec :

- CMA : Concentration maximale admissible ;
- MA : Concentration moyenne annuelle.

- ✓ **Évolutions méthodologiques recommandées par la Direction de l'eau et de la biodiversité (DEB) du Ministère chargé de l'écologie**

Évolution	Effet attendu
Modèle BLM permettant de calculer la concentration biodisponible prise en compte pour l'évaluation Cu et Zn	Évaluation moins sévère
Prise en compte du fond naturel géochimique pour l'évaluation de l'arsenic	Évaluation moins sévère

Avec :

- BLM : Biotic ligand model

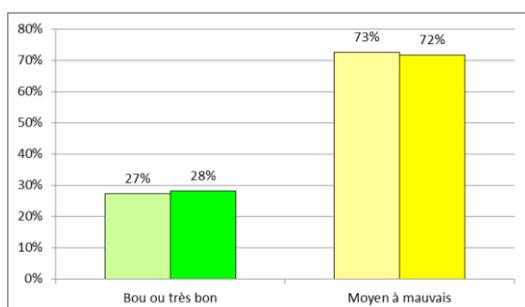
✓ **Évolutions méthodologiques décidées au niveau bassin**

Évolution	Effet attendu
En cas d'absence de données de surveillance pour l'état biologique, on utilise désormais un modèle simplifié développé pour le bassin en lieu et place de la reprise par défaut de l'état publié dans le SDAGE 2016-2021	Non prévisible

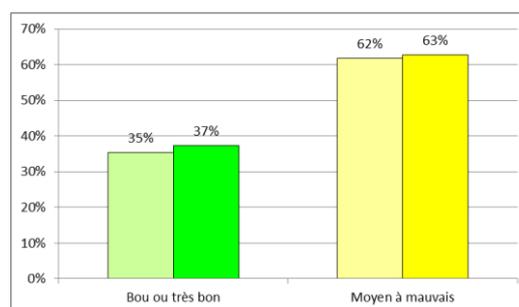
## 6.2 Impact sur l'état écologique des rivières

Proportion de bon état pour les différentes composantes de l'état / potentiel écologique :

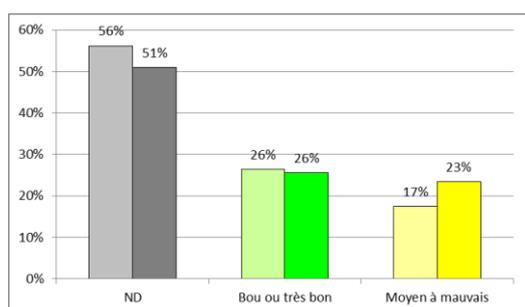
% du nb total de masses d'eau « Rivières »	Anciennes règles	Nouvelles règles	Delta
État / potentiel écologique	27,4%	28,3%	+ 0,9 %
État biologique	35,3%	37,3%	+ 2,0 %
État Invertébrés	26,4%	25,6%	- 0,8%
État Diatomées	20,0%	23,0%	+ 3,0 %
État PSEE	57,0%	36,5%	- 20,5%



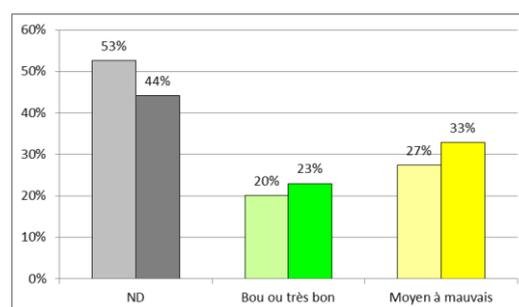
État écologique



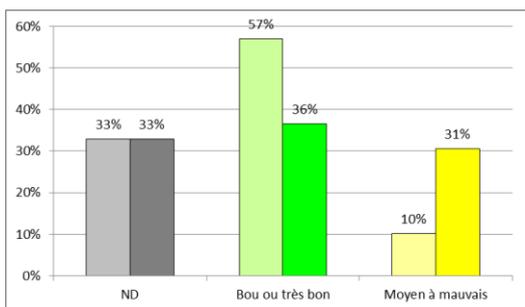
État biologique



État Invertébrés



État Diatomées



État Polluants spécifiques de l'état écologique (PSEE)

Au final, on observe que l'effet thermomètre est globalement très faible, les effets opposés se neutralisant en grande partie. À l'échelle des éléments de qualité, c'est principalement sur les Polluants spécifiques de l'état écologique (PSEE) que cet effet est visible. Il est réparti comme suit, selon les substances (en % de déclassement parmi les masses d'eau surveillées).

### Taux de déclassement par PSEE

% du nbre des masses d'eau « Rivières » qualifiées déclassées	Anciennes règles	Nouvelle règles
Zinc	5,3	1,9
Arsenic	6,0	36,4
Cuivre	7,6	0,3
Chrome	0,3	0,3
Chlortoluron	0	0,6
Métazachlore	so	22,2
Amonitriazole	so	1,5
Nicosulfuron	so	2,3
Oxadiazon	0	0
AMPA	so	0
Glyphosate	so	0
2,4 MCPA	2,5	0,6
Diflufénicanil	so	27,4
2,4 D	0,3	0,3
Tébuconazole	so	2,0
Thiabendazole	so	0
Linuron	0	so

Avec so : sans objet

L'effet thermomètre est donc principalement impactant pour l'arsenic, le métazachlore et le diflufénicanil.

### 6.3 Impact sur l'état chimique des masses d'eau « Rivières » (MERIV)

		Anciennes règles	Nouvelles règles	Delta
État chimique	% du total des MERIV	29,0	22,3	- 6,7
	% des MERIV qualifiées	37,7	29,0	- 8,7
État chimique hors substances ubiquistes	% du total des MERIV	71,2	43,3%	- 27,9
	% des MERIV qualifiées	92,8	56,5	- 36,3

Les substances responsables de ces évolutions sont :

- pour les substances ubiquistes :
  - o le benzo(a)pyrène dont la Norme de qualité environnementale (NQE) a été très fortement réduite ;
  - o le PFOS qui n'était pas pris en compte dans le SDAGE 2<sup>ème</sup> cycle ;
- pour les non ubiquistes :
  - o le fluranthène dont la NQE a été très fortement réduite.

### III - ETAT DES MASSES D'EAU SOUTERRAINE

L'évaluation de l'état des masses d'eau souterraine résulte de la combinaison de critères qualitatif et quantitatif. Comme le précise l'article 2.19. de la DCE, l'expression générale de l'état d'une masse d'eau souterraine est déterminé par la plus mauvaise valeur de son état quantitatif et de son état qualitatif (état chimique).

Les méthodologies mises en œuvre pour évaluer l'état des masses d'eau souterraine résultent des prescriptions nationales du guide technique national (DEB, juillet 2019) d'application de **l'arrêté du 17 décembre 2008** établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines (note « Bon état »).

Ce guide vise à clarifier et mettre à jour la procédure d'évaluation de l'état (quantitatif et chimique) des eaux souterraines et la procédure d'établissement des valeurs seuils. Il apporte des éléments de méthodologie afin que le Comité de bassin puisse mettre en œuvre au mieux les dispositions relatives aux SDAGE, prévues dans le Code de l'environnement et découlant de la DCE et de ses directives filles (notamment la Directive 2006/118/CE du 12 décembre 2006 sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration).

Elle comprend en annexe les normes de qualité et valeurs seuils pour les eaux souterraines et les trois guides suivants :

- le « Guide d'évaluation de l'état chimique des masses d'eau souterraine » ;
- le « Guide d'évaluation de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine » ;
- le « Guide d'évaluation des tendances d'évolution de polluants et de niveaux piézométriques dans les eaux souterraines ».

Ces derniers ont été établis par la Direction de l'eau et de la biodiversité (DEB) du Ministère chargé de l'écologie, en application des lignes directrices élaborées au niveau européen et en concertation avec les services déconcentrés de l'État et le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM).

Ces trois guides seront disponibles sur le site Res'eau des acteurs du Système d'information sur l'eau (SIE).

A noter que cette note tient compte des avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) du 31 juillet 2018, 11 septembre 2018 et 31 janvier 2019 relatifs aux métabolites de pesticides.

# 1 - Méthodologie de détermination de l'état chimique des masses d'eau souterraine

Pour évaluer l'état chimique d'une masse d'eau souterraine, il convient dans un premier temps, pour chaque paramètre, de vérifier si un ou plusieurs points de surveillance présentent des dépassements de la valeur seuil ou de la norme.

Les paramètres et les seuils considérés sont ceux listés dans l'annexe 1 de la note « Bon état » (à paraître). Les données utilisées sont issues de la banque nationale d'Accès aux données sur les eaux souterraines (ADES).

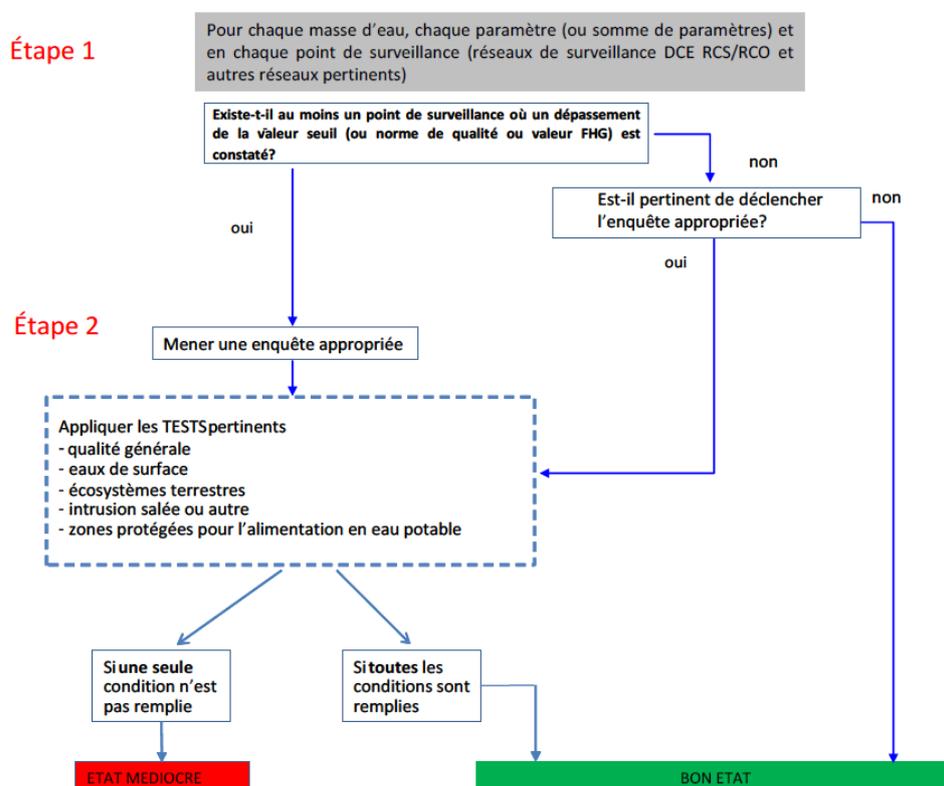
Si aucun dépassement n'est constaté, la masse d'eau est classée en bon état chimique.

En cas de dépassement en un ou plusieurs points de la masse d'eau ou du groupe de masses d'eau souterraine des normes de qualité et des valeurs seuils pertinentes, il convient de réaliser l'enquête appropriée.

Cette enquête permet de vérifier si les dépassements observés mettent en cause l'atteinte des objectifs environnementaux couverts par les différents tests (usage pour l'Alimentation en eau potable (AEP), masses d'eau de surface associées, écosystèmes terrestres dépendants, intrusion salée).

La figure ci-après présente le schéma récapitulatif de la procédure d'évaluation de l'état chimique d'une masse d'eau ou d'un groupe de masses d'eau souterraine.

## Schéma récapitulatif de l'état de la procédure d'évaluation de l'état chimique



## 1.1 Détermination de l'état du point de surveillance

Pour l'ensemble des données collectées, l'état chimique de chaque point disposant de données pour le paramètre considéré est qualifié individuellement de la façon suivante. Un point d'eau est en bon état chimique si :

- la Moyenne des moyennes annuelles (Mma) ne dépasse pas la valeur seuil ou la norme du paramètre étudié ;
- la Fréquence de dépassement de la norme ou valeur seuil (Freq) n'excède pas 20 % (si plus de quatre valeurs).

Si au moins un point de surveillance, appartenant au Réseau de contrôle de surveillance (RCS) ou au Réseau de contrôle opérationnel (RCO), est en mauvais état, l'étape 2 de l'enquête appropriée est engagée.

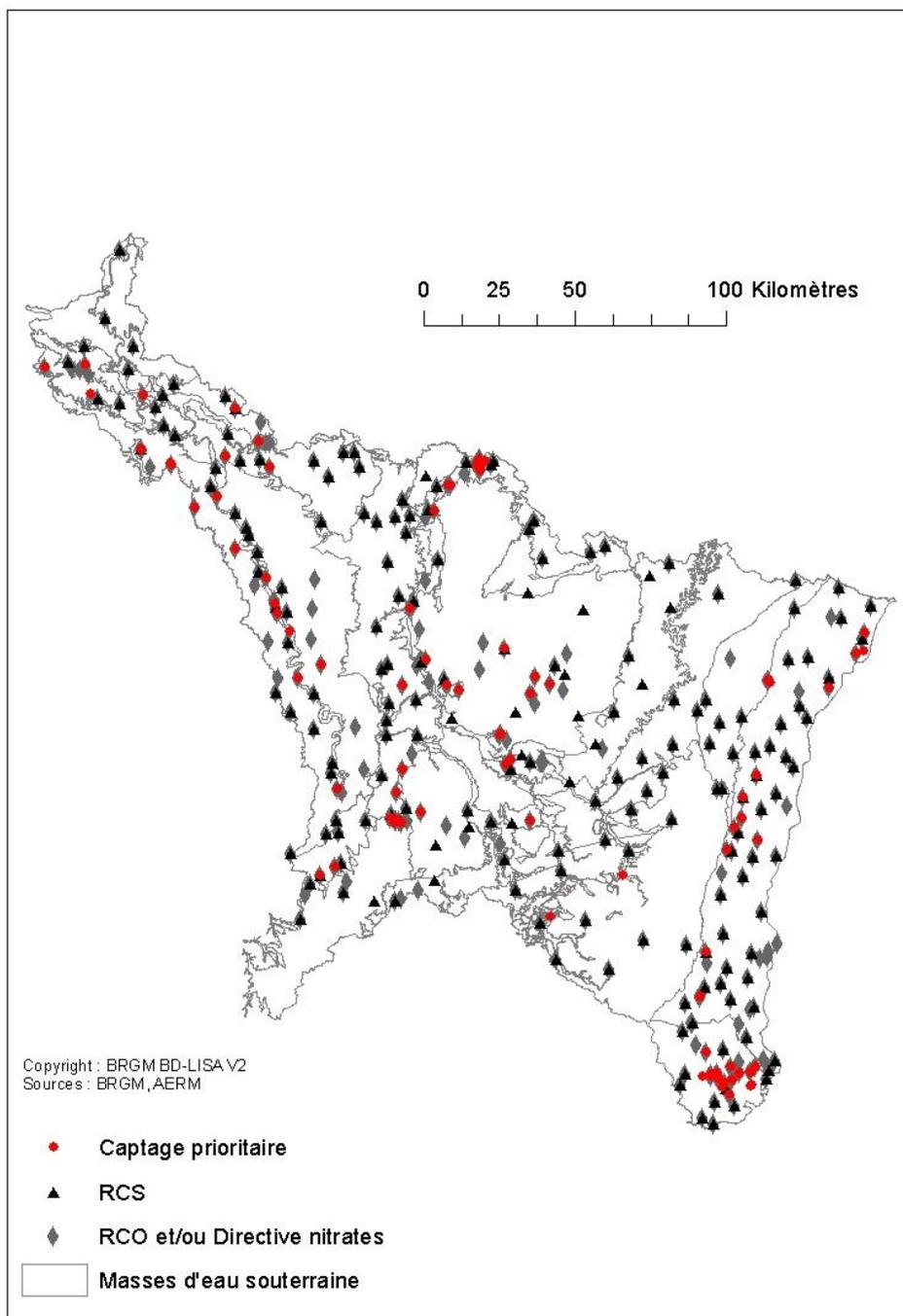
Les réseaux de surveillance de l'état chimique des masses d'eau souterraine sont représentés dans la carte ci-après.

Dans le cas où des points d'eau hors réseau DCE sont en mauvais état, une analyse à dire d'experts doit être réalisée pour déterminer la pertinence de déclencher, ou non, l'enquête appropriée.

Dans les faits, seuls les points du Réseau de contrôle de surveillance (RCS), du Réseau de contrôle opérationnel (RCO), du réseau Directive Nitrates et du suivi des captages prioritaires en mauvais état ont déclenché l'enquête appropriée. Les autres points n'ont pas été jugés représentatifs (en raison de la faible fréquence des analyses principalement).

Conformément au Guide de mise à jour de l'état des lieux (DEB, 2017), les chroniques à utiliser pour l'exercice 2019 de la détermination de l'état des masses d'eau souterraine concernent les années 2012-2017.

## Réseaux de surveillance de la qualité des masses d'eau souterraine



## 1.2 Tests de classification pour l'enquête appropriée

L'enquête appropriée qui permet l'évaluation de l'état des masses d'eau souterraine s'effectue par la réalisation d'un certain nombre de tests. Seuls les tests « pertinents », c'est-à-dire correspondant à un risque identifié doivent être menés. Ces tests sont récapitulés dans la figure précédente.

Chaque test correspond à une condition listée dans l'arrêté du 17 décembre 2008, provenant de la définition de l'état des masses d'eau souterraine.

Si, pour au moins un test, la masse d'eau est en mauvais état, alors l'ensemble de la masse d'eau est classé en mauvais état pour l'état correspondant au test (chimique ou quantitatif ou les deux).

Cinq tests peuvent être réalisés pour l'évaluation de l'état chimique dont deux spécifiques : « Qualité générale » et « Zones protégées AEP » et trois communs avec l'état quantitatif : « Écosystèmes terrestres », « Intrusion salée ou autre » et « Eaux de surface ».

Quatre tests peuvent être réalisés pour l'évaluation de l'état quantitatif dont un spécifique : « Balance prélèvements – ressources » et trois communs avec l'état chimique « Ecosystèmes terrestres », « Intrusion salée ou autre » et « Eaux de surface ».

Les tests concernant à la fois l'évaluation de l'état chimique et l'état quantitatif des masses d'eau ont des objectifs communs : faire en sorte que la masse d'eau souterraine ne soit pas responsable d'un mauvais état chimique et/ou écologique pour les eaux de surface ou les écosystèmes terrestres associés (du fait des polluants présents ou des prélèvements réalisés dans celle-ci).

### **Test : Altération de l'état chimique et / ou écologique des eaux de surface résultant d'un transfert de polluants depuis la masse d'eau souterraine**

La procédure est basée sur une combinaison des résultats de l'évaluation de l'état des eaux de surface d'une part, et de l'identification des transferts de polluants depuis la masse d'eau souterraine d'autre part.

Le test vise à déterminer dans quelle mesure le transfert de polluants de l'eau souterraine vers l'eau de surface est une entrave aux objectifs environnementaux de la DCE.

Cette démarche vise notamment à prévenir toute dégradation supplémentaire des écosystèmes d'eaux de surface ou des écosystèmes terrestres directement dépendants des masses d'eau souterraine.

Ce test est à appliquer à toutes les masses d'eau souterraine en relation avec des masses d'eau de surface à risque.

Le document de l'état des lieux de 2013 « Méthodes et procédures Aspects communs aux districts du Rhin et de la Meuse » pages 54 et 55, détaille la méthode utilisée pour identifier les masses d'eau de surface alimentées par les eaux souterraines.

Dans l'état actuel des connaissances, il est difficile d'estimer le flux de polluants transférant de l'eau souterraine vers l'eau de surface ainsi que son impact potentiel. Les phénomènes d'atténuation et de dilution ne sont en outre pas connus.

Un rapprochement entre l'état des masses d'eau souterraine et des masses d'eau de surface a permis de mettre en évidence des zones de dégradation commune, sans qu'il soit possible de statuer sur l'impact de la masse d'eau souterraine ou sur la masse d'eau de surface.

En effet, une pression de surface peut conduire à la dégradation des deux milieux.

Ce test n'a donc pas pu être mis en œuvre de manière conclusive.

#### **Test : Altération des écosystèmes terrestres résultant d'un transfert de polluants depuis la masse d'eau souterraine**

Ce test vise à déterminer dans quelle mesure le transfert de polluants de l'eau souterraine vers les écosystèmes terrestres qui lui sont associés est une entrave aux objectifs environnementaux de la DCE (y compris les objectifs spécifiques aux zones protégées).

Un écosystème terrestre dépendant des eaux souterraines peut être impacté par des modifications des caractéristiques quantitatives et qualitatives de la masse d'eau souterraine sous l'effet de pressions anthropiques. C'est pour cette raison que ce test est aussi à réaliser pour l'état quantitatif.

Il s'agit d'identifier les écosystèmes terrestres en interaction avec les masses d'eau souterraine et d'estimer le transfert d'un polluant de la masse d'eau souterraine vers l'écosystème terrestre.

Une démarche a été proposée au niveau national, mais sa mise en œuvre réelle s'est heurtée à certaines difficultés telles que :

- le manque de connaissances des relations hydrodynamiques et chimiques entre eaux souterraines et zones humides (y compris l'évolution saisonnière et interannuelles de ces relations) ;
- l'absence de surveillance des zones humides dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE et d'indicateurs permettant d'évaluer les éventuels dommages sur leur état.

C'est la raison pour laquelle ce test n'a pas pu être appliqué strictement. Aussi, seule une phase d'identification des zones humides en lien avec les eaux souterraines a été réalisée selon la méthodologie détaillée dans le document de l'état des lieux de 2013 « Méthodes et procédures Aspects communs aux districts du Rhin et de la Meuse, pages 56 à 58.

La liste de ces écosystèmes associés aux masses d'eau souterraine est intégrée à la fiche de caractérisation des masses d'eau (voir annexe 1 de l'état des lieux 2013).

#### **Test : Evaluation de l'état chimique de la masse d'eau dans son ensemble**

Il s'agit d'évaluer les risques environnementaux pour la masse d'eau dans son ensemble et concrètement d'évaluer la surface ou le volume que représente la pollution observée. Deux cas sont observés :

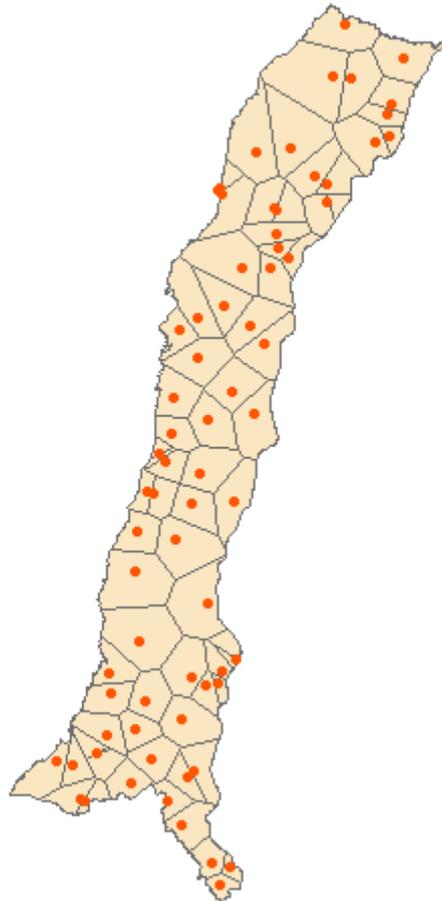
- si la somme des surfaces déclarées en mauvais état est inférieure à 20 % de la surface totale de la masse d'eau, alors la masse d'eau est déclarée en bon état pour ce test ;
- dans le cas contraire, si la somme des surfaces déclarées en mauvais état est supérieure à 20 %, alors la masse d'eau est déclarée en mauvais état pour ce test.

Selon la méthode de Thiessen, les masses d'eau ont été sectorisées en polygones, sur la base des points des Réseaux de contrôle et de surveillance (RCS), de contrôles opérationnels (RCO), du suivi

des captages prioritaires et du réseau Directive Nitrates (pour le paramètre nitrates) afin de définir une surface représentative de chaque point de suivi représentatif (appelée surface de représentativité).

Par exemple, la sectorisation de la masse d'eau N° FRCG101 : Nappe d'Alsace, Pliocène de Haguenau et Oligocène, selon la méthode de Thiessen, conduit aux polygones suivants (voir figure ci-après).

#### **Sectorisation de la masse d'eau N°FRCG101 selon la méthode de Thiessen pour le paramètre nitrates.**



La surface dégradée correspond à la somme des surfaces de représentativité de chaque point considéré dégradé.

#### **Test : Zones protégées pour l'Alimentation en eau potable (AEP)**

Conformément aux exigences de l'article 7.3. de la DCE, les États membres assurent la protection des masses d'eau définies comme des zones protégées « afin de prévenir la détérioration de leur qualité de manière à réduire le degré de traitement de purification nécessaire à la production d'eau potable ».

Ce test concerne les masses d'eau sollicitées pour l'Alimentation en eau potable (AEP) avec, au moins, un captage d'eau potable fournissant plus de 10 m<sup>3</sup>/jour en moyenne ou desservant plus de 50 habitants.

Il vise à évaluer la dégradation des eaux souterraines en considérant le niveau de traitement de l'eau avant distribution, les signes de dégradation de la qualité de la masse d'eau (abandons de captages par exemple) et les tendances à la hausse de polluants.

Comme illustré par la figure ci-après, il s'agit d'abord d'identifier les masses d'eau exploitées ou ayant été exploitées pour l'AEP, en état médiocre ou à risque pour ce test lors de la précédente évaluation ou présentant au moins un captage prioritaire / Grenelle identifié (1) puis, pour les points de captages dont la moyenne des moyennes annuelles dépasse 75% de la valeur seuil, il est procédé à une analyse des tendances (2) ou à l'étude des changements de traitements et abandons de captage AEP (3) pour étudier enfin la représentativité des points dégradés par rapport aux masses d'eau (4).

Pour les points de captages où sont constatés pour un ou plusieurs des paramètres des moyennes des moyennes annuelles dépassant 75% de la valeur seuil, une analyse de tendances et d'inversion récente (à compter de la première année de la période de référence) est réalisée.

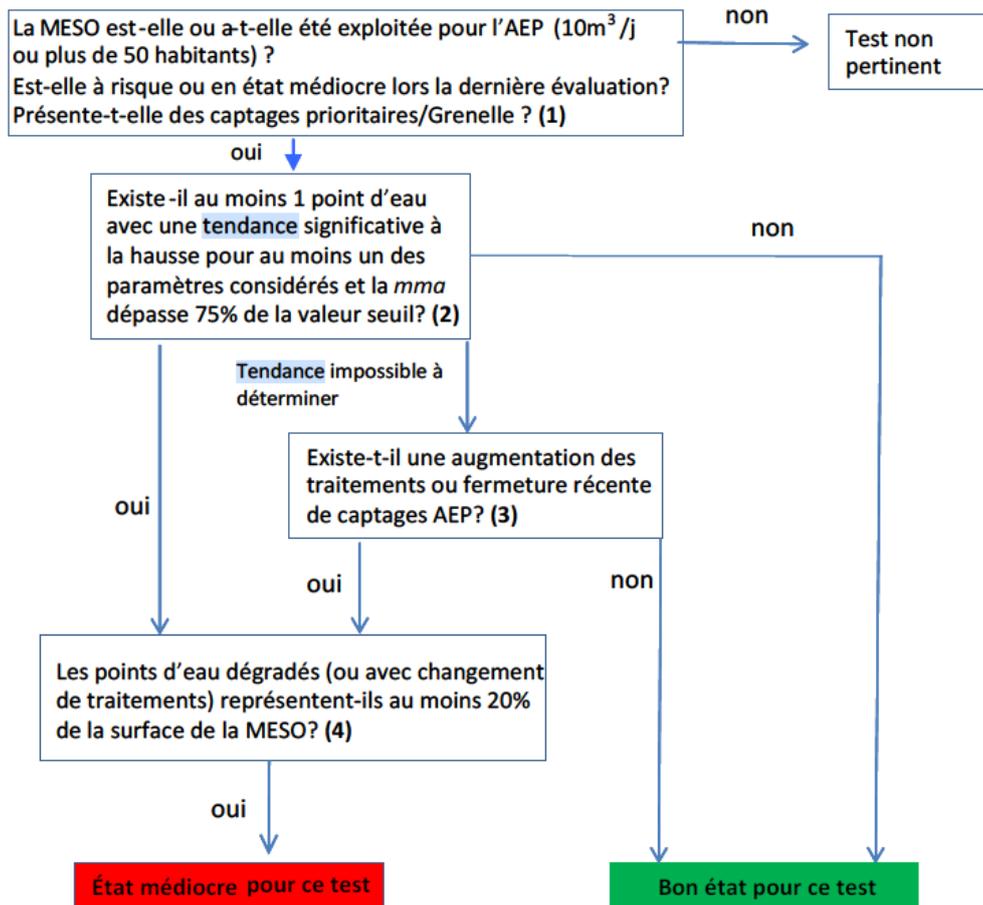
Lorsque qu'il n'est pas possible de définir une tendance d'évolution pour la majorité des points de captages dont la moyenne des moyennes annuelles dépasse 75% de la valeur seuil, les informations suivantes sont soumises à expertise :

- le nombre et la localisation des captages abandonnés, les dates et les motifs d'abandon ;
- l'augmentation du degré de traitement ;
- le recours à un mélange pour distribuer une eau conforme à la réglementation.

S'il existe une tendance à la hausse sans inversion de pente (ou une tendance à la baisse sur l'ensemble de la chronique mais une inversion de tendance récente) ou si les traitements ont augmenté ou que des abandons de captages du fait d'une pollution ont été notés depuis le dernier cycle de gestion, la masse d'eau est en état médiocre pour ce test si les points de captages AEP dégradés représentent au moins 20% de la surface de la masse d'eau.

Il est important de noter que compte-tenu des enjeux sanitaires, une solution à ce problème est en général recherchée par le recours à des traitements et le plus souvent des mélanges / interconnexions. Or, il n'existe pas à ce jour de base de données recensant ces interconnexions.

## Logigramme du test Zones protégées pour l'alimentation en eau potable



Avec :

- MESO : masse d'eau souterraine
- AEP : alimentation en eau potable

### 1.3 Données complémentaires

En complément à ces tests, des données complémentaires ont permis de conforter ou d'affiner le diagnostic.

Ainsi, la tendance d'évolution et le diagnostic établis en 2013 ont été pris en compte, ainsi que les autres données disponibles sur la masse d'eau. Comme par exemple, les analyses de tendances réalisées sur la base des résultats de l'inventaire régional réalisés en 2016 en Alsace.

La cohérence du diagnostic d'état avec la redéfinition des zones vulnérables a également été vérifiée.

### 1.4 Indice de confiance

Le guide national préconise la définition d'un niveau de confiance de l'évaluation de l'état qui évalue le degré de pertinence du résultat.

Dans le guide européen du rapportage DCE 2016, il est demandé de préciser le niveau de confiance de l'état chimique attribué selon 4 niveaux :

- 0 = pas d'information ;
- 1 = confiance faible (par exemple : absence de données de surveillance, de modèle conceptuel ou de compréhension du système) ;
- 2 = confiance moyenne (par exemple : données de surveillance limitées ou insuffisamment robustes et dire d'expert jouant un rôle important dans l'évaluation de l'état) ;
- 3 = confiance élevée (par exemple: données de surveillance de qualité, modèle conceptuel de qualité ou bonne compréhension du système, reposant sur des informations relatives à ses caractéristiques naturelles et aux pressions auxquelles il est soumis).

Compte-tenu de la mise en place progressive ces dernières années de **suivis de qualité renforcés** (Directive nitrates, captages prioritaires), de la prise en compte des **polluants émergents** (métabolites de substances actives actuelles et passées) on peut considérer que **le niveau de confiance est élevé dans l'identification des secteurs dégradés pour les pollutions diffuses notamment**. La principale difficulté consiste cependant en l'agrégation de ce diagnostic à la masse d'eau, de grande taille et souvent hétérogène. Ces secteurs ne représentent cependant pas plus de 20% de la superficie des masses d'eau.

## 2 - Méthodologie de détermination des tendances des masses d'eau souterraine

**L'article 5 de la directive « fille » eaux souterraines (2006/118/CE du 12 décembre 2006)** précise que les États membres :

- identifient les tendances à la hausse significatives et durables des concentrations de polluants, groupes de polluants ou d'indicateurs de pollution observées dans les masses ou groupes de masses d'eau souterraine identifiés comme étant à risque ;
- et définissent le point de départ de l'inversion de ces tendances.

Ce minimum requis est repris par **l'arrêté du 17 décembre 2008** modifié qui définit comme « tendance significative et durable à la hausse », toute augmentation significative, sur les plans statistique et environnemental, de la concentration d'un paramètre dans les eaux souterraines, pour lequel une inversion de tendance est considérée comme nécessaire pour respecter les objectifs de bon état des masses d'eau souterraine.

Par ailleurs, il est spécifié dans la **Directive 2006/118/CE** que « le point de départ de l'identification correspond à la concentration moyenne 2007 et 2008 sur la base des programmes de surveillance établis ».

La méthodologie utilisée tient compte de l'avancement des travaux sur ce sujet et des recommandations émises par le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) et ne concerne pour le moment que le paramètre nitrates.

Un outil d'analyse statistique des séries temporelles d'évolution de la qualité des eaux souterraines, appelé HYPE, a ainsi été développé sous environnement R dans le cadre des conventions Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) – Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) 2012 et 2013 (rapport BRGM RP-63066-FR). Il permet à la fois de caractériser les séries temporelles d'évolution des contaminants dans les eaux souterraines en calculant les statistiques de

base de manière automatique et d'identifier des tendances et des ruptures des séries chronologiques.

Ce module HYPE a été intégré à l'outil Qualistat (rapport BRGM RP-68386-FR) qui permet un traitement automatisé des analyses chimiques provenant de la banque nationale d'Accès aux données sur les eaux souterraines (ADES).

L'outil Qualistat fournit par point, lorsque cela est possible, une synthèse hiérarchisée des trois tendances calculées par HYPE :

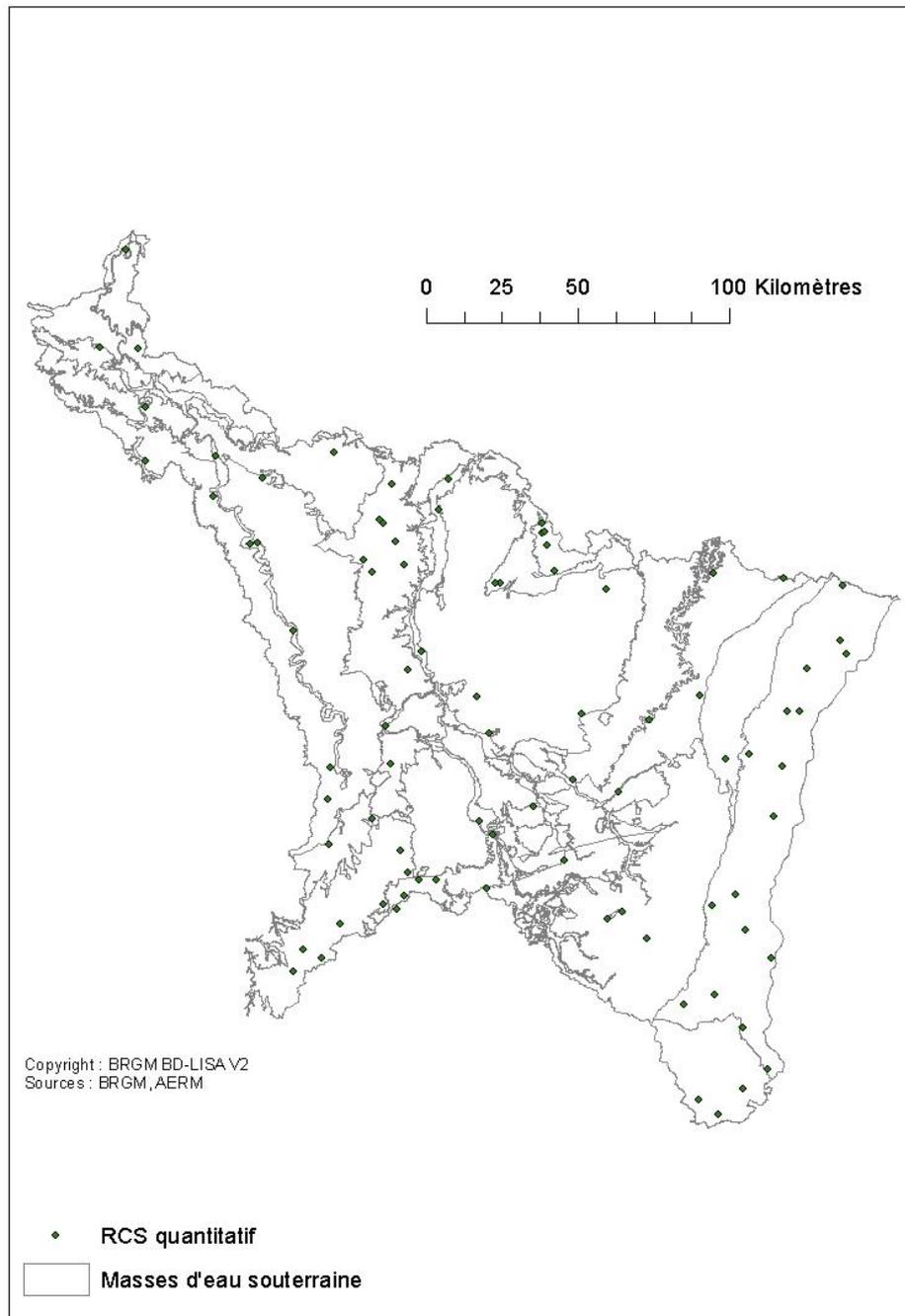
- la régression linéaire ;
- la post-inversion ;
- le test de Mann Kendall.

Il fournit la dernière tendance constatée et une estimation de la concentration à l'échéance 2027 par prolongement de la tendance. Cette valeur peut être comparée au seuil de risque et permet d'apprécier si la tendance est significative d'un **point de vue statistique et environnemental**.

Si plus de 20% des points de la masse d'eau présentent une tendance significative, la masse d'eau présente une tendance à la hausse.

L'outil permettant de détecter les ruptures de pente (pouvant refléter une baisse récente de teneurs par exemple) et les aquifères présentant tous des variations cycliques pluriannuelles, l'ensemble des données disponibles jusqu'en 2017 ont été utilisées.

### 3 - Méthodologie de détermination de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine



Les objectifs fixés par la DCE pour atteindre le bon état quantitatif sont :

- d'assurer un équilibre sur le long terme entre les volumes s'écoulant au profit des autres milieux ou d'autres nappes, les volumes captés et la recharge de chaque nappe ;
- d'éviter une altération significative de l'état chimique et / ou écologique des eaux de surface liée à une baisse d'origine anthropique du niveau piézométrique ;
- d'éviter une dégradation significative des écosystèmes terrestres dépendant des eaux souterraines en relation avec une baisse du niveau piézométrique ;

- d'empêcher toute invasion saline ou autre liée à une modification d'origine anthropique des écoulements.

Une masse d'eau souterraine n'est en bon état quantitatif que si tous ces objectifs sont respectés. C'est le test dit « Balance » qui permet de vérifier que le premier objectif est assuré. C'est le seul test spécifique de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine, les autres tests étant commun avec l'état chimique. C'est donc ce test qui est présenté ci-après, avec également quelques éléments spécifiques à l'aspect quantitatif des tests « Eaux de surface » et « Ecosystèmes terrestres associés ».

### **3.1 Définition et réalisation du test « Balance »**

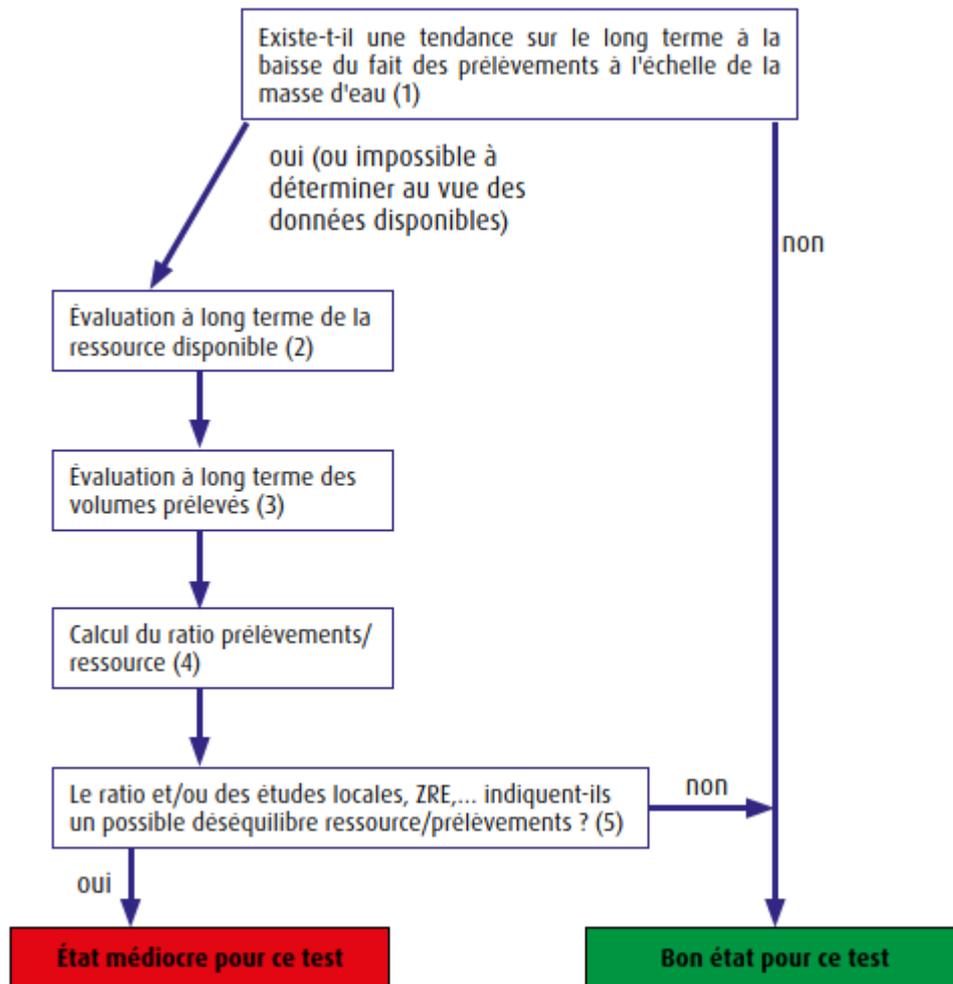
Ce test permet d'évaluer l'équilibre entre la ressource disponible et les prélèvements. Il s'effectue à l'échelle globale de la masse d'eau.

En effet, la DCE définit dans le tableau 2.1.2. de son annexe V que pour qu'une masse d'eau souterraine soit en bon état quantitatif il faut que « le niveau de l'eau souterraine dans la masse d'eau souterraine est tel que le taux annuel moyen de captage à long terme ne dépasse pas la ressource disponible de la masse souterraine ».

L'article R. 212-12 du Code de l'environnement quant à lui, précise que « l'état quantitatif d'une eau souterraine est considéré comme bon lorsque les prélèvements ne dépassent pas la capacité de renouvellement de la ressource disponible, compte tenu de la nécessaire alimentation en eau des écosystèmes aquatiques de surface et des zones humides directement dépendantes en application du principe de gestion équilibrée énoncé à l'article L. 211-1. du Code de l'environnement ».

La procédure de réalisation de ce test est définie dans le guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux souterraines (DEB, Juillet 2019). Les étapes du test sont présentées dans la figure ci-après.

### Logigramme du test « Balance ».



Avec :

- ZRE : zone de répartition des eaux

### Evaluation de la tendance piézométrique

Les calculs statistiques des tendances ont été réalisés selon méthode de Mann-Kendall avec l'outil HYPIZ développé par le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM). Les données utilisées sont issues de la banque nationale d'Accès aux données sur les eaux souterraines (ADES) et recouvrent la période 2006 - 2018.

Pour les masses d'eau captives avec une forte inertie, conformément au guide, des résultats de modélisations numériques ont été exploités. Cela concerne les masses d'eau souterraine N°FRCG104 « Grès du Trias inférieur au sud de la faille de Vittel » et N°FRCG105 « Grès du Trias inférieur au nord de la faille de Vittel ».

Afin d'affiner les résultats obtenus, des résultats de modélisations numériques ont également été utilisés pour la masse d'eau souterraines N° FRCG118 « Grès du Trias inférieur du bassin houiller lorrain ».

Afin d'estimer si les tendances observées pouvaient être dues aux évolutions climatiques, une recherche de corrélation avec les précipitations efficaces a été réalisée, par des méthodes

graphiques et analytiques. Les données qui ont été utilisées sont les précipitations efficaces issues du modèle SAFRAN de Météo France au pas de temps mensuel.

### Evaluation de la ressource

La ressource disponible a été évaluée à partir de la recharge par les eaux de pluie des masses d'eau souterraine sur la période 2012-2017. Cette recharge a été évaluée dans le cadre d'une étude menée par le BRGM (étude en cours). Selon les outils disponibles et le contexte, plusieurs méthodes de calcul ont été utilisées :

- à l'aide des données SIM2 et de la relation  $BFI^7/IDPR^8$  ;
- à l'aide du modèle Logar pour la nappe d'Alsace ;
- à l'aide de la méthode de Wallingford sur les bassins versants sédimentaires en tête de bassin et sur les bassins versants du socle Vosgien.

### Evaluation des prélèvements

Le guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux souterraines (DEB, Juillet 2019) demande de prendre en compte l'année moyenne de prélèvements la plus récente disponible. Après analyse des conditions climatiques de ces dernières années, c'est l'année 2016 qui a été sélectionnée. Les données sont issues des déclarations faites à l'Agence de l'eau Rhin-Meuse.

Conformément au guide, les prélèvements en eaux souterraines non restitués à la masse d'eau prélevée ont été évalués selon ces ratios : 80 % pour l'Alimentation en eau potable (AEP), 100 % pour l'industrie, 100 % pour l'agricole par aspersion, 100 % pour l'agricole gravitaire. En outre, les prélèvements de sources, dès lors qu'ils ne font appel qu'à des dispositifs de captage gravitaire, ont été affectés aux eaux de surface et n'ont donc pas été pris en compte dans l'établissement du bilan hydrogéologique à l'échelle de la masse d'eau souterraine.

### Interprétation du ratio « prélèvement/ressource »

Il n'a pas été possible de calculer ce ratio pour la masse d'eau souterraine N°FRCG116 « Réservoir minier du bassin ferrifère lorrain de Briey-Longwy », car cette masse d'eau n'est pas directement alimentée par les précipitations, mais par une drainance depuis la nappe des calcaires du Dogger sus-jacente, correspondant à la masse d'eau souterraine N°FRCG110 « Calcaires du Dogger des côtes de Moselle versant Rhin » sur le district Rhin et à la masse d'eau souterraine N°FRB1G109 « Calcaires du Dogger versant Meuse nord » sur le district Meuse. Les prélèvements réalisés sur la masse d'eau N°FRCG116 « Réservoir minier du bassin ferrifère lorrain de Briey-Longwy », ont donc été répartis sur les masses d'eau souterraines N°FRCG110 « Calcaires du Dogger des côtes de Moselle versant Rhin » et N°FRB1G109 « Calcaires du Dogger versant Meuse nord » selon leur localisation.

Le guide technique relatif à l'évaluation de l'état des masses d'eau souterraine (DEB, Juillet 2019) précise quelques valeurs indicatives pour qualifier l'équilibre entre prélèvements et ressource selon le type d'aquifère : valeurs établies à 3 % pour le socle, 15 % pour les aquifères sédimentaires et 5 % pour les autres types d'aquifères - intensément plissé, édifices volcaniques, imperméables localement aquifères. Pour les aquifères alluviaux et karstiques, le guide renvoie vers des études locales et le dire d'expert.

---

<sup>7</sup> : Base flow index (BFI). C'est le rapport entre des débits de base annuels et le débit total annuel (module)

<sup>8</sup> : Indice de développement et de persistance des réseaux (IDPR) fournissant une indication qualitative sur le caractère plus ou moins infiltrant ou ruisselant des formations géologiques à l'échelle d'un territoire

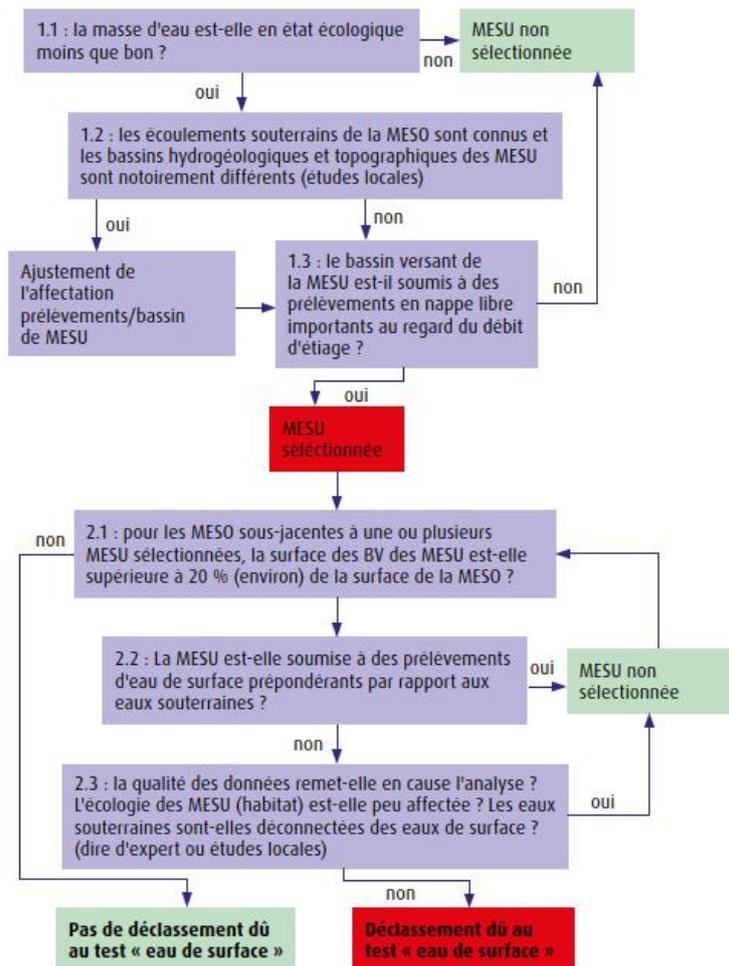
Sur le bassin Rhin-Meuse, ce sont principalement les trois masses d'eau souterraine alluviales qui sont concernées : la N°FRCG101 « Nappe d'Alsace, Pliocène de Haguenau et Oligocène », la N° FRCG114 « Alluvions de la Meurthe, de la Moselle et de leurs affluents » et la N°FRB1G115 « Alluvions de la Meuse et de ses affluents ». Pour ces masses d'eau souterraines, afin de disposer d'éléments supplémentaires d'analyse, il a été également calculé le ratio entre les prélèvements et le QMNA5 du principal cours d'eau à la sortie de la masse d'eau alluviale, soit respectivement le Rhin, la Moselle et la Meuse.

### 3.2 Eléments spécifiques à l'aspect quantitatif du test « Eaux de surface »

Pour les masses d'eau souterraine drainées par des cours d'eau, il a été appliqué le test « Eaux de surface ».

La procédure de réalisation de ce test est définie dans le guide technique relatif à l'évaluation de l'état des masses d'eau souterraine (DEB, Juillet 2019). Les étapes du test sont présentées dans la figure ci-après.

#### Logigramme du test « Eaux de surface ».



Avec :

- MESU : masse d'eau de surface
- MESO : masse d'eau souterraine

Pour les masses d'eau souterraine drainées par des cours d'eau, chaque point de prélèvement en eaux souterraines a été associé à un bassin versant de masses d'eau de surface. A partir des résultats de l'état écologique des masses d'eau de surface, il a été calculé le ratio entre ces prélèvements et un débit d'étiage de la masse d'eau de surface. Ce débit d'étiage correspond au P90 des QMNA5 des tronçons des masses d'eau de surface, délimités à partir d'une linéarisation des débits caractéristiques d'étiage calculés aux stations hydrométriques et complétés par des jaugeages ponctuels.

Pour l'évaluation des prélèvements dans les eaux souterraines en période d'étiage, il a d'une part été pris en compte les mêmes taux de restitution que pour le test « Balance », et d'autre part 25% des prélèvements annuels (équivalent à 3 mois sur 12), sauf pour l'irrigation où ce taux est de 100%.

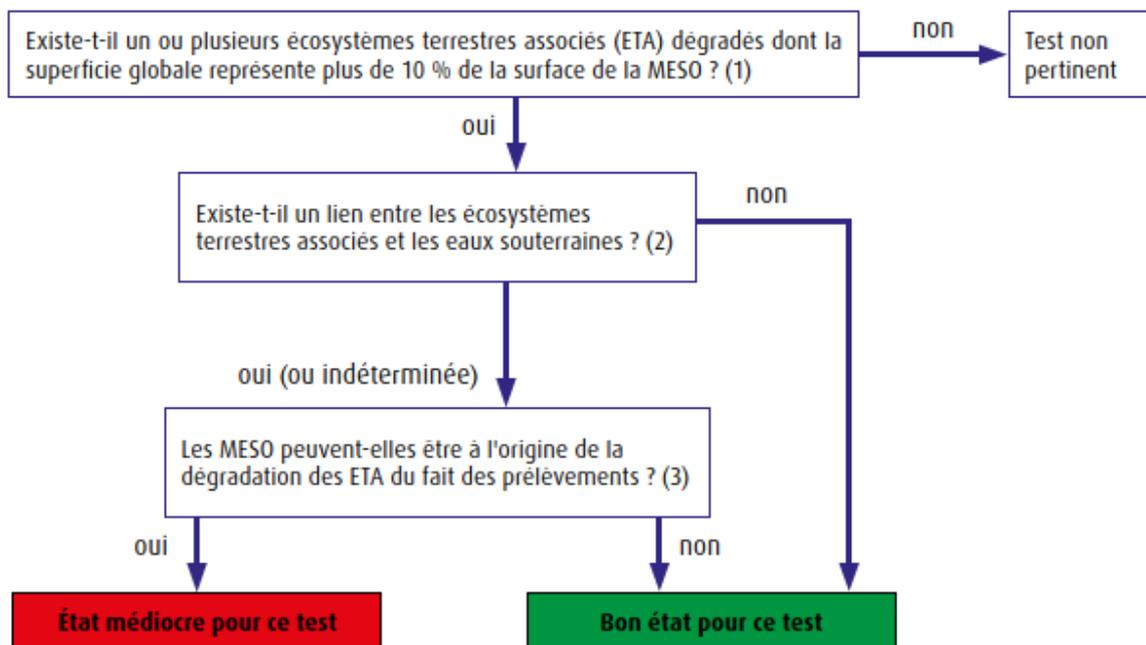
Le taux entre l'évaluation des prélèvements dans les eaux souterraines en période d'étiage et les débits d'étiage des masses d'eau de surface sus-jacentes aux points de prélèvements a ensuite été calculé.

Conformément au guide, il a été considéré que le bassin versant est soumis à des prélèvements en nappe libre important au regard du débit d'étiage, lorsque le ratio calculé précédemment atteint les 25%.

### 3.3 Eléments spécifiques à l'aspect quantitatif du test « Ecosystèmes terrestres associés »

La procédure de réalisation de ce test est définie dans le guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux souterraines (DEB, Juillet 2019). Les étapes du test sont présentées dans la figure ci-après.

#### Logigramme du test « Écosystèmes terrestres associés »



Avec :

- MESO : masse d'eau souterraine

Le groupe d'experts traitant des zones humides animé par la Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) Grand Est a été interrogé, et aucun écosystème terrestre dégradé avec une suspicion de lien avec les eaux souterraines n'a été identifié. Ce test n'a donc pas été poursuivi.

### 3.4 Indice de confiance

Les indices de confiance pour les différents tests ont été évalués conformément au guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux souterraines (DEB, Juillet 2019).

## IV- PRESSIONS PESTICIDES ET RNAOE PESTICIDES

L'objectif de cette méthode est de définir les masses d'eau à risque pesticides<sup>9</sup>. Il s'agit de mener une caractérisation des pressions à l'échelle des masses d'eau et l'impact potentiel de ces pressions sur les milieux aquatiques. Cette méthodologie n'a pas pour ambition la prédiction précise des quantités absolues de pesticides qui s'infiltrent dans les eaux souterraines ou les eaux de surface. En effet, des incertitudes subsistent quant aux pratiques concernant l'application des pesticides (quantité, lieu et date), aux mécanismes de transfert, aux interactions avec le climat, aux spécificités du sol et de l'emplacement, à la toxicologie et aux propriétés des molécules.

### ÉTAPES

	<b>La caractérisation de la pression</b>	<b>BNVd occupation des sols</b>	<b>Pression</b>
	<b>La caractérisation de la vulnérabilité</b>	<b>méthode ARPEGES méthode BRGM</b>	<b>Vulnérabilité</b>
	<b>Le pseudo-état des masses d'eau</b>	<b>réseaux de surveillance</b>	<b>Pseudo-état</b>
	<b>La caractérisation de l'impact</b>	<b>pression &amp; état</b>	<b>Impact</b>
	<b>Le risque de non-atteinte des objectifs environnementaux pour les masses d'eau</b>	<b>scénario</b>	<b>Pressions significatives</b>

Avec *ARPEGES : Analyse de risque pesticides pour la gestion des eaux de surface*  
*BNVd : Banque nationale des ventes de produits phytopharmaceutiques par les distributeurs agréés*  
*BRGM : Bureau de recherches géologiques et minières*

## 1 - La caractérisation de la pression

La caractérisation de la pression 'pesticides' provient de l'exploitation de la base de données nationale **BNVd** (Banque Nationale des Ventes réalisées par les distributeurs des produits phytopharmaceutiques). <https://bnvd.ineris.fr>

<sup>9</sup> Par mesure de simplification, sont appelés ici 'pesticides' tous les produits phytosanitaires utilisés pour la protection des végétaux.

La **pression est exprimée en kg de substances actives** vendues sur le bassin rapportée à une unité géographique (le territoire de la masse d'eau ou bassin versant).

### 1.1 Nature et source des données renseignées dans la base

La BNVD recense l'ensemble des ventes de substances actives phytosanitaires déclarées par les distributeurs de produits phytosanitaires. Tous les produits phytosanitaires sont concernés, y compris les produits non soumis à la redevance pour pollutions diffuses et les produits phytosanitaires dont l'usage est autorisé en agriculture biologique (par exemple, le sulfate de cuivre). Les semences traitées au moyen de ces produits sont prises en compte, ainsi que les achats à l'étranger.

Sont renseignées notamment les quantités de produits phytosanitaires vendues :

- BNVD « vendeur » : renseignés au code postal du vendeur – années 2009 à 2017 ;
- BNVD « acheteur » : renseignés au code postal de l'acheteur – années 2013 à 2017.

Chaque substance est classée selon sa dangerosité pour la santé humaine et pour l'environnement. Quatre classes sont ainsi définies par ordre décroissant de dangerosité :

- **CMR, TT<sup>10</sup>** : substances et préparations que l'on sait être cancérigènes, mutagènes, toxiques pour la reproduction de l'homme. Substances et préparations pour lesquelles il existe une forte présomption que l'exposition de l'homme à de telles substances et préparations puisse provoquer un cancer, puisse produire des défauts génétiques héréditaires, puisse produire des effets nocifs non héréditaires dans la progéniture ou porter atteinte aux fonctions ou capacités reproductives, ou augmenter la fréquence de ces effets ;
- **substances organiques** classées en raison de leur danger pour l'environnement ;
- **substances minérales** classées en raison de leur danger pour l'environnement ;
- **autres** : Substances non soumises à redevance pour pollution diffuse.

La mention Emploi autorisé dans les jardins (« EAJ ») n'est pas représentative des usages jardiniers amateurs ou plus généralement des usages non agricoles, dans la mesure où un numéro d'autorisation de mise sur le marché peut correspondre à la fois à des conditionnements EAJ et à des conditionnements non EAJ. De plus, les agriculteurs sont susceptibles d'utiliser des produits portant la mention EAJ. Certaines des ventes classées dans la BNVD dans la catégorie EAJ sont de ce fait des ventes de produits à usage agricole<sup>11</sup>.



Dans cette analyse ne sont retenues que les substances nocives pour la santé humaine et/ou pour l'environnement (**CMR, TT+** • **Substances organiques** • **Substances minérales**) sans distinction d'emploi autorisé dans les jardins ou non.

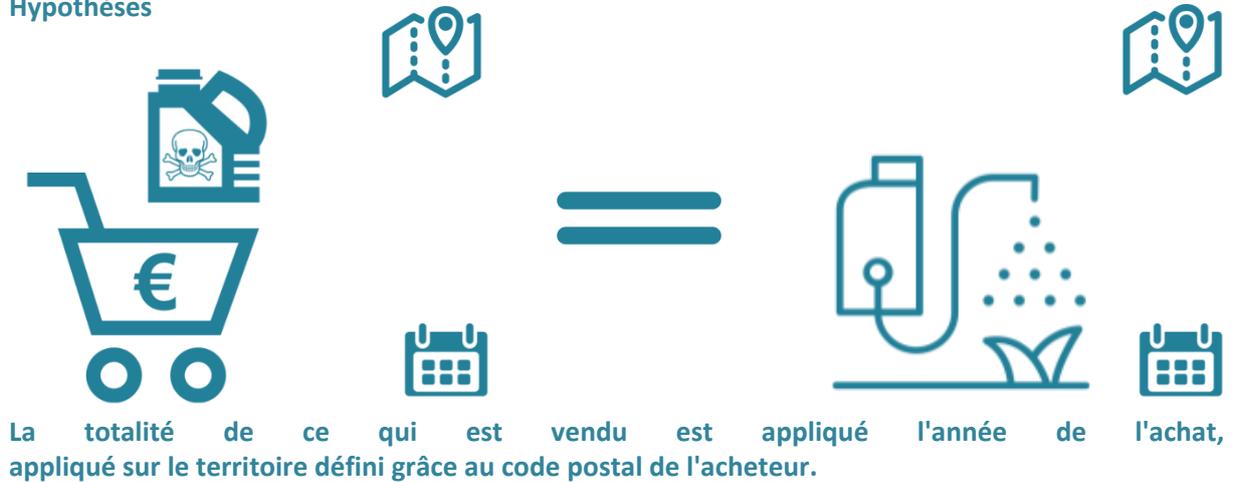
<sup>10</sup> C : cancérigène, M : mutagène, R : reprotoxique, T : toxique, T+ : très toxique.

<sup>11</sup> Le Gall A-C, Chavane L, Chatelier J-Y, 2012. Analyse des données de la BNVD sur la période 2008 – 2011. Rapport final. Convention ONEMA – INERIS 2012 – Domaine 3 - Action 12-20. DRC-12-126848-13383A. 93 p.

## 1.2 Hypothèses

Les surfaces cultivées des communes desservies par un même bureau de poste (code postal identique) déterminent la masse d'eau sur laquelle sont appliquées les molécules.

### Hypothèses



## 1.3 Limites

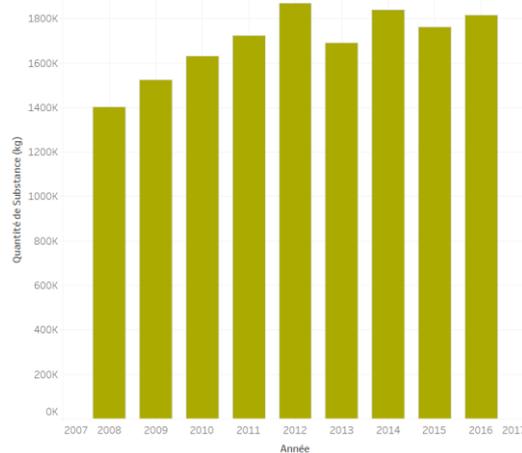
L'exploitation des données de la BNVD donne l'estimation de la pression en pesticides, en prenant en compte à la fois les usages agricoles et non-agricoles. Cependant, l'exploitation de ces données de vente présente certaines limites :

- les ventes sont référencées par commune du point de vente ou par commune de l'acheteur : l'information de la localisation de l'application du produit n'est donc pas disponible. Les données ne permettent pas de caractériser l'usage réel des pesticides vendus ou achetés ;
- les données peuvent être amendées par les distributeurs dans la BNVD pendant trois ans. Les données présentées dans l'état des lieux ne sont donc pas toutes définitives ;
- les données ne décrivent qu'une pression potentielle (les produits ne seront pas forcément utilisés l'année de vente, ni dans le département de l'achat, ni dans la commune de l'acheteur, etc.).

## 1.4 Évolution des ventes

Après cinq années consécutives de hausse des ventes de pesticides de 2008 à 2012, les ventes de pesticides dangereux pour l'environnement et/ou toxiques pour l'homme sont restées relativement stables de 2012 à 2016 dans le bassin Rhin-Meuse (voir illustration ci-après).

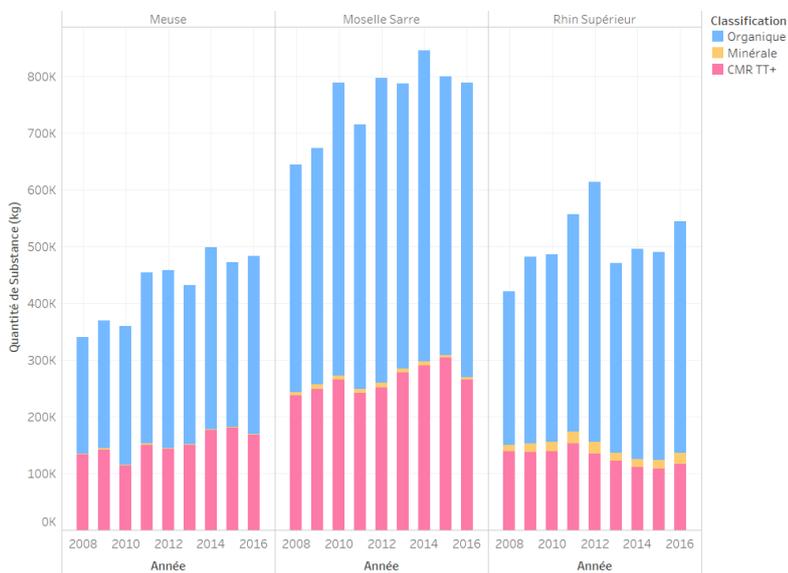
## Évolution des quantités de molécules (en kg) vendues sur le bassin Rhin-Meuse.



Source BNVD code postal vendeur (extraction mai 2018)

L'évolution des **quantités de substances vendues** déclarées depuis 2008 sur les secteurs de travail du bassin Rhin-Meuse (voir illustration ci-après) indiquent :

- ✓ **Meuse** et **Moselle-Sarre** : une tendance générale à l'augmentation avec une légère inflexion depuis 2014 ;
- ✓ **Rhin supérieur** : une augmentation des tonnages jusque 2012, une baisse entre 2013 et 2015, une légère remontée des ventes en 2016 ;
- ✓ les tonnages les plus importants concernent les **substances organiques**.

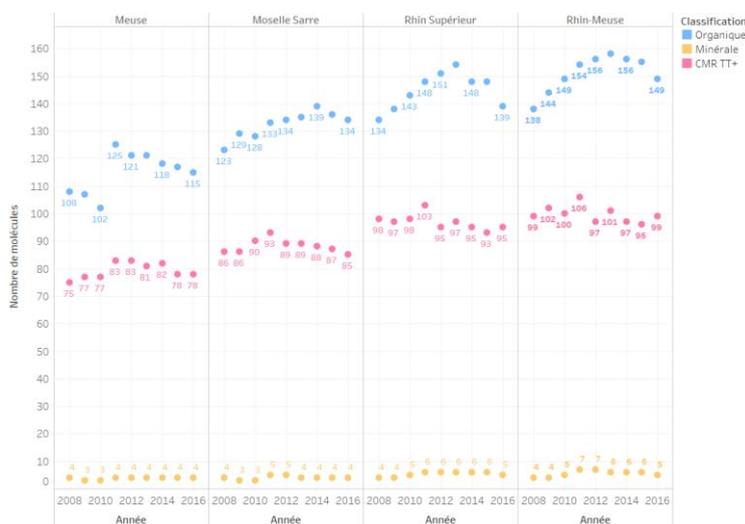


Évolution des quantités de molécules (en kg) vendues sur les secteurs de travail du bassin Rhin-Meuse.  
Source BNVD code postal vendeur (extraction mai 2018)

Les évolutions du **nombre de molécules différentes** vendues déclarées depuis 2008 sur le bassin Rhin-Meuse et ses secteurs de travail (voir illustration ci-après) indiquent :

**Évolution du nombre de molécules vendues selon leur classification de toxicité et dangerosité, sur le bassin Rhin-Meuse et ses secteurs de travail. Source BNVD code postal vendeur (extraction mai 2018)**

- ✓ **CMR, TT+** : légère tendance à la baisse avec un maximum de 106 molécules différentes vendues en 2011 et 99 molécules en 2016 ;
- ✓ **Substances organiques** : variété la plus abondante, jusque 158 molécules différentes en 2013. La baisse semble concerner tous les secteurs de travail ;
- ✓ **Substances minérales** : peu de molécules et nombre très stable.



Deux facteurs peuvent expliquer ces évolutions :

- l'augmentation du nombre de substances dans l'arrêté redevance pour pollutions diffuses a pu augmenter le nombre de substances déclarées vendues jusque 2012 (*a minima* des ventes qui entraînent dans l'assiette de la redevance) ;
- l'interdiction de molécules à la vente implique une légère diminution du nombre de molécules vendues.

### 1.5 Répartition des pressions sur les masses d'eau

**Une pression plus importante sur les zones de grandes cultures**

La pression est exprimée en **masse de substances actives** dangereuses pour l'environnement et/ou toxiques pour l'homme vendues sur le bassin, **rapportée à une unité géographique** (le territoire de la masse d'eau ou bassin versant).

Les seuils utilisés pour définir les niveaux de pressions sont :

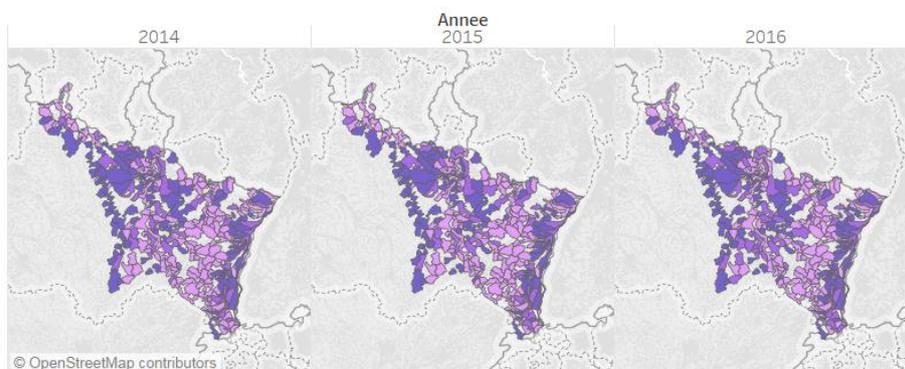
Niveau	Niveau de Pression	Quantité de substances vendues par surface de masse d'eau (kg.ha <sup>-1</sup> )
1	faible	< 0.5
2	moyen	0.5 - 1
3	fort	> 1

Les **tonnages de substances vendues entre 2014 et 2016 rapportés aux surfaces** des bassins versants de masses d'eau permettent de définir ainsi les pressions sur les eaux superficielles et souterraines (voir illustration ci-après). Les zones grises sont sans information de la part de la BNVD. Dans cette

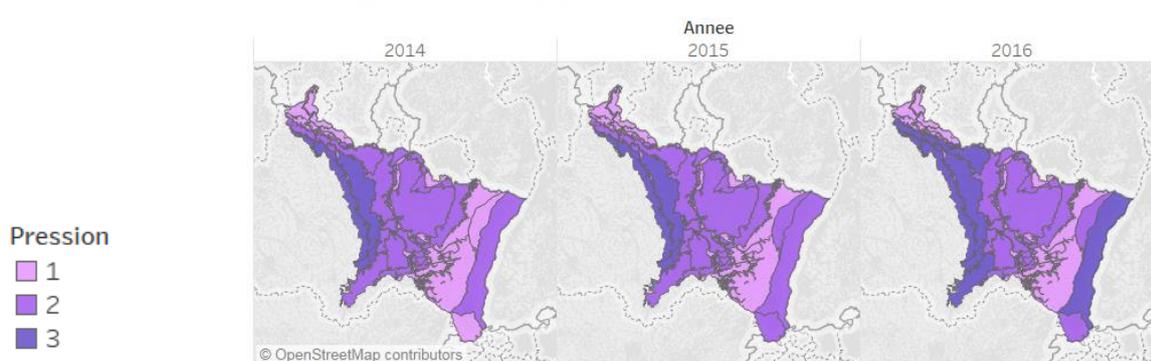
évaluation, seuls sont pris en compte les niveaux affleurants<sup>12</sup> des masses d'eau souterraine (nouveau référentiel utilisé pour l'état des lieux de 2019 et le SDAGE 2021-2027).

**Pressions brutes issues des quantités de pesticides achetées sur les bassins versants des masses d'eau de surface et les eaux souterraines du bassin Rhin-Meuse. Pressions faibles (1) Pressions moyennes (2) Pressions fortes (3) Source BNVD code postal acheteur (extraction mai 2018)**

Masses d'eau de surface



Masses d'eau souterraine



Sans surprise, la pression brute est plus importante sur les zones de grandes cultures et faible sur les zones forestières. Il y a peu d'évolution entre les trois années. Elle est donc retenue comme la pression la plus déclassante sur les trois années.

Pour atténuer les limites de la méthode de spatialisation des ventes de pesticides, notamment pour les masses d'eau de surface où la pression est inconnue, un **indicateur d'occupation des sols** peut être utilisé. Cet indicateur s'appuie sur une analyse de l'occupation des sols (milieux naturels, milieux artificialisés, milieux agricoles) et le type de culture de la surface agricole utile. Le premier tableau ci-après présente les critères retenus pour caractériser le niveau de pression agricole 'pesticides' et l'illustration suivante cartographie leur répartition sur le bassin Rhin-Meuse.

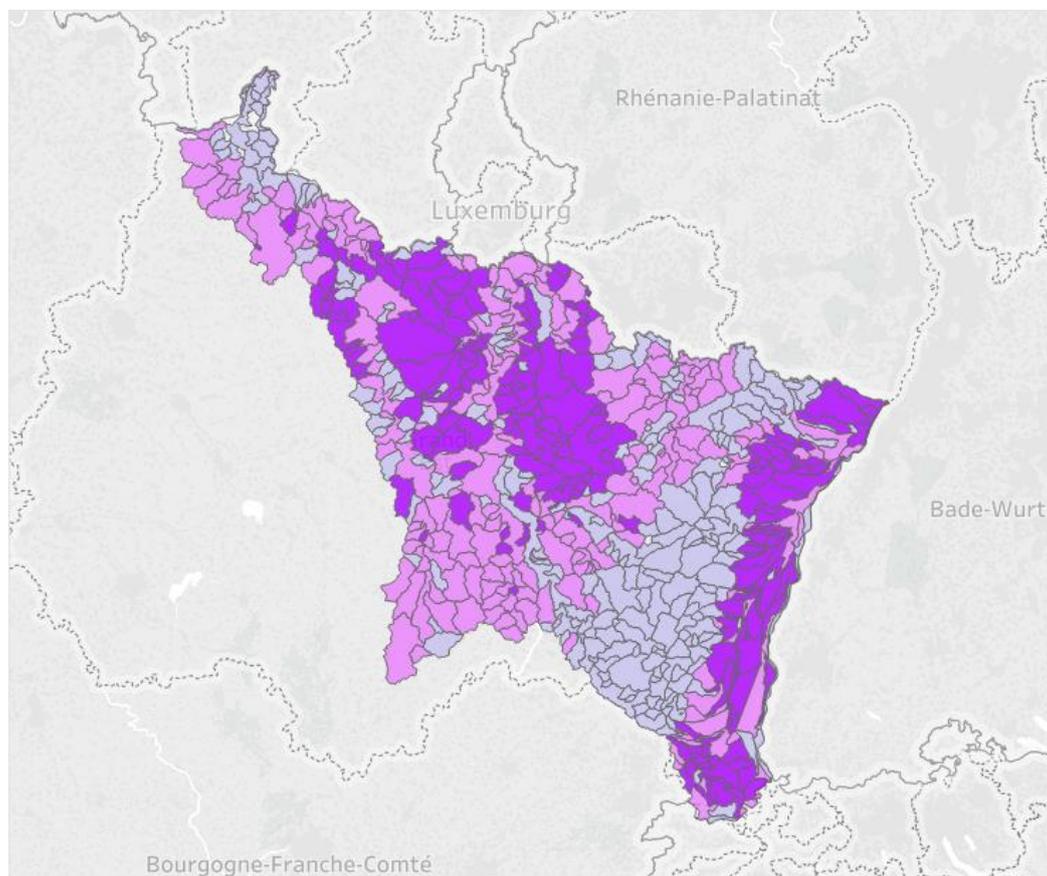
#### Critères pour définir les niveaux de pression agricole 'pesticides' sur les bassins versants des masses d'eau de surface du bassin Rhin-Meuse

Niveau	Niveau de Pression	Critères d'occupation du sol et de type dominant de cultures
1	faible	Milieux naturels > 50 %
1	faible	Milieux agricoles < 20 %
1	faible	Milieux agricoles 20 à 50 % & herbe dominante
2	moyen	Milieux agricoles > 50 % & herbe dominante
2	moyen	Milieux agricoles > 50 % & herbe = maïs ou céréales

<sup>12</sup> Les niveaux affleurants des masses d'eau souterraine portent également la dénomination 'niveau 1'.

Niveau	Niveau de Pression	Critères d'occupation du sol et de type dominant de cultures
2	moyen	Milieus agricoles 20 à 50 % & céréales ou maïs ou vigne
3	fort	Milieus agricoles > 50 % & peu d'herbe (herbe < 25%)
3	fort	Milieus agricoles > 50 % & céréales herbe
3	fort	Milieus agricoles > 50 % & maïs

**Répartition des niveaux de pression selon les critères d'occupation du sol et de type dominant de cultures, sur les bassins versants des masses d'eau de surface du bassin Rhin-Meuse**



Pression selon usages

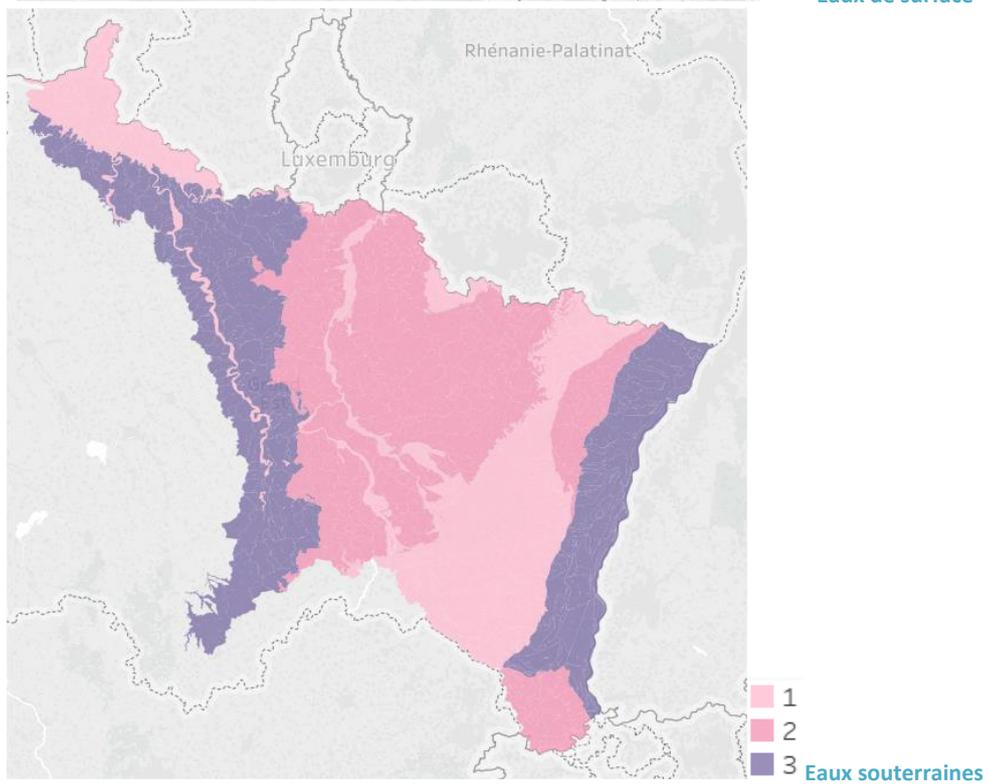
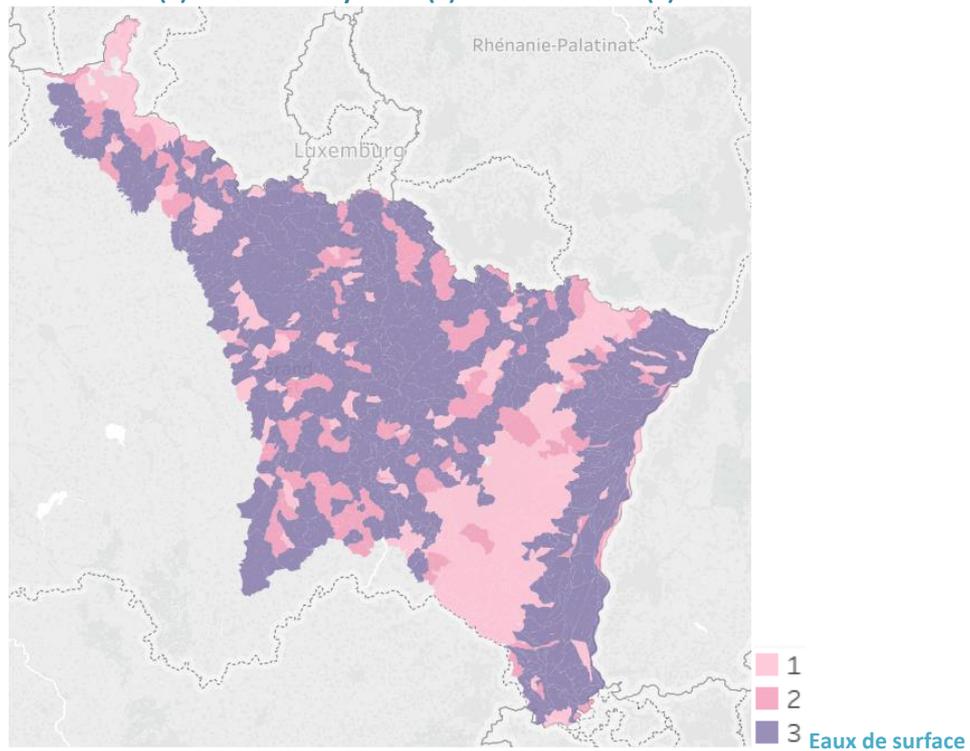
- 1
- 2
- 3



La pression « pesticides » est définie grâce à :

- ✓ **Eaux de surface** : la pression maximale entre la pression estimée à partir des ventes de pesticides et celle issue de l'analyse de l'usage des sols ;
- ✓ **Eaux souterraines** : la pression maximale entre les trois années des ventes de pesticides (2014 à 2016).

**Pression 'pesticides' sur les bassins versants des masses d'eau de surface et souterraines du bassin Rhin-Meuse. Pressions faibles (1) Pressions moyennes (2) Pressions fortes (3).**



## 2 - La caractérisation de la vulnérabilité

La caractérisation de la **vulnérabilité 'pesticides'** consiste à évaluer la sensibilité du milieu récepteur.

La **vulnérabilité du milieu aux transferts** est appréciée par des adaptations des méthodes nationales qui s'appuient sur des approches descriptives et expertes pour évaluer le risque de contamination des eaux par les pesticides :

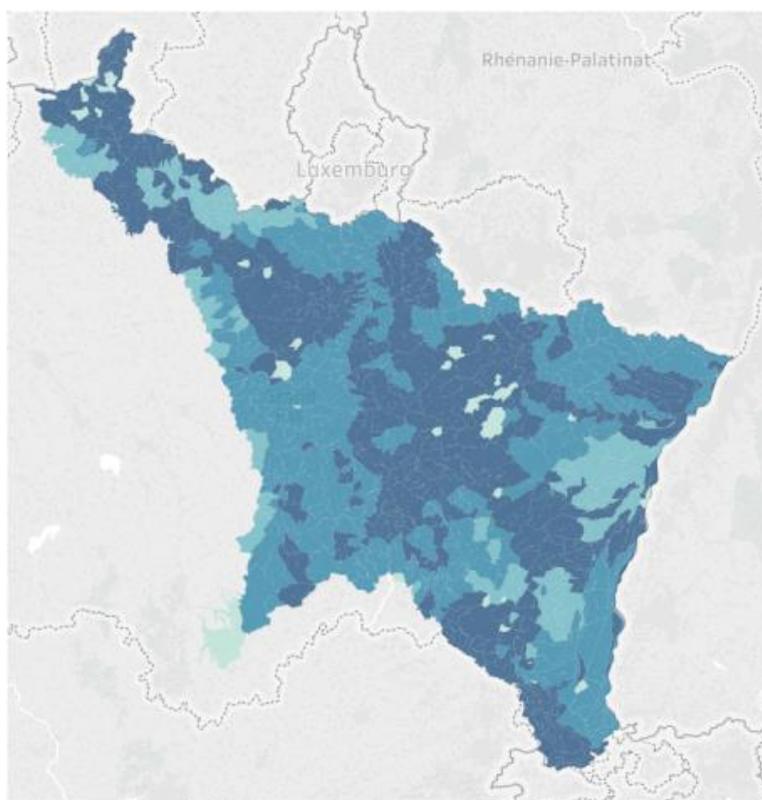
- Adaptation de la méthode ARPEGES<sup>13</sup> (**eaux de surface**)
  - répartition entre ruissellement et percolation ;
  - caractéristique des sols : réserve utile, hydromorphie, battance, matière organique, aléa érosion ;
  - caractéristique du climat : zone climatique, cumuls de pluies ;
  - caractéristique du réseau hydrographique : drainage, ripisylve et bande enherbée, densité du réseau hydrographique, bassins versants des masses d'eau ;
- Adaptation de la méthode BRGM pesticides<sup>14</sup> (**eaux souterraines**)
  - susceptibilité de transfert vers les eaux souterraines : Indice de développement et de persistance des réseaux (IDPR) ;
  - temps de percolation dans la zone non saturée : épaisseur des sols ;
  - contexte hydrodynamique : perméabilité des aquifères.

### Vulnérabilité intrinsèque des bassins versants de masse d'eau de surface du bassin (méthode ARPEGES).

La **vulnérabilité intrinsèque des bassins versants de masse d'eau de surface** est présentée sur la carte ci-contre.

La classe la plus pénalisante de la classification issue de la méthode ARPEGES est retenue parmi les probabilités majoritaires concernant le **drainage, le ruissellement, les écoulements de subsurface**.

La couleur claire représente une faible vulnérabilité des milieux, alors que la couleur foncée évoque une forte vulnérabilité à la contamination des eaux de surface par les pesticides.



<sup>13</sup> Adoir E, Carlier N, Gouy V, Mellac K, Piffady J, 2018. Méthode ARPEGES (Analyse de risque pesticides pour la gestion des eaux de surface). Guide d'aide à l'interprétation des résultats du modèle pour l'État des Lieux 2019 de la Directive Cadre sur l'Eau. Rapport final. IRSTEA. 142 p.

<sup>14</sup> Auterives C, Baran N, 2017. Méthode appliquée à l'échelle nationale pour l'étude pression-impact des substances phytosanitaires sur les eaux souterraines. Rapport final. BRGM/RP-67453-FR, 97 p.

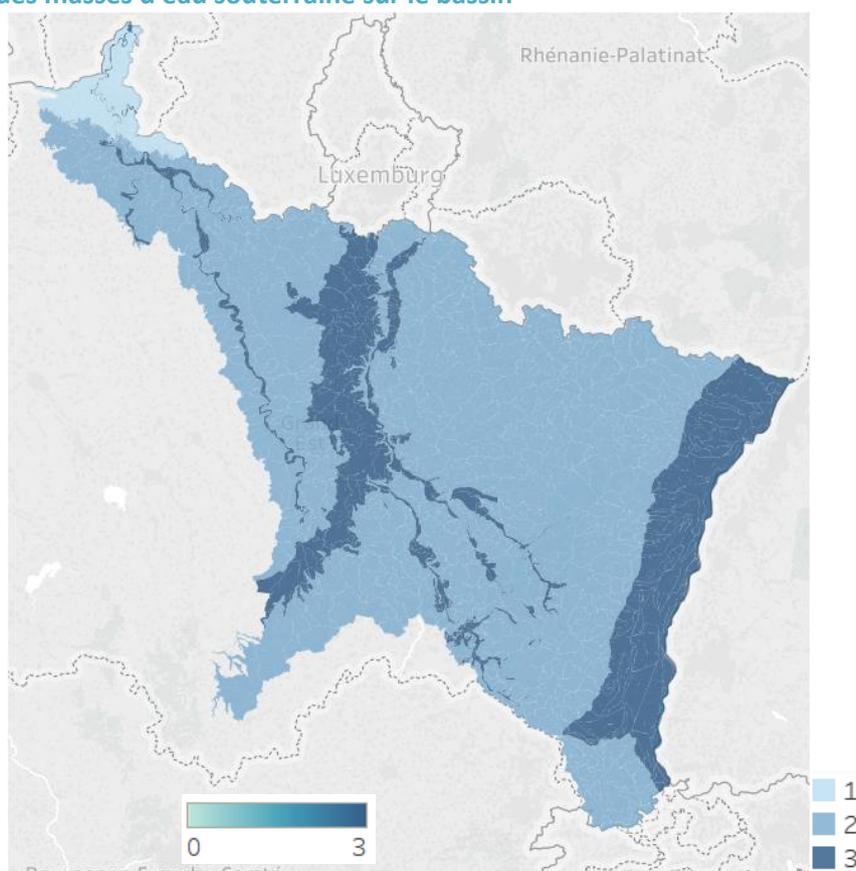
Pour les **eaux souterraines** du bassin Rhin-Meuse, est retenue la classe la plus pénalisante parmi les **vulnérabilités** aux transferts vers les eaux souterraines, aux temps de percolation dans la zone non saturée et aux contextes hydrodynamiques (voir carte ci-après).

La médiane des **Indices de développement et de persistance des réseaux** par masse d'eau souterraine est retenue pour l'analyse de vulnérabilité. Les classes de répartition de l'Indice de développement et de persistance des réseaux 'IDPR' sont définies ainsi :

Niveau	Type d'écoulement	Indice de développement et de persistance des réseaux 'IDPR'	Susceptibilité de transfert vers les eaux souterraines
3	Infiltrant	< 800	Forte
2	Mixte	800 -1200	Moyenne
1	Ruisselant	> 1200	Faible

Les **calcaires du Dogger** ressortent particulièrement vulnérables en tant que milieux les plus infiltrants et dans une moindre mesure le **Réservoir minier du bassin ferrifère lorrain de Briey-Longwy**. De plus, la vulnérabilité liée à l'épaisseur des sols (**temps de percolation dans la zone non saturée**) classe les **alluvions** et les **calcaires karstiques** comme étant très vulnérables alors que les zones de socle le sont peu.

#### Vulnérabilité des masses d'eau souterraine sur le bassin



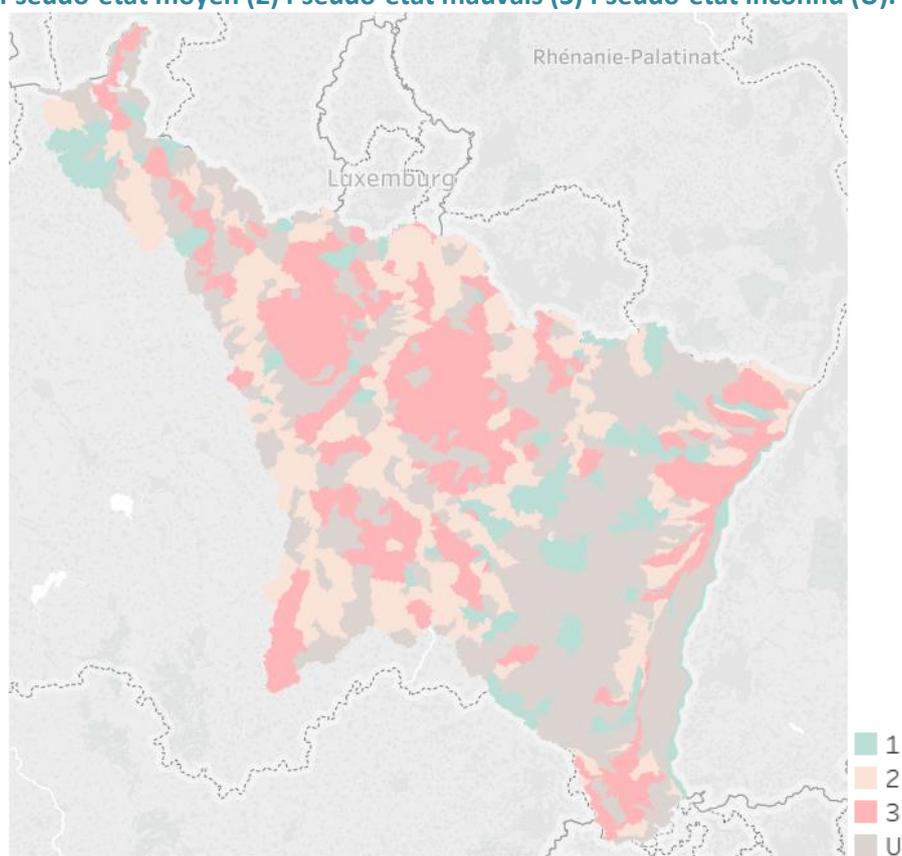
### 3 - Le pseudo-état des masses d'eau

Le pseudo-état des masses d'eau s'appuie sur les résultats des analyses issues des réseaux de surveillance.

Pour les eaux de surface un **pseudo-état<sup>15</sup> mesuré 'pesticides'** est mis en place. Cet indice s'appuie sur la moyenne des sommes des pesticides mesurées lors des prélèvements sur les stations de surveillance entre 2014 et 2016. Si plusieurs stations de surveillance sont situées sur la même masse d'eau, est retenue la situation la plus déclassante (voir carte ci-après).

Niveau	Pseudo-état 'pesticides'	Moyenne de la somme des pesticides
1	bon	< 0,1 µg.L <sup>-1</sup>
2	moyen	0,1 - 0,4 µg.L <sup>-1</sup>
3	mauvais	> 0,4 µg.L <sup>-1</sup>

**Pseudo-état « pesticides » mesuré sur les masses d'eau de surface du bassin Rhin-Meuse. Pseudo-état bon (1) Pseudo-état moyen (2) Pseudo-état mauvais (3) Pseudo-état inconnu (U).**



### 4 - La caractérisation de l'impact

L'impact 'pesticides' est estimé à l'aide de modèles qui tiennent compte des caractéristiques physiques des milieux (climat, spécificités du sol, mécanismes de transfert), des propriétés des

<sup>15</sup> Est appelé ici pseudo-état 'pesticides' un indicateur basé sur la moyenne de la somme des pesticides analysés aux stations de prélèvement. Le terme "pseudo" permet de distinguer cet indice des états écologiques et chimiques, termes affectés au diagnostic des masses d'eau au sens de la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE.

molécules, de leur utilisation (date d'application, doses) à partir des pressions préalablement définies.

L'impact est évalué à partir de :

- **la pression 'pesticides' :**
  - moyenne annuelle des quantités de substances achetées (BNVd années 2014-2016) au code postal acheteur et réparties selon l'usage des sols ;
  - indicateur d'occupation des sols (type de milieux et type de culture) ;
- **des propriétés des molécules :** temps de demi-vie des substances ( $DT_{50}$ ) et coefficient de partage carbone organique/eau ( $K_{oc}$ ) ;
- **de la vulnérabilité du milieu aux transferts :**
  - Adaptation de la méthode ARPEGES (**eaux de surface**) ;
  - Adaptation de la méthode BRGM pesticides (**eaux souterraines**) ;
- **de l'état des masses d'eau :** détermination d'un pseudo-état 'pesticides' à partir des analyses effectuées entre 2014 et 2016.

La méthode ARPEGES pour les eaux de surface propose un risque de contamination qui peut être assimilé à un impact. Cependant, l'analyse détaillée des résultats des simulations présentés en Annexe( voir ci-après), établit que la distinction des molécules selon leurs propriétés physiques semble un critère moins prépondérant que les quantités appliquées. Ce critère ne sera donc pas retenu car il est peu discriminant pour les eaux de surface.

De même, les résultats de l'analyse proposée par le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM), remettent en cause la pertinence de l'indice GUS<sup>16</sup> basé sur les propriétés des molécules (temps de demi-vie des substances et coefficient de partage carbone organique/eau). Les corrélations entre indice GUS et présence dans les eaux souterraines ne sont pas démontrées. Par exemple, le glyphosate est très présent dans les résultats d'analyses des eaux souterraines alors qu'il est classé très persistant mais peu mobile. Le métaldéhyde très mobile mais à durée de vie très courte se retrouve également dans les analyses.

La description des processus de mobilisation et de persistance des pesticides, bien que séduisante intellectuellement, montre ses limites à cette échelle d'analyse. Il semble que les propriétés des sols tant par leur type que par leur structure aient un effet plus important vis-à-vis de la contamination des masses d'eau par les pesticides.



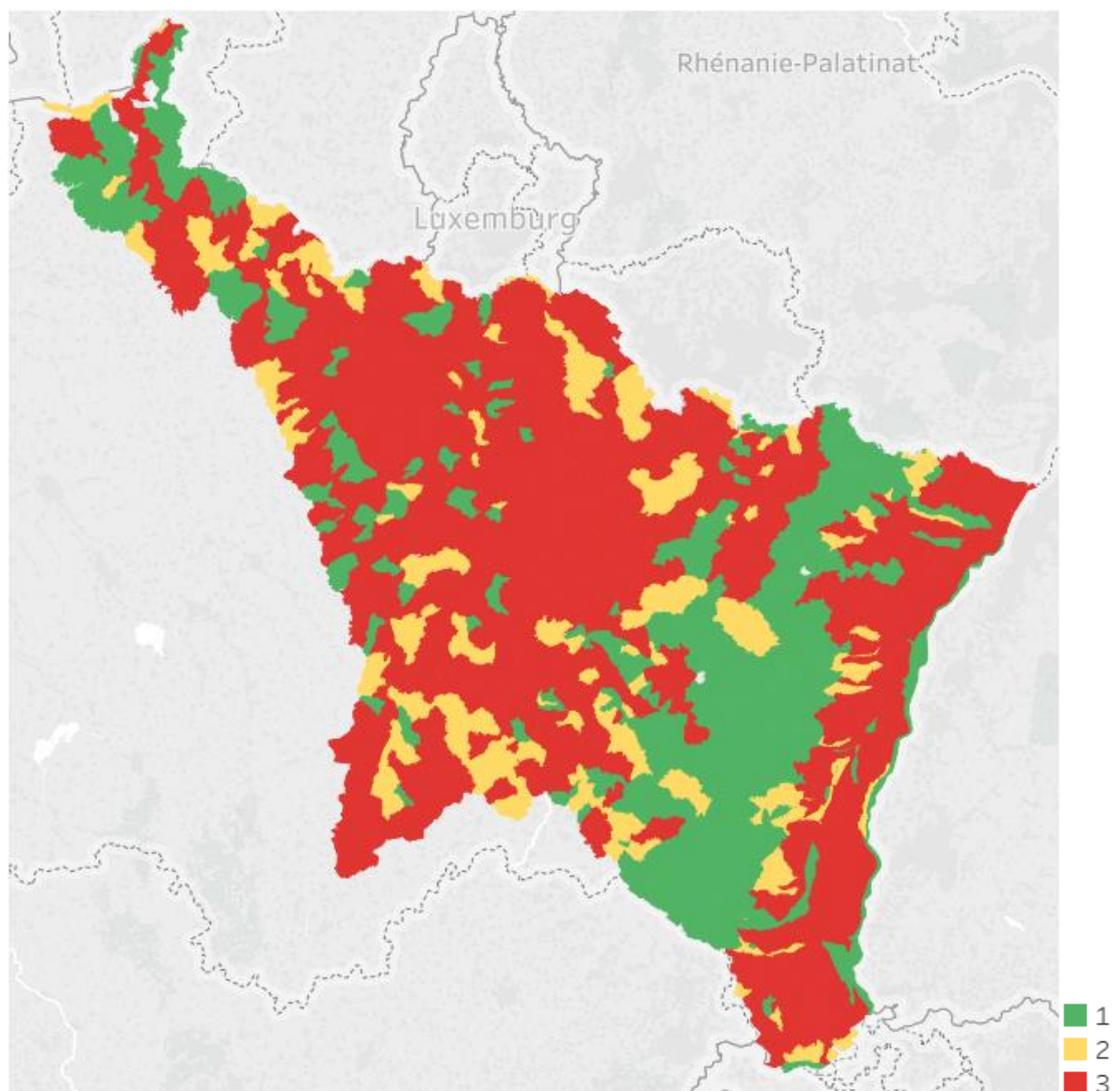
Pour apporter un meilleur crédit à cette analyse d'impact, les **propriétés des molécules** : temps de demi-vie des substances ( $DT_{50}$ ) et coefficient de partage carbone organique/eau ( $K_{oc}$ ), et l'indice intégrateur de ces deux caractéristiques (GUS) pour les eaux souterraines, ne sont **pas utilisés**.

Indépendamment des propriétés des molécules, **l'impact « pesticides »** est estimé en croisant la pression 'pesticides', la vulnérabilité des milieux, et le pseudo-état 'pesticides' (pour les eaux de surface) en accordant un poids plus important à la valeur du pseudo-état.

---

<sup>16</sup> Cet indice GUS est également critiqué dans la littérature scientifique [i.e. Pfeiffer M, 2010. Groundwater Ubiquity Score (GUS). Pesticide Training resources].

Impact « pesticides » sur les masses d'eau de surface du bassin Rhin-Meuse. Impact faible (1)  
Impact moyen (2) Impact fort(3)



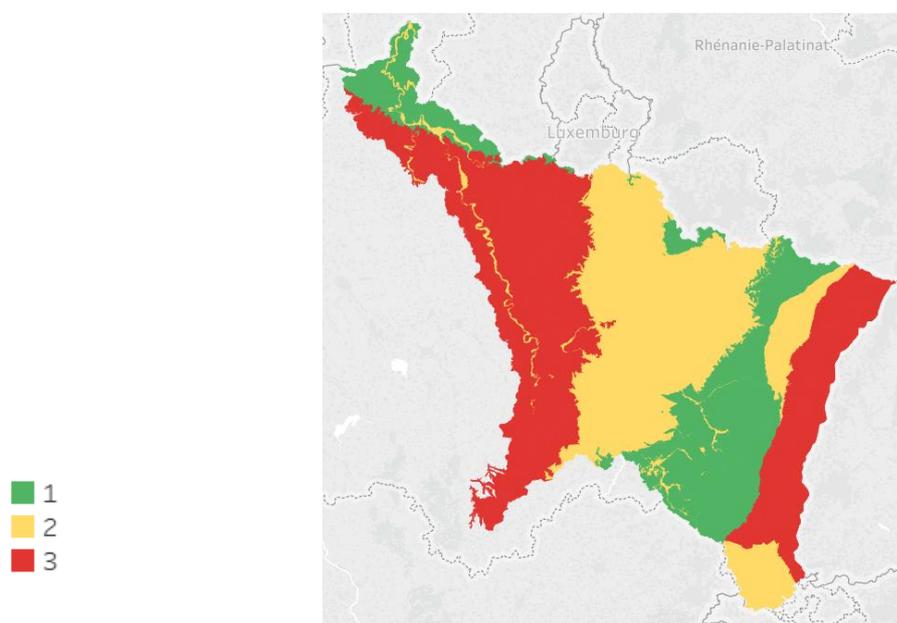
L'impact « pesticides » tant pour les eaux de surface (voir carte ci-dessus) que pour les eaux souterraines (voir carte ci-après) est important sur les zones de grandes cultures. Sans étonnement, l'impact sur la zone du plateau lorrain versant Rhin est plus important pour les eaux de surface que pour les eaux souterraines étant donné les écoulements observés dans cette zone. La plaine d'Alsace par contre présente des impacts forts tant en surface qu'en souterrain.

L'impact des pressions pesticides sur les eaux souterraines est :

Code	Nom masse d'eau souterraine	PRESSION BNVD	VULNERABILITE IDPR	ZNS	IMPACT
B1G107	Domaine du Lias et du Keuper du plateau lorrain versant Meuse	3	2	2	3
B1G109	Calcaires du Dogger versant Meuse nord	3	2	2	3
B1G111	Calcaires du Dogger versant Meuse sud	3	3	3	3
B1G112	Grès d'Hettange et formations gréseuses et argileuses du Lias	1	2	2	1

Code	Nom masse d'eau souterraine	PRESSION BNVD	VULNERABILITE IDPR ZNS		IMPACT
	et du Keuper				
B1G113	Calcaires des côtes de Meuse de l'Oxfordien et du Kimméridgien et argiles du Callovo-Oxfordien	3	2	2	3
B1G115	Alluvions de la Meuse et de ses affluents	1	2	3	2
B1G119	Socle du massif ardennais	1	1	1	1
CG101	Nappe d'Alsace, Pliocène de Haguenau et Oligocène	3	2	3	3
CG102	Sundgau et Jura alsacien	2	2	2	2
CG103	Socle du massif vosgien	1	2	1	1
CG104	Grès du Trias inférieur au sud de la faille de Vittel	1	2	2	1
CG105	Grès du Trias inférieur au nord de la faille de Vittel	1	2	2	1
CG106	Calcaires et argiles du Muschelkalk	2	1	2	2
CG108	Domaine du Lias et du Keuper du plateau lorrain versant Rhin	2	1	2	2
CG110	Calcaires du Dogger des côtes de Moselle versant Rhin	2	2	3	3
CG114	Alluvions de la Meurthe, de la Moselle et de leurs affluents	1	2	3	2
CG116	Réservoir minier du bassin ferrifère lorrain de Briey-Longwy	1	3	2	3
CG117	Champ de fractures alsacien de Saverne	2	2	2	2
CG118	Grès du Trias inférieur du bassin houiller lorrain	1	2	1	1

Impact « pesticides » sur les masses d'eau souterraine du bassin Rhin-Meuse.  
Impact faible (1) - Impact moyen (2) - Impact fort(3)

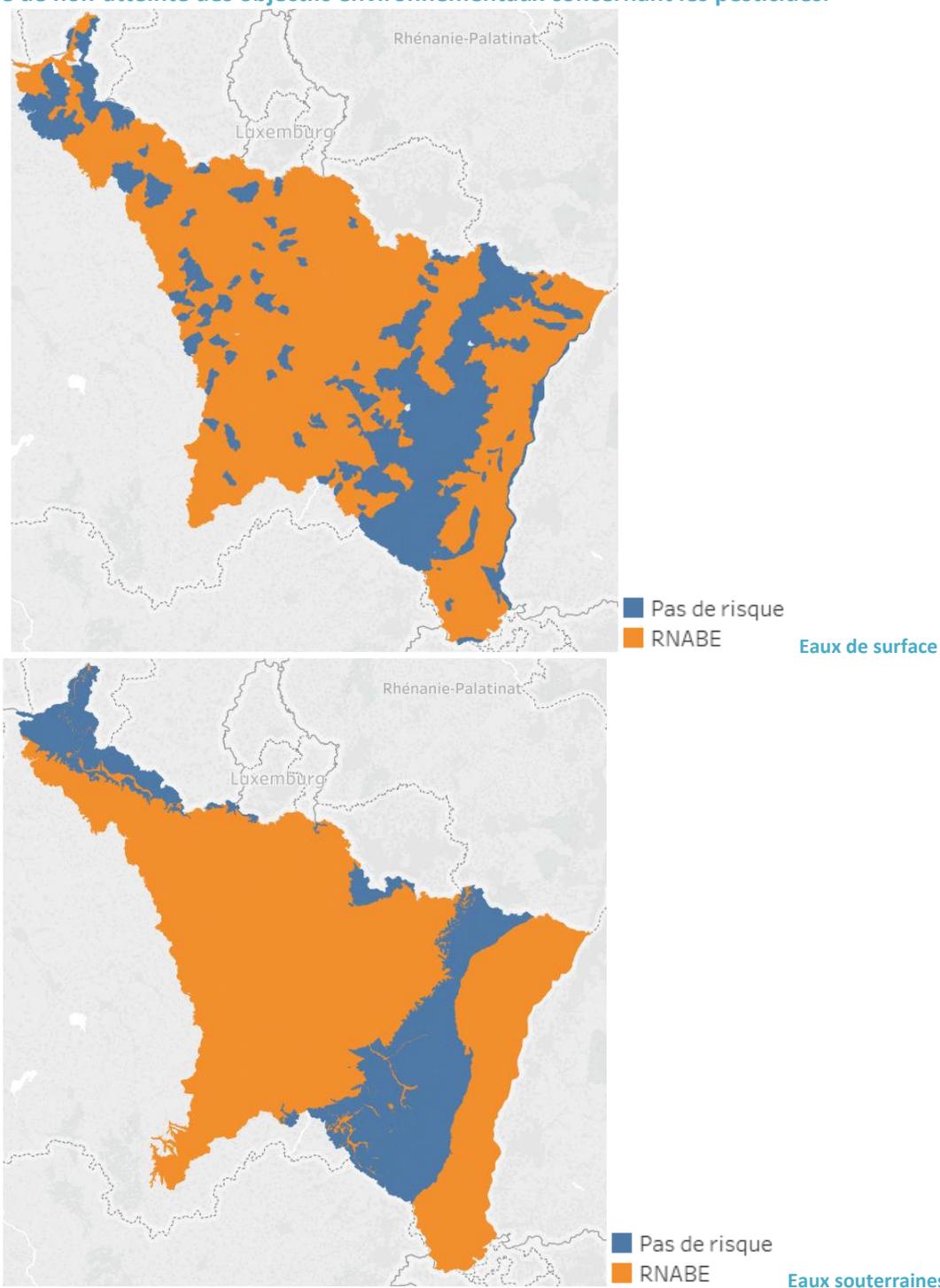


## 5 - Le Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) 2027 pour les masses d'eau

En l'absence de scénarios tendanciels qui influeraient sur les pressions « pesticides », le Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) 2027 pour les masses d'eau s'appuie sur l'impact actuel des pressions « pesticides » en ne retenant que les impacts moyens ou forts.

Les pressions significatives, à l'origine d'un Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) 2027 pour les masses d'eau sont présentées sur les cartes ci-après.

### Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux concernant les pesticides.



## 6 - Quel Bilan ?

Est proposé un bilan entre les trois exercices d'état des lieux imposés par la DCE 2000/60/CE. Les états des lieux ont été adoptés en 2005, 2013 et 2019.

Une modification du référentiel des masses d'eau de surface entre 2005 et 2013 a eu lieu. C'est pourquoi afin de comparer les pressions significatives « pesticides » des différents états des lieux, l'analyse repose sur les surfaces de bassins versants plutôt que sur le nombre de masses d'eau.

Les bassins versants de rivières sont répartis par état des lieux et par secteur de travail (voir tableau ci-après). Les pressions significatives (à l'origine d'un Risque non-atteinte des objectifs environnementaux, RANOE 2027) figurent en orange sur les histogrammes, les pressions non significatives sont en bleu et les pressions inconnues en gris.

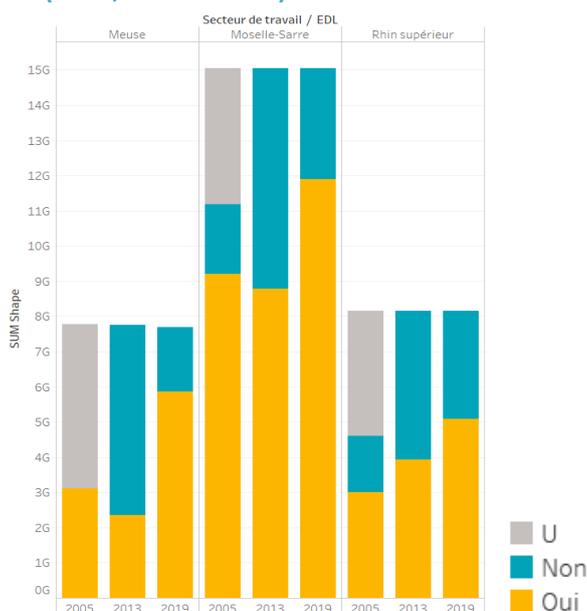
### Une meilleure connaissance mais une qualité qui se dégrade !

Entre 2005 et 2013, le niveau de connaissance a fortement progressé, réduisant ainsi les surfaces non qualifiées de 40% à 0%, puisqu' un diagnostic est posé sur l'ensemble des masses d'eau « Rivières ».

Les méthodes de diagnostic ont évolué en accordant une place plus importante à la modélisation d'une part et à l'accroissement de la surveillance (nombre de stations, molécules suivies) d'autre part.

Du point de vue qualitatif, le constat est sans appel. Les pressions significatives vis-à-vis des pesticides ont augmenté sur les trois secteurs de travail ces quinze dernières années. Ce bilan fait écho aux ventes de pesticides enregistrés dans la BNVD. Une explication de cette augmentation pourrait venir de changement de molécules (au profit d'autres à plus fort grammage dans les applications), d'extension des surfaces de grandes cultures au détriment des surfaces en prairie, ou de méthodologie.

### Bilan des surfaces de bassins versants de masses d'eau rivières à pression significative 'pesticides' pour les trois états des lieux (2005, 2013 et 2019)



Avec :

- U : unknown (inconnu)

## **Annexes à la partie IV – Pressions pesticides et RNAOE pesticides**

**1 - ARPEGES (Analyse de Risque Pesticides pour la Gestion des Eaux de Surface)**

**2 - Les simulations ARPEGES**

**3 - Règles de décision pour définir l'impact**

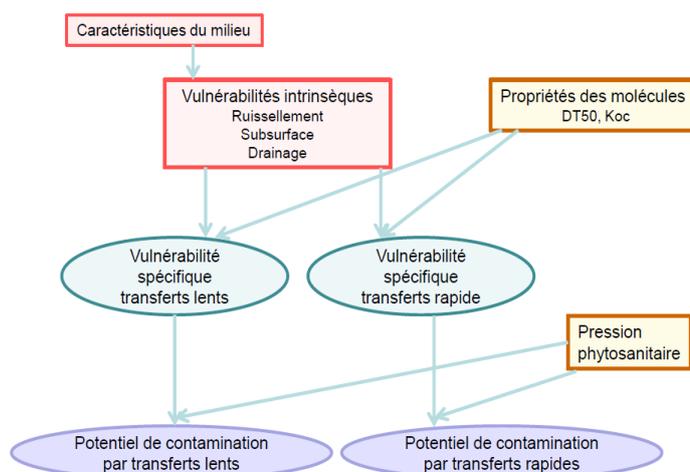
**1 - ARPEGES (Analyse de risque pesticides pour la gestion des eaux de surface)** *Extrait de : Adoir E, Carluer N, Gouy V, Mellac K, Piffady J, 2018. Méthode ARPEGES (Analyse de Risque Pesticides pour la Gestion des Eaux de Surface). Guide d'aide à l'interprétation des résultats du modèle pour l'État des Lieux 2019 de la Directive Cadre sur l'Eau. Rapport final. IRSTEA. 142 p.*

Le devenir des produits phytosanitaires dans l'environnement, et notamment leur transfert vers le milieu aquatique, est déterminé par un ensemble de processus complexes, et qui interagissent de façon non linéaire entre eux. En effet, les molécules phytosanitaires ont la particularité d'interagir avec le milieu, de pouvoir être dégradées, ou adsorbées, c'est-à-dire retenues sur les particules de sol (notamment matière organique ou argile) après avoir été appliquées et avant de rejoindre le milieu aquatique par transfert hydrique.

Le devenir d'une substance va donc dépendre à la fois :

- des **caractéristiques physiques du milieu** (climat, sol, géologie, relief) qui vont conditionner les écoulements dominants susceptibles d'entraîner les molécules vers le milieu aquatique. On conçoit en effet que des produits entraînés par ruissellement auront moins d'opportunité d'être dissipés (dégradés ou adsorbés) que des produits transitant lentement dans le sol ;
- des **caractéristiques propres de la molécule**. On caractérise notamment le comportement d'une molécule phytosanitaire dans l'environnement par sa facilité à être dégradée (DT<sub>50</sub>, ou demie vie, exprimée en jours ; d'autant plus forte que la molécule se dégrade lentement) et à être adsorbée (K<sub>oc</sub> ou coefficient de partage sol/eau, exprimée en mL/g ; d'autant plus fort que la molécule s'adsorbe facilement, et est donc moins mobile) ;
- de la façon dont la molécule est utilisée : période, doses et lieux d'**application**.

**ARPEGES (Analyse de risque pesticides pour la gestion des eaux de surface)** est basée sur ce constat, et rend compte des connaissances expertes (réseau bayésien) mobilisables sur le devenir des produits phytosanitaires dans l'environnement et leur transfert hydrique vers les eaux de surface, en fonction de ces trois ensembles de déterminants. ARPEGES permet ainsi de **croiser la vulnérabilité du milieu** au transfert des produits phytosanitaires et la **pression d'usage exercée par ces substances** sur le territoire français métropolitain. Cette méthode est basée sur la construction d'un **modèle de connaissance des processus de transfert**.



**Schéma global de l'évaluation du potentiel de contamination par la méthode ARPEGES**

Elle a été élaborée pour fournir un potentiel de contamination du milieu pour l'ensemble des substances actives utilisées, à partir des différentes variables influençant ces phénomènes. Elle distingue les processus se produisant en nappe haute (réserves en eau des sols remplies ; qui correspond à la période automne-hivers de la version ARPEGES de 2012) et en nappe basse (réserves en eau des sols plus faibles ; qui correspond à la période printemps-été de la version ARPEGES de 2012). Les processus en jeu sont complexes et les **données imparfaites (types de données hétérogènes, lacunes) à l'échelle nationale**. Afin de fournir une indication du niveau de confiance associé au résultat, le **croisement** des données se fait de façon **probabiliste** à l'aide d'un **système bayésien**. Au total, 18 variables sont agrégées pour obtenir le potentiel de contamination. L'échelle d'étude est le **bassin versant de masse d'eau** défini dans le cadre de la DCE. **On rappelle que le terme de contamination est ici utilisé dans le sens d'exposition du milieu, sans préjuger des risques écotoxicologiques associés.**

L'application de cette méthode permet donc de cibler les zones potentiellement les plus à risque de contamination des masses d'eau de surface, de connaître les causes potentiellement majoritaires dans la contamination observée et de proposer une première orientation générale de types d'actions pour réduire ce phénomène, selon les voies prépondérantes du transfert.

## 2 - Les simulations ARPEGES

La méthode ARPEGES est mise en œuvre sur les masses d'eau de surface soit avec l'ensemble des molécules vendues soit avec des simulations spécifiques des 14 molécules qui appartiennent aux Polluants spécifiques de l'état écologique (PSEE).

### L'ENSEMBLE DES MOLECULES

Afin d'obtenir un **impact global**, sans distinguer de molécule particulière, mais simplement le résultat des pressions sur les masses d'eau de surface, dix-huit simulations ARPEGES sont menées, conformément aux répartitions selon les propriétés des molécules achetées et deux situations de nappe basse ou nappe haute.

Pour chaque masse d'eau, les molécules vendues identifiées dans la BNVD sont réparties selon leurs caractéristiques physiques<sup>17</sup> dans les différentes classes définies par l'IRSTEA (voir 1<sup>er</sup> tableau ci-après). Pour les molécules dont les caractéristiques ne sont pas connues dans cette base de données, leur sont associées les caractéristiques dominantes de la classe auxquelles elles appartiennent (voir tableau ci-après).

### Classes de mobilité et de persistance dans le modèle ARPEGES.

Mobilité	K <sub>oc</sub>	Persistance	DT <sub>50</sub> (jours)
très mobile	0 - 100	persistance faible	0 - 8
mobile	100 - 1000	persistance modérée	8 - 30
peu mobile	> 1000	persistance forte	> 30

<sup>17</sup> Les caractéristiques physiques des molécules sont issues de la base SIRIS 2012-v5.3.1 (INERIS).

## Propriétés dominantes selon les classes de molécules (utilisées si absent de la base de données SIRIS).

Classe de molécule	K <sub>oc</sub>	DT <sub>50</sub>
Autre	peu mobile	persistance forte
Substances organiques	peu mobile	persistance forte
Substances minérales	peu mobile	persistance forte
CMR, TT+	mobile	persistance modérée

Une saisonnalité est associée aux molécules afin de tenir compte de la répartition des applications entre les saisons de nappe basse et nappe haute. Les coefficients utilisés dans cette analyse sont de 70% en nappe basse et 30% en nappe haute.

La répartition des molécules achetées entre 2014 et 2016 sur le bassin Rhin-Meuse, selon leurs propriétés, est présentée sur le tableau ci-après. Ce sont très majoritairement des molécules peu mobiles et à forte persistance qui sont achetées.

## Répartition des molécules selon leurs propriétés (en kg) et les années de vente

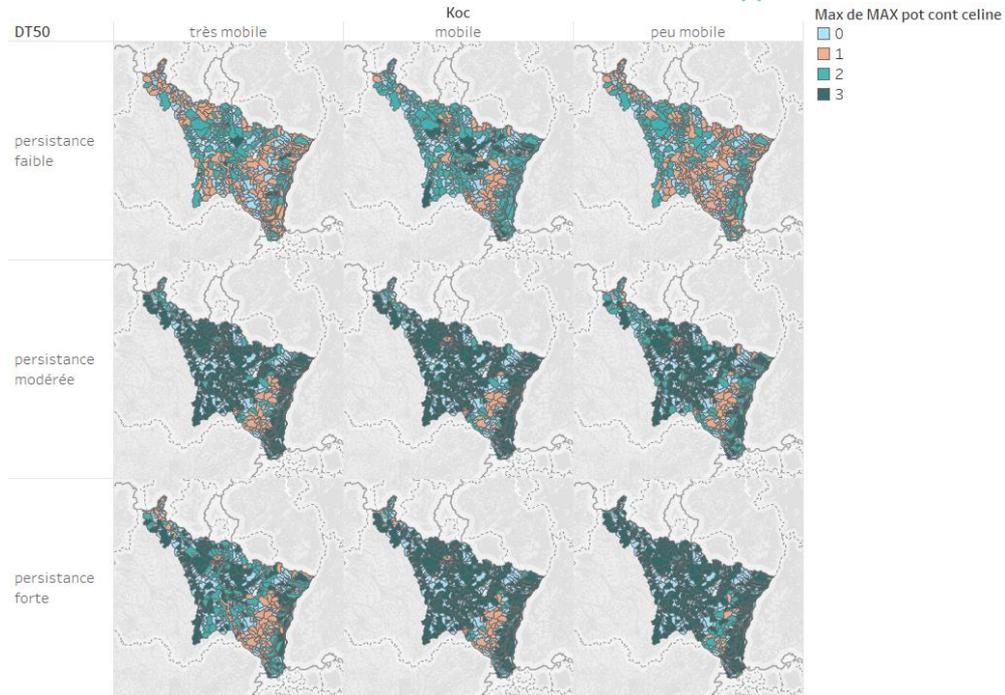
Classe Dt50 Céline	Classe Koc Céline / Année								
	très mobile			mobile			peu mobile		
	2014	2015	2016	2014	2015	2016	2014	2015	2016
persistance faible	18 617	15 226	17 146	123 209	126 995	136 167	39 504	45 360	59 358
persistance modérée	181 904	161 859	143 563	382 053	439 468	358 232	117 786	133 875	235 106
persistance forte	18 227	19 838	19 786	319 681	334 415	378 434	680 708	612 721	782 330

## RESULTATS SUR LES MASSES D'EAU

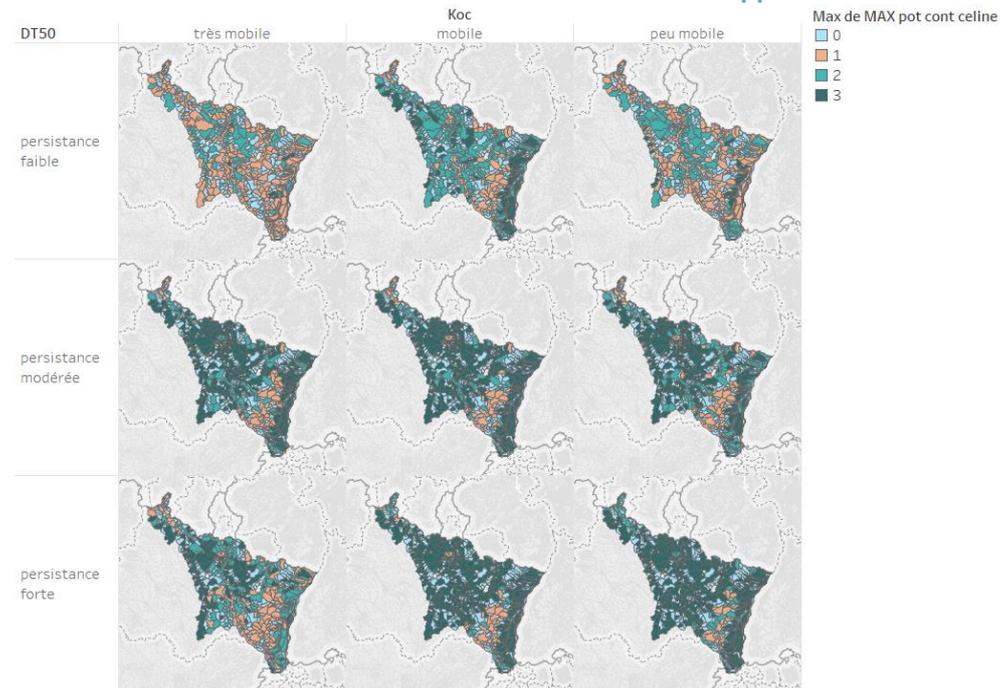
Pour chaque simulation ARPEGES, sont proposées quatre risques de contamination : transfert lent ou rapide et situation de nappe basse ou haute, qui sont ensuite intégrés en retenant le risque le plus fort (la situation la plus défavorable au milieu).

Les impacts agrégés (maximum de l'impact entre potentiel de contamination lent ou rapide) selon ARPEGES sont présentés pour la nappe basse (voir illustration ci-après) et la nappe haute (voir illustration ci-après). La situation de nappe basse est généralement légèrement plus défavorable.

### Impacts des molécules selon la méthode ARPEGES en situation de nappe basse.



### Impacts des molécules selon la méthode ARPEGES en situation de nappe haute.



Bien que la vulnérabilité spécifique des masses d'eau de surface soit plus élevée pour les transferts lents (nappe basse et haute) et dans une moindre mesure les transferts rapides, pour les **molécules très mobiles à persistance forte**, comme les tonnages de molécules achetées sont très majoritaires pour les **molécules peu mobiles à persistance forte**, le risque de contamination est plus élevé pour ce dernier type de molécule.

En examinant les résultats des différentes simulations, la distinction des molécules selon leurs caractéristiques physiques est un critère moins prépondérant que les quantités appliquées.



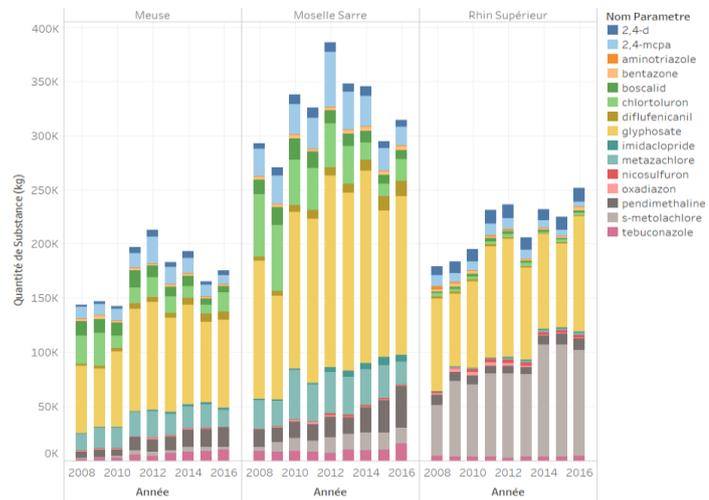
Pour apporter un meilleur crédit à cette analyse, les **propriétés des molécules** : temps de demi-vie des substances (DT<sub>50</sub>) et coefficient de partage carbone organique/eau (K<sub>oc</sub>), ne sont **pas utilisées** pour l'analyse de l'impact global des pressions.

La méthode ARPEGES fournit donc des éléments de caractérisation de la vulnérabilité intrinsèque des milieux pour l'analyse de l'impact global des pressions 'pesticides' dans leur ensemble. Cependant, une caractérisation de l'état écologique peut être envisagée à la molécule.

## Zoom sur les molécules utilisées dans l'évaluation de l'état écologique des masses d'eau de surface

### Une molécule star : le glyphosate !

Pour les trois secteurs de travail, le glyphosate est la molécule la plus vendue. Cependant dans le **Rhin supérieur**, les ventes de s-métolachlore (un désherbant du maïs) augmentent au fil du temps pour atteindre jusque 100 tonnes par an, des quantités comparables à celle du glyphosate voir graphique ci-après).



### Évolution des ventes de molécules (en kg) utilisée dans l'évaluation de l'état écologique des masses d'eau de surface du bassin Rhin-Meuse

Source BNVD code postal vendeur (extraction mai 2018)

### SIMULATION DE CES MOLECULES

Ces molécules ont pu faire l'objet de simulations particulières avec le modèle ARPEGES. Les données à disposition pour cette analyse sont :

- **pression pesticides** :
  - moyenne annuelle des quantités de substances achetées (BNVD année 2014-2016) au code postal acheteur et réparties selon l'usage des sols ;
  - saisonnalité des usages ;
- **propriétés des molécules** : temps de demi-vie des substances (DT<sub>50</sub>) et coefficient de partage carbone organique/eau (K<sub>oc</sub>) ;
- **vulnérabilité du milieu aux transferts** :
  - adaptation de la méthode ARPEGES (**eaux de surface**)

Afin de pouvoir utiliser les résultats de modélisation pour qualifier l'état des masses d'eau de surface là où les réseaux de surveillance font défaut, il faut s'assurer de la validité des simulations.

Dans un premier temps, un **coefficient de saisonnalité** de l'application de ces molécules dans le bassin Rhin-Meuse est proposé, afin de distinguer les situations de nappe basse ou nappe haute (voir tableau ci-après). Cette distinction est prise en compte dans le modèle ARPEGES sous forme de conditions d'écoulements préférentiels différentes.

### Répartition des applications des molécules selon les saisons dans le bassin Rhin-Meuse

Molécule	% en nappe haute nov-mars	% en nappe basse avr-oct	Commentaires
<b>2,4-D</b>	30	70	Herbicide utilisé en traitements généraux Application en complément du glyphosate en désherbage total entre août et septembre et avant maïs (pour 70 % des applications). Possible aussi pour la gestion des vivaces en blé (pour 30 % des applications)
<b>2,4-MCPA</b>	0	100	Herbicide anti chardon appliqué sur cultures d'hiver et de printemps, mais seulement en sortie d'hiver pour les cultures d'hiver
<b>Aminotriazole</b>	15	85	Herbicide utilisé en traitements généraux, retiré de la vente
<b>Bentazone</b>	15	85	Herbicide anti-dicotylédones appliqué sur de nombreuses cultures de printemps, et en sortie d'hiver pour les céréales d'hiver (STEEPLE C, CERAL B)
<b>Boscalid</b>	0	100	Fongicide
<b>Chlortoluron</b>	100	0	Herbicide appliqué uniquement sur céréales d'hiver (blé, orge), et uniquement en entrée hiver
<b>Diflufenicanil</b>	40	60	Il peut être appliqué en entrée d'hiver (très majoritairement, avec des produits tels que TRINITY, COMPIL, CODIX, etc.) ou en sortie d'hiver (minoritairement, avec KALENKO par exemple, notamment, en rattrapage ou application unique de printemps)
<b>Glyphosate</b>	25	75	Herbicide utilisé en traitements généraux. Principale utilisation en juillet et novembre
<b>Imidaclopride</b>	50	50	Insecticide appliqué en traitement de semences (TS) pour la betterave industrielle et fourragère et les céréales (donc à la date de semis), et en post-floraison seulement pour les arbres fruitiers Arrêt de cette molécule pour les grandes cultures au 1 <sup>er</sup> sept. 2018
<b>Métaldéhyde</b>	20	80	Molluscicide appliqué en traitement de sols, entre août et novembre principalement
<b>Métazachlore</b>	10	90	Appliqué exclusivement entre le 15 août et le 30 septembre
<b>Nicosulfuron</b>	5	95	Herbicide appliqué uniquement sur maïs
<b>Oxadiazon</b>	20	80	Herbicide appliqué au printemps sur cultures pérennes (vergers, vignes) et sur tournesol, retiré de la vente
<b>Pendiméthaline</b>	20	80	Utilisation des plus gros tonnages en grandes cultures entre le 15 septembre et le 15 novembre
<b>S-métolachlore</b>	30	70	Herbicide appliqué uniquement sur des cultures de printemps (betterave, maïs, sorgho, tournesol, soja et quelques cultures légumières)

Ensuite, est effectuée une comparaison à la masse d'eau entre les risques de contamination du modèle ARPEGES et les concentrations observées dans les réseaux de surveillance. Sans tenir compte de la toxicité de la molécule, conformément à la méthode ARPEGES, des seuils sont fixés pour déterminer le niveau de concentration faible, moyenne ou forte.

Niveau de concentration dans les réseaux de surveillance	Seuils de concentration ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Risque de contamination selon ARPEGES
1 : faible	< 0.01	faible
2 : moyen	0.01 -0.04	moyen
3 : fort	> 0.04	fort

Les résultats des simulations ARPEGES concernant les risques de contamination lente ou rapide sont agrégés en retenant le risque le plus fort (la situation la plus défavorable au milieu). La distinction nappe basse / nappe haute est cependant conservée pour l'analyse. Les 14 000 données mesurées s'appuient sur des prélèvements effectués entre 2008 et 2016 et des calculs de moyenne en distinguant les situations de nappe basse et nappe haute. Dans notre bassin, ces périodes correspondent à novembre-mars pour la nappe haute et avril-octobre pour la nappe basse.

Les résultats de la comparaison entre simulation et mesures observées indiquent (voir tableau ci-après) :

- ✓ un **bon niveau de confiance** (correspondance parfaite entre mesures et simulation) : 2,4-d, 2,4-mcpa, bentazone (nappe basse), chlortoluron, diflufenicanil, glyphosate, imidaclopride, metaldehyde (nappe basse), nicosulfuron (nappe basse) ;
- ✓ une **surestimation du modèle** : boscalid, metazachlore, pendimethaline, s-metolachlore ;
- ✓ une **sous-estimation du modèle** : aminotriazole, bentazone (nappe haute), metaldehyde (nappe haute), nicosulfuron (nappe haute).

Les résultats du modèle sont convenables. Il faut noter que les faibles quantités vendues d'oxadiazon (herbicide interdit en 2015) n'ont pas permis sa modélisation.

**Comparaison des quatorze substances actives étudiées dans ARPEGES avec les données de surveillance en situation de Nappe basse (NB) ou Nappe haute (NH). La valeur de la norme de qualité environnementale (NQE) est également mentionnée**

		Substances						
Nappe		2,4-d	2,4-mcpa	amino-triazole	bentazone	boscalid	chlortoluron	diflufenicanil
NB	correspondance parfaite	42%	46%	18%	43%	40%		42%
NB	modèle surestime	33%	43%	6%	30%	57%		38%
NB	modèle sous-estime	25%	10%	76%	28%	3%		20%
NH	correspondance parfaite	42%		27%	37%		55%	36%
NH	modèle surestime	44%		0%	9%		36%	31%
NH	modèle sous-estime	14%		73%	54%		9%	32%
	<b>NQE (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	<b>2.2</b>	<b>0.5</b>	<b>0.08</b>	<b>70</b>	<b>11.6</b>	<b>0.1</b>	<b>0.01</b>

		Substances						
Nappe		glyphosate	imida- clopride	metal- dehyde	meta- zachlore	nico- sulfuron	pendi- methaline	s-meto- lachlore
NB	correspondance parfaite	90%	51%	44%	28%	50%	17%	37%
NB	modèle surestime	5%	14%	39%	66%	16%	80%	60%
NB	modèle sous- estime	5%	36%	17%	5%	34%	3%	3%
NH	correspondance parfaite	82%	50%	38%	29%	42%	23%	30%
NH	modèle surestime	9%	12%	20%	55%	2%	71%	64%
NH	modèle sous- estime	9%	38%	42%	16%	57%	6%	6%
	<b>NQE (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	<b>28</b>	<b>0.2</b>	<b>60.6</b>	<b>0.019</b>	<b>0.035</b>	<b>0.02</b>	<b>0.07</b>

### LIMITES

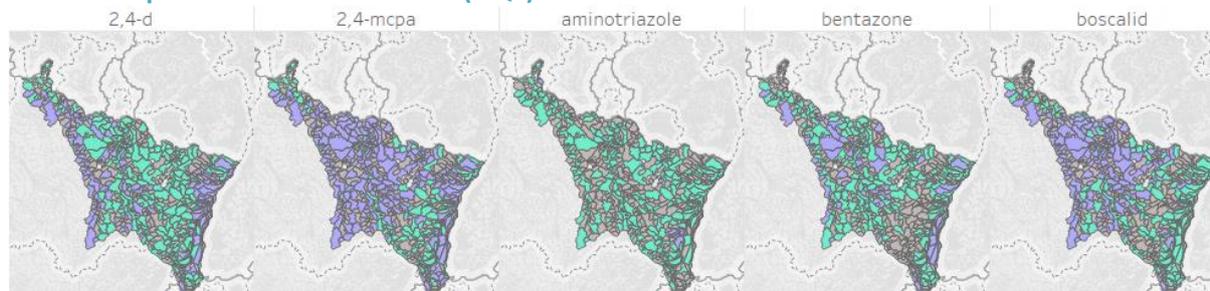
Un diagnostic de l'état écologique peut être proposé pour les molécules dont la valeur de la Norme de qualité environnementale (NQE) est inférieure aux seuils utilisés lors de la comparaison entre les niveaux de concentration dans les réseaux de surveillance ( $0,01$  et  $0,04 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) et les risques estimés par la méthode ARPEGES (voir tableau ci-dessus). Il s'agit des molécules de diflufenicanil, metazachlore, nicosulfuron, pendimethaline.

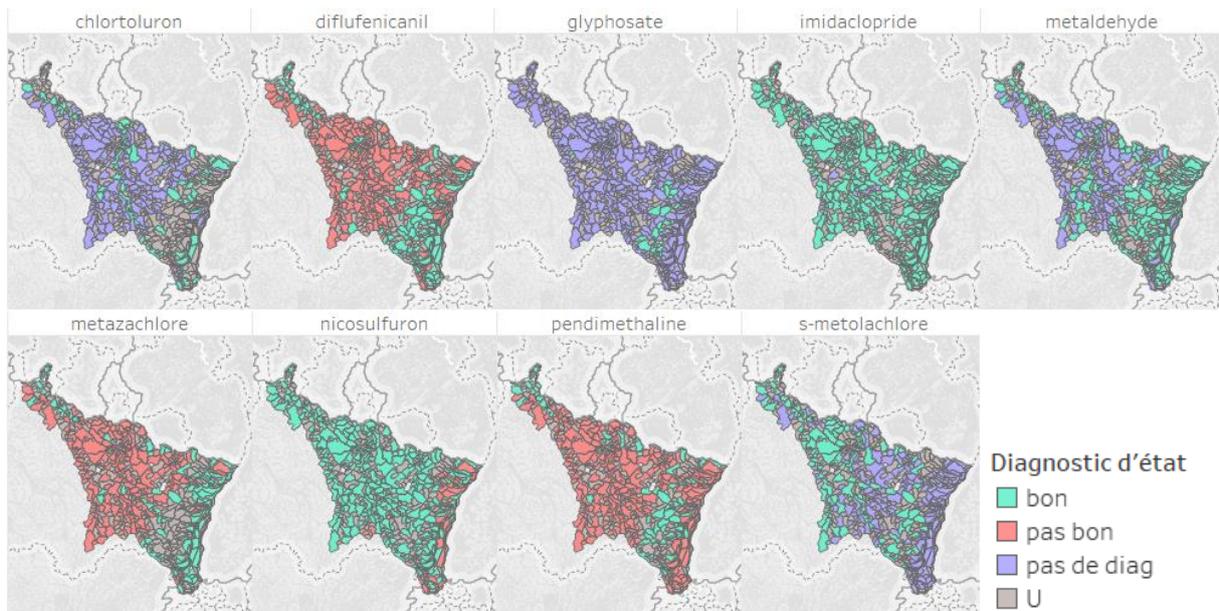
Les autres molécules ont des normes de qualité environnementale supérieures à  $0,04 \mu\text{g.L}^{-1}$ , seuil utilisé pour déterminer la classe forte, ce qui ne permet pas de déclasser la masse d'eau mais simplement de spécifier si l'on est inférieur à  $0,01$  et  $0,04 \mu\text{g.L}^{-1}$ , le bon état pour ces molécules.

### RESULTATS DE LA MODELISATION POUR CES MOLECULES

L'illustration ci-après représente les résultats des simulations avec le respect des NQE (couleur verte), le dépassement des NQE (couleur rouge), l'impossibilité de poser un diagnostic (couleur parme) ou l'absence de données de pression (couleur grise).

### Résultats des simulations des quatorze substances actives dans ARPEGES en comparant avec leur Norme de qualité environnementale (NQE)





Avec :

- U : unknown (inconnu)



Les modélisations des risques de contamination par les polluants spécifiques de l'état écologique ont été menées, comparées aux résultats des réseaux de surveillance afin de valider leurs résultats puis extrapolées pour comparer avec les NQE. Elles pourront servir à qualifier l'état écologique des masses d'eau en l'absence de surveillance.

### 3 - Règles de décision pour définir l'impact

La règle de décision pour définir l'impact 'pesticides' sur les eaux de surface est :

PSEUDO-ÉTAT PESTICIDES	PRESSION	VULNERABILITE	IMPACT
1	1	1	1
1	1	2	1
1	1	3	1
1	2	1	1
1	2	2	1
1	2	3	1
1	3	1	1
1	3	2	1
1	3	3	1
2	1	2	2
2	1	3	2
2	2	2	2
2	2	3	2
2	3	1	3
2	3	2	3
2	3	3	3
3	1	2	2
3	1	3	3

PSEUDO-ÉTAT PESTICIDES	PRESSION	VULNERABILITE	IMPACT
3	2	2	2
3	2	3	3
3	3	1	3
3	3	2	3
3	3	3	3
U	1	U	1
U	1	1	1
U	1	2	1
U	1	3	1
U	2	U	2
U	2	1	2
U	2	2	2
U	2	3	2
U	3	U	3
U	3	1	2
U	3	2	3
U	3	3	3

avec

U : inconnu

1 : faible (ou bon)

2 : moyen

3 : fort (ou mauvais)

## V - PRESSIONS PRELEVEMENTS

### 1 - Données utilisées

Les données suivantes ont été exploitées pour caractériser les pressions et impacts par les prélèvements :

- les volumes déclarés à l'Agence de l'eau Rhin-Meuse (AERM) pour la redevance prélèvements de 2012 à 2017 (Source AERM/Banque nationale des prélèvements quantitatifs en eau (BNPE)) ;
- les volumes déclarés au titre de la Déclaration annuelle des émissions polluantes (site de Gestion électronique du registre des émissions polluantes (GEREP)) ;
- les volumes d'exhaures du bassin houiller (source Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) Grand-Est) ;
- les débits d'étiage des masses d'eau superficielles (source AERM) ;
- les restitutions d'eau depuis les ouvrages d'épuration des eaux (source AERM) ;
- la recharge pluviométrique moyenne sur la période 2012-2017 des masses d'eau souterraine (source Etude du Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) en cours).

La base de données crée recense **6 903 points de prélèvement dans le bassin Rhin-Meuse**. Ceux-ci sont localisés avec des niveaux de précision très variables (du centroïde de la commune à une précision décimétrique) et ne sont pas reliés aux masses d'eau.

Une amélioration de la précision de la localisation de chaque point a été menée en s'appuyant sur les coordonnées postales des maîtres d'ouvrages lorsque leur géolocalisation n'était pas renseignée. **76% des points de prélèvement ont pu ainsi être localisés précisément (voir tableau ci-après).**

L'affectation de chaque point à une masse d'eau a été réalisée par intersection entre la localisation du point et le bassin versant pour les masses d'eau superficielles et intersection géographique avec le référentiel des masses d'eau couplée à l'intervention d'un expert pour les eaux souterraines. La base de données GEREP a été exploitée pour contrôler et corriger les affectations de masses d'eau pour les prélèvements industriels dans les eaux superficielles.

### Précision de la localisation géographique des sites

Milieu prélevé	Précision des coordonnées géographiques	Nombre de points
Eau souterraine	Localisation précise	2 446
Eau souterraine	Localisation décimétrique à hectométrique (adresse postale précise)	2 129
Eau souterraine	Localisation hectométrique à hectométrique (adresse postale imprécise)	1 061
Eau souterraine	Localisation au centroïde de la commune	404
<b>Total Eau souterraine</b>		<b>6 040</b>
Eau superficielle	Localisation précise	37
Eau superficielle	Localisation décimétrique à hectométrique (adresse postale précise)	419
Eau superficielle	Localisation hectométrique à hectométrique (adresse postale imprécise)	297
Eau superficielle	Localisation au centroïde de la commune	108
Eau superficielle	Précision inconnue	2
<b>Total Eau superficielle</b>		<b>863</b>

## 2 - Caractérisation de la pression de prélèvement sur les eaux superficielles

La pression de prélèvement a été évaluée à l'étiage, au moment où les cours d'eau sont les plus sensibles. L'année 2016 qui a été choisie comme référence pour le calcul des pressions de prélèvement sur les eaux souterraines (guide national eau souterraine) a aussi été retenue pour l'évaluation des pressions sur les eaux superficielles pour rechercher une cohérence maximum entre les deux diagnostics.

La pression (P) sur les masses d'eau est calculée de la manière suivante :

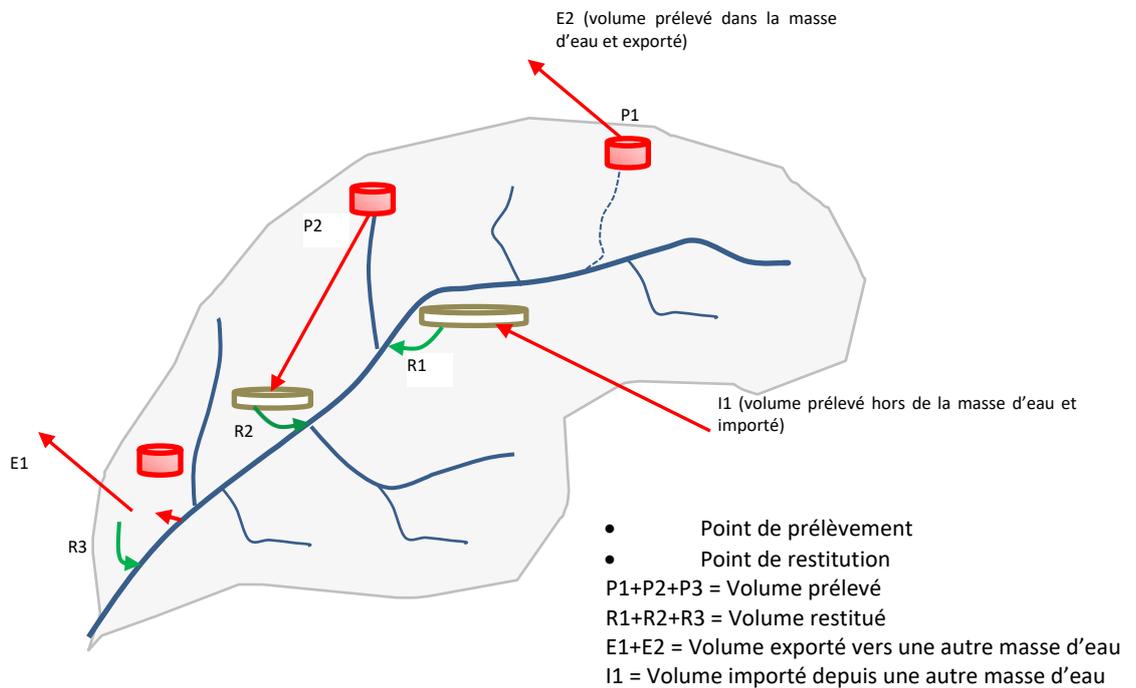
$$P = \frac{\sum \text{prélèvements} - \sum \text{restitutions}}{QMNA5}$$

avec :

- prélèvements = prélèvements journaliers dans la masse d'eau à l'étiage ;
- restitutions = restitutions journalières dans la masse d'eau à l'étiage ;
- QMNA5 = percentile 90 des QMNA5<sup>18</sup> linéarisés de la masse d'eau issus du modèle PEGASE (le percentile 90 donne une valeur du QMNA5 à proximité de l'exutoire de la masse d'eau).

<sup>18</sup> : Débit (Q) mensuel (M) minimal (N) de chaque année civile (A), est la valeur du débit mensuel d'étiage atteint par un cours d'eau pour une année donnée. Calculé pour différentes durées : 2 ans, 5 ans, etc., il permet d'apprécier statistiquement le plus petit écoulement d'un cours d'eau sur une période donnée.

Le schéma ci-après précise la méthode.



### Calcul des restitutions issues des stations d'épuration urbaines :

Les volumes rejetés au milieu naturel par chaque ouvrage d'épuration ont été évalués en prenant la médiane des rejets journaliers de chaque ouvrage au cours de la période 2014-2017. La période 2014-2017 a été préférée à la seule année 2016 de manière à disposer d'un jeu de données plus important, notamment pour les très petits ouvrages qui ne disposent parfois que d'une seule donnée annuelle. La médiane a été retenue pour disposer d'un débit représentatif d'une période de l'année où le débit rejeté n'est ni influencé par des infiltrations d'eaux claires dans le réseau ni par du ruissellement pluvial vers le réseau.

### Calcul des restitutions issues des prélèvements industriels :

Les prélèvements industriels sont souvent restitués immédiatement au milieu naturel (prélèvements pour le refroidissement ou prélèvements dans des gravières notamment). Pour cette catégorie de prélèvements, la base de données GEREP a été exploitée pour déterminer le ratio entre le prélèvement net et le prélèvement brut en soustrayant l'ensemble des rejets à la masse d'eau au prélèvement brut dans la masse d'eau (les rejets dans le réseau urbain sont déjà pris en compte via les rejets des Stations de traitement des eaux usées (STEU) décrits ci-dessus). Le ratio calculé à partir des données GEREP a ensuite été appliqué au volume prélevé issu de la base des données Redevances pour déterminer un volume brut. Lorsque les informations permettant de calculer un prélèvement net n'étaient pas disponibles dans GEREP, le prélèvement net a été considéré comme équivalent à 1/3 du prélèvement brut pour les usages « refroidissement » et « énergie » et 100% pour les autres usages.

### Répartition des prélèvements dans l'année :

Les volumes annuels prélevés pour l'irrigation ont été répartis sur 90 jours. Tous les autres prélèvements ont été considérés comme constants et repartis sur 365 jours.

### Détermination de l'intensité des pressions :

Trois classes de pressions ont été déterminées :

1. **Pression faible** : prélèvements - restitutions <10% QMNA 5 ;
2. **Pression moyenne** : prélèvements - restitutions entre 10 et 25 % QMNA 5 ;
3. **Pression forte** : prélèvements - restitutions > 25 % QMNA 5.

### Détermination de l'impact des pressions sur la masse d'eau :

L'impact des prélèvements sur la masse d'eau se traduit par une modification du régime hydrologique et/ou une perte d'habitats pour les espèces piscicoles et pour les invertébrés ainsi que par une perte de la capacité de dilution des rejets dans le cours d'eau, visibles notamment sur les compartiments nutriments et bilan de l'oxygène.

Trois classes d'impacts ont été déterminées :

1. **impact faible** : pression faible ou moyenne et ( état nutriments, bilan oxygène, poissons, invertébrés) bon ou très bon ;
2. **impact moyen** : pression forte et ( état nutriments, bilan oxygène, poissons, invertébrés) bon ou très bon ;
3. **impact fort** : pression moyenne à forte et ( état nutriments, bilan oxygène, poissons, invertébrés) moyen à mauvais.

**La pression est significative quand l'impact sur la masse d'eau est fort**

## **3 - Caractérisation de la pression de prélèvement sur les eaux souterraines**

La pression de prélèvement sur les eaux souterraines a été évaluée sur l'ensemble des prélèvements annuels, par comparaison avec la recharge évaluée à partir des données pluviométriques. Les autres mécanismes de recharge des nappes n'ont pas été inclus dans l'évaluation de la ressource disponible, mais ce biais est pris en compte dans l'interprétation du ratio.

### Evaluation de la ressource :

La ressource disponible a été évaluée à partir de la recharge par les eaux de pluie des masses d'eau souterraine sur la période 2012-2017. Cette recharge a été évaluée dans le cadre d'une étude menée par le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM - étude en cours). Selon les outils disponibles et le contexte, plusieurs méthodes de calcul ont été utilisées :

- à l'aide des données SIM2 et de la relation BFI/IDPR ;
- à l'aide du modèle Logar pour la nappe d'Alsace ;
- à l'aide de la méthode de Wallingford sur les bassins versants sédimentaires en tête de bassin et sur les bassins versants du socle Vosgien.

### Evaluation des prélèvements :

Afin d'assurer une cohérence avec l'évaluation de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine, c'est l'année 2016 qui a été sélectionnée pour évaluer les prélèvements annuels. Les données sont issues des déclarations faites à l'Agence de l'eau Rhin-Meuse.

De même que pour l'évaluation de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine, les prélèvements en eaux souterraines non restitués à la masse d'eau prélevée ont été évalués selon ces ratios : 80 % pour l'Alimentation en eau potable (AEP), 100 % pour l'industrie, 100 % pour l'agriculture par aspersion, 100 % pour l'agriculture gravitaire. En outre, les prélèvements de sources, dès lors qu'ils ne font appel qu'à des dispositifs de captage gravitaire, ont été affectés aux eaux de surface et n'ont donc pas été pris en compte dans l'établissement du bilan hydrogéologique à l'échelle de la masse d'eau souterraine.

### Détermination de l'intensité des pressions :

L'intensité des pressions a été estimée à partir du ratio « prélèvements/ressources ».

Il n'a pas été possible de calculer ce ratio pour la masse d'eau souterraine N°FRCG116 « Réservoir minier du bassin ferrifère lorrain de Briey-Longwy », car cette masse d'eau n'est pas directement alimentée par les précipitations, mais par une drainance depuis la nappe des calcaires du Dogger sus-jacente, correspondant à la masse d'eau souterraine N°FRCG110 « Calcaires du Dogger des côtes de Moselle versant Rhin » sur le district du Rhin et à la masse d'eau souterraine N°FRB1G109 « Calcaires du Dogger versant Meuse nord » sur le district de la Meuse. Les prélèvements réalisés sur la masse d'eau N°FRCG116 « Réservoir minier du bassin ferrifère lorrain de Briey-Longwy », ont donc été répartis sur les masses d'eau souterraines N°FRCG110 « Calcaires du Dogger des côtes de Moselle versant Rhin » et N°FRB1G109 « Calcaires du Dogger versant Meuse nord » selon leur localisation.

Le guide technique relatif à l'évaluation de l'état des masses d'eau souterraine (DEB, Juillet 2019) précise quelques valeurs indicatives pour qualifier l'équilibre entre prélèvements et ressource selon le type d'aquifère : valeurs établies à 3 % pour le socle, 15 % pour les aquifères sédimentaires et 5 % pour les autres types d'aquifères - intensément plissé, édifices volcaniques, imperméables localement aquifères. Pour les aquifères alluviaux et karstiques, le guide renvoie vers des études locales et le dire d'expert.

Sur le bassin Rhin-Meuse, ce sont principalement les trois masses d'eau souterraine alluviales qui sont concernées : la N°FRCG101 « Nappe d'Alsace, Pliocène de Haguenau et Oligocène », la N°FRCG114 « Alluvions de la Meurthe, de la Moselle et de leurs affluents » et la N°FRB1G115 « Alluvions de la Meuse et de ses affluents ». Pour ces masses d'eau souterraine, afin de disposer d'éléments supplémentaires d'analyse, il a été également calculé le ratio entre les prélèvements et le QMNA5 du principal cours d'eau à la sortie de la masse d'eau alluviale, soit respectivement le Rhin, la Moselle et la Meuse.

### Détermination de l'impact des pressions sur la masse d'eau :

L'impact des prélèvements sur les eaux souterraines se traduit par une dégradation de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine. La pression est donc estimée significative quand la pression de prélèvements est forte, au regard des seuils cités ci-dessus et/ou à dire d'expert, et que la masse d'eau présente un mauvais état quantitatif.

Pour les masses d'eau captives avec une forte inertie, en cohérence avec l'évaluation de l'état quantitatif, des résultats de modélisations numériques ont été exploités. Cela concerne les masses d'eau souterraines N°FRCG104 « Grès du Trias inférieur au sud de la faille de Vittel » et N°FRCG105 « Grès du Trias inférieur au nord de la faille de Vittel ». De même, afin d'affiner les résultats obtenus des résultats de modélisations numériques ont également été utilisés pour la masse d'eau souterraines N° FRCG118 « Grès du Trias inférieur du bassin houiller lorrain ».

## VI - PRESSIONS POLLUANTS CARBONE AZOTE PHOSPHORE

L'objectif de cette méthode est de caractériser les pressions en carbone, azote et phosphore (macropolluants) exercées sur les masses d'eau de surface et souterraine. L'origine de ces éléments peut être agricole, urbaine ou industrielle.

### 1 - L'azote agricole

Pour croître, se développer et fructifier, une plante a besoin d'eau, de lumière et d'éléments nutritifs dont l'**azote**. Les plantes puisent cet élément dans le sol sous forme minérale ou dans l'air pour le cas des légumineuses.

Des apports d'azote sont réalisés sous formes d'engrais minéraux ou organiques.

Toutefois lorsque les apports sont supérieurs à la demande des plantes (surdosage ou non adéquation temporelle avec la croissance des plantes), le surplus d'azote engendre des pertes qui ont des **conséquences environnementales** importantes :

- les émissions d'**ammoniac**  $\text{NH}_3$ , qui contribuent à la formation de particules fines responsables de la **pollution de l'air** et à l'**eutrophisation** des milieux, sont à 95 % d'origine agricole<sup>19</sup> ;
- le **protoxyde d'azote**  $\text{N}_2\text{O}$  est un **puissant gaz à effet de serre**<sup>20</sup> dont 85% des émissions sont d'origine agricole<sup>21</sup> ;
- le **nitrate**  $\text{NO}_3^-$  contribue à l'**eutrophisation des eaux**<sup>22</sup> et à l'émission de  $\text{N}_2\text{O}$ .

La pression en azote agricole est appréciée par des **adaptations des méthodes nationales** au contexte du bassin Rhin-Meuse. Ces méthodes s'appuient sur des approches descriptives et expertes pour évaluer le risque de contamination des eaux par l'azote.

---

<sup>19</sup> Faburé J., Rogier S., Loubet B., Générmont S., Saint-Jean S., Bedos C., Cellier P., 2011. Synthèse bibliographique sur la contribution de l'agriculture à l'émission de particules vers l'atmosphère : identification de facteurs d'émission. Étude réalisée pour le compte de l'ADEME. 160 pages.

<sup>20</sup> Le protoxyde d'azote  $\text{N}_2\text{O}$  possède un très fort pouvoir radiatif, de l'ordre de 300 fois supérieur à celui du dioxyde de carbone  $\text{CO}_2$ . Il participe donc fortement au réchauffement climatique de la planète et contribue également au phénomène de destruction de la couche d'ozone.

<sup>21</sup> Viard A., Hénault C., Rochette P., Kuikman P., Flénet F., Cellier P., 2013. Le protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ), puissant gaz à effet de serre émis par les sols agricoles : méthodes d'inventaire et leviers de réduction. OCL. Volume 20, n°2, March-April 2013. Section Agronomie – Environnement. Pages 108 – 118.

<sup>22</sup> Pinay G., Gascuel C., Ménesguen A., Souchon Y., Le Moal M. (coord), Levain A., Moatar F., Pannard A., Souchu P., 2017. L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS - Ifremer - INRA - Irstea (France), 148 pages.

## 1.1 La caractérisation de la pression diffuse

La caractérisation de la pression 'azote' agricole provient de l'exploitation des surplus azotés communaux du modèle **CASSIS\_N**<sup>23</sup> (Calculation of soil simplified surplus of nitrogen) <https://geosciences.univ-tours.fr/cassis/>

La **pression est exprimée en kg d'azote en surplus** rapportée à une unité géographique (le territoire de la masse d'eau ou bassin versant).

### NATURE ET SOURCE DES DONNEES RENSEIGNEES DANS LE MODELE

Le modèle CASSIS\_N (Calculation of soil simplified surplus of nitrogen) permet de calculer un surplus azoté annuel après une année culturale sans prise en compte des rotations culturales, ni de l'évolution du stock d'azote du sol.



Le **surplus** est calculé comme le solde entre les entrées (**fertilisation minérale** • **fertilisation organique** • **fixation symbiotique** • **déposition atmosphérique**) et les sorties d'azote du sol (**export par les récoltes**) pour une année donnée.

Ces calculs de surplus ont été réalisés à partir des données de la Statistique agricole annuelle (SAA), des données de l'European monitoring and evaluation programme (EMEP) et des données de vente d'engrais de l'Union des industries de la fertilisation (UNIFA)<sup>24</sup>. Les surplus départementaux ont ensuite été désagrégés à l'échelle communale à partir des données des différents Recensements agricoles (RA) disponibles en France (1955, 1970, 1979, 1988, 2000 et 2010) pour lesquels une demande de levée du secret statistique a été obtenue par les chercheuses. Les résultats communaux en kgN/an sont ensuite agrégés pour gagner en robustesse.

### ÉVOLUTION DE LA BALANCE AZOTEE ANNUELLE

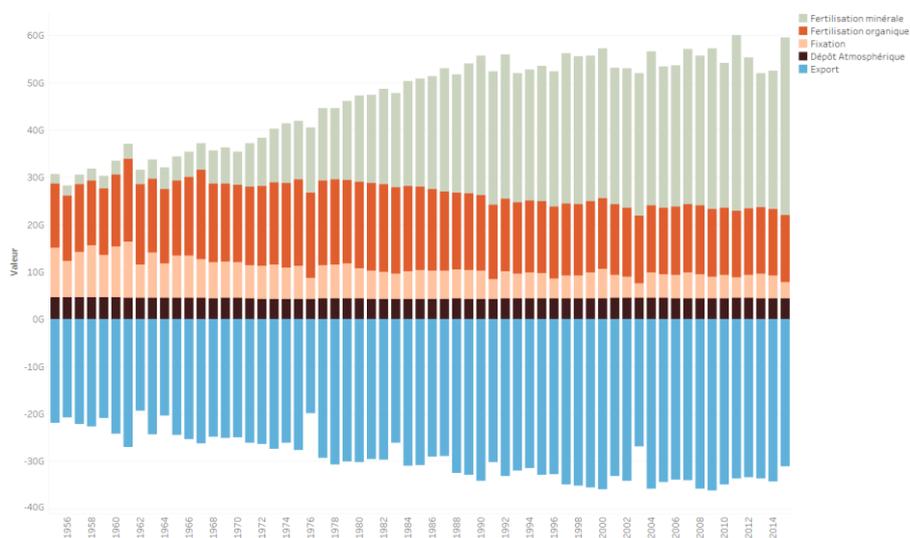
L'évolution de la balance azotée annuelle sur le bassin Rhin-Meuse est présentée ci-après. La déposition atmosphérique varie très peu. La fixation symbiotique a tendance à diminuer plus rapidement que la fertilisation organique. La fertilisation minérale a fortement augmenté à partir de des années 1970. Les exports par les récoltes ont également augmenté mais moins rapidement que la fertilisation minérale.

---

<sup>23</sup> Poisvert Cécile, Curie Florence, Gassama Nathalie, 2016. Évolution des surplus azotés (1960-2015) : déploiement national, étude des temps de transfert et de l'impact du changement des pratiques agricoles. Évaluation des pressions azotées. Rapport technique. Université de Tours - UFR Sciences et Techniques. Onema. Version 2. 45 pages.

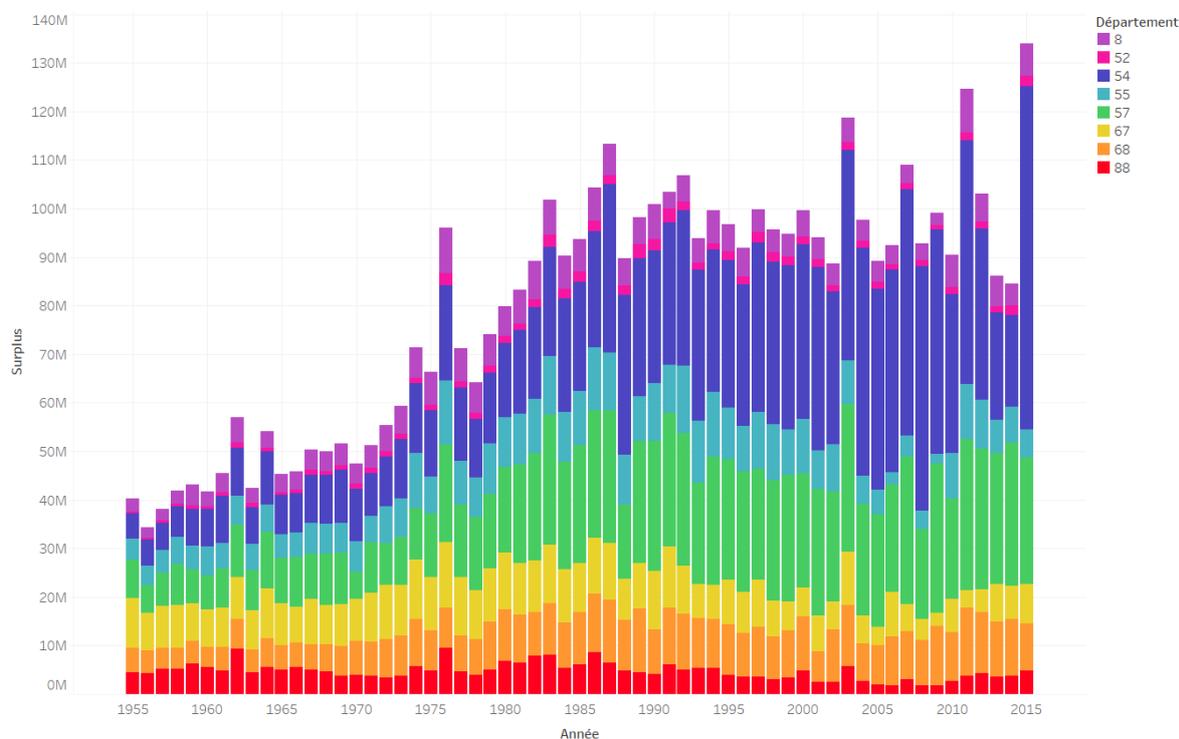
<sup>24</sup> Poisvert Cécile, Curie Florence, Moatar Florentina, 2016. Annual agricultural N surplus in France over a 70-year period. Nut. Cycl. Agroecosyst., doi:10.1007/s10705-016-9814-x.

Évolution de la balance azotée (fertilisation minérale • fertilisation organique • fixation symbiotique • déposition atmosphérique • export par les récoltes) entre 1955 et 2015 sur le bassin Rhin-Meuse en kg d'azote (source CASSIS\_N)



Depuis 60 ans, les apports azotés augmentent plus rapidement que les exports, les **surplus azotés annuels** ont donc augmenté sur le bassin Rhin-Meuse (voir ci-après).

Évolution de la somme des surplus azotés en kg d'azote entre 1955 et 2015 sur le bassin Rhin-Meuse (source CASSIS\_N)

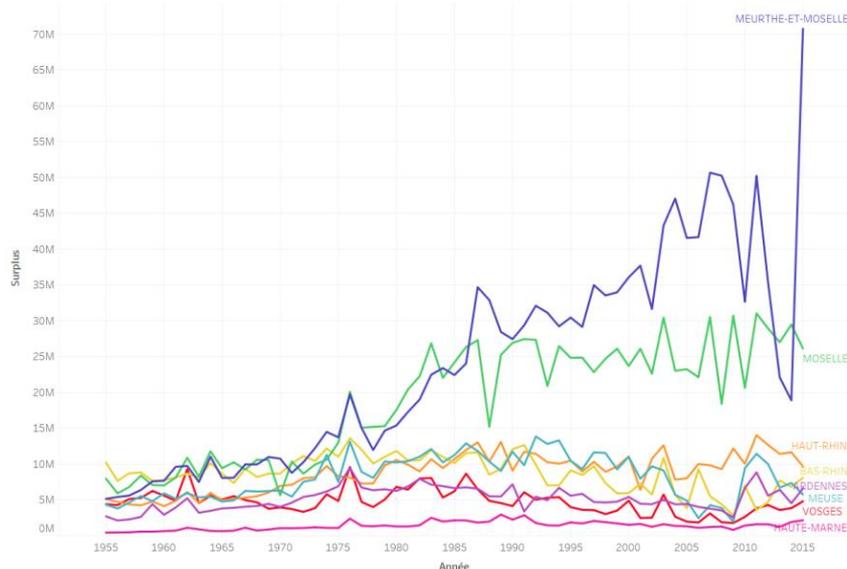


## DES CHANGEMENTS DIFFERENTS SELON LES DEPARTEMENTS

Tous les départements ont connu une augmentation de leur surplus azoté entre 1955 et 1976, année de grande sécheresse avec une baisse du volume de la production<sup>25</sup> (voir illustration ci-après). Ensuite les évolutions sont différentes d'un département à l'autre : certains ont vu leur surplus se stabiliser (Vosges, Haute-Marne), diminuer puis augmenter à partir de 2009 (Ardennes, Bas-Rhin), fluctuer (Meuse, Haut-Rhin), augmenter (Moselle, particulièrement Meurthe-et-Moselle).

Ces changements sont probablement liés à la dynamique de réduction des surfaces en prairies en Lorraine<sup>26</sup>.

Évolution des surplus azotés annuels en kg d'azote entre 1955 et 2015 par département sur le bassin Rhin-Meuse (source CASSIS\_N)



## REPARTITION DES PRESSIONS SUR LES MASSES D'EAU

La pression est exprimée en **masse d'azote, rapportée à une unité géographique** (le territoire de la masse d'eau ou bassin versant).

Classiquement, les surplus azotés sont rapportés à la surface agricole utile pour déterminer la pression au droit des parcelles. Cependant, ce procédé ne permet pas de prendre en compte l'effet de dilution potentiel induit par les surfaces non cultivées au sein des masses d'eau. De surcroît, l'information de l'évolution des surfaces agricoles utiles depuis 60 ans est restée celée sous le secret statistique.

Les seuils utilisés pour définir les niveaux de pressions sont :

Niveau	Niveau de Pression	Surplus azoté (kg N.ha <sup>-1</sup> )
1	faible	< 10
2	moyen	10 - 25
3	fort	25 - 50
4	très fort	> 50

<sup>25</sup> Amigues J.P., P. Debaeke, B. Itier, G. Lemaire, B. Seguin, F. Tardieu, A. Thomas (éditeurs), 2006. Sécheresse et agriculture. Réduire la vulnérabilité de l'agriculture à un risque accru de manque d'eau. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), 72 pages.

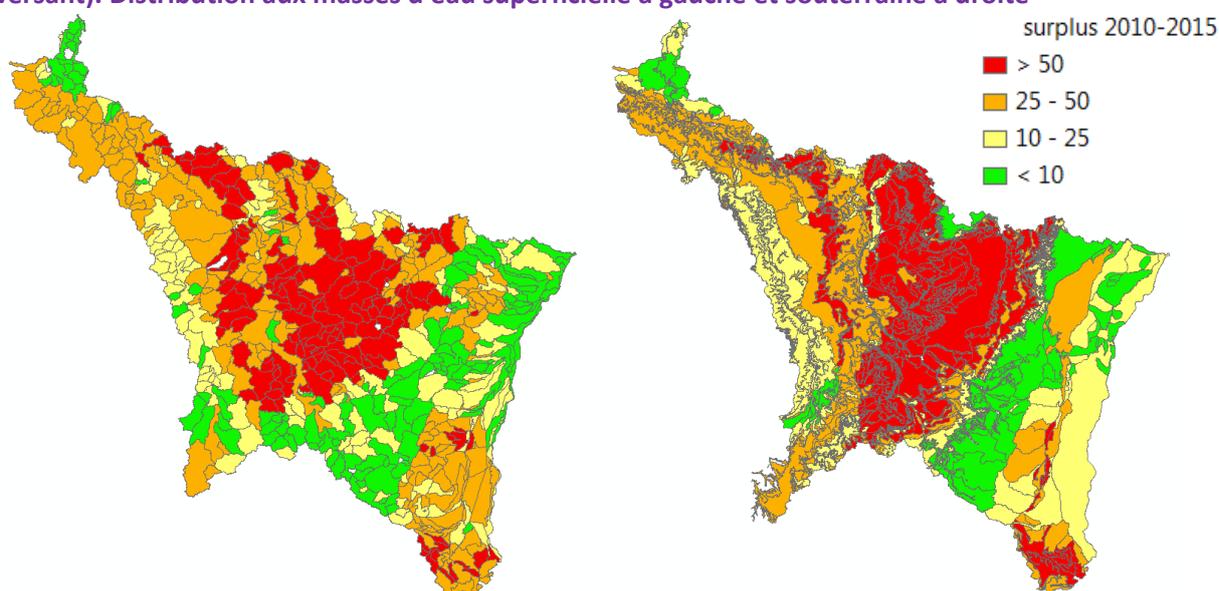
<sup>26</sup> Rizzo D., Godfroy G., Benoît M., 2013. Pressions agricoles sur les ressources en eau : évolution du risque nitrate dans les bassins de la Meuse et de la Moselle. Rapport final du projet DynaMM'Eau. INRA. 83 pages.

La limite entre pression moyenne et forte est proposée à 25 kg N.ha<sup>-1</sup> pour tenir compte de l'effet de dilution par les zones non agricoles au lieu des 30 kg N.ha<sup>-1</sup> de la littérature.

En effet, pour les surfaces cultivées, au-delà d'un excédent de 30 kg N.ha<sup>-1</sup>, la teneur observée<sup>27</sup> en nitrate dans les eaux issues des surfaces concernées dépasse la limite légale de 50 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup>.

Ainsi les **tonnages d'azote présents dans les surplus (moyenne sur 6 ans entre 2010 et 2015) rapportés aux surfaces totales** des bassins versant de masses d'eau permettent de définir les pressions sur les eaux superficielles et souterraines (voir cartes ci-après). Dans cette évaluation, seuls sont pris en compte les niveaux affleurants<sup>28</sup> des masses d'eau souterraine (nouveau référentiel utilisé pour l'état des lieux 2019 et le SDAGE 2022-2027) avec comme répartition les unités de travail définies par le BRGM<sup>29</sup>.

**Moyenne des surplus azotés 2010-2015 sur le bassin Rhin-Meuse (kg d'azote par ha de bassin versant). Distribution aux masses d'eau superficielle à gauche et souterraine à droite**



Cette représentation illustre une pression actuelle très forte sur le plateau lorrain.

<sup>27</sup> Benoît M., Saintôt D., Gaury F., 1995. Mesures en parcelles d'agriculteurs des pertes en nitrates. Variabilité sous divers systèmes de culture et modélisation de la qualité de l'eau d'un bassin d'alimentation. C.R. Acad. Agric., 81(4): 175-188.

<sup>28</sup> Les niveaux affleurants des masses d'eau souterraine portent également la dénomination 'niveau 1'.

<sup>29</sup> Gourcy L., Pinson S., Surdyk N., 2017. Description de la méthode appliquée à l'échelle nationale pour l'analyse pression-impact du nitrate sur les eaux souterraines. Rapport final. BRGM/RP-67428-FR, 112 p., 86 ill., 2 ann.

# Dynam'eau

## Pressions agricoles sur les ressources en eau : évolution du risque nitrate dans les bassins de la Meuse et de la Moselle

(Extraits de : Rizzo D., Godfroy G., Benoît M., 2013. Rapport final du projet DynaMM'Eau. INRA. 83 pages).

Cette étude a mobilisé une base d'information spatialement dense, sur la longue durée, avec des outils statistiques robustes, sur le secteur du **bassin de la Meuse et de la Moselle**. Elle montre une diminution sur la période 1994 à 2007 de la proportion des balances<sup>30</sup> azotées élevées (supérieures à 30 kg N.ha<sup>-1</sup>) sur les parcelles agricoles<sup>31</sup>. Cependant, **56% présentent un excédent d'azote important**, voire très important : certaines classes de balances azotées très élevées (entre 270 et 300 kg N.ha<sup>-1</sup>) sont constituées d'un nombre encore conséquent de parcelles.

Les balances d'azote prises dans leur globalité ne suivent pas de distribution homogène, ce qui montre d'importantes **disparités** dans les modes de gestion des flux d'azote sur les exploitations. La queue de distribution tendant vers les valeurs importantes révèle des excès de fertilisation fréquents.

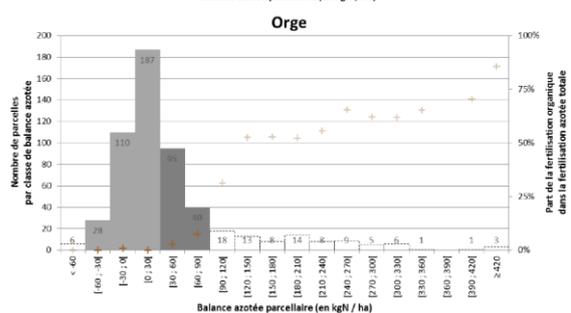
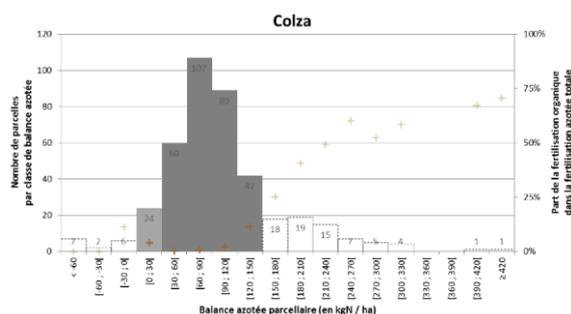
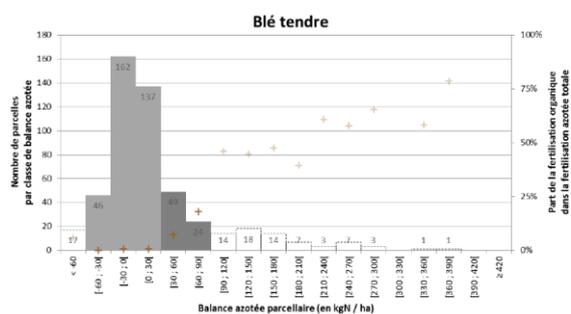
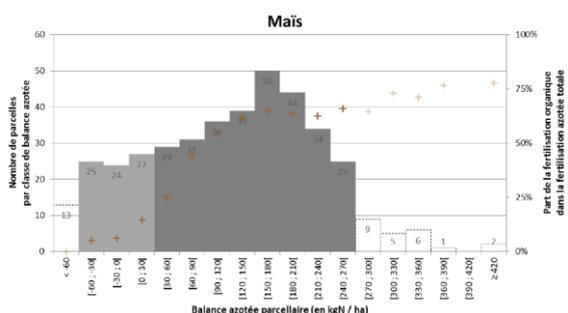
Quant à la part de **fertilisation organique** sur la fertilisation totale, elle apparaît d'autant plus grande que l'excès d'azote à l'hectare est important. Un constat aussi tranché peut par exemple s'expliquer par un fort chargement en fertilisants organiques des parcelles (parfois peu nombreuses) ou cultures pouvant recevoir des effluents d'élevage, par la fenêtre temporelle limitée pour les épandages et conduisant également à une concentration des épandages, ou encore par les difficultés de maîtrise de la minéralisation des fertilisants organiques.

Il existe également un **contraste** entre les cultures.

Le **maïs** voit sa balance très déséquilibrée : trois quarts des parcelles ont une balance supérieure à 30 kg N.ha<sup>-1</sup>, et la classe la plus représentée est celle des 150 à 180 kg N.ha<sup>-1</sup>. Pour contrebalancer ce constat, les surfaces en maïs diminuent depuis 1992.

Le **colza** a également une balance déséquilibrée : 80 % des parcelles ont une balance supérieure à 30 kg N.ha<sup>-1</sup>, et la classe la plus représentée est celle des 60 à 90 kg N.ha<sup>-1</sup>. Contrairement au maïs, les surfaces de colza ont crû considérablement entre 1981 et 2010, passant de 2% à 5% de la surface des bassins, soit plus du double des surfaces en maïs en 2010.

Le **blé d'hiver** et l'**orge d'hiver** ont des profils semblables : plus de la moitié des balances sont inférieures à 30 kg N.ha<sup>-1</sup>, le blé ayant les balances les plus modestes avec la classe la plus représentée entre -30 et 0 kg N.ha<sup>-1</sup>, alors que pour l'orge il s'agit de la classe 0 à 30 kg N.ha<sup>-1</sup>. Les évolutions de surfaces sont favorables car les surfaces en blé croissent de 5 à 10 % et celles en orge passent de 7 à 5 %.



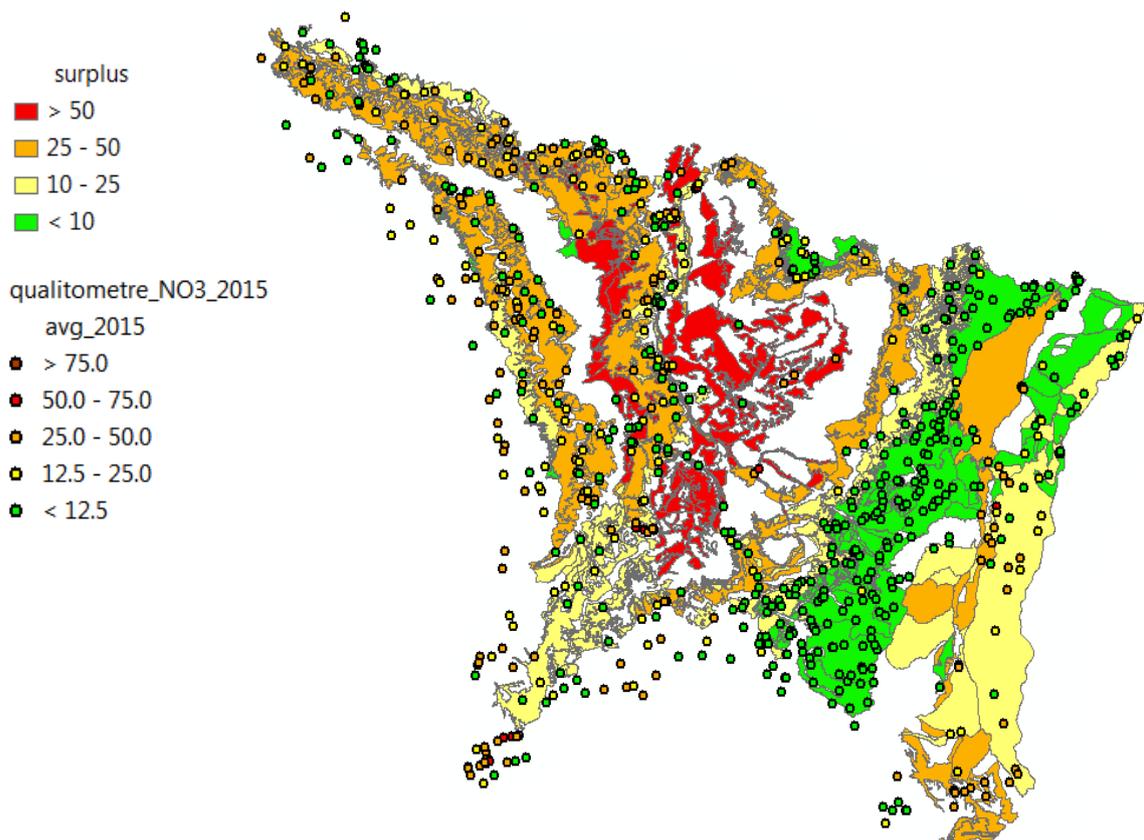
<sup>30</sup> La balance azotée est appliquée à un système de culture dans son intégralité spatiale et temporelle (méthode BASCULE). La balance azotée tient compte des successions de cultures contrairement au modèle CASSIS\_N.

<sup>31</sup> L'échantillon représente près de 2000 parcelles.

Afin de prendre en compte le **décalage temporel** entre la pression pouvant impacter les **eaux souterraines** et l'arrivée du polluant dans la nappe, il est nécessaire d'utiliser les données historiques sur la pression. Les travaux du Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM)<sup>32</sup> ont permis d'estimer les temps de transfert en zone non saturée avant d'atteindre les eaux souterraines et donc de déterminer la période de référence de la pression (moyenne sur 5 ans). Le décalage dans le temps entre pression et impact a été abordé par deux méthodes complémentaires : l'estimation des temps de transfert dans la zone non saturée et les âges apparents des eaux souterraines pour la zone saturée notamment dans les zones fluvio-glaciaires.

La carte ci-après représente la pression recalée en azote (ou historique) qui impacte aujourd'hui les eaux souterraines ainsi que les concentrations moyennes en nitrate observées en 2015 dans les qualitomètres<sup>33</sup>. La bonne correspondance entre classe de surplus qui atteint la nappe en 2015 et qualité mesurée en 2015, incite à utiliser cette représentation de la **pression recalée** pour les eaux souterraines, et augmente la confiance dans les données de surplus utilisées.

**Moyenne des surplus azotés de la période recalée qui impacte en 2015 les masses d'eau souterraine du bassin Rhin-Meuse (kg N.ha<sup>-1</sup> de bassin versant) et concentration moyenne en 2015 en nitrate des qualitomètres (mg.L<sup>-1</sup>). [Absence d'estimation des temps de transfert pour les zones blanches]**



<sup>32</sup> Gourcy L., Pinson S., Surdyk N., 2017. Description de la méthode appliquée à l'échelle nationale pour l'analyse pression-impact du nitrate sur les eaux souterraines. Rapport final. BRGM/RP-67428-FR, 112 pages, 86 ill., 2 ann.

<sup>33</sup> Station de mesure de la qualité des eaux souterraines en un point d'eau où l'on effectue des prélèvements en vue d'analyses physico-chimiques, bactériologiques..., pour déterminer la qualité de l'eau qui en est issue.



La **pression 'azote agricole'** est définie grâce au modèle CASSIS\_N :

- ✓ **eaux de surface** : la pression moyenne 2010-2015
- ✓ **eaux souterraines** : la pression recalée responsable de l'impact actuel (moyenne sur 5 ans de la période qui atteint les eaux souterraines en 2015).

## 1.2 La caractérisation de la vulnérabilité

La caractérisation de la vulnérabilité 'azote' consiste à évaluer la sensibilité du milieu récepteur.

La **vulnérabilité du milieu aux transferts** est appréciée par des adaptations des méthodes nationales qui s'appuient sur des approches descriptives et expertes pour évaluer le risque de contamination des eaux par l'azote :

- l'adaptation de la méthode NUTTING'N<sup>34</sup> (**eaux de surface**), une approche empirique calibrée sur des bassins versants en France (méthode identique à celle de l'État des lieux ( cycle 2, 2013) ) :
  - caractéristique des bassins versants : hydromorphie, couverture de forêt, pluie efficace ;
  - caractéristique du réseau hydrographique : densité du réseau hydrographique, temps de transfert de l'eau dans le réseau hydrographique, profondeur moyenne du réseau de la masse d'eau ;
- l'adaptation de la méthode BRGM du nitrate<sup>35</sup> (**eaux souterraines**)
  - susceptibilité de transfert vers les eaux souterraines : Indice de développement et de persistance des réseaux 'IDPR'.

Pour les **eaux souterraines** du bassin Rhin-Meuse, la médiane des **Indices de développement et de persistance des réseaux (IDPR)** par unité de travail des masses d'eau souterraine est retenue pour l'analyse de **vulnérabilité** aux transferts. Les classes de répartition de l'Indice de développement et de persistance des réseaux 'IDPR' sont définies ainsi :

Niveau	Type	Indice de développement et de persistance des réseaux 'IDPR'	Susceptibilité de transfert vers les eaux souterraines
3	Infiltrant	< 800	Forte
2	Mixte	800 -1200	Moyenne
1	Ruiselant	> 1200	Faible



Le modèle NUTTING'N pour les eaux superficielles a été utilisé dans une version identique à celle de l'État des lieux cycle 2 (2013), car l'actualisation du modèle<sup>36</sup> a été réalisée à partir des zones hydrologiques<sup>37</sup> et la réagrégation aux masses d'eau de surface n'était pas concluante.

Ce choix permet également de conserver la méthode et de voir l'impact de l'évolution de la pression.

<sup>34</sup> Dupas R., Gascuel C., 2012. Estimation des émissions d'azote d'origine agricole à l'échelle des masses d'eau continentales de surface. INRA. 19 pages.

<sup>35</sup> Gourcy L., Pinson S., Surdyk N., 2017. Description de la méthode appliquée à l'échelle nationale pour l'analyse pression-impact du nitrate sur les eaux souterraines. Rapport final. BRGM/RP-67428-FR, 112 pages, 86 ill., 2 ann.

<sup>36</sup> Ursache O., Dupas R., Moatar F., Gascuel-Oudou C., 2017. Notice technique d'utilisation des modèles Nutting pour le calcul des émissions d'azote et de phosphore vers les eaux de surface. INRA. 20 pages.

<sup>37</sup> Les zones hydrologiques sont d'anciennes délimitations du bassin avant la mise en place de la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE.

### 1.3 La caractérisation de l'impact

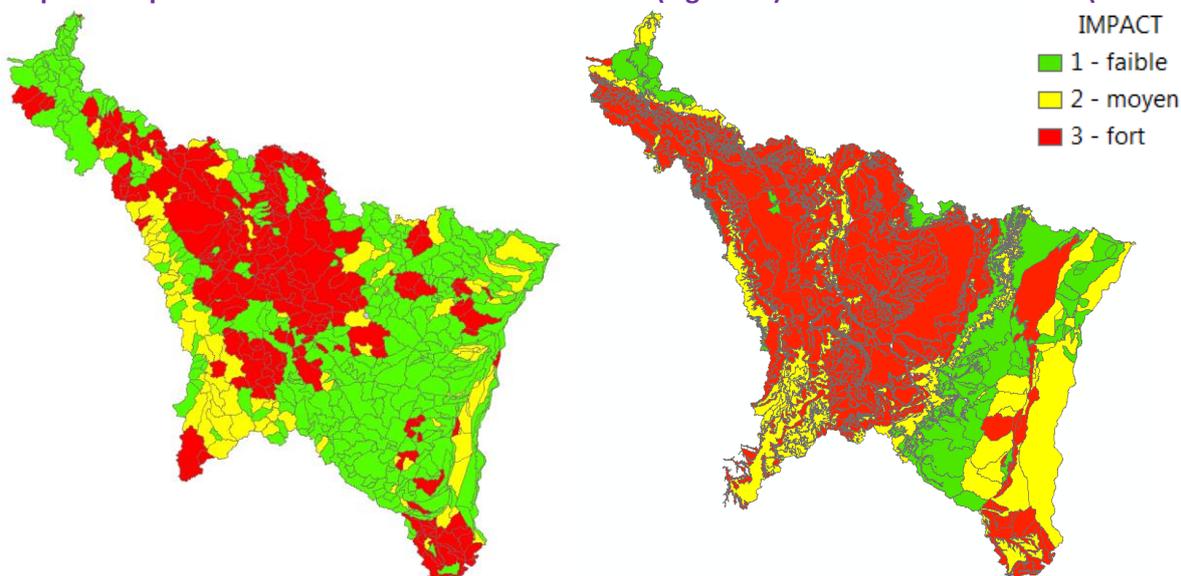
L'impact « nitrate » est estimé en croisant la vulnérabilité avec les pressions préalablement définies.

L'impact est évalué à partir de :

- **la pression nitrate :**
  - o moyenne inter-annuelle des surplus ;
- **la vulnérabilité du milieu aux transferts :**
  - o adaptation de la méthode NUTTING'N (**eaux de surface**) ;
  - o adaptation de la méthode BRGM nitrate (**eaux souterraines**) ;
- **l'état des masses d'eau :** analyses effectuées entre 2015 et 2017.

Les masses d'eau fortement impactées par le nitrate sont situées sur le plateau lorrain, l'amont de la Meuse et le Sundgau.

#### Impact des pressions azotées sur les eaux de surface (à gauche) et les eaux souterraines (à droite)



Le seuil d'impact moyen est fixé à :

- 18 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> la valeur guide<sup>38</sup> pour anticiper la protection de la Mer du Nord pour les masses d'eau de surface ;
- 40 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> soit 80% de la valeur guide pour la potabilité de l'eau (50 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup>) pour les masses d'eau souterraine.

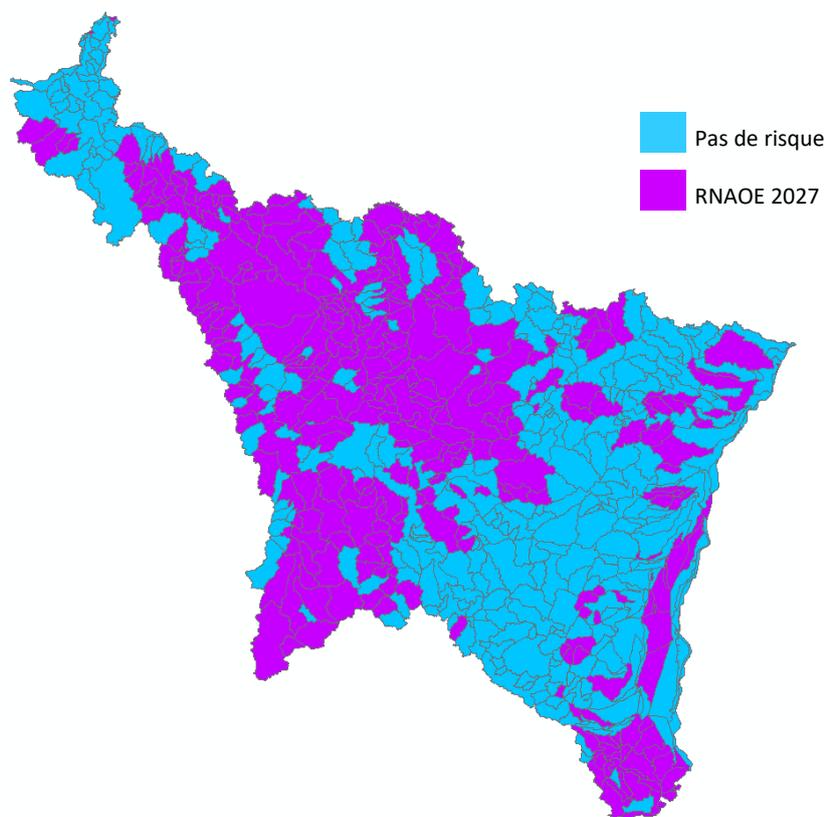
<sup>38</sup> Cette valeur est éventuellement abaissée à 14,4 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> soit 80% de la valeur guide, lors de fortes pressions.

#### 1.4 Le Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux pour les masses d'eau (RNAOE) 2027

En l'absence de scénario tendanciel qui influencerait sur les pressions dues à l'azote agricole, le Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) pour les masses d'eau en 2027 s'appuie sur l'impact actuel des pressions (moyen ou fort) et l'état actuel (moins que bon) des masses d'eau.

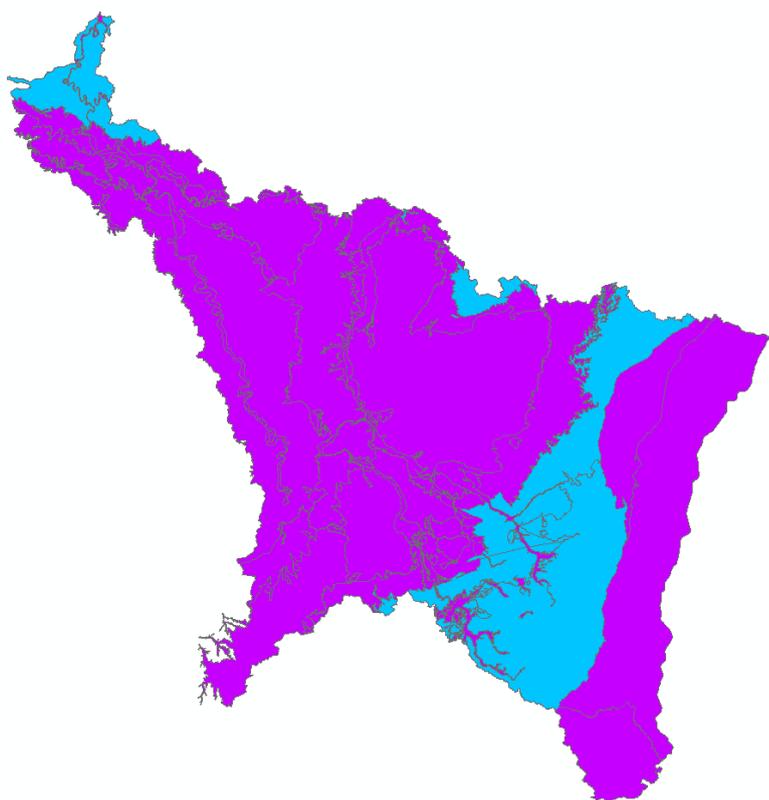
Les pressions significatives, à l'origine d'un Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) pour les masses d'eau, sont présentées sur les cartes ci-après. Il s'agit des pressions contribuant au Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux en 2027.

##### Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) 2027 liés à l'azote agricole sur les masses d'eau de surface



Le risque lié à l'azote agricole concerne 43% des masses d'eau de surface (rivières et plans d'eau).

Secteur	Risque d'enrichissement en nutriments lié à l'azote agricole (nombre de ME de surface)	Risque d'enrichissement en nutriments lié à l'azote agricole (% de ME de surface)
Meuse	67	47%
Moselle-Sarre	140	49%
Rhin supérieur	70	33%
<b>RHIN-MEUSE</b>	<b>277</b>	<b>43%</b>



Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) 2027 liés à l'azote agricole sur les masses d'eau souterraine



Le risque lié à l'azote agricole concerne 73% des masses d'eau souterraine.

#### Niveaux de pression, vulnérabilité, impact des masses d'eau souterraine

[1 - faible, 2 - moyen, 3 - fort]

Code	Nom de la Masse d'eau	Pression	Vulnérabilité	Impact
G101	Nappe d'Alsace, Pliocène de Haguenau et Oligocène	2	2	2
G102	Sundgau et Jura alsacien	3	2	3
G103	Socle du massif vosgien	1	2	1
G104	Grès du Trias inférieur au sud de la faille de Vittel	1	2	1
G105	Grès du Trias inférieur au nord de la faille de Vittel	1	2	1
G106	Calcaires et argiles du Muschelkalk	3	2	3
G107	Domaine du Lias et du Keuper du plateau lorrain versant Meuse	2	2	2
G108	Domaine du Lias et du Keuper du plateau lorrain versant Rhin	3	2	3
G109	Calcaires du Dogger versant Meuse nord	3	2	3
G110	Calcaires du Dogger des côtes de Moselle versant Rhin	3	3	3
G111	Calcaires du Dogger versant Meuse sud	2	3	2
G112	Grès d'Hettange et formations gréseuses et argileuses du Lias et du Keuper	3	2	3
G113	Calcaires des côtes de Meuse de l'Oxfordien et du Kimméridgien et argiles du Callovo-Oxfordien	3	2	3
G114	Alluvions de la Meurthe, de la Moselle et de leurs affluents	2	2	2
G115	Alluvions de la Meuse et de ses affluents	2	2	2

Code	Nom de la Masse d'eau	Pression	Vulnérabilité	Impact
G116	Réservoir minier du bassin ferrifère lorrain de Briey-Longwy	2	3	2
G117	Champ de fractures alsacien de Saverne	3	2	3
G118	Grès du Trias inférieur du bassin houiller lorrain	1	2	1
G119	Socle du massif ardennais	1	2	1

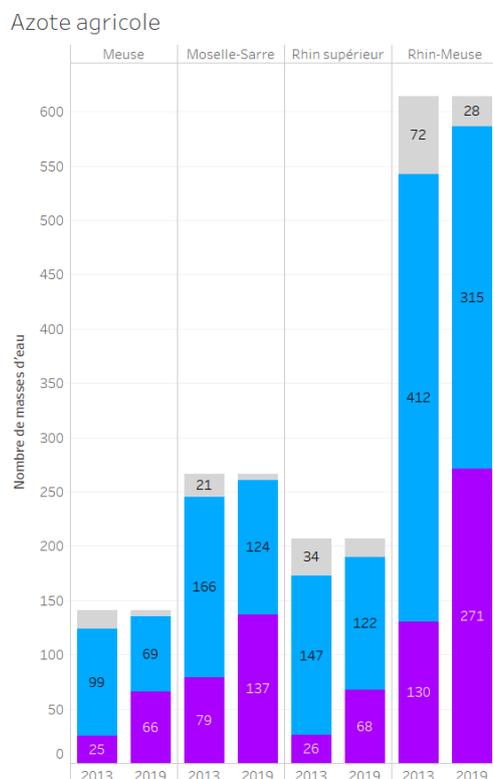
## 1.5 Quel Bilan ?

Est proposé un bilan entre les deux derniers exercices d'état des lieux (datés de 2013 et de 2019) imposés par la DCE 2000/60/CE.

Des pratiques agricoles qui s'intensifient (notamment lors des retournements de prairies), des ventes d'engrais relativement stables, des conditions climatiques peu favorables aux rendements, des surplus qui peuvent être très importants, une modification du seuil de prise en compte des pressions significatives pour le nitrate dans les eaux de surface, sont autant de facteurs pour expliquer une augmentation très forte des pressions significatives en azote liées aux pollutions diffuses agricoles.

Du point de vue quantitatif, le constat est sans appel. Les pressions significatives vis-à-vis de l'azote agricole ont fortement augmenté sur les trois secteurs de travail entre les deux états des lieux (voir illustration ci-après). En 2013, 130 masses d'eau « Rivières » étaient en pression significative vis-à-vis de l'azote agricole, ce sont 271 masses d'eau en 2019.

### Bilan des masses d'eau de surface (rivières) à pression significative « azote » d'origine agricole en 2013 et 2019 pour le bassin Rhin-Meuse et ses secteurs de travail



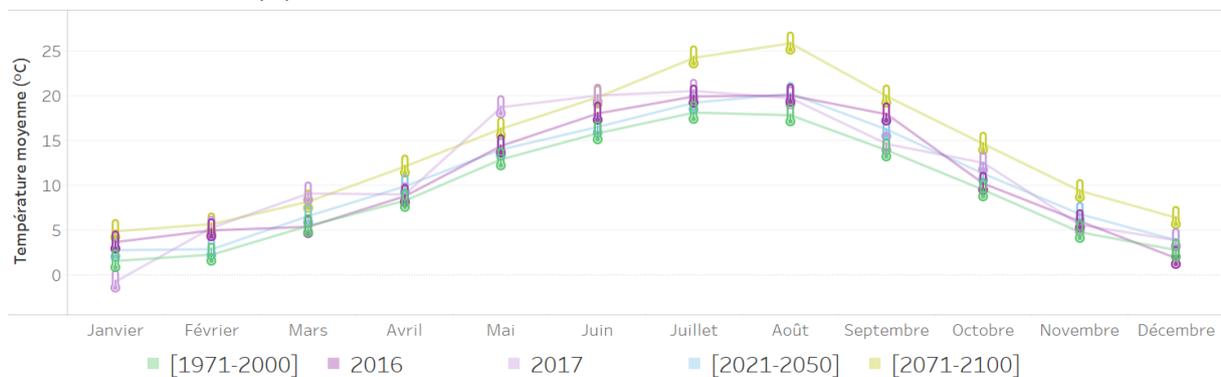
## 1.6 Et sous climat changeant ?

Les conditions climatiques des prévisions dans un futur proche [2021-2050] ou lointain [2071-2100] indiquent des automnes pluvieux et chauds (projet MOSARH21<sup>39</sup>). Ces conditions sont favorables à la **minéralisation** du nitrate induite par l'activité des micro-organismes du sol<sup>40</sup>, et au **lessivage** potentiel du nitrate vers les masses d'eau.

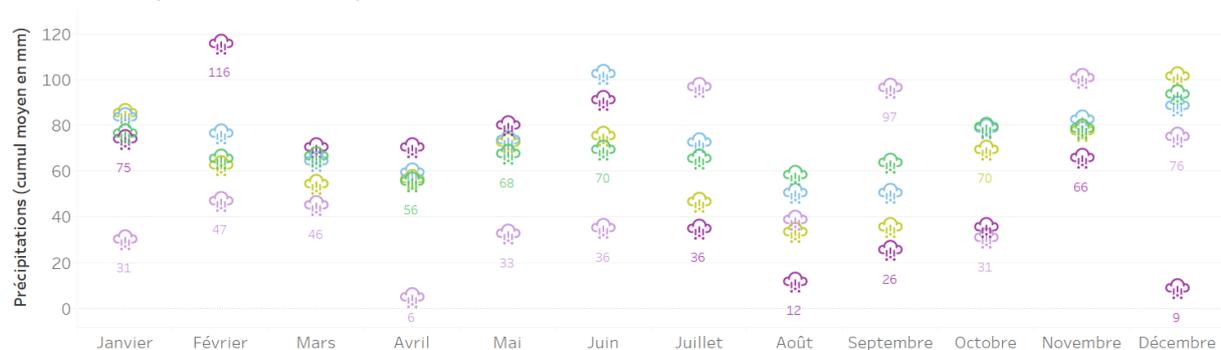
Les projections concernant les scénarios RCP 8.5 (voir illustration ci-après) indiquent que les températures observées en 2016 et en 2017 sont voisines et éventuellement supérieures à celles des projections du futur proche [2021-2050]. Les pics de concentrations en nitrate observés sur le bassin Rhin-Meuse pour les années 2016 et 2017 (confirmation également en 2018) sont plus élevés que les années précédentes et effacent les faibles progrès observés depuis 30 ans<sup>41</sup>.

### Températures moyennes (°C) et précipitations (mm) mensuelles dans le bassin du Rupt de Mad pour les années observées 2016, 2017, [1971-2000], et les périodes projetées [2021-2050] et [2071-2100] (source MOSARH21)

Températures moyennes (°C)



Précipitations (cumul moyen en mm)



<sup>39</sup> Thirel G., Gerlinger K., Perrin C., Droque G., Renard B., 2018. Évolutions des débits futurs sur le bassin du Rhin en contexte de changement climatique. Une évaluation actualisée avec les simulations climatiques du 5<sup>e</sup> rapport du GIEC. Rapport final du projet MOSARH21. IRSTEA. 94 pages.

<sup>40</sup> Cattin G., Guichard L., Jannot P., Justes E., Laurent F., Machel J.-M., 2002. Lessivage des nitrates en systèmes de cultures annuelles. Diagnostic du risque et propositions de gestion de l'interculture. Comifer groupe Azote, sous-groupe "interculture". 41 pages.

<sup>41</sup> Comité agricole de bassin Rhin-Meuse, 2019. Évolution de la qualité des ressources en eau en 2018 : premières observations et éléments d'explication. Dossier de séance - 14 juin 2019. Point 4. pp 77-85.



La **durabilité du modèle agricole** privilégiant le développement des surfaces céréalières au détriment des prairies permanentes dans des secteurs où les sols ne sont pas favorables (sols argileux à faible réserve utile, sensibles à la sécheresse et aux excès d'eau et nécessitant un drainage facilitant les transferts rapides de nitrate vers les cours d'eau) se pose clairement dès à présent et le sera d'autant plus dans un futur proche compte tenu du changement climatique en cours.

## 2 - L'élevage

En élevage, l'essentiel de l'azote provient des grains, de tourteaux et des fourrages, eux-mêmes produits en partie avec des engrais minéraux azotés. Ensuite, la **transformation de l'azote** des végétaux en produits animaux est un processus peu efficace : moins (voire beaucoup moins) de la moitié de l'azote apporté se retrouve dans le lait, les œufs ou la viande sous forme de protéines. Le reste repart dans l'environnement pour y être recyclé, transformé, stocké ou bien transféré vers l'air, l'eau et le sol et peut alors être **source de pollution**. Cette faible efficacité biotechnique est associée à une faible efficacité financière et énergétique de la ressource azotée, ce qui interroge sa durabilité<sup>42</sup>.

### 2.1 La pression due à l'élevage

Les émissions de matières organiques et de nutriments (azote et phosphore) issues de l'élevage se produisent dans les bâtiments d'élevage, les zones de stockage des effluents, lors du pâturage des animaux, ou de l'épandage des effluents des animaux au champ.

Les **pressions dues aux élevages** sont estimées à partir des **densités d'élevages** en zone agricole. Par définition, une Unité gros bovin (UGB-N) rejette 100 kg d'azote par an. La pression est déterminée en effectuant le rapport entre le nombre d'UGB-N et la surface agricole disponible sur la masse d'eau de surface. Les seuils utilisés pour définir les niveaux de pressions sont :

Niveau	Niveau de Pression	Densité (UGB-N.ha <sup>-1</sup> )
1	faible	< 0.3
2	moyen	0.3 – 1.4
3	fort	> 1.4

### NATURE ET SOURCE DES DONNEES

Un programme mené en partenariat entre l'Institut national de la recherche agronomique (INRA - Observatoire du développement rural (ODR) et Agrosystèmes territoires ressources (ASTER)) et l'Agence française pour la biodiversité (AFB), propose sur la plate-forme de l'ODR<sup>43</sup>, un certain nombre d'indicateurs dit "simples" spatialisés à des niveaux administratifs fins. L'UGB a été calculé à l'aide de la Base de données nationale d'identification (BDNI) grâce aux traitements effectués par l'INRA.

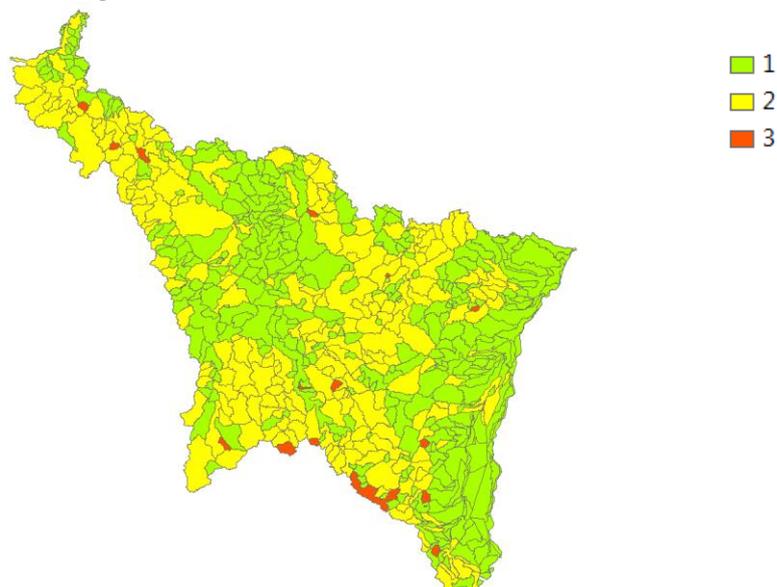
L'année 2015 a été utilisée à l'échelle communale (voir tableau ci-contre). Le secret statistique

<sup>42</sup> Peyraud J.-L., Cellier P., Donnars C., Réchauchère O. (coord.), Aarts F., Béline F., Bockstaller C., Bourblanc M., Cellier P., Delaby L., Dourmad J.Y., Dupraz P., Durand P., Faverdin P., Fiorelli J.L., Gaigné C., Kuikman P., Langlais A., Le Goffe P., Lescoat P., Morvan T., Nicourt C., Parnaudeau V., Rochette P., Vertes F., Veysset P., 2012. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective. INRA (France), 68 pages.

<sup>43</sup> L'Observatoire du développement rural est une plate-forme logicielle, créée et gérée par l'INRA

(lorsque deux exploitations ou moins sont concernées) ou l'absence d'information concernent 43% des communes du bassin Rhin-Meuse, la pression est donc sous-estimée. De plus, la base de données contient l'ensemble des informations d'identification et de traçabilité des animaux de l'espèce bovine, cela engendre également une sous-estimation de la pression due aux autres types d'élevage.

### Niveaux de pression due à l'élevage



## 2.2 La caractérisation de l'impact de l'élevage

Les impacts '**enrichissement en nutriments**' (azote et phosphore) et '**enrichissement en matières organiques**' de l'élevage sont estimés à partir des pressions calculées précédemment.

L'impact est évalué à partir de :

- **des pressions élevage** : rapport entre le nombre d'UGB-N et la surface agricole disponible sur la masse d'eau ;
- **de l'état de la masse d'eau** : centile 90 des données 2015-2017 ou résultats de modélisation

État	Pression	Impact
1	1	1
1	2	1
1	3	1
2	1	1
2	2	1
2	3	2
3	1	1
3	2	2
3	3	3
4	1	2
4	2	2
4	3	3
5	1	2
5	2	3
5	3	3

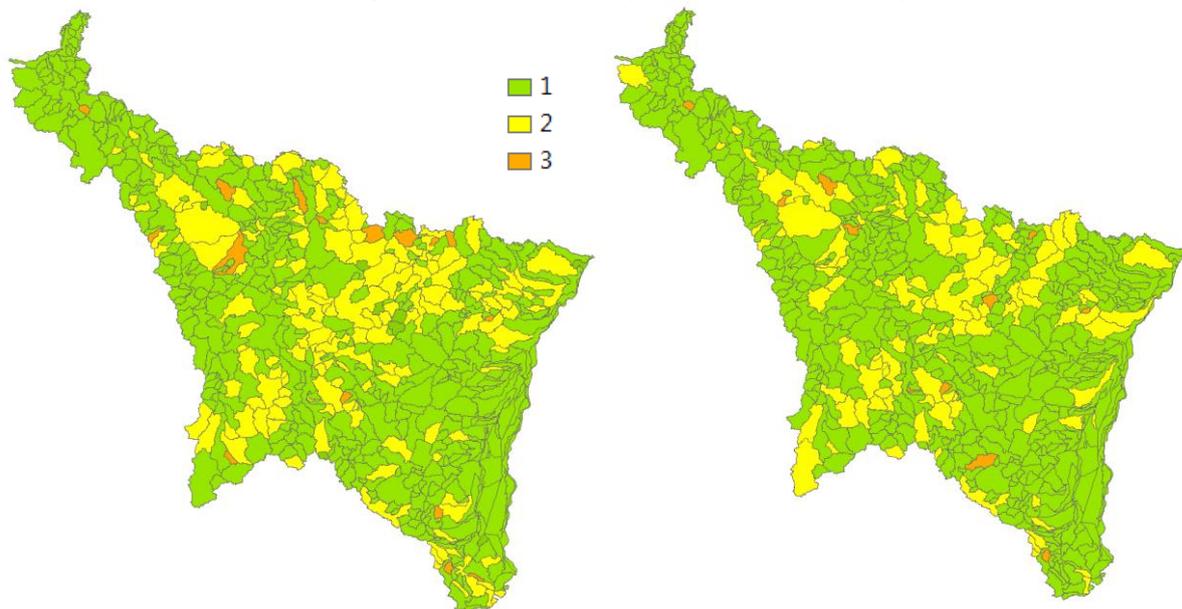
- bilans azote et bilan phosphore ;
- bilan oxygène.

Les règles de détermination de niveau d'impact sont :  
(impact 1 : faible ; 2 : moyen ; 3 : fort)

Lorsque la pression est nulle (pas d'élevage recensé sur la masse d'eau), l'impact est mis au plus bas niveau (faible).

Lorsque l'état n'est pas déterminé (cas des zones endoréiques par exemple), l'impact est mis en « inconnu ».

### Impacts de l'élevage sur les masses d'eau de surface, enrichissement en nutriments à gauche et enrichissement en matières organiques à droite (impact 1 : faible • 2 : moyen • 3 : fort)



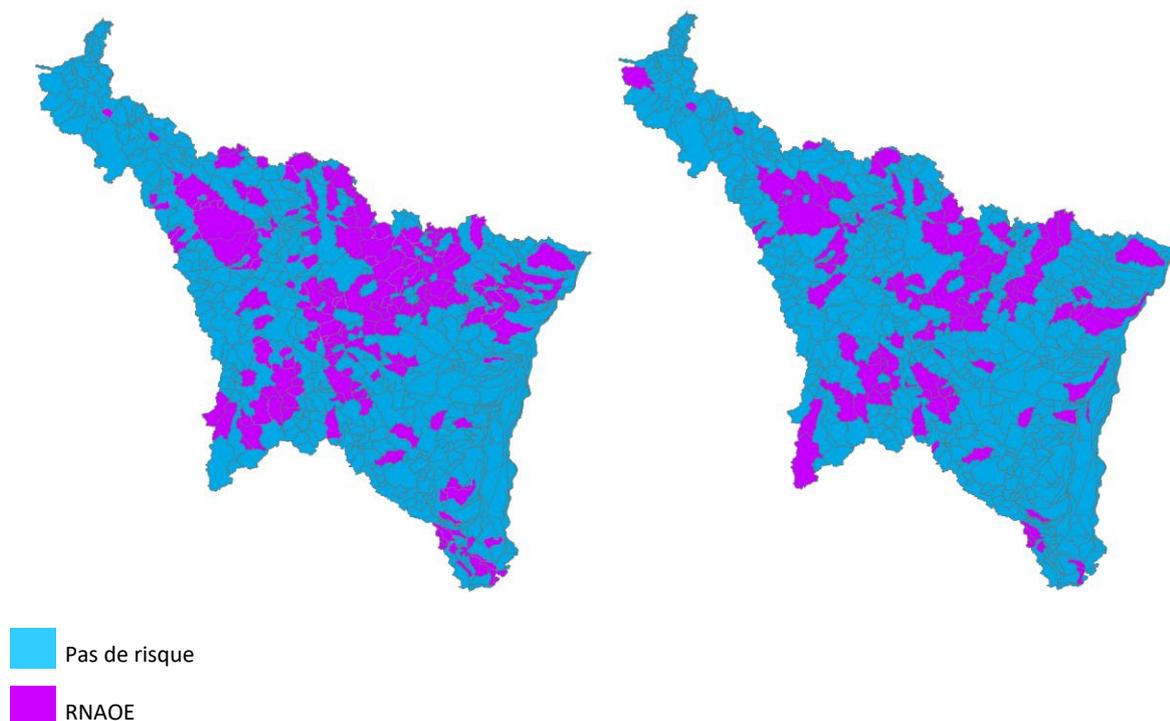
La **pression** est calculée comme le rapport entre le nombre d'UGB-N et la surface agricole disponible sur la masse d'eau.  
Les **impacts** sont établis en fonction du niveau de pression et de l'état de la masse d'eau.

### 2.3 Le Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) en 2027 pour les masses d'eau

En l'absence de scénarios tendanciels qui influeraient sur les pressions dues aux élevages, le Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) pour les masses d'eau en 2027 s'appuie sur l'impact actuel des pressions (moyen ou fort) et l'état actuel (moins que bon) des masses d'eau.

Les pressions significatives, à l'origine d'un Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux pour les masses d'eau, sont présentées sur la carte ci-après.

### Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) liés à l'élevage sur les masses d'eau de surface, enrichissement en nutriments à gauche et enrichissement en matières organiques à droite



Le risque lié aux élevages concerne 29% des masses d'eau pour l'enrichissement en nutriments (azote et phosphore) et 20% pour l'enrichissement en matières organiques.

Secteur	Risque d'enrichissement en nutriments lié aux élevages (nombre de ME)	Risque d'enrichissement en nutriments lié aux élevages (% de ME)
Meuse	23	20%
Moselle-Sarre	100	43%
Rhin supérieur	35	23%
<b>RHIN-MEUSE</b>	<b>158</b>	<b>29%</b>

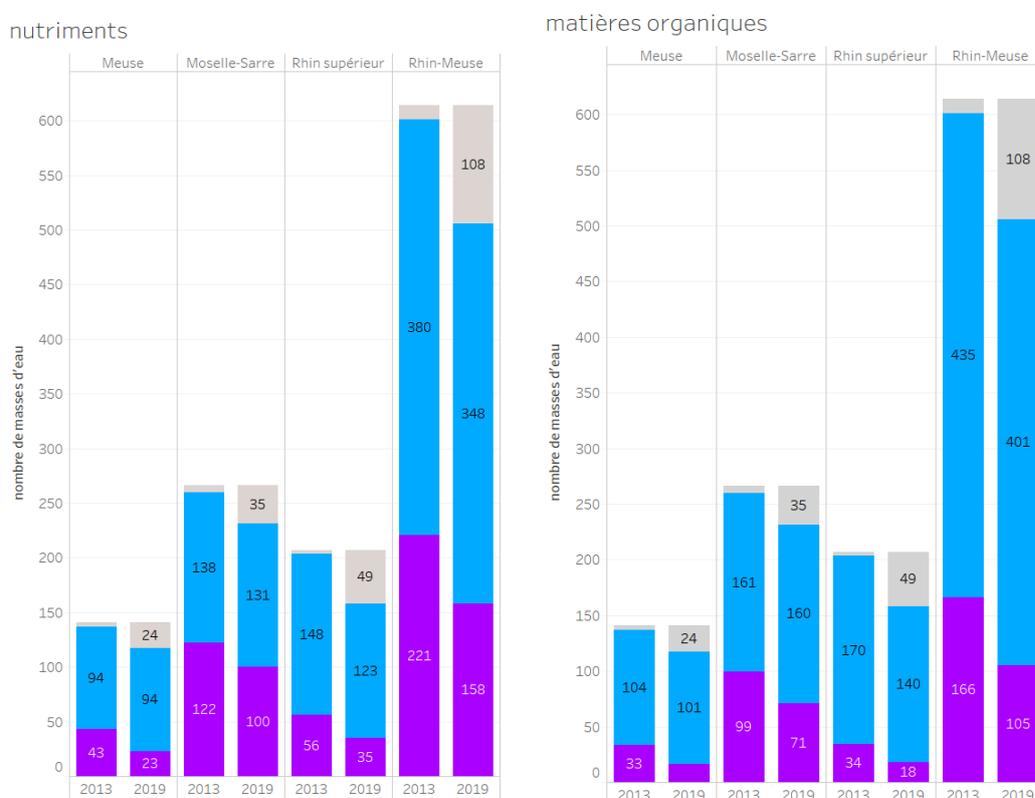
Secteur	Risque d'enrichissement en matières organiques lié aux élevages (nombre de ME)	Risque d'enrichissement en matières organiques lié aux élevages (% de ME)
Meuse	16	15%
Moselle-Sarre	71	29%
Rhin supérieur	18	14%
<b>RHIN-MEUSE</b>	<b>105</b>	<b>20%</b>

## 2.4 Quel Bilan pour l'élevage ?

Est proposé un bilan entre les deux derniers exercices d'état des lieux (datés de 2013 et de 2019) imposés par la DCE 2000/60/CE.

La pression est restée globalement constante. Cependant, le nombre de masses d'eau à pression significative liée à l'élevage a nettement diminué entre 2013 et 2019 pour le risque engendré par l'enrichissement en nutriments et en moindre mesure pour le risque engendré par l'enrichissement en matières organiques (voir illustration ci-après). Cette observation concerne les trois secteurs Meuse, Moselle-Sarre et Rhin supérieur, probablement du fait de l'amélioration générale des macropolluants (hors nitrate).

**Décompte du nombre de masses d'eau (rivières) à pression significative liée à l'élevage pour les impacts de type enrichissement en nutriments à gauche et enrichissement en matières organiques à droite, en 2013 et 2019 pour le bassin Rhin-Meuse et ses secteurs de travail**



## 3 - Le carbone, l'azote, le phosphore domestiques et industriels

Les eaux usées **domestiques** résultent du lavage (vaisselle, lessive, bain, douche), d'un mélange de matières fécales et de sous-produit industriel mélangé à l'eau (boissons, huiles de cuisine, pesticides, huiles de graissage, liquides de peinture, de nettoyage, etc.).

Les **eaux pluviales** proviennent des précipitations collectées par les toits, les trottoirs. Les eaux de ruissellement urbain peuvent provenir d'eau de pluie ou de lavage, qui se sont écoulées sur des

surfaces imperméables susceptibles d'être polluées (présence éventuelle de divers polluants comme les hydrocarbures ou les poussières d'usure des pneumatiques).

Les **eaux usées industrielles** dépendent de l'activité qui les a engendrées et peuvent donc être très variées (eau résiduaire produite au cours de la fabrication du papier, évacuation d'installation de traitement d'eaux d'égout, drainage industriel d'un site, décharge illégale de pesticides, d'huiles usagées, etc.).

### 3.1 La caractérisation de la pression domestique ou industrielle

La caractérisation de la pression domestique s'appuie sur la **population** des communes, la connaissance d'un **raccordement** à un ouvrage d'épuration, et la connaissance de la présence d'**assainissement autonome**.

#### ORIGINE DES DONNEES

La population des communes est estimée à partir des données de l'Institut national de la statistique et des études économiques (INSEE - population de 2016).

Les données concernant les **rejets domestiques** sont issues de la base de données ouvrages eaux usées de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse (connaissance des stations d'épuration et raccordement des communes à ces ouvrages).

Les données sur les **rejets industriels raccordés ou isolés** proviennent de différentes bases. Les données d'auto-surveillance effectués en 2017 ou à défaut en 2016 sont utilisées en priorité. Sinon les flux annuels issus du site Gestion électronique du registre des émissions polluantes (GEREP, 2017) sont pris en compte. Les flux journaliers sont alors établis à partir du nombre de jours d'activités (s'il est connu sinon 250 jours).

Les rejets **urbains non collectés** sont estimés à partir des taux de collecte reconstitués grâce aux entrées azotées au niveau des ouvrages d'épuration, de la population et des charges industrielles raccordées à l'ouvrage (année 2017) et de la connaissance de l'assainissement autonome.

L'**assainissement autonome** est estimé à partir des investissements financés par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse.

#### **Rejets d'un Équivalent-habitant (EH)**

Demande chimique en oxygène (DCO) :  $117 \text{ g.j}^{-1}.\text{EH}^{-1}$

Azote réduit (NR) :  $11 \text{ g.j}^{-1}.\text{EH}^{-1}$

Phosphore (Pt) :  $1,5 \text{ g.j}^{-1}.\text{EH}^{-1}$

#### REPARTITION DES PRESSIONS SUR LES MASSES D'EAU

Les pressions sont localisées à l'aide du modèle PEGASE (voir encadré ci-après).

Le débit utilisé est le centile 10 des débits de l'année modélisée par PEGASE, en l'occurrence 2016.

Le principe de définition des niveaux de **pressions significatives** des matières organiques et des nutriments pour les masses d'eau de surface, repose sur la détermination d'un niveau de pression à l'échelle de la masse d'eau selon des seuils.

L'impact de la pression est ensuite apprécié selon son niveau et l'état de la masse d'eau (nutriments ou matières organiques).

La méthode est identique à celle proposée lors du cycle 2 (2016-2021). La seule différence réside dans l'appréciation des pressions significatives pour cause de seuil concernant les ouvrages d'épuration de plus de 10 000 Équivalent-habitants (EH) qui n'est plus utilisé.

#### L'utilisation du modèle PEGASE

Le modèle PEGASE<sup>44</sup> (Planification et gestion de l'assainissement des eaux) a été développé afin d'orienter les choix en matière de gestion des eaux de surface par le calcul prévisionnel et déterministe de la qualité des eaux en fonction des apports et rejets polluants, dans des conditions hydrologiques diverses. PEGASE est un modèle intégré bassin versant/réseau hydrographique. PEGASE représente les rejets urbains, les rejets industriels, le rôle des stations d'épuration, les rejets dus aux activités d'élevage et les apports diffus des sols. Le modèle calcule explicitement les mécanismes d'autoépuration dans les cours d'eau et l'évolution de l'eutrophisation.

À chaque tronçon de 200 mètres (68 814 tronçons au total pour le bassin Rhin-Meuse) sont associées 365 concentrations journalières correspondant à l'année 2016, choisie pour sa représentativité. Le centile 90 correspondant est alors évalué pour chaque tronçon. Il s'agit de la valeur numérique en dessous de laquelle se trouvent 90 % de ces 365 valeurs. Cette méthode est conforme à l'arrêté "Évaluation" de l'état des masses d'eau de surface qui requiert l'utilisation de la méthode du calcul du centile 90 pour évaluer l'état des cours d'eau pour les éléments physico-chimiques soutenant la biologie hors polluants spécifiques.

Pour chaque masse d'eau, le centile 80 est ensuite calculé. La concentration obtenue est comparée avec la grille de qualité de l'arrêté relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface.

Seules les masses d'eau sans réseau de surveillance ont leur qualité physico-chimique définie par les résultats de modélisation. Les concentrations ainsi obtenues sont utilisées pour déterminer l'état des masses d'eau.

En premier lieu, sont caractérisés les flux émis pour chaque type de pression selon la nomenclature présentée dans le tableau ci-après.

#### Nomenclature des types de pressions domestiques et industrielles

(EH : Équivalent-habitant ; IED : directive 2010/75/UE relative aux émissions industrielles)

Code	Pression
1.1.1	Ponctuelle - STEP < 2000 EH
1.1.2	Ponctuelle - STEP de 2 000 à 10 000 EH
1.1.345	Ponctuelle - STEP > 10 000 EH
1.2	Ponctuelle - débordements dus aux déversoirs d'orage
1.3.1	Ponctuelle - industries classées IED - isolées
1.3.2	Ponctuelle - industries classées IED - raccordées SE
1.4.1	Ponctuelle - industries non classées IED - isolées
1.4.2	Ponctuelle - industries non classées IED - raccordées SE
2.6	Diffuse - autre (domestique non collecté)

Pour les rejets urbains et industriels, les niveaux absolus de pression à l'échelle de la masse d'eau sont fixés d'après les seuils définis dans le tableau ci-après.

#### Seuils des niveaux de pressions pour les rejets urbains et industriels

Pression	Demande chimique en oxygène (DCO)	Azote réduit (NR)	Phosphore (Pt)
<b>1 Faible</b>	< 20 kg DCO.j <sup>-1</sup>	< 2,2 kg NR.j <sup>-1</sup>	< 0,38 kg Pt.j <sup>-1</sup>
<b>2 Moyenne</b>	20-200 kg DCO.j <sup>-1</sup>	2,2-22 kg NR.j <sup>-1</sup>	0,38-3,8 kg Pt.j <sup>-1</sup>
<b>3 Forte</b>	> 200 kg DCO.j <sup>-1</sup>	> 22 kg NR.j <sup>-1</sup>	> 3,8 kg Pt.j <sup>-1</sup>

<sup>44</sup> Smitz J., Everbecq E., Deliège J.-F., Descy J.-P., Wollast R., Vanderborgh J.-P. (1997). PEGASE, une méthodologie et un outil de simulation prévisionnelle pour la gestion de la qualité des eaux de surface. Tribune de l'Eau, vol 50 (588), p. 73-82.

Le niveau d'**impact local** est établi pour chaque rejet individuel à l'aide d'un rapport du flux net sur le débit au droit du rejet (voir tableau ci-après).

### Seuils des impacts locaux pour les rejets urbains et industriels

Impact local	Matières organiques ou Nutriments
<b>1 Faible</b>	[Flux net (EH) / Débit] < 5
<b>2 Moyen</b>	5 < [Flux net (EH) / Débit] < 50
<b>3 Fort</b>	[Flux net (EH) / Débit] > 50

### LA CARACTERISATION DE L'IMPACT

L'impact est estimé en utilisant le modèle PEGASE utilisé comme modèle Pression-impact pour simuler les masses d'eau de surface.

L'impact global par catégorie d'acteurs est finalement déterminé à l'échelle de la masse d'eau à partir d'un arbre de décision tenant compte (voir tableau ci-après) :

- du niveau de pression absolu ;
- de la valeur maximale des impacts locaux par catégorie d'acteur ;
- de l'état (par paramètres matières organiques, azote, phosphore) de la masse d'eau.

Les masses d'eau de surface soumises à des pressions significatives sont toutes les masses d'eau en état moyen (3), médiocre (4) ou mauvais état (5) pour lesquelles il existe un impact global moyen (2) à fort (3).

Les pressions significatives sont donc déterminées en fonction de l'état des masses d'eau réceptrices.

### QUELLE CONFIANCE ACCORDER AU MODELE PEGASE ?

La mise en correspondance des résultats de surveillance des macropolluants dans les cours d'eau et du modèle PEGASE illustre la représentativité du modèle. La bonne correspondance du modèle avec les observations est comprise entre 73 et 94 % selon les paramètres (voir tableau ci-après).

Le taux d'erreur, sur 536 masses d'eau où des stations de mesures sont représentatives de la qualité physico-chimique, est de 2 à 20 % de faux positifs et 3 à 11 % de faux négatifs selon les paramètres.

Le modèle PEGASE présente des résultats très bien corrélés à nos observations, il peut donc être utilisé pour établir les pressions de pollutions ponctuelles pour les eaux de surfaces.

### Correspondance par masse d'eau de l'état mesuré et simulé selon les paramètres

Correspondance	Demande Biochimique en oxygène en 5 jours (DBO <sub>5</sub> )	Nitrates	Ammonium	Nitrites	Phosphore total	Phosphates
Parfaite	87%	94%	81%	82%	73%	77%
Faux positif	2%	3%	14%	13%	20%	18%
Faux négatif	11%	3%	5%	6%	7%	5%

Valeur de l'impact global selon l'état (paramètres matières organiques, azote, phosphore), le niveau de pression et la valeur maximale de l'impact local dans la catégorie de pression

État	Pression absolue	Valeur maximale des impacts locaux	Impact global
1	1	1	1
1	1	2	1
1	1	3	2
1	2	1	1
1	2	2	1
1	2	3	2
1	3	1	1
1	3	2	1
1	3	3	2
2	1	1	1
2	1	2	1
2	1	3	2
2	2	1	1
2	2	2	1
2	2	3	2
2	3	1	1
2	3	2	1
2	3	3	2
3	1	1	1
3	1	2	2
3	1	3	2
3	2	1	1
3	2	2	2
3	2	3	3
3	3	1	2
3	3	2	2
3	3	3	3
4	1	1	1
4	1	2	2
4	1	3	2
4	2	1	1
4	2	2	2
4	2	3	3
4	3	1	2
4	3	2	3
4	3	3	3
5	1	1	1
5	1	2	2
5	1	3	3
5	2	1	1
5	2	2	2
5	2	3	3
5	3	1	2
5	3	2	3
5	3	3	3

**Légende**

**État**

- 1 = très bon état
- 2 = bon état
- 3 = état moyen
- 4 = état médiocre
- 5 = mauvais état

**Pression**

- 1 = faible
- 2 = moyenne
- 3 = forte

**Impact global**

- 1 = faible
- 2 = moyen
- 3 = fort

### 3.2 La caractérisation de la pression en temps de pluie

La caractérisation de la pression par temps de pluie s'appuie sur la modélisation PEGASE.

Les **rejets urbains par temps de pluie** ont été estimés pour toutes les agglomérations d'assainissement selon les modalités suivantes :

- 1) **calcul des surfaces de bassin versant urbain** à partir des surfaces bâties de la couche géographique OpenStreetMap 2018, puis application, à dire d'experts, d'un coefficient selon le type de réseaux séparatif et unitaire (voir tableau ci-après) ;

#### Coefficient retenu par type de réseau

Type de réseau	Coefficient de ruissellement retenu
Majoritairement unitaire	70 %
Mixte	50 %
Majoritairement séparatif	40 %

- 2) **calcul des surfaces de ruissellement** par application d'un coefficient d'imperméabilisation aux surfaces totales de bassin urbain. Ce coefficient d'imperméabilisation est obtenu à partir d'un traitement des données européennes Copernicus et de la couche « High Resolution Layer Imperviousness » 2015 ;
- 3) **calcul des volumes journaliers ruisselés** par produit des pluies journalières de plus de 3 mm issues de la base de données d'observation Météo-France SAFRAN et de la surface de ruissellement ;
- 4) **calcul des volumes déversés** par différence entre les volumes ruisselés et les volumes traités ou stockés par le système d'assainissement. Les volumes de pluies traités par les STEU ont été estimés de deux manières :
  - soit en utilisant les données de débit maximal en entrée STEU lorsque l'échantillon statistique était suffisant (plus d'un an de données journalières) ;
  - soit en considérant le débit moyen journalier de la station x 3.
- 5) **détermination des concentrations médianes en macropolluants<sup>45</sup> des eaux usées déversées** en fonction de la période de nappe haute et de nappe basse mais aussi de la taille des agglomérations (voir tableau ci-après) ;

---

<sup>45</sup> Un traitement statistique des concentrations en entrée de STEU sur la période 2007-2017 a été réalisé pour déterminer la médiane des concentrations en nappe haute (mois de janvier à avril et de novembre à décembre) et en nappe basse (mois de mai à octobre).

## Concentrations médianes en macropolluants des eaux usées en fonction du niveau de la nappe et de la taille des agglomérations

Taille de l'agglomération	Débit moyen journalier > 600 m <sup>3</sup> /h		Débit moyen journalier < 600 m <sup>3</sup> /h	
	Nappe basse	Nappe haute	Nappe basse	Nappe haute
Demande biologique en oxygène – DBO <sub>5</sub> (mg/l)	166	130	150	110
Demande chimique en oxygène – DCO (mg/l)	450	360	410	300
NK (mg/l)	46	35	49	34
Pt (mg/l)	5,9	4,5	5,8	4,1

Source : Données issues d'une synthèse des concentrations mesurées en entrée de station pour les années 2007 à 2017

- 6) affectation d'un **coefficient réducteur** de 0,5<sup>46</sup> pour les très fortes pluies (hauteur > hauteur de la pluie de retour 2 mois) ;
- 7) **calcul des charges déversées** en multipliant le volume déversé par les concentrations médianes d'eaux usées en temps de pluie.

L'année de référence retenue est 2016 pour être en adéquation avec l'année hydrométrique utilisée.

Le principe de détermination des pressions significatives en temps de pluie repose sur la comparaison des scénarios temps sec et temps de pluie modélisés par PEGASE dans les mêmes conditions hydroclimatiques (année 2016) et la prise en compte de l'état macropolluants retenu pour les cartes d'état des masses d'eau.

Les résultats issus des simulations sont agrégés à l'échelle de la masse d'eau de la même manière que pour les pressions urbaines ou industrielles en temps sec (calcul du p80 à la masse d'eau des p90 des concentrations).

Le diagnostic a été effectué sur les valeurs de la Demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>) et de l'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) considérés comme les paramètres les plus impactants sur le milieu vis-à-vis des rejets urbains par temps de pluie.

Les règles d'évaluation des niveaux de pressions retenues sont résumées dans le tableau ci-après

### Règles d'évaluation des niveaux de pressions

Pression	Écart de classe de qualité entre les scénarios temps sec et temps de pluie (paramètres DBO <sub>5</sub> et NH <sub>4</sub> )	Si l'état temps sec est mauvais (classe 5)	Si l'état temps sec est mauvais (classe 5)
Faible	0	$[DBO]_{TP} - [DBO]_{TS} < 4$	$[NH_4]_{TP} - [NH_4]_{TS} < 1,5$
Moyenne	1	$4 < [DBO]_{TP} - [DBO]_{TS} < 15$	$1,5 < [NH_4]_{TP} - [NH_4]_{TS} < 3$
Forte	2 ou plus	$[DBO]_{TP} - [DBO]_{TS} > 15$	$[NH_4]_{TP} - [NH_4]_{TS} > 3$

<sup>46</sup> Issu de mesures effectuées sur la Communauté urbaine de Strasbourg (CUS).

Par défaut, une masse d'eau est considérée comme soumise à des pressions significatives si elle répond aux critères précisés dans le tableau ci-après.

Cependant, des expertises ont pu conduire à une révision à la hausse ou à la baisse de la pression lorsque d'autres éléments étaient disponibles (études locales) ou lorsque le résultat des simulations ne semblait pas assez robuste.

#### Critères d'évaluation d'une pression significative

État macropolluants observé ou simulé temps sec	Niveau de pression	Pressions significatives
Bon	Faible / Moyen / Fort	Non
Pas bon	Faible	Non
	Moyen ou Fort	Oui

## VII - INVENTAIRE DES EMISSIONS, PERTES ET REJETS

L'objectif de cette méthode est de calculer et d'estimer les flux de micropolluants émis par voies d'apport.

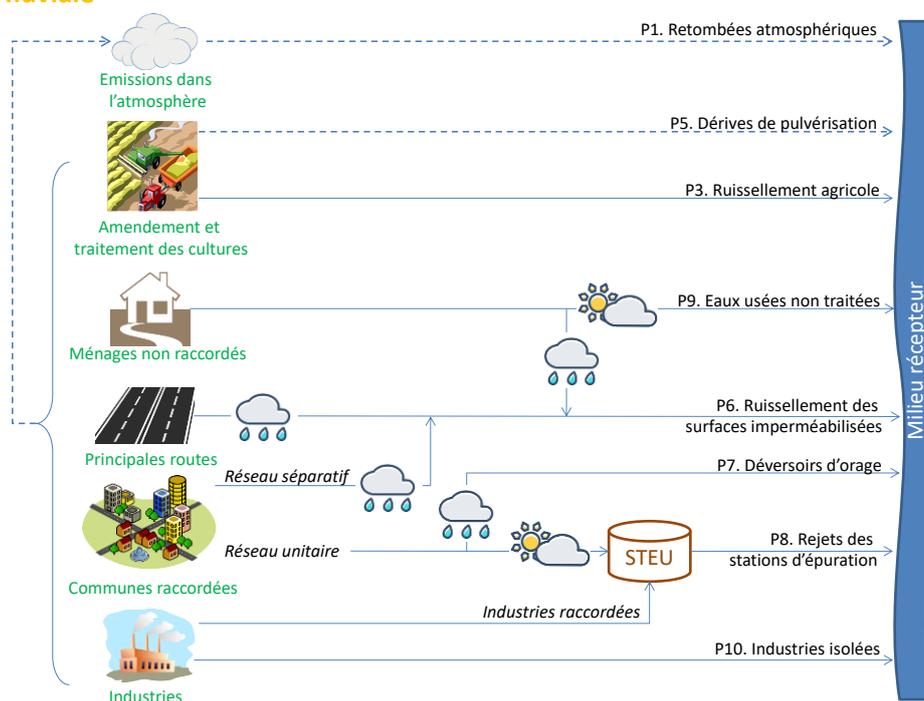
### 1 - Contexte

L'article 5 de la directive-fille 2008/105/CE de la Directive cadre sur l'Eau, portant sur la définition de normes de qualité environnementale (NQE) représentant les seuils de concentration en substance dans un milieu à ne pas dépasser pour garantir le bon état de celui-ci, fait obligation aux États-membres d'établir un inventaire des émissions, pertes et rejets de toutes les substances prioritaires et polluants listés à l'annexe 1, partie A, de cette directive. Les émissions, pertes et rejets sont « l'ensemble des apports environnementaux pertinents en micropolluants susceptibles d'atteindre les eaux de surface ». L'inventaire porte sur :

- les 53 substances caractérisant l'état chimique des eaux dont :
  - o 21 substances ou familles de Substances dangereuses prioritaires (SDP) ;
  - o 24 substances ou familles de Substances prioritaires (SP) ;
  - o 8 autres polluants dangereux visés par une Norme de qualité environnementale (NQE) avant 2009 ;
- les 31 Polluants spécifiques de l'état écologique (PSEE) listés dans l'arrêté du 7 août 2015.

A l'échelle nationale, les sources de pollutions à estimer en priorité sont les pollutions d'origine urbaine, industrielle et agricole « importantes », ponctuelles ou diffuses. Le guide de l'INERIS (édition 2017) propose une méthodologie pour neuf **types de voies d'apport**, représentés sur la figure ci-après hors émissions directes de la navigation intérieure/fluviale.

## Voies d'apport traitées par la méthodologie de l'INERIS hors émissions directes de la navigation intérieure/fluviale



La note technique du 20 octobre 2017<sup>47</sup> précise les modalités de réalisation de celui-ci :

- les efforts sont concentrés au niveau national à l'amélioration de l'information disponible et nécessaire pour le calcul d'émission pour les 5 voies d'apport prises en compte lors du dernier inventaire (P3, P6, P7, P8 et P10) et jugées prioritaires par le groupe de travail national « Etat des lieux – substances » ;
- les bassins sont libres de compléter la méthodologie nationale en estimant les émissions liées à d'autres voies d'apport non identifiées comme prioritaires dans le cas de la disponibilité de données locales ;
- les inventaires doivent être dressés à l'échelle du district ou de leur partie nationale pour les districts internationaux ;
- l'année de référence est fixée à 2016 : toutes les données permettant de refléter l'année 2016 doivent être utilisées, lorsqu'il est possible de justifier leur représentativité des émissions 2016 ;
- les flux provenant des sédiments ne sont pas considérés en première approche en raison des difficultés techniques associées.

## 2 - Démarche générale

La démarche générale utilisée par voie d'apport et distinguée selon le type de source, ponctuel ou diffus, et le mode d'obtention des flux, à partir de données mesurées ou d'estimations comme précisé dans la note technique du 20 octobre 2017, est récapitulée dans la figure ci-après.

### Démarche générale utilisée par voie d'apport traitée dans l'inventaire

<sup>47</sup> Note relative à la réalisation de l'inventaire dans le cadre de la mise à jour des états des lieux et de la rédaction du SDAGE pour le troisième cycle de la Directive Cadre sur l'Eau

## Diffus (estimations uniquement)

**P1 – Retombées atmosphériques** *Métaux et HAP*

Base de données : 1. Données modélisées EMEP,  
2. Données du guide INERIS (2017)

Période : 2016 (EMEP)

Éléments de calcul : Flux annuel de dépôt atmosphérique ( $F_{RA}$ ), surface de masse d'eau ( $S_{ME}$ )

**Retombées directes sur les eaux de surface**

$$F_{RA \text{ moyen ME}} \times S_{ME} \quad (1.) \quad F_{RA \text{ moyen}} \times S_{ME} \quad (2.)$$

**P3 – Ruissellement agricole, P5 – Dérive de pulvérisation** *Métaux et phytosanitaires*

Base de données : 1. BNVD, 2. Données guide INERIS

Période : 2015 -2017 (BNVD)

Éléments de calcul : Facteur multiplicatif FM (dépend de la voie d'apport considérée), surface agricole utile (SAU), apport moyen terres agricoles ( $AM_{TA}$ ), coefficient de transfert (CT)

<b>Produits phytosanitaires (P3, P5)</b> <b>Quantité</b> $_{\text{substance BNVD}} \times 0,95 \times FM \quad (1.)$	<b>Éléments métalliques (P3)</b> $AM_{TA} \times SAU \times CT \quad (2.)$
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------

**P6&P7 – Ruissellement des surfaces imperméabilisées et déversoirs d'orage**

Base de données : 1. Autosurveillance, 2. Données guide INERIS

Période : 2009 -2010 pour autosurveillance

Éléments de calcul : Volume ruisselé ( $V_R$ ), coefficient de rejet au milieu ( $C_{RM}$ ), volume déversé ( $V_{DO}$ ), TMJA, rendement ouvrage (R), charges unitaires annuelles pour 1000 véhicules/j Cu et Cs (charge supplémentaire au delà de 10000 véhicules/j), surface de route (S)

<b>STEU séparatives, communes sans STEU</b> $\sum V_R \times C_{RM} \times [X]_{\text{eaux pluviales}}$ Concentrations [X] dans les eaux pluviales (2.)	<b>STEU unitaires (=Déversoir d'Orage)</b> $\sum V_{DO} \times [X]_{\text{médiane entrée STEU}}$ Concentrations [X] en entrée de STEU (1.), uniquement lorsque $quantité_{\text{entrée STEU}} > 10\%$
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

**Ruissellement autoroutier** *Métaux et HAP*

$$\sum \text{Charge annuelle}_{\text{unitaire}} \times S \times (1 - R) \quad (2.)$$

Charge annuelle unitaire dépendante du trafic (2.)

$$TMJA < 10000 : Cu \times \frac{TMJA}{1000} ; \quad TMJA > 10000 : 10Cu + \frac{Cs}{1000} \times (TMJA - 10000)$$

## Ponctuel (mesures et estimations)

**P8 – Rejets des stations de traitement des eaux usées collectives (STEU)**

Base de données : RSDE\_STEU

Période : 2012 -2014 \*

Éléments de calcul : Taux de collecte, nombre d'équivalents habitants (EH), taux d'émission en sortie de station ( $TE_{\text{sortie STEU}}$ )

<b>Mesuré</b> Si $quantité_{\text{entrée STEU}} < 10\%$ : négligé** Si $quantité_{\text{entrée STEU}} > 10\%$ : $\sum TE_{\text{sortie STEU}} \times EH_{\text{STEU 2016}}$ Dépendance à LQ quand faible $quantité_{\text{sortie STEU}}$	<b>Estimé</b> Si $quantité_{\text{entrée STEU}} < 10\%$ : négligé** Si $quantité_{\text{entrée STEU}} > 10\%$ : $\sum TE_{\text{median sortie STEU}} \times EH_{\text{STEU 2016}}$ Dépendance à LQ quand faible $quantité_{\text{sortie STEU}}$
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

$quantité_{\text{entrée STEU}}$  : moyenne sur l'ensemble des STEU des pourcentages d'analyses quantifiées (concentration > à la LQ) sur l'ensemble des analyses considérées en entrée de STEU  
\*\* excepté si plus d'une concentration quantifiée au niveau des premiers résultats RSDE\_STEU 2018

Les stations traitant moins de 5 000 EH ont été conservées ( $\approx 18\%$   $EH_{\text{raccordés tot}}$ )  
\*Données RSDE\_STEU 2018 non bancarisées actuellement

**P9 – Eaux usées des ménages non traitées**

Base de données : Campagne d'autosurveillance

Période : 2009 -2010 \*

Éléments de calcul : EH,  $TE_{\text{médiane entrée STEU}}$ , coefficient de rejet au milieu ( $\alpha$ )

<b>Mesuré</b> Pas de données	<b>Estimé</b> Si $quantité_{\text{entrée STEU}} < 10\%$ : négligé Si $quantité_{\text{entrée STEU}} > 10\%$ : $\sum TE_{\text{median entrée STEU}} \times EH_{\text{non collectés}} \times \alpha$ Dépendance à LQ quand $quantité_{\text{entrée STEU}}$ faible
---------------------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

**P10 – Industries isolées**

Base de données : 1. GEREPE, 2. Flux polluants (données Agence de l'Eau)

Période : 2016

Éléments de calcul : Nombre de jours travaillés

<b>Mesuré</b> $\sum \text{Charge annuelle}$ Données GEREPE privilégiées	<b>Estimé</b> <10% du total lors du précédent inventaire et forte incertitude ⇒ Négligé
-------------------------------------------------------------------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------------

EMEP : European monitoring and Evaluation Program, BNVD : banque nationale des ventes distributeurs, en substances actives, TMJA : trafic moyen annuel journalier, RSDE : recherche de substances dangereuses pour l'environnement, LQ : valeur de limite de quantification, GEREPE : Gestion Electronique des Emissions Polluantes

Méthodes et procédures – Etat des lieux des districts du Rhin et de la Meuse

Version finale – décembre 2019

Les paragraphes suivants s’attachent à décrire de façon plus détaillée les bases de données utilisées, les calculs effectués, les éventuelles adaptations par rapport à la méthodologie préconisée dans le guide de l’INERIS (édition 2017) ainsi que les éléments de calcul évoqués dans ce schéma récapitulatif.

Par rapport au précédent inventaire, de nouvelles sources d’émission ont été traitées : il s’agit des retombées atmosphériques (P1), des dérives de pulvérisation agricoles (P5, avec une modification de la méthode proposée dans le guide) et du ruissellement des grands axes routiers (P6). D’autre part, certaines méthodologies ont été adaptées, comme cela est indiqué dans les paragraphes suivants. A noter que la source P9, « Eaux usées des ménages non raccordés », qui ne figure pas dans les 5 voies d’apport jugées prioritaires par le groupe de travail national « Etat des lieux – substances », faisait déjà partie des voies d’apport traitées dans l’inventaire précédent.

### 3 - Sources ponctuelles

#### 3.1 Emissions relatives aux rejets de stations d’épuration (P8) et aux eaux usées des ménages non traitées (P9)

La quantification des émissions liées aux Stations de traitement des eaux usées (STEU) repose sur deux cas de figure :

- les stations ayant fait l’objet de campagnes d’analyse de leurs rejets ;
- les stations ne disposant pas de données.

De plus, une part des rejets n’est pas collectée par le réseau d’assainissement collectif, soit en raison de défauts de collecte, soit du fait du non-raccordement de la population au réseau. Ce sont les émissions relatives aux eaux usées des ménages non traitées (voie d’apport P9).

La méthodologie suivie consiste à s’appuyer sur des concentrations mesurées en entrée et en sortie de STEU dans le cadre de campagnes de mesures et, à partir des débits et du nombre Équivalents-habitants (EH) raccordés par station, à définir des taux d’émission de substances en entrée et en sortie de station. Ces taux d’émission représentent, pour l’entrée de STEU la production brute en substance par équivalent habitant, et la quantité en substance résiduelle par équivalent habitant entrant pour la sortie (exprimés en  $\text{mg j}^{-1} \text{EH}^{-1}$ ). Seules les substances quantifiées à plus de 10 % en entrée de STEU sur l’ensemble des stations d’épuration disposant de données mesurées (pourcentage moyen sur l’ensemble des STEU) sont considérées, excepté pour les substances disposant de plus d’une concentration quantifiée au niveau des premiers résultats issus de la campagne RSDE\_STEU 2018<sup>48</sup>).

Le tableau ci-après rend compte de la proportion en termes d’Equivalent-habitants (EH) que représentent les stations disposant de données mesurées, celles qui n’en disposent pas, et enfin la population non associée à une station d’épuration pour chaque secteur de travail.

---

<sup>48</sup> Cf. Note technique du 12 août 2016

Répartition du nombre d'équivalents habitants raccordés (collectés<sup>49</sup>) à une station disposant de données, raccordés (collectés) à une station sans données et non raccordés (non collectés) à une station

Secteur de travail	Population raccordée STEU avec données		Population raccordée STEU sans données		Population non raccordée		Total
	EH	%	EH	%	EH	%	
Meuse	114 279 (79 004)	25% (17%)	264 006 (199 781)	57% (43%)	82 834 (182 334)	18% (40%)	461 119
Moselle-Sarre	1 212 915 (1 019 849)	60% (50%)	681 089 (480 787)	34% (24%)	132 129 (525 498)	7% (26%)	2 026 133
Rhin Supérieur	761 313 (693 039)	41% (37%)	1 077 091 (970 489)	57% (52%)	37 901 (212 777)	2% (11%)	1 876 305
<b>Total</b>	<b>2 088 507</b> <b>(1 791 892)</b>	<b>48%</b> <b>(41%)</b>	<b>2 022 186</b> <b>(1 651 057)</b>	<b>46%</b> <b>(38%)</b>	<b>252 864</b> <b>(920 609)</b>	<b>6%</b> <b>(21%)</b>	<b>4 363 557</b>

La population non collectée représente environ 21 % de la population totale estimée sur le bassin. Il est donc important d'estimer les apports que cela représente, d'autant plus que ce sont des rejets bruts chargés en micropolluants, souvent déversés directement dans les rivières à proximité des habitations non raccordées à un réseau d'assainissement.

### Extractions et préparation des données

#### \* Base de données

##### ➤ Entrée de station d'épuration

Une large campagne de recherche de substances en entrée et sortie de station d'épuration a été réalisée en 2009 - 2010 :

- 80 stations d'épuration du bassin ont été concernées par une campagne de recherche de substances dangereuses ;
- au total, 139 substances ont été analysées pour chaque ouvrage (substances de l'état chimique + substances de l'état écologique + substances de la **liste II de la Directive 2006/11<sup>50</sup>**) ;
- 93 campagnes ont été réalisées (une à trois par Stations de traitement des eaux usées (STEU)) sur les années 2009 - 2010 ;
- toutes les tailles de STEU étaient représentées, des moins de 500 habitants aux plus de 10 000 habitants avec la répartition suivante :
  - < 2 000 habitants : 39 % ;
  - 2 000 à 10 000 habitants : 30 % ;
  - > 10 000 habitants : 31 % ;
- la répartition géographique des STEU sélectionnées sur le bassin était la plus homogène possible, mis à part pour le Bas-Rhin où aucune STEU n'a participé aux campagnes de mesures en raison d'une maîtrise d'ouvrage différente ;
- les mesures ont concerné des systèmes d'assainissement de type unitaire ou séparatif mais les résultats n'ont pas montré de différence significative entre ces deux types.

<sup>49</sup> Application du taux de collecte (cf. Détermination des taux d'émission) pour obtenir la part de la population réellement traitée par les STEU (la part complémentaire consistant en fuites du réseau et défauts de raccordement)

<sup>50</sup> Directive 2006/11, concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté.

51 substances de l'inventaire actuel ont été analysées lors de cette campagne.

En l'attente de la bancarisation des résultats de la campagne RSDE\_STEU 2018<sup>51</sup>, cette base de données est la plus complète et la plus récente disponible pour la caractérisation de l'entrée des stations d'épuration.

#### ➤ Sortie de station d'épuration

Les données utilisées proviennent majoritairement de la campagne de recherche de substances dangereuses dans les rejets des stations d'épuration urbaines, RSDE\_STEU, réglementée par la circulaire du 29 septembre 2010.

Cette campagne nationale a été lancée dans le courant de l'année 2011 pour les stations d'épuration d'une capacité nominale supérieure à 6 000 kg DBO<sub>5</sub>j<sup>-1</sup> (soit > 100 000 EH), avec 4 analyses par an, et portant sur une centaine de substances, dont les substances de l'état chimique et de l'état écologiques visées par l'inventaire. A l'issue de l'année 2011, une surveillance régulière a été mise en place afin de surveiller les substances mesurées à des concentrations significatives lors de la campagne initiale à hauteur de 6 à 8 mesures par an selon la capacité de la station. Une fois tous les trois ans, la liste complète des substances de la campagne initiale est recherchée pour actualiser la surveillance.

Pour les STEU d'une capacité de traitement comprise entre 600 et 6 000 kgDBO<sub>5</sub>j<sup>-1</sup>, la même démarche a été suivie en démarrant la campagne initiale au cours de l'année 2012 sur les substances de la DCE uniquement.

Ces données ont été complétées par des données d'autosurveillance des stations d'épuration obtenues entre 2012 et 2014.

Cette base de données présente les caractéristiques suivantes :

- 78 stations du bassin ont été concernées par une campagne de mesures ;
- 56 substances faisant l'objet du présent inventaire ont été analysées ;
- selon la substance considérée, 2 (Toluène, Xylène, Chlordécone) à 578 (Zinc) mesures sont disponibles, avec une moyenne d'environ 170 mesures par substance (médiane ≈ 150) ;
- différentes tailles de STEU étaient représentées, avec la répartition suivante :
  - 2 000 à 10 000 Équivalents-habitants (EH): 32 % ;
  - > 10 000 Équivalents-habitants (EH): 68 % ;
- la répartition géographique des stations est la suivante :
  - Meuse : 7 % ;
  - Moselle-Sarre : 43 % ;
  - Rhin : 50 % ;
- les procédés de traitements sont principalement des boues activées.

Les stations d'épuration considérées comme rurales (< 5 000 habitants raccordés) correspondent à environ 18 % du total des équivalents habitants raccordés sur le bassin mais sont relativement peu caractérisées par la base de données : seulement 4 % des stations d'épuration caractérisées ont un nombre d'équivalents habitants raccordés compris entre 2 000 et 5 000. La répercussion en termes de répartition géographique des stations est une faible caractérisation du secteur de travail Meuse, les stations rurales se situant majoritairement au niveau de celui-ci.

En l'attente de la bancarisation des résultats de la campagne RSDE\_STEU 2018, dont la liste des substances recherchées figure dans la note du 12/08/16, cette base de données est la plus complète

---

<sup>51</sup> Cf. Note technique du 12 août 2016

et la plus récente disponible pour la caractérisation des rejets d'eaux usées traitées des stations d'épuration.

➤ **Complément**

Les résultats du nouveau dispositif RSDE, instauré par la note technique du 12 août 2016, n'ont pas encore été bancarisés et ne se trouvent donc pas dans un format exploitable.

Néanmoins, les premiers résultats obtenus ont été intégrés aux deux bases de données précédentes. Il s'agit des analyses de 4 stations d'épuration urbaines (> 5 000 habitants raccordés) sur lesquelles six campagnes de mesures ont été réalisées. Ces stations d'épuration avaient des populations raccordées en 2016 de 14 899, 23 757, 51 457 et 272 550 Équivalents-habitants (EH).

Ces résultats ont également été utilisés pour estimer les flux des substances pour lesquelles les bases de données précédentes ne disposaient pas de données suffisantes (inférieures à cinq analyses ou stations d'épuration caractérisées) ainsi que pour les nouvelles substances surveillées listées dans la note du 12 août 2016. Cependant, ces flux n'ont été estimés que pour les stations urbaines (> 5 000 habitants raccordés) pour les substances quantifiées à plus de 10 % en entrée de STEU (pourcentage moyen sur les quelques STEU considérées) et n'ont pas été intégrés dans l'inventaire. Ceux-ci figurent à part dans les résultats, à titre informatif, pour dégager de premières tendances sur les flux de ces substances nouvellement caractérisées à prévoir.

➤ **Cas particuliers**

Les concentrations en sortie de station d'épuration n'étant pas disponibles pour le glyphosate, l'AMPA, le biphényle et le phosphate de tributyle pour les campagnes de mesures réalisées sur la période 2012-2014, les données issues de la campagne de recherche de substances sur la période 2009-2010, au niveau de la caractérisation de la sortie des stations d'épuration, ont été utilisées. De façon similaire, du fait du faible nombre de données disponibles pour le toluène et le xylène sur la période 2012-2014, la base de données a été complétée avec les concentrations issues de la campagne de mesure réalisée sur la période 2009-2010 au niveau de la caractérisation de la sortie des stations d'épuration. La méthodologie appliquée pour le calcul et l'estimation des flux reste identique.

La détermination des taux d'émission en sortie de station d'épuration pour les octylphénols a consisté à appliquer un taux d'abattement par la station de 90 % au taux d'émission en entrée de STEU.

Ne disposant pas de données pour le chlortoluron, le 2,4D, le 2,4 MCPA, l'oxadiazon et le linuron pour l'entrée des stations d'épuration sur la période 2009 – 2010, les taux d'émission obtenus en sortie de STEU sur la période 2012-2014 ont été utilisés pour calculer les flux émis, en se basant sur l'hypothèse que les flux de ces substances ne sont pas abattus par les stations d'épuration.

**\* Gestion des limites de quantification**

De manière similaire au précédent inventaire, une distinction des substances quantifiées à plus de 10 % en entrée de STEU et celles quantifiées à moins de 10 % en entrée de STEU a été réalisée. Le pourcentage de quantification en entrée de STEU a été calculé sur la base de données issues principalement de la campagne de mesure réalisée sur la période 2009-2010, en calculant un pourcentage moyen sur l'ensemble des STEU<sup>52</sup>.

---

<sup>52</sup> Pour les substances n'ayant pas été mesurées en entrée de STEU, le pourcentage moyen de quantification a été calculé à partir des données liées aux concentrations en sortie (cas du chlortoluron, du 2,4 D, du para-para-DDT, du linuron, du 2,4 MCPA, de l'oxadiazon, des composés du tributylétain et de l'hexachlorocyclohexane).

Les substances de l'inventaire prises en compte pour le calcul de taux d'émission (entrée et sortie de STEU) sont celles quantifiées à plus de 10 % en entrée de STEU :

- afin de ne pas surestimer les flux émis en extrapolant les concentrations obtenues dans quelques stations d'épuration à l'ensemble des STEU sans données mesurées pour les taux d'émission en sortie de STEU (voie d'apport P8) ;
- afin de ne pas surestimer les flux émis en extrapolant les concentrations obtenues dans quelques stations d'épuration à l'ensemble des populations non raccordées pour les taux d'émission en entrée de STEU (voie d'apport P9).

Les flux relatifs aux substances quantifiées à moins de 10 % en entrée de STEU ont été négligés, excepté lorsque les substances sont associées à plus d'une concentration quantifiée au niveau des premiers résultats issus de la campagne de mesure RSDE\_STEU 2018.

Lorsque la substance n'est pas quantifiée, les concentrations retenues sont calculées sur la base de la moitié de la Limite de quantification de la substance soit LQ/2.

#### **\* Détermination des taux d'émission**

Les taux d'émission sont exprimés en  $\text{mg j}^{-1} \text{EH}^{-1}$ , il est donc nécessaire d'évaluer au préalable le nombre d'équivalents habitants raccordés par station d'épuration. Pour cela, les taux de collecte déterminés par STEU lors de la réalisation des états des lieux ont été appliqués.

La démarche consistait à définir, pour une année donnée, la charge d'azote produite par les populations des communes raccordées à la station, à partir des populations INSEE et de la charge azotée journalière par Équivalent-habitants ( $\text{EH} - 12 \text{ g j}^{-1} \text{EH}^{-1}$ ), comme présenté dans l'Eq. 1 n°1b (voir Eq.1 ci-après). La charge azotée domestique en entrée de station a ensuite été obtenue en soustrayant la charge azotée connue provenant des industries principales à la charge azotée mesurée en entrée de station (voir Eq.2 ci-après). Le ratio de ces deux valeurs permet d'obtenir le taux de collecte (voir Eq.3 ci-après).

$$N_{\text{population totale}}(\text{kg j}^{-1}) = \sum_{\text{communes raccordées}} \text{population INSEE} \times \frac{12}{1000} \quad \text{Eq. 1}$$

$$N_{\text{domestique entrée STEU}}(\text{kg j}^{-1}) = N_{\text{entrée STEU}} - \sum N_{\text{industries raccordées STEU}} \quad \text{Eq. 2}$$

$$\text{Taux de collecte}_{\text{STEU}} = \frac{N_{\text{domestique entrée STEU}}}{N_{\text{population totale}}} \quad \text{Eq. 3}$$

Une fois reventilé par commune, il est possible à partir des populations INSEE des communes raccordées et du taux de collecte d'associer un nombre d'EH à chaque STEU (voir Eq.4 ci-après).

$$= \sum_{\text{communes raccordées}} \frac{EH_{\text{STEU année}}}{\text{population INSEE}_{\text{année}}} \times \text{Taux de collecte}_{\text{STEU année}} \quad \text{Eq. 4}$$

Le nombre d'EH collectés par STEU ( $EH_{\text{STEU année}}$ ) a été calculé pour les années 2011 et 2016. Le nombre d'EH non raccordés et non collectés par commune pour l'année 2016 a été calculé selon l'Eq.5. Lorsqu'une commune n'est pas raccordée à une station d'épuration, le taux de collecte est égal à 0.

$$= \text{population INSEE}_{2016} \times (1 - \text{Taux de collecte}_{\text{STEU 2016}}) \quad \text{Eq. 5}$$

#### ➤ Entrée de station d'épuration

Des taux d'émission en entrée de STEU ont été définis par station d'épuration pour les 80 stations auditées, selon l'Eq.6 (voir ci-après), avec [substance] la concentration en substance ( $\mu\text{g L}^{-1} = \text{mg m}^{-3}$ ) et Q le débit ( $\text{m}^3 \text{j}^{-1}$ ).

$$\begin{aligned} & \text{Taux d'émission}_{\text{entrée STEU}i} (\text{mg j}^{-1} \text{EH}^{-1}) \\ &= \frac{[\text{substance}]_{\text{moyenne entrée STEU}i} \times Q_{\text{moyen entrée STEU}i}}{EH_{\text{STEU}i 2011}} \quad \text{Eq. 6} \end{aligned}$$

#### ➤ Sortie de station d'épuration

Des taux d'émission en sortie de STEU ont été définis par station d'épuration pour les 78 STEU ayant fait l'objet de campagnes de mesure sur la période 2012-2014, selon l'Eq.7 (voir ci-après), avec [substance] la concentration en substance ( $\mu\text{g L}^{-1} = \text{mg m}^{-3}$ ) et Q le débit ( $\text{m}^3 \text{j}^{-1}$ ).

$$\begin{aligned} & \text{Taux d'émission}_{\text{sortie STEU}i} (\text{mg j}^{-1} \text{EH}^{-1}) \\ &= \frac{[\text{substance}]_{\text{moyenne sortie STEU}i} \times Q_{\text{moyen sortie STEU}i}}{EH_{\text{STEU}i 2011}} \quad \text{Eq. 7} \end{aligned}$$

#### \* Différenciation urbain/rural

Un test de Wilcoxon<sup>53</sup> a été appliqué pour déterminer si une différence significative de médiane existait entre les taux d'émission en entrée de STEU calculés pour les stations d'épuration considérées comme rurales (nombre d'habitants raccordés < 5 000) et ceux associés aux STEU urbaines (nombre d'habitants raccordés > 5 000). Dix-sept substances présentent des différences significatives de médiane, listées dans le tableau ci-après.

<sup>53</sup> Test de Wilcoxon-Mann-Whitney, test non paramétrique permettant de tester l'hypothèse d'une différence significative ou non de médiane pour deux groupes de données (fonction wilcox.test utilisée via le logiciel R)

## Liste des substances avec une différenciation urbain/rural pour les taux d'émission en entrée de STEU

Anthracène	Chrome	Nonylphénols
Benzo (a) pyrène	Cuivre	Octylphénols
Benzo (b) fluoranthène	Diuron	Plomb et ses composés
Benzo (g,h,i) pérylène	Fluoranthène	Tétrachloroéthylène
Benzo (k) fluoranthène	Indeno (1,2,3-cd) pyrène	Zinc
Biphényle	Naphtalène	

Des taux médians d'émission en entrée (respectivement en sortie) de STEU ont été déterminés pour chaque substance à partir des taux d'émission en entrée (respectivement en sortie) calculés par station d'épuration, avec une distinction rural/urbain pour les dix-sept substances listées dans le tableau ci-dessus.

### Stations ayant fait l'objet d'une campagne de mesures

La part du flux issue de données mesurées est calculée selon l'Eq.8 (voir ci-après). Les taux d'émission en sortie de STEU définis pour les stations d'épuration ayant fait l'objet d'une campagne de mesures sont appliqués aux nombres d'équivalents habitants collectés déterminés pour l'année 2016.

Source	Origine	Flux émis <sub>substance</sub> (kg an <sup>-1</sup> )	
P8	Calculé	$\sum_{\text{stations avec données mesurées}} EH_{STEUi\ 2016} \times \text{Taux émission}_{\text{sortie STEUi}}$	Eq. 8

### Stations sans données

La part du flux estimée à partir des taux d'émission médians en sortie de STEU est calculée selon l'Eq.9 (voir ci-après).

Source	Origine	Flux émis <sub>substance</sub> (kg an <sup>-1</sup> )	
P8	Estimé	$\sum_{\text{stations sans données mesurées}} EH_{STEUi\ 2016} \times \text{Taux émission}_{\text{médian sortie STEU}}$	Eq. 9

### Eaux usées non traitées

L'ensemble des flux relatifs aux rejets des collectivités non équipées et aux rejets issus des défauts de raccordement ou de collecte est estimé à partir des taux d'émission médians en entrée de STEU selon l'Eq. 10 (voir ci-après) L'application des taux d'émission urbain ou rural pour les dix-sept substances du tableau précédent dépend de la caractérisation urbaine ou rurale de la station d'épuration à laquelle est raccordée la commune. Dans le cas des communes non raccordées, le taux d'émission rural est appliqué, la population étant inférieure ou aux environs de 5 000 habitants.

Source	Origine	Flux émis <sub>substance</sub> (kg an <sup>-1</sup> )	
P9	Estimé	$\sum_{\text{communes}} EH_{\text{non collectés } 2016} \times \text{Taux émission}_{\text{médian entrée STEU}} \times \alpha$	Eq. 10

Un coefficient ( $\alpha$ ) est appliqué pour estimer le flux émis par les populations non collectées (défaut de collecte ou absence de raccordement) atteignant les eaux de surface. Par défaut, ce coefficient est estimé à 0,75 excepté pour les communes en partie équipées avec des systèmes d'assainissement non collectif, pour lesquelles le coefficient est plus faible.

### Différences méthodologiques par rapport au précédent inventaire

La méthodologie utilisée est similaire à l'inventaire précédent excepté la gestion du nombre d'Équivalents-habitants (EH) basée ici sur un taux de collecte et non uniquement sur une charge azotée en entrée de station d'épuration.

### Gestion de l'incertitude

Afin d'encadrer les flux obtenus à partir des taux d'émission médians, les premiers et troisièmes quartiles des taux d'émission ont été appliqués pour proposer une plage de variation susceptible de prendre en compte les incertitudes liées à la méthode analytique utilisée. En effet, le panel de stations d'épuration auditées peut jouer un rôle non négligeable dans la définition des taux d'émission. D'autre part, les taux d'émission en entrée de STEU sont potentiellement surestimés, comportant une part due aux industries raccordées aux stations d'épuration.

## **3.2 Emissions relatives aux industries isolées (P10)**

### Extraction et préparation des données

#### **\* Bases de données**

Les données ont été extraites des bases de données suivantes :

#### Données de Gestion électronique du registre des émissions polluantes (GEREP, 2016)

La base de données contient les déclarations d'émissions polluantes (air, eau, sol, déchets) des industriels. Les polluants à déclarer sont définis par l'**arrêté ministériel du 31 janvier 2008**<sup>54</sup>, accompagnés des seuils au-delà desquels il y a obligation de déclaration (en-dessous de ces seuils, rien n'oblige les industries à déclarer une substance).

#### Données de Flux polluant (2016)

Il s'agit de la base de données de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse, dans laquelle figurent plusieurs types de données :

- les données de l'autosurveillance qui concerne les industries redevables soumises par arrêté préfectoral à analyser des substances selon une certaine fréquence ;
- les données de l'Audit technique des industries (ATI) qui regroupe trois types de contrôles, de un à trois contrôles par an au maximum. Il peut s'agir d'un contrôle commandé par l'Agence de l'eau dans le but de vérifier l'autosurveillance, par la Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) ou par une collectivité dans le cas d'une industrie raccordée au réseau urbain. Les substances analysées sont les mêmes que celles de l'autosurveillance.

---

<sup>54</sup> Arrêté ministériel DEV0773558A du 31 janvier 2008 relatif au registre et à la déclaration annuelle des émissions et de transferts de polluants et des déchets.

Les données de GEREP n'utilisent pas le référentiel du Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau (SANDRE), contrairement aux autres bases de données. Ainsi, les substances ont dû être identifiées puis rattachées au code SANDRE leur correspondant.

Les points de rejets intermédiaires et finaux dans les données de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse ont été identifiés (identifiants différents selon la base de données). L'objectif étant d'éviter le compte de rejets intermédiaires en plus de rejets finaux.

Un travail a également été effectué pour corriger d'éventuels problèmes d'unités dus à des erreurs de saisie dans les bases de données et uniformiser les bases en termes d'unités.

### **\* Gestion des limites de quantification**

#### Données de Gestion électronique du registre des émissions polluantes (GEREP, 2016) :

Les résultats des analyses d'une substance sont remontés par les exploitants de la manière suivante :

- si une des mesures de concentration est inférieure au seuil de quantification (LQ) de la substance, la concentration est considérée comme égale à la moitié de la Limite de quantification (LQ/2) ;
- si toutes les mesures de concentration d'une substance sont inférieures au seuil de quantification de la substance durant l'année civile, le flux émis peut être considéré comme nul.

#### Données de l'autosurveillance et de l'Audit technique des industries (ATI) – Flux polluant (2016)

Les résultats des analyses d'une substance X sont remontés par les exploitants de la manière suivante :

- si  $[X] \leq LD \rightarrow [X] = 0$  (avec LD = Limite de détection) ;
- si  $[X] \leq LQ \rightarrow [X] = LQ/2$  (avec LQ = Limite de quantification) ;
- si  $[X] > LQ \rightarrow [X] = [X]$ .

Quelle que soit la base de données, aucune information n'est donnée sur la quantification des substances. Il est donc impossible de distinguer un flux calculé à partir de la LQ/2 si la substance n'a pas été quantifiée, d'un flux calculé à partir de la concentration mesurée.

### **Etablissements ayant analysé leurs rejets**

#### **\* Calcul du flux annuel**

Le nombre de jours travaillés est disponible dans la base de données GEREP avec une moyenne de 241 jours et une médiane de 255 jours. La présence de valeurs faibles ou nulles oriente vers l'utilisation de la médiane, avec le choix de l'appliquer pour les données issues de la base Flux polluants ainsi que pour les données GEREP indiquant un nombre inférieur à 100 jours, jugé peu probable. Le flux annuel est obtenu en multipliant ce nombre de jours à la charge journalière associée à l'établissement au point de rejet considéré.

#### **\* Compilation des données**

En l'absence de données RSDE récentes, les masses émises dans l'eau obtenues à partir de la base de données GEREP ont été privilégiées à celles issues de la base de données agence, utilisée en complément.

### Etablissements sans données

Le guide préconise l'utilisation d'équations d'émission, définies sur un panel d'activités parfois relativement large au sein d'un même secteur. Lors de l'inventaire 2013, il avait été observé que ces émissions représentaient moins de 10 % de l'ensemble du flux émis par les industries isolées. La forte incertitude associée aux équations d'émission ainsi que l'observation précédente ont conduit à négliger cette part du rejet pour le présent exercice et ne considérer que les rejets mesurés.

### Différences méthodologiques par rapport au précédent inventaire

La différence entre les deux exercices d'inventaire se situe aux niveaux des bases de données utilisées. Lors du précédent inventaire, la hiérarchie des bases de données utilisées était la suivante :

- la moyenne pondérée des données d'autosurveillance, des bilans de l'Audit technique industriel (ATI) et de RSDE 2 (2010-2011)<sup>55</sup> ;
- les données GEREPE.

De plus, la gestion des limites de quantification est différente selon la base de données comme énoncé précédemment. En ce qui concerne les données de flux RSDE 2, une logique proche de celle de la déclaration GEREPE était appliquée, avec l'attribution d'un flux nul dans le cas d'une substance pour laquelle la concentration moyenne obtenue par un établissement était inférieure à la limite de quantification.

### Gestion de l'incertitude

Les valeurs de flux sont calculées à partir de concentrations pour lesquelles l'état quantifié ou non de la mesure n'est pas spécifié. Dans le cas d'un établissement ne quantifiant jamais une substance spécifique mais rejetant un volume important, il est possible de calculer un flux élevé à partir de la valeur de LQ/2 renseignée dans la base de données, potentiellement surestimé. Cette surestimation est d'autant plus probable pour les substances peu quantifiées de manière générale, type HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) ou certains métaux tels que le mercure et le cadmium. L'information sur la quantification ou non d'une substance par un établissement peut s'obtenir en visualisant, lorsqu'elles existent, les données d'autosurveillance de l'industrie et en les confrontant aux valeurs limites de quantification. Pour un établissement ne quantifiant jamais une substance sur l'ensemble des analyses, le flux associé est jugé incertain. Cette hypothèse a conditionné le calcul du seuil bas du flux industriel émis : la valeur minimale du flux émis est calculée à partir des flux industriels pour lesquels la substance a été quantifiée au moins une fois par établissement. Du fait de l'importance de la base de données et de l'absence d'information sur l'état quantifié de la concentration, la démarche suivante a été appliquée. Les plus gros flux par substances ont été vérifiés de façon itérative jusqu'à ce que la partie du flux non vérifiée corresponde à moins de 10 % du flux total lié aux industries isolées hors établissements pour lesquels la substance n'est jamais quantifiée.

Une incertitude de 15 % a été associée au seuil haut du flux, afin de prendre en compte les émissions des industries isolées sans données disponibles.

---

<sup>55</sup> Démarche initiée avec la circulaire du 4 février 2002 et le lancement d'une campagne de recherche de substances dangereuses dans l'eau dans les rejets des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) soumises à autorisation. Le bilan de la 1<sup>ère</sup> campagne a permis de cibler les substances à rechercher par secteur d'activité lors de la 2<sup>ème</sup> phase de l'action nationale, lancée par la circulaire du 5 janvier 2009. La fréquence d'analyse est de six mesures par an.

## 4 - Sources diffuses

### 4.1 Retombées atmosphériques (P1)

#### Calcul des émissions associées aux retombées atmosphériques

La méthodologie du guide de l'INERIS (édition 2017) a été appliquée. Les flux annuels de dépôt atmosphérique ( $F_{RA}$ ), exprimés en  $\text{kg km}^{-2} \text{an}^{-1}$ , proviennent :

- de la littérature pour le chrome, le cuivre, le nickel, le zinc, le benzo(b)fluoranthène, le benzo(k)fluoranthène et le benzo(g,h,i)pérylène ;
- de données modélisées pour l'année 2016 pour le cadmium, le mercure, le plomb, les dioxines, l'hexachlorobenzène et le benzo(a)pyrène. La modélisation a été réalisée par l'EMEP (European Monitoring and Evaluation Program) à partir des données d'émissions et des conditions météorologiques. Un krigeage a été effectué à partir de ces données pour caractériser plus finement la surface du territoire, en amont du recoupement de ces dépôts aux surfaces de masses d'eau ( $S_{ME}$ , en  $\text{km}^2$ ) pour la détermination du flux de substance émis.

Les flux de substances ont été calculés selon l'Eq. 11 et l'Eq. 12 (voir ci-après).

Source	Origine	Flux émis <sub>substance</sub> ( $\text{kg an}^{-1}$ )	
P1	Estimé, littérature	$F_{RA \text{ moyen}} \times S_{ME}$	Eq. 11
	Estimé, modélisation EMEP	$F_{RA \text{ moyen ME}} \times S_{ME}$	Eq. 12

#### Gestion de l'incertitude

Les valeurs minimales et maximales proposées par le guide ont été utilisées pour encadrer le flux moyen obtenu. En ce qui concerne les données provenant des modélisations par l'EMEP, les valeurs minimales et maximales rencontrées par masse d'eau, issues du krigeage, ont été appliquées.

### 4.2 Ruissellement agricole (P3)

#### Calcul des émissions associées au ruissellement agricole

La méthodologie préconisée par le guide de l'INERIS a été suivie. Une démarche est proposée pour deux familles de substances, les éléments métalliques et les produits phytosanitaires.

#### **\* Eléments métalliques**

Un apport moyen en éléments métalliques sur les terres agricoles ( $AM_{TA}$ ,  $\text{kg ha}^{-1}$ ) issues du rapport de Sogreah (2007) est appliqué aux surfaces agricoles utiles (SAU, ha) du territoire. Un coefficient (CT) est ensuite appliqué afin d'estimer la part des substances qui atteint les eaux de surface par ruissellement. L'Eq.13 (voir ci-après) récapitule le calcul effectué.

Source	Origine	Flux émis <sub>substance</sub> ( $\text{kg an}^{-1}$ )	
P3	Estimé	$AM_{TA} \times SAU \times CT$	Eq. 13

Une plage de valeurs (0,1 – 1 %) est proposée dans le guide pour le coefficient CT, d’après un rapport de la Commission internationale pour la protection du Rhin (CIPR, 2003<sup>56</sup>). Pour le présent exercice, le coefficient est fixé à 0,3 %, spécifié dans le rapport du CIPR de 2003 comme le pourcentage de l’entraînement par ruissellement sur la quantité d’engrais épandue relatif à la France.

#### \* **Produits phytosanitaires**

Les apports ont été évalués conformément à la méthodologie nationale, à partir des données de ventes de pesticides issues de la Banque nationale des ventes distributeurs (BNVd). L’année de référence prise en compte pour le présent inventaire est 2016. Pour limiter l’impact de la variabilité interannuelle des ventes liée aux variations du contexte météorologique d’une année sur l’autre, les ventes ont été lissées en les moyennant sur trois années (2015 à 2017).

Conformément aux préconisations du guide de l’INERIS, 95% de la valeur déclarée dans la BNVd hors emploi jardin autorisé a été prise en compte pour évaluer la dose employée, à laquelle un coefficient de ruissellement (CR) de 0,5% a été appliqué (voir l’Eq. 14 ci-après).

Source	Origine	Flux émis <sub>substance</sub> (kg an <sup>-1</sup> )	
P3	Estimé	$Quantité_{substances\ BNVd} \times 0,95 \times CR$	Eq. 14

L’extraction des données de la BNVd ayant été réalisée lors du premier semestre 2019, il est possible que certaines données de ventes aient été modifiées depuis celle-ci, la base de données pouvant être actualisée au niveau des trois dernières années.

#### Gestion de l’incertitude

Les émissions, basées sur les quantités de substances vendues issues de la BNVd<sup>57</sup> pour les produits phytosanitaires, sont sous-estimées pour les produits de dégradation. Ce serait le cas par exemple de l’AMPA, produit de dégradation du glyphosate.

D’autre part, le district associé aux émissions est celui de vente du produit, qui n’est pas forcément celui d’utilisation de celui-ci. Enfin, le coefficient de ruissellement dépend entre autres du type de culture et du type de sol. L’application d’un coefficient de ruissellement moyen peut alors générer de l’incertitude. Il est cependant délicat de quantifier cette incertitude, c’est pourquoi les résultats relatifs à cette voie d’apport, à l’exception des métaux, ne sont pas associés à des barres d’erreur. Cette incertitude existe néanmoins, et est potentiellement non négligeable. En ce qui concerne les éléments métalliques, les valeurs minimales et maximales précisées dans le rapport de Sogreah (2007) ont été utilisées.

### 4.3 Dérives de pulvérisation (P5)

#### Calcul des émissions associées aux dérives de pulvérisation

La méthode proposée par le guide a été adaptée suite aux premiers résultats obtenus. En effet, les émissions par dérive de pulvérisation constituaient 80 à 95 % du flux total émis, contribution non représentative de la réalité observée.

<sup>56</sup> Inventaire 2000 des émissions de substances prioritaires

<sup>57</sup> Banque nationale des ventes distributeurs

De façon similaire à la voie d'apport P3 – Ruissellement agricole, les apports ont été évalués à partir des données de ventes de pesticides issues de la Banque nationale des ventes distributeurs (BNVd), moyennées sur 2015-2017.

95% de la valeur déclarée dans la BNVd hors emploi jardin autorisé est prise en compte pour évaluer la dose employée, à laquelle un coefficient de dérive de pulvérisation (CD) a été appliqué. Le coefficient de 5 % proposé dans la méthodologie est basé sur les données de Butault *et al.*, (2010) relatives à l'ensemble du territoire. Un coefficient ajusté a été utilisé, égal à 3,3 %. Celui-ci a été calculé à partir d'autres données du même document, relatives à un territoire plus représentatif de celui du bassin Rhin Meuse.

L'adaptation de la méthode repose sur l'application d'un coefficient supplémentaire, représentant le pourcentage de surface de masses d'eau ( $S_{ME}$ ) par rapport à la surface des districts ( $S_{district}$ ), afin de prendre en compte le dépôt de la dérive de pulvérisation au niveau des masses d'eau uniquement, de façon similaire à la démarche utilisée pour la voie d'apport P1 - Retombées atmosphériques, le reste étant théoriquement pris en compte dans le ruissellement agricole.

L'Eq. 15 (voir ci-après) récapitule le calcul effectué.

Source	Origine	Flux émis <sub>substance</sub> (kg an <sup>-1</sup> )	
P5	Estimé	$Quantité_{substances\ BNVd} \times 0,95 \times CD \times \frac{\sum_{district} S_{ME}}{S_{district}}$	Eq. 15

### Gestion de l'incertitude

De façon similaire à la voie d'apport ruissellement agricole, il est difficile de quantifier l'incertitude relative à la voie d'apport dérive de pulvérisation, ce qui explique l'absence de barres d'erreur au niveau des résultats présentés. Cette incertitude existe néanmoins, et est potentiellement non négligeable.

## **4.4 Ruissellement de surfaces imperméabilisées (P6) et rejets des déversoirs d'orage (P7)**

Parmi les sources associées aux évènements pluvieux traitées par le guide méthodologique figurent les voies d'apport P6 – Ruissellement des surfaces imperméabilisées et P7 – Déversoirs d'orage et eaux pluviales du réseau séparatif. Deux scénarios faisant intervenir les eaux pluviales séparatives et les eaux rejetées par déversoirs d'orage sont intégrés dans la source P6 du guide de l'INERIS. Il est ensuite précisé dans la description de la source P7 de ne pas réaliser un double comptage avec la source précédente.

La répartition des flux entre ces deux voies d'apport a été modifiée dans le présent inventaire de façon à distinguer les types d'effluents, avec des eaux pluviales ruisselées d'une part, et des eaux usées (mélangées à des eaux pluviales ruisselées interceptées dans les réseaux unitaires) by-passées, du fait des volumes importants introduits dans les réseaux suite aux évènements pluvieux, d'autre part.

Plusieurs rejets associés au temps de pluie sont identifiés et distingués d'après les estimations disponibles sur les réseaux :

- les rejets d'eaux pluviales ruisselées en zone urbaine, collectées par un réseau séparatif ;
- les rejets d'eaux pluviales ruisselées en zone urbaine, pour les communes non raccordées à une station d'épuration ;
- les rejets d'eaux pluviales ruisselées au niveau des grands axes routiers ;
- les rejets d'eaux pluviales ruisselées en zone urbaine collectées par un réseau unitaire et d'eaux usées par déversoirs d'orage.

Les trois premiers rejets cités sont intégrés à la voie d'apport P6- Ruissellement des surfaces imperméabilisées, part du ruissellement urbain par temps de pluie associée aux eaux pluviales ruisselées strictes, tandis que les rejets par déversoirs d'orage sont distingués et intégrés à la voie d'apport P7-Déversoirs d'orage.

### Extraction et préparation des données

#### **\* Base de données**

Les concentrations préconisées par le guide de l'INERIS, issues de la littérature, ont été utilisées pour les rejets d'eaux pluviales (en zone urbaine et au niveau des grands axes routiers).

Concernant les rejets des déversoirs d'orage, les concentrations obtenues en entrée de station d'épuration lors de la campagne de recherche de substances réalisée sur la période 2009-2010, présentée dans les paragraphes relatifs à la définition des taux d'émission en entrée de STEU, ont été utilisées. La comparaison des valeurs médianes de concentration en période estivale et en période automnale/hivernale, susceptible d'être plus sujette à des événements pluvieux, n'a pas abouti à une distinction significative de concentration. De ce fait, l'ensemble des données de la campagne a été utilisé pour définir les valeurs médianes de concentrations par substance.

#### **\* Estimation des volumes**

##### Volumes ruisselés

Les volumes ruisselés ( $V_{\text{ruisselés}}$ ,  $\text{m}^3$ ) ont été estimés à partir des hauteurs de pluie, de la surface des communes et du taux d'imperméabilisation de celles-ci. Afin de prendre en compte certains phénomènes d'infiltration dans les sols, seules les pluies d'une hauteur minimale de 3 mm ont été prises en considération.

##### Volumes déversés par déversoirs d'orage

Les volumes ruisselés des communes raccordées à une station d'épuration sont multipliés par un taux d'interception variant selon le type de réseau. La somme de ces volumes ruisselés collectés est ensuite comparée à la capacité de la station d'épuration et aux éventuels volumes de rétention disponibles. Le surplus est défini comme le volume évacué par déversoir d'orage ( $V_{\text{DO}}$ ,  $\text{m}^3$ ).

#### **\* Définition des TMJA (Trafic moyen journalier annuel) et des surfaces routières**

Deux bases de données complémentaires relatives au trafic moyen journalier annuel sur le réseau routier national ont été récupérées sur le site de la DIR<sup>58</sup> Est – [www.dir.est.developpement-](http://www.dir.est.developpement-)

---

<sup>58</sup> Direction Interdépartementale des Routes

[durable.gouv.fr](http://durable.gouv.fr) – et sur le site [data.gouv.fr](http://data.gouv.fr). La première base de données fournit des TMJA par point de repère routier (PR) tandis que la seconde les associe à un tronçon de route, associé entre autres à une longueur et des PR initial et final. Les charges unitaires annuelles de la littérature étant exprimées en  $\text{kg ha}^{-1}$ , il a été nécessaire de créer des tronçons de route pour la première base de données, à partir des points de repères routiers. Le TMJA attribué à un tronçon a été déterminé en moyennant les TMJA associés aux PR de début et de fin de celui-ci. Les points de repère routiers étant associés à des distances, les longueurs des tronçons ont pu être calculées. La largeur des tronçons a été définie à partir du nombre de voies mentionnées dans les tableaux de comptage de la première base de données selon la relation fournie dans le guide. Pour la seconde base de données, le nombre de voies associé au recensement de la circulation sur le réseau national en 2011 a été récupéré sur le site [data.gouv.fr](http://data.gouv.fr), le recensement de 2016 utilisé pour la caractérisation du TMJA par tronçon ne mentionnant pas cette information. Sans données disponibles, les routes sont considérées comme 2 x 2 voies, avec une largeur de route de 21 m (nombre de voies par autoroute représentatif de 74 % de la longueur du réseau selon l'AFSA (2015)).

Des ajustements manuels ont dû être effectués sur les deux bases de données lorsque les points de repère initial et final d'un tronçon n'étaient pas associés au même département, afin que le tronçon associé puisse être pris en compte lors du traitement cartographique de recouplement de ceux-ci aux bassins versants de masses d'eau.

### Ruissellement des surfaces imperméabilisées

#### **\* Rejets d'eaux pluviales ruisselées en zone urbaine**

Le calcul effectué est similaire pour les communes non raccordées à une station et les communes disposant d'un réseau majoritairement séparatif et s'effectue selon l'Eq. 16 (voir ci-après).

Source	Origine	Flux émis <sub>substance</sub> ( $\text{kg an}^{-1}$ )	
P6	Estimé	$\sum_{communes} V_{ruisselés} \times [X]_{eaux\ pluviales} \times C_{rejet\ milieu}$	Eq. 16

Un coefficient de rejet au milieu ( $C_{rejet\ milieu}$ ) est appliqué pour traduire la part du flux atteignant les eaux de surface. Ce coefficient correspond au taux d'interception dans le réseau estimé pour les communes possédant un réseau séparatif. Il est estimé à 0,7 pour les communes non raccordées à une station d'épuration.

#### **\* Rejets d'eaux pluviales ruisselées au niveau des grands axes routiers**

La méthode préconisée dans le guide de l'INERIS a été suivie. Pour le zinc, le cuivre, le cadmium et les HAP, des gammes de charges unitaires annuelles dépendantes du Trafic moyen journalier annuel (TMJA) proposées par le Service d'études techniques des routes et autoroutes (SETRA, note d'information de juillet 2006) ont été attribuées aux surfaces imperméabilisées des grands axes routiers (S en ha). Les Rendements moyens d'abattement des ouvrages autoroutiers de protection de la ressource en eau (R) issus du même document ont ensuite été appliqués pour définir les flux de substances émis.

Les deux calculs utilisés sont détaillés dans l'Eq. 17 et l'Eq. 18 (voir ci-après), avec  $C_u$  la charge unitaire annuelle pour 1 000 véhicules par jour (en  $\text{kg ha}^{-1}$ ) et  $C_s$  la charge unitaire annuelle supplémentaire pour 1 000 véhicules par jour au-delà de 10 000 véhicules par jour (en  $\text{kg ha}^{-1}$ ).

Source	Origine	TMJA	Flux émis <sub>substance</sub> (kg an <sup>-1</sup> )
P6	Estimé	< 10 000	$\left( \sum_{\text{tronçons}} Cu \times \frac{TMJA}{1000} \right) \times S \times (1 - R)$ Eq. 17
		> 10 000	$\left( \sum_{\text{tronçons}} 10Cu + \frac{Cs}{1000} \times (TMJA - 10000) \right) \times S \times (1 - R)$ Eq. 18

Les charges unitaires annuelles relatives aux HAP sont associées à une somme de HAP (benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(g,h,i)perylène et indeno(1,2,3-cd)pyrène). Afin d'obtenir le détail des flux par substance, la répartition des concentrations de celles-ci, concentrations obtenues dans les eaux de ruissellement brutes d'une route départementale (thèse Flanagan 2018), a été appliquée à cette somme.

### Rejets des déversoirs d'orage

Les flux de substances émis sont calculés d'après l'Eq. 19 (voir ci-après), avec  $V_{DO}$  le volume évacué par les déversoirs d'orage et  $[X]$  la valeur médiane de concentration en entrée de station d'épuration en substance X pour l'ensemble des STEU audités sur la période 2009-2010.

Source	Origine	Flux émis <sub>substance</sub> (kg an <sup>-1</sup> )
P7	Estimé	$\sum_{\text{communes raccordées}} V_{DO} \times [X]_{\text{médiane entrée STEU}}$ Eq. 19

### Différences méthodologiques par rapport au précédent inventaire

Les flux relatifs au ruissellement urbain par temps de pluie avaient été estimés en 2013 à partir du scénario majorant de l'inventaire, supposant l'ensemble des volumes ruisselés d'eaux pluviales rejetés au milieu, tout en tenant compte de la notion de pluie efficace. Néanmoins le flux estimé semblait fortement surestimé par rapport aux autres voies d'apport. Le ruissellement des principales routes n'avait pas été estimé.

### Gestion de l'incertitude

Une forte incertitude est associée aux émissions relatives au ruissellement urbain par temps de pluie. Dans le cadre de la nouvelle méthodologie, une plage de variation a été définie pour encadrer les valeurs médianes, en prenant :

- les minima et les maxima des médianes des concentrations dans les eaux pluviales mentionnés dans le guide pour les rejets des réseaux séparatifs et des communes non raccordées ;
- les valeurs minimales et maximales de charge unitaire annuelle pour 1 000 véhicules par jour mentionnées dans le guide pour le ruissellement routier ;
- les premiers et troisièmes quartiles des concentrations mesurées en entrée de station d'épuration issues de la campagne de recherche de substances réalisée en 2009-2010 utilisées dans le calcul relatif aux déversoirs d'orage.

L'objectif de cette méthode est d'identifier les masses d'eau subissant des pressions vis-à-vis de substances toxiques hors pesticides.

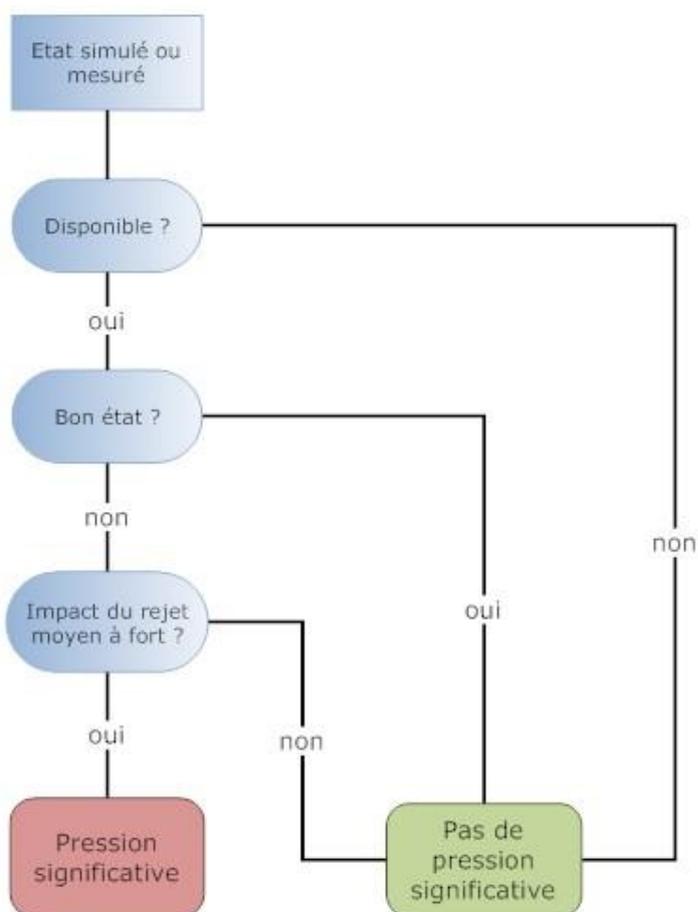
A partir des données de l'inventaire des émissions, pertes et rejets (exercice 2019) ainsi que des données d'état mesuré ou simulé, une dizaine de substances ont pu faire l'objet d'une évaluation des pressions toxiques.

### 1 – Principe

Les pressions significatives pour les substances toxiques sont déterminées :

- à l'échelle de la masse d'eau superficielle ;
- pour chaque classe de pression, autrement dit par typologie de rejet ;
- et par paramètre.

La méthode consiste à **croiser l'état de la masse d'eau mesuré ou simulé avec l'impact d'un rejet** en appliquant le logigramme suivant :



## 2 - Classes de pressions étudiées

Les flux émis pour chaque type de pression ont été caractérisés selon la nomenclature suivante :

Code Pression	Libellé des types de pressions
1.1	Rejet de STEU urbaine
1.2	Déversement de réseau de collecte des effluents urbains par temps de pluie
1.3	Rejet industriel soumis à la directive IED
1.4	Rejet industriel non IED
2.1	Pollution diffuse par ruissellement urbain (inclus les rejets des réseaux d'eau pluviale strict)
2.2	Pollution diffuses d'origine agricole
2.6	Rejets diffus d'effluents urbains non raccordés
2.7	Dépôts atmosphériques

## 3 - Substances retenues pour l'évaluation des pressions toxiques

Compte tenu de la connaissance encore très partielle et de la multiplicité des substances mises en jeu, toutes les substances de l'état écologique et de l'état chimique n'ont pas pu faire l'objet d'une évaluation des pressions.

Une sélection de substances est établie au regard :

- de la disponibilité des données dans l'inventaire des substances ;
- du niveau de précision sur les charges polluantes ;
- du caractère « exhaustif » des différentes sources de pollution ;
- de l'enjeu vis-à-vis du respect des normes de qualité (nombre de masses d'eau déclassées vis-à-vis d'un paramètre).

Dans le cadre de l'état des lieux 2019, deux groupes de substances ont été sélectionnés :

- **les métaux et métalloïdes** parmi lesquels figurent l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le mercure, le plomb et le zinc ;
- **les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)** représentés par le benzo(a)pyrène qui est reconnu comme traceur de la pollution urbaine.

## 4 - Etat retenu

### 4.1 Etat des masses d'eau mesuré

#### Pour le support Eau :

Par défaut, l'état mesuré à partir des données de surveillance 2015-2017 est utilisé prioritairement à l'état simulé à partir du modèle PEGASE.

Pour ce qui concerne les métaux, l'état mesuré retenu ne tient pas compte du modèle de Biodisponibilité BLM qui consiste à calculer la concentration théorique susceptible d'être disponible pour le biote. En effet, la concentration d'un paramètre sans BLM représente mieux le flux global transitant dans la masse d'eau ainsi que son potentiel d'impact associé.

### Pour le support sédiments :

Les teneurs en substances mesurées dans les sédiments ont également été exploitées et un diagnostic de la contamination des sédiments a été réalisé sur la base des seuils sédiments jaune/orange du SEQ-Eau v2.

## 4.2 Etat modélisé par PEGASE

Une modélisation a été effectuée pour obtenir un état par paramètre à l'échelle de la masse d'eau. Cet état est le résultat de l'agrégation des données spatiales et temporelles générées par le modèle. Comme il existe 2 types de NQE (en concentration moyenne annuelle : NQE-MA ou en concentration maximale annuelle : NQE-CMA ), 2 types d'agrégation s'avèrent nécessaires :

- un percentile 80 des moyennes journalières pour la comparaison à la NQE-MA ;
- un percentile 80 des maximales journalières pour la comparaison à la NQE-CMA.

Le percentile 80 a été retenu pour l'agrégation spatiale des données à la masse d'eau afin de retenir les valeurs les plus fortes tout en évitant de prendre en compte les maximales qui peuvent être aberrantes, notamment dans les secteurs de faibles débits en tête de bassin.

Les apports suivants ont été pris en compte dans le modèle :

- les rejets des stations d'épuration ;
- les rejets non collectés des collectivités (absence de traitement ou défaut de collecte) ;
- les rejets en temps de pluie des déversoirs d'orages ;
- le ruissellement urbain ;
- les rejets des industriels isolés ;
- les rejets des élevages.

Le tableau suivant précise les hypothèses pour chaque paramètre et chaque type d'apport.

	Arsenic	Chrome	Cuivre	Cadmium	Mercure	Nickel	Plomb	Zinc	BaP
Taux d'émission par EH mg/EH/j	0.85	2.16	15.2		0.0357	1.18	1.83	45.8	0.0034
Rendement des STEP (%)	47%	47%	77%		43%	45%	66%	61%	80%
Concentration RUTP µg/L Nappe haute		9	47			4	7	140	
Concentration RUTP µg/L Nappe basse		15	83			4	8	180	
Elevages prairie mg/ugb/j	6	15	40	0.28		20	20	400	
Elevages étable mg/ugb/j	6	15	247	0.22		20	20	400	
Ruissellement urbain									0.007 µg/L fraction dissoute 0.059 µg/L fraction particulaire
Rejets industriels	Données GEREPE et Base AERM								

## Niveaux de rejets

Pour chaque classe de pression et pour chaque paramètre, les rejets sont classés en trois niveaux de pressions absolues : « fort », « moyen », « faible » selon le tableau suivant :

Paramètre	faible	moyen	fort
<b>BaP</b>	< 0.01 g/j	0.01-1 g/j	>=1 g/j
<b>Cadmium</b>	< 1 g/j	1-10 g/j	>=10 g/j
<b>Mercure</b>	< 1 g/j	1-10 g/j	>=10 g/j
<b>Cuivre</b>	< 10 g/j	10-100 g/j	>=100 g/j
<b>Plomb</b>	< 10 g/j	10-100 g/j	>=100 g/j
<b>Arsenic</b>	< 10 g/j	10-100 g/j	>=100 g/j
<b>Nickel</b>	< 20 g/j	20-200 g/j	>=200 g/j
<b>Chrome</b>	< 20 g/j	20-200 g/j	>=200 g/j
<b>Zinc</b>	< 50 g/j	50 - 500 g/j	>= 500 g/j

## 5 - Niveaux d'impact

Pour chaque paramètre, un impact théorique a été évalué et classé en trois niveaux « fort », « moyen », « faible ».

Cet impact est basé sur la comparaison de la charge rejetée d'un paramètre à un flux théorique admissible.

Ce Flux maximal admissible (FMA) est le produit de la Norme de qualité environnementale (NQE) du paramètre par un débit représentatif de la masse d'eau.

Le QMNA2 (débit moyen mensuel de retour deux ans) a été retenu car il représente une situation d'étiage fréquente qui convient bien à la représentation des phénomènes de pollution chronique par les métaux ou les HAP. La valeur globale retenue à la masse d'eau a été obtenue par utilisation du percentile 90 (on écarte ainsi les valeurs aberrantes qui peuvent apparaître aux confluences des masses d'eau)

Les valeurs d'impact ont été déterminées d'après la grille suivante :

Rejets	Valeur d'impact
>10 x FMA	Fort
>1.2 x FMA et <=10 x FMA	Moyen
< 1.2 x FMA	Faible

## 6 - Méthode de détermination des pressions

Le logigramme ci-après synthétise la méthode de détermination des pressions toxiques.

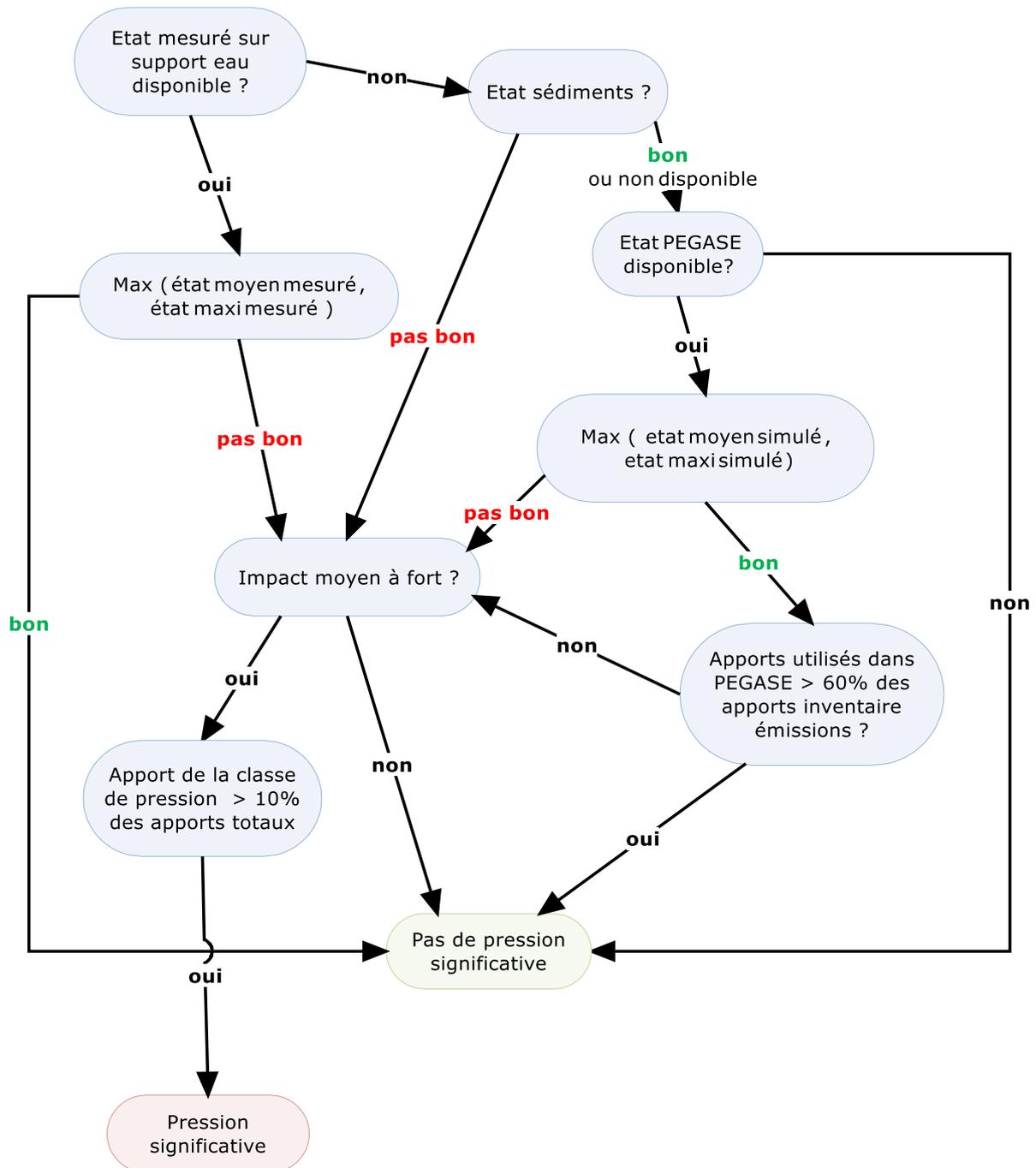
En règle générale, les données mesurées sont prioritaires vis-à-vis des données issues de PEGASE sauf dans le cas où l'état sédiments est bon alors que le diagnostic PEGASE annonce mauvais.

D'autre part, dans le cas où l'état simulé d'une masse d'eau est annoncé bon mais que les rejets utilisés dans PEGASE à l'échelle de cette masse d'eau couvrent moins de 60% des apports identifiés

dans l'inventaire, on considérera que l'état PEGASE n'est pas suffisamment robuste et il ne sera pas retenu comme critère de sélection.

Au final, les classes de pressions retenues comme significatives pour un paramètre :

- sont situées sur une masse d'eau diagnostiquée en mauvais état (mesures eau/sédiments ou PEGASE) ;
- ont un impact moyen à fort sur la masse d'eau, c'est-à-dire que leur rejet est supérieur au FMA majoré de 20% ;
- représentent plus de 10% des apports globaux à la masse d'eau.



L'objectif de cette méthode est d'identifier les pressions s'exerçant sur l'hydromorphologie des masses d'eau « cours d'eau » des districts Rhin et Meuse. Cela dans le but de déterminer par la suite le risque de non atteinte des objectifs environnementaux, lié au facteur « hydromorphologie », puis les actions à mettre en place en matière de restauration des cours d'eau afin de permettre l'atteinte du « bon état » avant l'échéance 2027.

### 1 - Les pressions sur l'hydromorphologie et la DCE

L'annexe II 1.4. de la DCE mentionne que « Les États membres collectent et mettent à jour des informations sur le type et l'ampleur des pressions anthropogéniques importantes auxquelles les masses d'eau de surface peuvent être soumises dans chaque district hydrographique, notamment :

- l'estimation et l'identification de l'incidence des régulations importantes du débit d'eau, y compris les transferts et diversions d'eau, sur les caractéristiques générales du débit et les équilibres hydrologiques ;
- l'identification des altérations morphologiques importantes subies par les masses d'eau ».

Dans le cadre de l'état des lieux, pour l'hydromorphologie, il est donc demandé une description des types et de l'ampleur des pressions et des altérations présentes dans les districts du Rhin et de la Meuse. L'inventaire des pressions sur l'hydromorphologie doit ainsi contribuer à :

- confirmer le très bon état (absence ou très faible pression) ;
- vérifier la réponse des indicateurs d'état aux pressions relevées : l'état est-il corrélé aux pressions identifiées ?
- consolider l'évaluation de l'état des masses d'eau, notamment dans le cas de l'utilisation de modèles pressions / impacts en l'absence de données de surveillance ;
- évaluer les causes d'un Risque de non atteinte des objectifs environnementaux en 2027 (RNAOE 2027) : l'hydromorphologie est-elle « responsable » en cas de risque ?

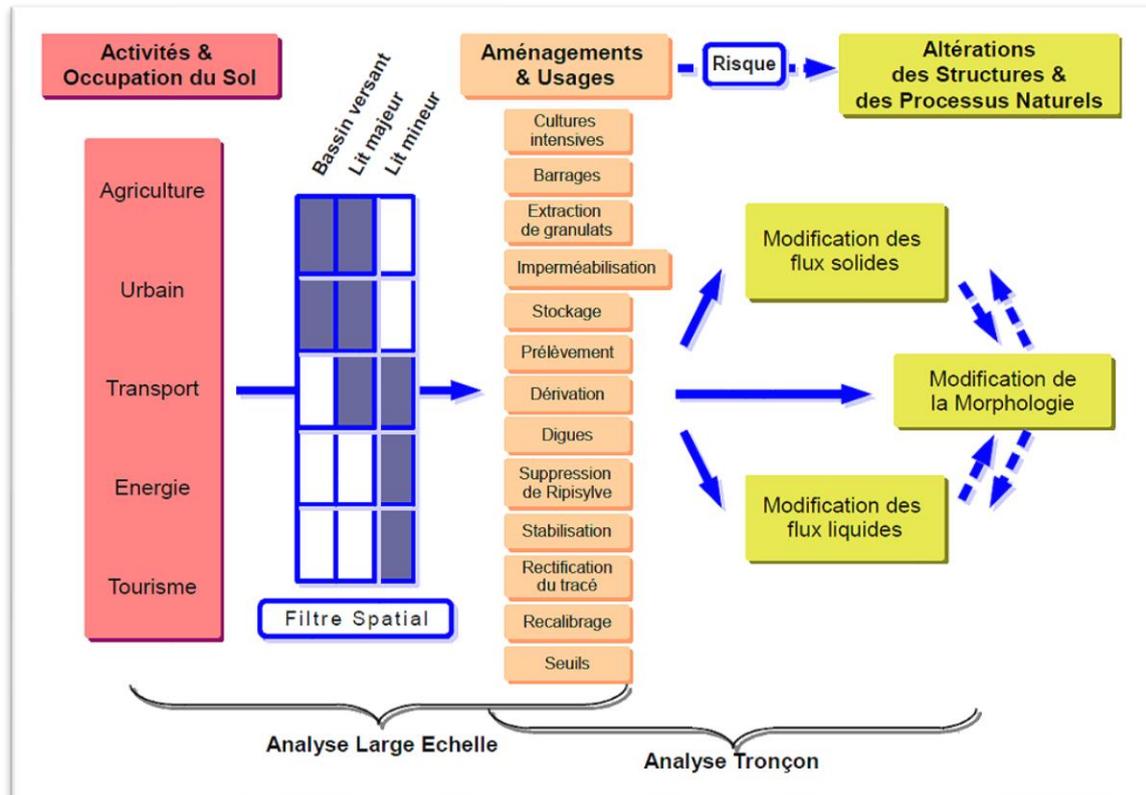
Il s'agit donc dans un premier temps de produire un inventaire des pressions brutes s'exerçant sur l'hydromorphologie à l'échelle des masses d'eau « cours d'eau ».

**NB** : Il n'existe pas de méthodologie d'évaluation des pressions s'exerçant sur l'hydromorphologie pour les masses d'eau « canaux », toutes listées en tant que Masses d'eau artificielles (MEA), du fait de l'absence de données issues du Système relationnel d'audit de l'hydromorphologie (SYRAH) pour ces masses d'eau. Ainsi, l'inventaire des pressions s'exerçant sur l'hydromorphologie à l'échelle des canaux n'a pas été réalisé. Il est à noter toutefois que sept MEA disposent de données issues du SYRAH 2018 et elles ont donc été traitées dans l'exercice d'inventaire des pressions sur l'hydromorphologie comme les autres masses d'eau « cours d'eau » : AUBACH (FRCR119), RIGOLE DE WIDENSOHLEN (FRCR14), DERIVATION DE ZORNHOF (FRCR185), ENGELBACH (FRCR206), KIESEL 2 (FRCR403), LOGELBACH (FRCR83), BRUCHE ARTIFICIELLE (FRCR92).

## 2 - Méthodes de caractérisation de l'hydromorphologie

La compréhension et le diagnostic des dysfonctionnements écologiques d'origine hydromorphologique doivent nécessairement intégrer l'organisation en échelles emboîtées du fonctionnement des hydrosystèmes. Les outils visant le diagnostic des pressions sur l'hydromorphologie se doivent donc d'intégrer ces différentes dimensions tel que décrit dans la figure ci-après.

Origines et causes des altérations hydromorphologiques, Chandesris et al., 2008



### 2.1 Cadre national

Le premier état des lieux DCE réalisé en 2004 a montré de réelles difficultés de mise en œuvre et une grande hétérogénéité des résultats entre bassins pour l'évaluation des pressions s'exerçant sur l'hydromorphologie. Cette hétérogénéité, dépendante en partie du manque d'outils et de cadrage méthodologique, a conduit le Ministère chargé de l'écologie, l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) et les Agences de l'eau à mandater l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA, ex-CEMAGREF) en 2006 à élaborer un système d'audit fonctionnel des pressions hydromorphologiques par un protocole standardisé et mis en œuvre de manière homogène sur l'ensemble du territoire français.

Le projet « Système relationnel d'audit de l'hydromorphologie (SYRAH) » vise ainsi une réponse aux difficultés du premier exercice d'état des lieux, afin de permettre une évaluation des pressions

homogène à l'échelle du territoire métropolitain, dans le cadre de la révision de l'état des lieux de 2013 puis de 2019. SYRAH constitue donc le socle pour l'évaluation des pressions et des altérations hydromorphologiques subies par les masses d'eau de surface « cours d'eau ».

Certaines pressions et altérations sont toutefois plus difficilement appréciées par cette méthodologie compte tenu d'une faible connaissance nationale de leur présence, de leur intensité et/ou du manque de méthodes scientifiques robustes pour leur évaluation. Après analyse des diagnostics fournis par SYRAH, un apport de données complémentaires est requis dans le cas où les pressions et les altérations apparaissent lacunaires. Cette analyse de besoin de données complémentaires a été conduite au niveau du bassin sous la coordination technique du Secrétariat technique de bassin (STB). Les données sont ainsi homogénéisées et validées à la suite d'expertises locales.

Les documents suivants apportent des éléments de cadrage national plus détaillés pour la conduite des travaux sur l'hydromorphologie dans le cadre de la mise à jour de l'état des lieux :

- guide pour la mise à jour de l'état des lieux, Direction de l'eau et de la biodiversité du Ministère chargé de l'écologie (DEB), août 2017 ;
- note technique du 19 septembre 2017 relative à la mise à jour des états des lieux du troisième cycle de gestion de la directive cadre sur l'eau (NOR : TREL1722451N, texte non paru au JO) ;
- fiche de présentation de la méthode et des résultats mis à disposition au niveau national pour évaluer les risques d'altération hydromorphologiques des cours d'eau métropolitains pour l'état des lieux de la DCE 2019, AFB, 28 avril 2017 ;
- extraits du compte rendu du GT Hydromorphologie du 8 juin 2012 et mise à jour de la nomenclature des pressions WISE - Rapportage des pressions hydromorphologiques dans Wise - Actualisé dans guide état des lieux 2019, DEB, 29 septembre 2017.

## **2.2 Outil SYRAH : socle commun de l'analyse**

L'outil SYRAH repose sur la valorisation de couches d'informations géographiques et de bases de données nationales. Il permet d'apprécier de manière homogène sur l'ensemble du territoire français, les pressions et les probabilités d'altérations de la structure et du fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau. Ces données de pressions sont recensées à large échelle (zone hydrographique) ainsi qu'au niveau de sous-tronçons de cours d'eau appelés Unité spatiale de recueil et d'analyse (USRA).

Ces éléments constituent les données de pressions brutes de l'outil SYRAH construites à partir de données SIG existantes (dont BD Topo® et ROE), homogènes à l'échelle du territoire métropolitain. La démarche repose donc uniquement sur la valorisation/exploitation de données existantes (pas d'investigation spécifique de terrain par exemple).

A partir de ces données brutes, la démarche consiste à construire une relation entre contraintes sur l'hydromorphologie (pressions) et éléments de qualité hydromorphologique au sens de la DCE. L'outil propose ainsi des résultats finaux sous forme de probabilités d'altérations pour les éléments hydromorphologiques « soutenant » les paramètres biologiques de l'état écologique tels que retenus par la Directive Cadre. Les descripteurs élémentaires traités sont traduits au travers de dix paramètres, regroupés en trois éléments de qualité hydromorphologiques décrits par la DCE et synthétisés dans le tableau ci-après (voir annexe 1, ci-après, pour les détails).

Les résultats, produits au niveau national par l’Institut national de recherche en sciences et technologies pour l’environnement et l’agriculture (IRSTEA), ont tout d’abord été exprimés à l’échelle des USRA (environ 250 000 km de cours d’eau à l’échelle du territoire métropolitain) puis agrégés à la masse d’eau sous forme de classes de probabilités de pressions et d’altérations exprimées en 5 classes (de « Très Faible » à « Très Fort ») (voir un exemple de représentation en Annexe 2, voir ci-après).

Il est important d’indiquer à ce niveau que l’outil SYRAH n’est pas un modèle pression/impact et ne préjuge donc pas d’un lien entre les descripteurs physiques qu’il prend en compte et leur effet sur le fonctionnement hydromorphologique des cours d’eau et les éléments de qualité biologique. Les données fournies par SYRAH restent donc, à ce stade, exprimées sous forme de « probabilités d’altérations ». Leur utilisation comme outil d’aide à l’évaluation du Risque de non atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) en 2027 et comme source d’information alternative pour construire la carte d’état des masses d’eau relève d’une autre démarche qui n’est pas abordée ici.

En outre, SYRAH repose sur une sectorisation homogène des cours d’eau (tronçons hydromorphologiques) nécessaire à une bonne appréhension des pressions et altérations exercées sur les processus hydromorphologiques. Par conséquent, l’agrégation de l’information à l’échelle des masses d’eau conduit inévitablement à lisser et simplifier le diagnostic établi.

#### Présentation des éléments de qualité et des paramètres élémentaires utilisés dans l’outil SYRAH

Éléments de qualité	Paramètres élémentaires
Régime hydrologique	Hydrologie : quantité (débit d’étiage, débit de crue de fréquence 1 – 5 ans)
	Hydrologie : dynamique (saisonnalité)
	Connexion aux masses d’eau souterraine (capacité de soutien d’étiage)
Continuité de la rivière	Continuité biologique « proximité » (résultats remplacés par un indicateur de la fragmentation des milieux lorsque celui-ci était disponible)
	Continuité biologique « migrants » (résultats remplacés par des données concernant le taux d’étagement lorsque ces données étaient disponibles)
	Continuité sédimentaire (bilan sédimentaire)
	Continuité latérale (connexion lit mineur / lit majeur)
Conditions morphologiques	Variation de la profondeur et de la largeur de la rivière (profondeur à l’étiage : largeur, profondeur en crue)
	Structure et substrat du lit – faciès d’écoulement (proportion et diversité des faciès) et substrat (épaisseur, granulométrie, porosité, conductivité hydraulique)
	Structure de la rive

L’ensemble des éléments de construction et des principes d’exploitation de SYRAH sont repris dans les documents suivants :

- Système Relationnel d’Audit de l’Hydromorphologie des Cours d’Eau PRINCIPES ET METHODES Version V 3.1, A.Chandesris et al., CEMAGREF, janvier 2008 ;

- SYstème Relationnel d’Audit de l’Hydromorphologie des Cours d’Eau SYRAH CE Principes et méthodes de la sectorisation hydromorphologique, L.Valette et al., CEMAGREF/ONEMA, février 2008 ;
- SYstème Relationnel d’Audit de l’Hydromorphologie des Cours d’Eau ATLAS A LARGE ECHELLE V2.0, A.Chandesris et al., CEMAGREF/ONEMA, avril 2009 ;
- SYstème Relationnel d’Audit sur l’Hydromorphologie des Cours d’Eau SYRAH – CE Rapport technique, GINGER STRATEGIS, juin 2010 ;
- SYRAH-CE : description des données et modélisation du risque d’altération de l’hydromorphologie des cours d’eau pour l’Etat des lieux DCE, L.Valette et al., IRSTEA/ONEMA, juin 2012.

### 2.3 Outil SYRAH : mise à jour pour l’état des lieux 2019

La mise à jour de l’état des lieux 2019, sur le volet hydromorphologie, repose sur un SYRAH actualisé en partie. Les données ont été fournies aux bassins en début d’année 2018 (version finale transmise par l’IRSTEA aux Agences de l’eau le 30 janvier 2018).

La mise à jour de SYRAH reste très partielle et se base uniquement sur l’actualisation de deux grands thèmes :

- les données « irrigation » et « drainage » issues du Recensement général pour l’agriculture (RGA) de 2010 alors qu’en 2013 le RGA mobilisé était celui de 1988. Cette évolution est susceptible de modifier le paramètre « hydrologie quantité » ;
- les données de localisation des obstacles à l’écoulement issues du Référentiel des obstacles à l’écoulement (ROE), extraction de septembre 2017 (extraction de novembre 2011 pour l’état des lieux 2013). Pour le bassin Rhin-Meuse, on passe ainsi d’environ 7 000 à 12 000 ouvrages sur le réseau hydrographique. Cette mise à jour est susceptible de modifier les paramètres élémentaires « structure et substrat du lit », « continuité sédimentaire », « continuité biologique de proximité » et « continuité biologique migrants ». Ces deux derniers paramètres sont toutefois remplacés par les indicateurs produits par l’AFB, eux aussi actualisés sur la base du ROE 2017, lorsque les données sont disponibles dans le ROE (voir ci-après).

Les éléments de construction et les principes d’exploitation du SYRAH actualisé sont repris dans le document suivant :

- SYRAH-CE : Mise à jour 2017 du risque d’altération de l’hydromorphologie des cours d’eau pour l’état des lieux DCE, L.Valette et al., décembre 2017.

### 2.4 Autres outils et données mobilisés en complément de SYRAH

#### ➤ Motivations des compléments

Comme indiqué précédemment, le diagnostic établi par SYRAH peut s’avérer lacunaire sur certains types de pressions et d’altérations. Cela concerne notamment des éléments non « télé-déTECTABLES » tels que le colmatage des sédiments grossiers du lit des cours d’eau, les curages et recalibrages

locaux, l'artificialisation ponctuelle des berges (enrochements, palplanches), la présence éparse de merlons et de petites digues, le type de végétation présente, etc.

En outre, les probabilités de pressions et d'altérations exprimées à l'origine par SYRAH restent des probabilités, c'est-à-dire qu'elles peuvent ne pas se traduire par une pression réelle sur l'hydromorphologie : ainsi une probabilité d'altération forte de 0,7 ne devrait se concrétiser par une altération forte observable que dans sept cas sur dix en moyenne (selon les expertises menées par l'IRSTEA) ; il reste donc, toujours en moyenne, trois cas sur dix où cette classe d'altération (forte) ne devrait pas être observée.

Après analyse des résultats fournis par SYRAH, la démarche de diagnostic des pressions sur l'hydromorphologie, telle que préconisée par les cadrages nationaux, prévoit ainsi de pouvoir compléter l'outil SYRAH par des expertises ou des données dans le cadre d'une réflexion menée au niveau du bassin. Ces compléments permettent de préciser ce premier niveau d'analyse globale conçue à l'échelle nationale. Dans le cadre de cette analyse de besoin de données complémentaires, conduite au niveau du bassin Rhin-Meuse dans le cadre du Secrétariat technique de bassin (STB) sous coordination technique de la Direction régionale de l'environnement, du logement et de l'aménagement (DREAL) Grand Est, de la Direction régionale de l'Agence française pour la biodiversité (AFB) Grand Est et de l'Agence de l'eau, ont ainsi été mobilisées :

- des données produites par l'AFB sur les ouvrages et leur impact sur la continuité écologique via les outils nationaux « Référentiel des obstacles à l'écoulement (ROE) » et « Informations sur la continuité écologique (ICE) » ;
- des expertises locales des services techniques (Directions départementales des territoires (DDT) et services départementaux de l'AFB) ;
- des données sur la morphologie des cours d'eau en croisant notamment les données de SYRAH avec les études et travaux réalisés, ou lors de visites terrain de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse.

#### ➤ Outils et données relatifs à la continuité écologique

Le Référentiel des obstacles à l'écoulement (ROE) constitue un référentiel national des ouvrages (seuils, barrages, ponts, buses, etc.) sans préjuger de leur impact sur la continuité écologique. Il est issu d'une compilation et validation des bases de données des différents acteurs de l'eau validées et complétées par les services territoriaux de l'ex ONEMA, puis depuis l'année 2011 avec l'appui supplémentaire des autres acteurs locaux de bassin « accrédités ». Pour l'état des lieux 2019, les données ROE de novembre 2017 ont été exploitées dans SYRAH pour le calcul de différentes métriques brutes (taux de seuil, etc.).

Les ressources relatives au ROE sont les suivantes :

- les données sont disponibles, accompagnées de leurs avertissements et métadonnées, sur le site EauFrance à l'adresse suivante : <https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/ouvrages-faisant-obstacle-a-lecoulement-obs/>;
- les ouvrages sont visualisables via l'interface cartographique CARMEN à l'adresse suivante : [http://carmen.carmencarto.fr/66/ka\\_roe\\_current\\_metropole.map](http://carmen.carmencarto.fr/66/ka_roe_current_metropole.map).

Le protocole ICE vise à disposer d'un système d'évaluation de la continuité écologique en se basant sur une analyse objective des données liées aux ouvrages et aux espèces piscicoles. Il permet ainsi une évaluation homogène en fournissant un indicateur de discontinuité, à l'échelle de chaque ouvrage, obtenu en confrontant les relevés réalisés sur les obstacles et les capacités de franchissement des espèces cibles. Cet outil se base ainsi sur des investigations de terrain pour recueillir les descripteurs physiques des ouvrages ainsi que sur des modèles éco-hydrauliques, des arbres de décision par type d'ouvrage et sur les capacités physiques théoriques des poissons.

Les documents de référence sur le protocole ICE sont les suivants :

- Baudoin J.M., Burgun V., Chanseau M., Larinier M., Ovidio M., Sremski W., Steinbach P. et Voegtle B., 2014, Evaluer le franchissement des obstacles par les poissons. Principes et méthodes. Onema ;
- ICE Informations sur la continuité écologique - Protocole de terrain pour l'acquisition des données, décembre 2015.

Les indicateurs SYRAH concernant la continuité biologique montrent une faible représentativité de la réalité. Ainsi, sur la base de l'exploitation du ROE et des données ICE, le taux d'étagement remplace la continuité biologique « migrants » et un indicateur de fragmentation des cours d'eau remplace la continuité biologique « proximité ». Ces indicateurs ont été produits au niveau national puis exploités par la DR Grand Est de l'AFB afin de consolider les paramètres DCE relatifs à la continuité biologique sur lesquels les résultats SYRAH montrent une pertinence limitée. D'autres indicateurs sont également calculés et peuvent être utilisés en complément de SYRAH (densité d'ouvrages pondérée, indicateurs de fractionnement, etc.).

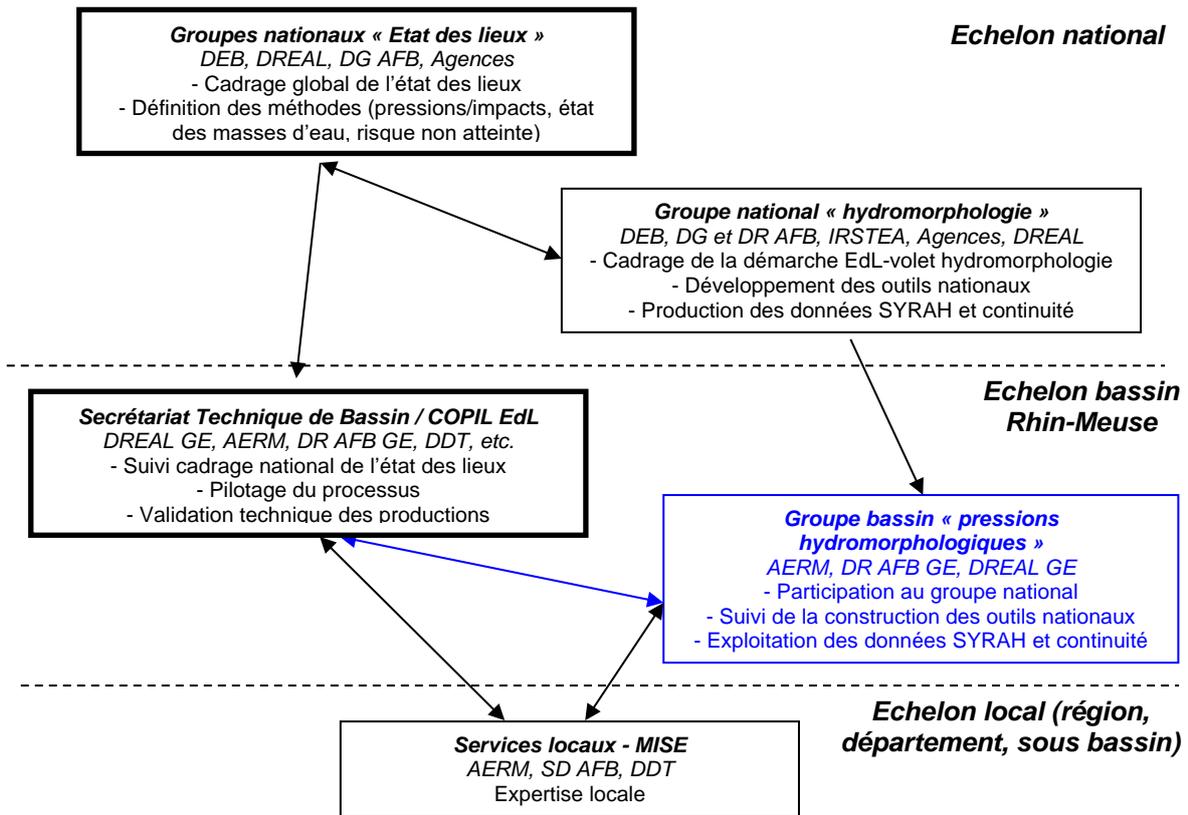
Les détails d'élaboration de ces indicateurs, qui peuvent se substituer aux résultats fournis par SYRAH sur les paramètres considérés, sont fournis dans les documents suivants :

- indicateurs de pressions des ouvrages : note méthodologique de calcul et scripts, P.Miguet, AFB, version révisée 1.0 d'avril 2017 ;
- vers des indicateurs de continuité DCE : Présentation d'indicateurs existants, méthodes de calcul, confrontation et perspectives d'exploitation, P.Miguet, AFB, version révisée 1.1 d'avril 2017.

### **3 - Démarche d'inventaire des pressions sur l'hydromorphologie sur le bassin Rhin-Meuse**

Cette phase de déploiement des outils sur le bassin Rhin-Meuse a été conduite selon les principes techniques définis par le groupe de travail national « hydromorphologie-DCE » lors des différentes réunions tenues de 2017 à 2018. Les principaux éléments de cadrage sont restés identiques à l'EDL 2013, détaillés dans le *compte rendu du GTN hydromorphologie des cours d'eau du 8 juin 2012*. Le schéma suivant illustre le pilotage de cette démarche et la coordination des différents échelons impliqués.

## Coordination pour le diagnostic des pressions sur l'hydromorphologie sur le bassin Rhin-Meuse



### 3.1 Exploitation des données SYRAH

#### ➤ Tests du niveau de confiance et agrégation des résultats

L'agrégation à la masse d'eau des données SYRAH et des indicateurs précédemment cités est une figure imposée par le présent exercice d'état des lieux. De ce fait, les données présentées précédemment ont dû être traitées à cette échelle.

Dans un objectif de diagnostic des trois éléments de qualité hydromorphologique DCE (continuité, hydrologie, morphologie) et d'un diagnostic global du compartiment hydromorphologique, une procédure d'agrégation des dix paramètres élémentaires a été mise en œuvre.

Cette procédure s'est voulue transparente (documentée à toutes les étapes de son application) et conservative (conserve les différents niveaux d'informations utilisés) pour répondre aux besoins de traçabilité de l'information et de communication, notamment entre partenaires de l'échelon bassin et de l'échelon local (voir partie suivante).

Cette procédure met tout d'abord en œuvre des tests sur l'ensemble des résultats de probabilités de pressions fournis par SYRAH au niveau des dix paramètres afin de déterminer un niveau de confiance associé à la classe la plus probable.

En effet, comme explicité précédemment SYRAH est un outil définissant des probabilités d'altérations : dans le cas de probabilité tranchée entre les classes (par exemple : probabilité Très faible = 0.9 et Faible = 0.1), il y a neuf chances sur dix que la probabilité soit très faible et une chance sur dix qu'elle soit faible, la probabilité d'altération peut donc être définie comme Faible avec une bonne confiance. Mais dans d'autres cas où plusieurs classes ont une valeur de probabilité proche (par exemple : risque Très Faible = 0.22, Faible = 0.19, Moyen = 0.20, Fort = 0.21, Très Fort = 0.18) il n'y a pas de probabilité dominante et le niveau de confiance du résultat est alors médiocre.

Sur cette base, des pondérations ont été affectées à chacun des dix paramètres hydromorphologiques afin d'intégrer leur robustesse (pertinence de l'information portée par le paramètre) lors de l'agrégation en trois éléments de qualité (hydrologie, continuité et morphologie) puis en un seul élément de diagnostic (pression hydromorphologique).

Ainsi, pour chaque masse d'eau, la procédure de traitement et d'agrégation des données SYRAH, pour les besoins de l'état des lieux, peut être récapitulée ainsi :

1. **analyse des probabilités d'altérations pour affecter une classe de probabilité (Forte, Moyenne ou Faible) à chacun des dix paramètres**, en associant à cette classe un niveau de confiance (de 1 à 3) ou quand le niveau de confiance est faible (= 4) en déclarant une impossibilité de caractériser le résultat selon une 4<sup>e</sup> classe (Ne se Prononce Pas = NPP). Ces tests sont détaillés dans l'annexe 3 (voir ci-après). Cette phase correspond à l'étape 1 sur le schéma de l'annexe 4 (voir ci-après) ;
2. **agrégation des résultats des paramètres pour évaluer chacun des 3 éléments de qualité (hydrologie, continuité, morphologie) de chaque masse d'eau** selon 4 classes : Forte, Moyenne, Faible ou NPP. L'agrégation retenue à ce niveau suit une logique arithmétique simple et intègre la robustesse du paramètre en appliquant la pondération suivante (Etape 2 de l'annexe 4, voir ci-après) :
  - pour un paramètre évalué « robuste » par l'IRSTEA : le poids vaut 1 ;
  - pour un paramètre évalué « peu robuste » par l'IRSTEA : la valeur vaut 0,5.
3. **agrégation des résultats des éléments de qualité en un unique diagnostic de pression à la masse d'eau** correspondant à une probabilité d'altération « Forte » ou « Faible ». Cette étape correspond à l'étape 3 du schéma de l'annexe 4 (voir ci-après) et les règles sont détaillées dans l'annexe 5 (voir ci-après).

➤ Intégration de données sur la continuité

En préalable à l'exploitation des rendus SYRAH par élément de qualité DCE, et compte tenu des lacunes de l'outil sur les paramètres relatifs à la continuité biologique, les résultats produits sur ces paramètres ont été remplacés respectivement par **des données concernant la fragmentation des milieux pour la continuité biologique « proximité »** et **le taux d'étagement pour la continuité biologique « migrateurs »**, lorsque ces éléments plus spécifiques étaient disponibles (lorsqu'ils ne le sont pas les données SYRAH sont conservées).

En effet, malgré leur pertinence, les indicateurs dédiés à la continuité biologique reposent sur les informations issues du ROE et d'ICE non exhaustives à l'échelle du bassin en termes :

- de localisation des ouvrages, certains cours d'eau n'ayant pas fait l'objet d'inventaires ;
- de données sur la franchissabilité des ouvrages recensés, un nombre limité de sites dispose en effet d'un diagnostic via le protocole ICE.

Le parti-pris a donc été d'utiliser ces données, lorsqu'elles existaient de manière pertinente à l'échelle de la masse d'eau, en remplacement des indicateurs SYRAH et de conserver ces derniers lorsqu'aucun élément complémentaire n'était disponible sur la continuité biologique.

### 3.2 Consolidation des données SYRAH par l'expertise locale

En 2013, sous le pilotage du Secrétariat technique de bassin (STB), et plus particulièrement de son groupe « hydromorphologie », il a été décidé qu'une analyse locale approfondie et concertée des résultats SYRAH était nécessaire pour consolider et partager le diagnostic des pressions sur l'hydromorphologie produit au niveau national. Cette analyse s'est traduite par des expertises des services locaux à l'échelle départementale via les Missions interservices de l'eau et de la nature (MISEN), en associant notamment pour ce travail la Direction départementale des territoires (DDT), la Direction régionale de l'environnement, du logement et de l'aménagement (DREAL), le service départemental de l'Agence française pour la biodiversité (AFB), l'Agence de l'Eau et, dans quelques départements, des partenaires techniques impliqués dans la gestion des milieux aquatiques (Conseil départemental, Fédération départementale pour la protection des milieux aquatiques, etc.). Les données ont été analysées au niveau des trois éléments de qualité DCE (hydrologie, continuité, morphologie).

En 2018, le Secrétariat technique de bassin (STB) et le comité de pilotage de l'état des lieux 2019 ont convenu qu'il n'était pas nécessaire de reconduire une phase d'expertise locale, via les MISEN, aussi poussée qu'en 2013, les données d'entrée de SYRAH ayant peu évolué et les résultats ayant été largement discutés puis validés lors du dernier exercice.

À partir de l'exploitation de SYRAH actualisé (voir Outil SYRAH : mise à jour pour l'état des lieux 2019), la démarche suivante a été mise en œuvre :

- **une expertise technique au niveau de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse** afin notamment de prendre en considération les travaux de restauration de milieux naturels réalisés depuis le dernier état des lieux, ces actions étant susceptibles de diminuer les pressions/altérations, en particulier sur l'élément de qualité « Morphologie » ;
- **une expertise technique au niveau de l'Agence française pour la biodiversité (AFB), via les Services départementaux (SD)**, en particulier pour examiner les évolutions sur l'élément de qualité « Continuité » ;
- **une information des Directions départementales des territoires (DDT)**, via la DREAL de bassin, avec la possibilité d'expertise en fonction des moyens disponibles et des connaissances locales (les agents des DDT pouvant utilement se rapprocher du Service départemental de l'AFB pour mener une expertise conjointe dans ce cas).

#### ➤ Expertise par les services départementaux de l'AFB et les DDT

L'expertise locale au niveau départemental vise ainsi deux objectifs sur la base des connaissances de terrain des agents (expertises à justifier en cas de modification de valeur) :

- **en priorité**, compléter les données pour lesquelles une évolution est notée entre le résultat validé en 2013 et le résultat actualisé en 2018 (si changement de donnée issue de SYRAH). Cela concerne 117 masses d'eau. Dans ces changements on peut noter l'apparition de valeurs « NPP » (28) traduisant des résultats qui ne permettent pas une caractérisation fiable

des pressions et donc l'importance d'expertiser ces masses d'eau, qui n'ont pas nécessairement été visées dans le détail au précédent état des lieux ;

- de manière générale et en fonction des moyens disponibles et du volume de données à traiter (nombre de masses d'eau notamment), réaliser une analyse critique du diagnostic de pressions à la masse d'eau en repartant de l'expertise validée en 2013 et déterminer d'éventuelles évolutions des pressions (augmentation ou diminution). A noter que dans les cas où la valeur ne diffère pas entre les résultats bruts 2013 et 2018, mais diffère par rapport à l'expertise et donc par rapport au résultat final de 2013 (190), le résultat final « expertisé » de 2013 est conservé pour l'analyse.

Pour cette consultation, la DDT des Vosges et quatre services départementaux de l'AFB (Moselle, Bas-Rhin, Haut-Rhin et Vosges) ont transmis un retour.

Ces analyses ont conduit à modifier :

- **sur l'hydrologie, 18 masses d'eau** dont six ont vu leur niveau d'altération diminuer (trois d'une classe et trois de deux classes) et 12 augmenter (sept d'une classe et cinq de deux classes) ;
- **sur la continuité, 16 masses d'eau** dont quatre ont vu leur niveau d'altération diminuer d'une classe et 12 augmenter (11 d'une classe et une de deux classes) ;
- **sur la morphologie, cinq masses d'eau** dont quatre ont vu leur niveau d'altération diminuer (trois d'une classe et une de deux classes) et une augmenter d'une classe.

➤ Expertise par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse (AERM)

En parallèle à cette consultation locale, il a été acté **de réaliser une analyse affinée du diagnostic de pressions sur l'élément de qualité « Morphologie »**, sur l'ensemble des masses d'eau, en ajustant éventuellement les données SYRAH 2018 en fonction des informations mobilisées par l'AERM : aides aux études et travaux, connaissances du contexte local par les chargés d'intervention, visites ponctuelles de terrain.

Même si l'analyse porte sur l'ensemble des masses d'eau « cours d'eau » du bassin, un ordre de priorité d'expertise est établi pour le traitement des masses d'eau en fonction de l'évolution des résultats entre 2013 et 2018 :

- en priorité 1 : la valeur diffère entre le résultat brut de SYRAH 2013 et de SYRAH 2018 (117 masses d'eau) ;
- en priorité 1 bis : la valeur diffère entre le résultat brut de SYRAH 2013 et de SYRAH 2018 mais SYRAH 2018 correspond à la valeur retenue à la suite de l'expertise de 2013 (« bonne mise à jour » de SYRAH *a priori*) (13 masses d'eau) ;
- en priorité 2 : la valeur ne diffère pas entre les résultats bruts, mais diffère par rapport à l'expertise et donc par rapport au résultat final de 2013 (190 masses d'eau) ;
- en priorité 3 : la valeur est en NPP (niveau de confiance très faible) pour 2013 tout comme 2018 ; expertise de 2013 à confirmer (50 masses d'eau) ;
- en priorité 4 : rien n'a changé (218 masses d'eau).

Sur l'ensemble des masses d'eau, l'AERM a croisé les résultats issus des bases nationales avec les opérations financées aussi bien en matière d'études que de travaux. Cela a pu conduire à augmenter le niveau d'altérations, en particulier lorsqu'une étude locale a mis en évidence le caractère particulièrement dégradé d'une masse d'eau, ou à diminuer l'altération, lorsque des travaux conséquents ont été réalisés sur la masse d'eau entre 2013 et 2018.

Sur les masses d'eau de priorité 1, une phase d'expertise plus poussée a été menée par l'AERM. Si les données disponibles dans les opérations aidées ne sont pas suffisantes, ou qu'il n'y a pas d'étude/projet connu de l'AERM, une visite terrain a été réalisée (pour relever les indicateurs de morphologie : hauteur de berge, ripisylve, substrat, colmatage, curage, granulométrie).

Pour les masses d'eau classées en priorité 1 bis, il n'y a pas eu d'expertise terrain, considérant que le résultat de SYRAH 2018 a évolué en accord avec le résultat de l'expertise de 2013.

Pour la modification des données issues de SYRAH sur l'élément de qualité « Morphologie », les règles fixées sont les suivantes :

- si plus de 20% du linéaire de la masse d'eau a été restaurée, il est possible de diminuer d'une classe d'altération (passage de Fort à Moyen ou Moyen à Faible) ;
- si plus de 80% du linéaire de la masse d'eau a été restaurée, il est possible de diminuer de deux classes d'altération (passage de Fort à Faible).

Ces règles générales peuvent être remises en cause si d'autres éléments (études, terrain) montrent que des problèmes persistent ou que les opérations ne sont pas suffisamment ambitieuses pour résorber les pressions et altérations (par exemple uniquement gestion de végétation sans restauration fonctionnelle). Dans ce cas le résultat initial est conservé.

**Cette analyse a conduit à modifier les résultats « morphologie » de SYRAH sur 61 masses d'eau (environ 10%),** dont 57 concernent une diminution du niveau d'altération (54 d'une classe et trois sur deux classes) et quatre concernent une augmentation du niveau d'altération (d'une classe).

### 3.3 Résultats finaux

Sur la base des compléments et avis rendus, mais également des données examinées directement en régie par l'Agence de l'eau (études et travaux de restauration financés), l'AERM et la Délégation régionale de l'AFB ont homogénéisé les résultats au niveau du bassin Rhin-Meuse afin d'aboutir à un diagnostic final des pressions à la masse d'eau.

Les résultats présentés ci-après concernent une liste totale de 588 masses d'eau « cours d'eau », et synthétisent les évolutions entre les exercices 2013 et 2019.

#### Résultats de l'inventaire des pressions brutes sur l'hydromorphologie en 2013 et 2019

Probabilité de pressions	Hydrologie		Continuité		Morphologie		Global	
	2013	2019	2013	2019	2013	2019	2013	2019
<b>Forte</b>	35	40	130	129	344	294	454	435
<b>Moyenne</b>	99	101	214	231	139	179		
<b>Faible</b>	454	447	244	228	105	115	134	153

35 masses d'eau voient ainsi leur probabilité globale d'altération de l'hydromorphologie évoluer entre 2013 et 2019 :

- **27 passent de forte à faible** : ces modifications résultent majoritairement des diminutions de probabilités d'altérations sur l'élément de qualité Morphologie, suite à l'expertise conduite par l'AERM en lien avec les travaux de restauration réalisés. On peut notamment citer les cas

suivants. Ces diminutions peuvent être ponctuellement couplés à des baisses du niveau d'altérations sur la continuité, ce qui favorise d'autant plus cette évolution positive ;

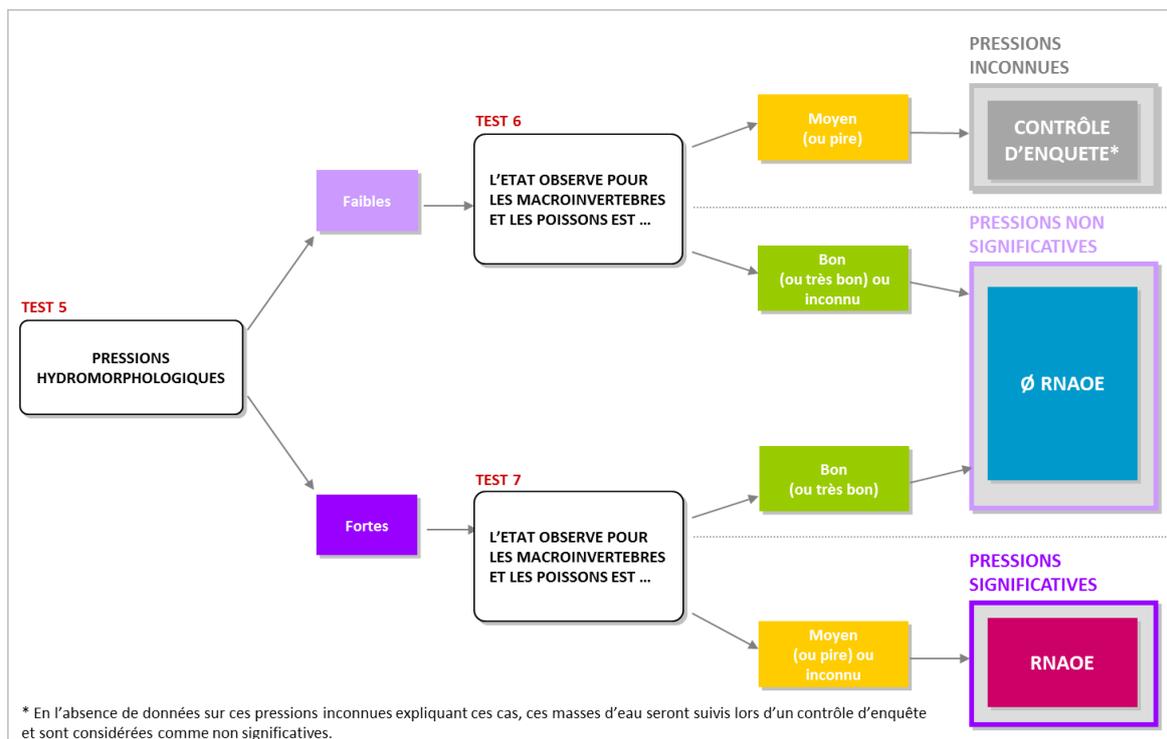
- **8 passent de faible à forte** : ces modifications connaissent des origines variées, concernant aussi bien l'élément de qualité Hydrologique que Continuité, suite à l'actualisation des données nationales (SYRAH, indicateurs continuité AFB) et/ou suite à des ajustements proposés par les services locaux.

### 3.4 Évaluation des pressions significatives sur l'hydromorphologie

Les pressions hydromorphologiques sont considérées significatives lorsqu'elles conduisent à identifier un risque de non atteinte des objectifs environnementaux à l'échéance 2027 sur la masse d'eau.

L'identification des pressions significatives repose donc sur les résultats d'évaluation du Risque de non atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) en 2027 relatif à l'hydromorphologie. Cette dernière consiste à croiser l'état biologique et le niveau de pression hydromorphologique évalués à l'échelle de la masse d'eau selon les règles établies dans l'arbre de décision RNAOE.

#### Arbre de décision pour l'évaluation du risque de non atteinte des objectifs environnementaux et du risque de dégradation (catégorie de pression : Hydromorphologie)



#### Cas particuliers liés à la perte de données biologiques entre 2013 et 2019

Certaines masses d'eau présentent des données biologiques (poissons et/ou macroinvertébrés) en 2013 mais n'en disposent plus en 2019. Cependant, comme le montre l'arbre de décision, le paramètre biologique conditionne la pression hydromorphologique et il est problématique de

modifier le résultat du risque, entre 2013 et 2019, uniquement sur la base d'une absence de données biologiques. Ainsi, plusieurs cas de figure ont été distingués :

- l'état pour les poissons et les macroinvertébrés est « bon » voire « très bon » pour l'état des lieux 2013 mais les données sont manquantes pour 2019 :
  - si les pressions liées aux paramètres hydromorphologiques sont faibles en 2019, ce manque d'informations n'impacte pas les masses d'eau concernées (N=28), puisqu'en l'absence de données biologiques, les pressions hydromorphologiques n'induisent pas de risque ;
  - si les pressions hydromorphologiques étaient fortes en 2013, ces masses d'eau ne présentaient pas de risque. Or l'absence de données biologiques en 2019, avec des pressions hydromorphologiques fortes, conduit ces masses d'eau au risque (N=72). Ne disposant pas d'informations nouvelles sur l'état biologique pour ces masses d'eau, le diagnostic sera à préciser lors d'un contrôle d'enquête (autres pressions, étude locale, etc.). Elles ne sont pas caractérisées par une pression significative à ce stade de l'analyse ;
  
- l'état pour les poissons et/ou les macroinvertébrés est « moins que Bon » pour l'état des lieux 2013 mais les données sont manquantes pour 2019 :
  - si les pressions liées aux paramètres hydromorphologiques étaient fortes en 2013 et le sont toujours en 2019, ce manque de données n'influe pas sur le résultat et les masses d'eau présentent toujours un risque (N=54).
  - si les pressions liées à l'hydromorphologie sont faibles en 2019, alors que ces masses d'eau disposaient auparavant d'un état biologique « moins que bon », elles présentaient un risque au niveau de l'état des lieux 2013, risque qu'elles ne présentent plus en 2019 en raison de l'absence de données biologiques (N=23). Ne disposant pas d'informations nouvelles sur l'état biologique pour ces masses d'eau, le diagnostic sera à préciser lors d'un contrôle d'enquête (autres pressions, étude locale, etc.). Elles ne sont pas caractérisées par une pression significative à ce stade de l'analyse.

### **3.5 Évaluation des incidences de l'hydromorphologie sur l'état des masses d'eau**

La bibliographie met en évidence le rôle prépondérant des caractéristiques physiques sur le fonctionnement global des milieux aquatiques, à la fois sur les composantes biologiques (structure d'habitats) et physico-chimiques (conditions « d'autoépuration »). Néanmoins, les exigences de la DCE et les connaissances actuelles permettent uniquement d'établir un lien opérationnel entre l'hydromorphologie et la biologie. Ce lien restant encore à consolider, il est admis ici que les pressions hydromorphologiques ne provoqueront une incidence que sur les compartiments biologiques « macroinvertébrés » et « poissons ». Par conséquent, la présente méthode propose d'évaluer les incidences de l'hydromorphologie sur l'état des masses d'eau en intégrant uniquement ces deux états biologiques.

La règle d'identification des pressions hydromorphologiques significatives intégrant déjà cet état biologique partiel, une pression significative sera alors considérée comme une pression ayant une incidence sur l'état de la masse d'eau via les paramètres biologiques cités précédemment.

### 3.6 Rapportage des pressions

Conformément à la décision actée en Groupe technique national « Hydromorphologie », les pressions relatives seront rapportées uniquement aux trois éléments de qualité hydromorphologiques selon la nomenclature suivante.

#### Nomenclature de rapportage européen des pressions sur l'hydromorphologie

Eléments de qualité hydromorphologique évalués	Code pression	Libellé pression
Continuité	7	Autres altérations morphologiques
Morphologie	5	Gestion de cours d'eau
Hydrologie	4	Régulations des écoulements et altérations morphologiques des eaux de surface

Le rapportage des pressions ne concernera que les pressions considérées significatives (voir paragraphe précédent).

**Annexe 1 : Tableau récapitulatif des données utilisées pour la construction de probabilités de pressions et d'altérations via l'outil SYRAH**

Éléme nt	Paramètre élémentaire	Métrique	Altération	Altération « mère » éventuelle	Cause de l'altération	Données de pression utilisées	Données de pondération	
Régime hydrologiq.	Quantité	Q étiage	Inférieur à une valeur seuil		Prélèvements d'eau (irrigation + hydroélectricité)	Pompage/Captage, Irrigation (LGE), Présence et types d'usages barrage dans 3 tronçons amont	Q étiage	
		Q moy	Réduction		Hydroélectricité	TCC		
		Q crues 1 à 5 ans	Diminution fréquence		Stockage des crues	Présence barrage écrêteur dans 5 tronçons amont		
			Augmentation fréquence		Augmentation ruissellement	Urbanisation BV Drain Principal, Urbanisation BV Zone Hydro (LGE)		
	Dynamique	Saisonnalité	Modification		Hydroélectricité, irrigation	Flux liquides volume stocké (LGE)	Types usages stock	
		Eclusées	Présence d'éclusées		Hydroélectricité	Présence ouvrage de points dans 3 tronçons amont	Présence confluence	
Connexion aux masses d'eau souterraines	Capacité soutien d'étiage	Réduction de la connectivité	Incision	Piégeages Qs, extractions Qs	Plans d'eau déconnectés, Présence barrage dans 2 tronçons aval	Nature lithologique		
				Chenalizations diverses			Rectitude, Navigabilité	
Continuité de la rivière	Continuité biologique proximité *	Conditions montaison/dévalaison	Mauvaises conditions montaison/dévalaison		Présence d'obstacles infranchissables	Présence barrage dans 1 tronçon amont et 2 tronçons aval, Densité de seuils pondérée		
	Continuité biologique migrateurs *	Conditions montaison/dévalaison	Mauvaises conditions montaison/dévalaison		Présence d'obstacles infranchissables	Présence barrage de plus de 15m à l'aval, Densité de seuil pondérée		
	Continuité Qs	Bilan sédimentaire	Bilan excédentaire		Réduction capacité de charriage	Surlargeur, Rang	Qs	
			Bilan déficitaire		Piégeages Qs, extractions Qs	Plans d'eau déconnectés, Présence barrage dans 2 tronçons aval, Densité de seuils pondérée, Plans d'eau sur cours d'eau		
	Continuité latérale	Connexion lit mineur/lit majeur	Réduction ou perte totale de continuité	Incision	Présence d'obstacles	Digues lit mineur, Voies communication lit mineur		
Piégeages Qs, extractions Qs					Plans d'eau déconnectés, Présence barrage dans 2 tronçons aval, Densité de seuils pondérée, Plans d'eau sur cours d'eau			
Chenalizations diverses					Rectitude	Puissance Vallée		
Conditions morphologi.	Variation de la profondeur et de la largeur de la rivière	Profondeur à l'étiage (largeur)	Réduction		Recalibrage	Rectitude, Occupation du sol type agricole (LGE), Surlargeur	Rang	
			Profondeur en crue	Augmentation	Incision	Piégeages Qs, extractions Qs	Plans d'eau déconnectés, Présence barrage dans 1 tronçon amont et 2 tronçons aval	
		Chenalizations diverses				Rectitude navigabilité, digues lit mineur		
	Structure et substrat du lit	Faciès d'écoulement	Proportion et diversité de faciès	Modification		Chenalisation, amont, seuil	Rectitude, Densité de seuils pondérée, Plans d'eau sur cours d'eau	Puissance vallée, Qs, Rang
			Substrat	Epaisseur	Réduction, voire disparition	Incision	Piégeages Qs, extractions Qs	Plans d'eau déconnectés, Présence barrage dans 1 tronçon amont et 2 tronçons aval
		Chenalizations diverses					Rectitude	
		Granulométrie		Déséquilibre (modification structure granulométrique)		Piégeages Qs, extraction Qs	Surface BV interceptée (LGE), Densité de seuils pondérée, Qs	Puissance Vallée
		Porosité, conductivité hydraulique	Colmatage			Augmentation apports de fines	Erosion LGE	Qs
	Réduction capacité Qs via chenalisation					Occupation du sol type agricole (LGE), Rang, Surlargeur, Rectitude		
	Structure de la rive	Rive + bande 30m	Nature de la rive	Artificialisation		Ouvrages de protection	Voies communication lit mineur, Urbanisation proche lit mineur	
Ripisylve			Dégradée ou absente		Suppression	Végétation : Rideau d'arbres et Ripisylve	Altitude	

En gris les données sont non disponibles et \* continuité biologique « proximité » et « migrateurs » : les résultats SYRAH ont été remplacés respectivement par un indicateur de la fragmentation des milieux ou par le taux d'étagement (sauf si cet indicateur n'est pas disponible, cf. Exploitation des données SYRAH)

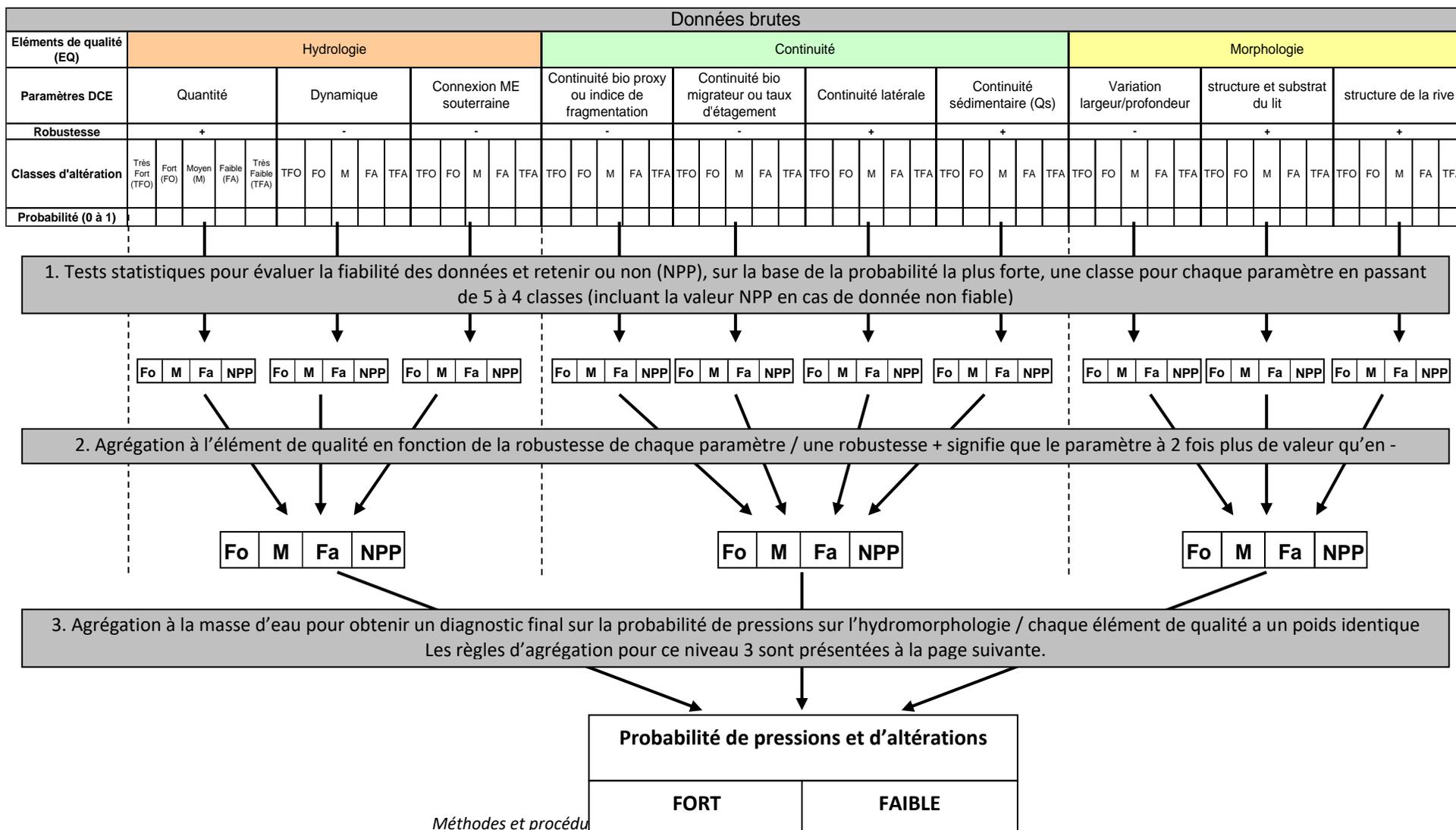
Annexe 2 : Exemple de rendu des résultats SYRAH 2018/19 à la masse d'eau (ici Meuse 1) pour les 10 paramètres hydromorphologiques

Elément de qualité	Paramètre	Classe après la 1 <sup>ère</sup> agrégation	Niveau de confiance	Histogramme des probabilités (5 classes)	Agrégation à l'élément de qualité
Element de qualité	Sous-élément de qualité	VALEUR INDICATEUR 3			
		classe agrégation	NC	Très Faible Faible Moyen Fort Très Fort	Résultat agrégation
Régime hydrologique	Hydrologie quantité	Moyen	2		Faible
	Hydrologie dynamique	npp	1		
	Connexion ME souterraine	Faible	1		
Continuité	Continuité latérale	Faible	2		Faible
	Continuité sédimentaire	Faible	3		
	Continuité migrateur	Faible		Indicateur AFB ou SYRAH si Non calculé	
	Continuité proximité	Moyen		Indicateur AFB ou SYRAH si Non calculé	
Morphologie	Profondeur Largeur	npp	4		npp
	Structure rive	Moyen	4		
	Structure substrat lit	npp	4		

Annexe 3 : Tests effectués pour l'analyse de confiance et le passage de 5 à 3 classes des résultats (probabilités) fournis par SYRAH à la masse d'eau

Etapes	Condition(s)	Condition(s) 2	Condition(s) 3	Résultat	Passage de 5 classes à 3 classes ou NPP	niveau de confiance
Test 1	Si la probabilité la plus forte (PPF) $\geq 0.6$			La classe correspondant à la PPF détermine la classe du paramètre	*TFO et FO = Fort *Moyenne = Moyen *FA et TFA = Faible	1
Test 2	Si PPF < 0.6 ET Si la seconde probabilité la plus forte (SPPF) est adjacente à la PPF	$\sum PPF + SPPF \geq 0.5$		La classe d'altération de la PPF détermine la classe du paramètre	*Si PPF = FO ou TFO, paramètre = Fort / *Si PPF = Moyen, paramètre = Moyen / *Si PPF = FA ou TFA, paramètre = Faible	2
		$\sum PPF + SPPF < 0.5$		Ne se prononce pas	Ne se prononce pas (NPP)	4
Test 3	Si PPF < 0.6 ET Si SPPF n'est pas adjacente à la PPF	1 seul rang d'écart entre PPF et SPPF	$\sum PPF + SPPF \geq 0.5$	La classe d'altération de la PPF détermine la classe du paramètre	*Si PPF = TFO, paramètre = Fort / *Si PPF = Fort ou Moyen ou faible, paramètre = Moyen / *Si PPF = TFA, paramètre = Faible	3
			$\sum PPF + SPPF < 0.5$	Ne se prononce pas	NPP	4
		Plus d'un rang d'écart entre PPF et SPPF	$\sum PPF + SPPF \geq 0.5$	Ne se prononce pas	NPP	4
			$\sum PPF + SPPF < 0.5$	Ne se prononce pas	NPP	4

Annexe 4 : Synthèse de la méthodologie d'agrégation des données à la masse d'eau des 10 paramètres au diagnostic final



Annexe 5 : Règles d'agrégation pour le passage des 3 éléments de qualité du diagnostic final de probabilité de pression (Forte ou Faible) à la masse d'eau

Hydro	Faible	Faible	Hydro	Faible	Faible	Hydro	Faible	Forte	Hydro	Moyenne	Forte	Hydro	Moyenne	Forte
Continuité	Faible		Continuité	Faible		Continuité	Moyenne		Continuité	Moyenne		Continuité	Moyenne	
Morpho	Faible		Morpho	Moyenne		Morpho	Moyenne		Morpho	Moyenne		Morpho	Forte	
Hydro	Forte	Forte	Hydro	Moyenne	Forte	Hydro	Forte	Forte	Hydro	Moyenne	Forte	Hydro	Forte	Forte
Continuité	Faible		Continuité	Faible		Continuité	Forte		Continuité	Forte		Continuité	Forte	
Morpho	Faible		Morpho	Forte		Morpho	Faible		Morpho	Forte		Morpho	Forte	

Les couleurs employées ici le sont dans le seul but de faciliter la lisibilité, elles n'ont aucun lien avec la notion d'état

## 1 - Données utilisées

L'identification et la caractérisation des sites et sols pollués susceptibles de constituer une pression sur les milieux aquatiques ont été réalisées à partir de la base de données BASOL (sur les sites et sols pollués ou potentiellement pollués appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif) dans sa version du 04 février 2019.

La base de données recense **1 049 sites dans le bassin Rhin-Meuse**. Ceux-ci sont localisés avec des niveaux de précision très variables (du centroïde de la commune à une précision décimétrique) et ne sont pas reliés aux masses d'eau.

Une amélioration de la précision de la localisation de chaque site a été menée en s'appuyant sur les coordonnées des parcelles cadastrales lorsqu'elles étaient renseignées (affectation du centroïde des différentes parcelles au site) ou à défaut sur l'adresse du site. **76% des sites ont pu ainsi être localisés précisément** (voir tableau ci-après).

L'affectation de chaque site à une masse d'eau a été réalisée par intersection entre la localisation du site et le bassin versant pour les masses d'eau superficielles et la masse d'eau affleurante pour les eaux souterraines.

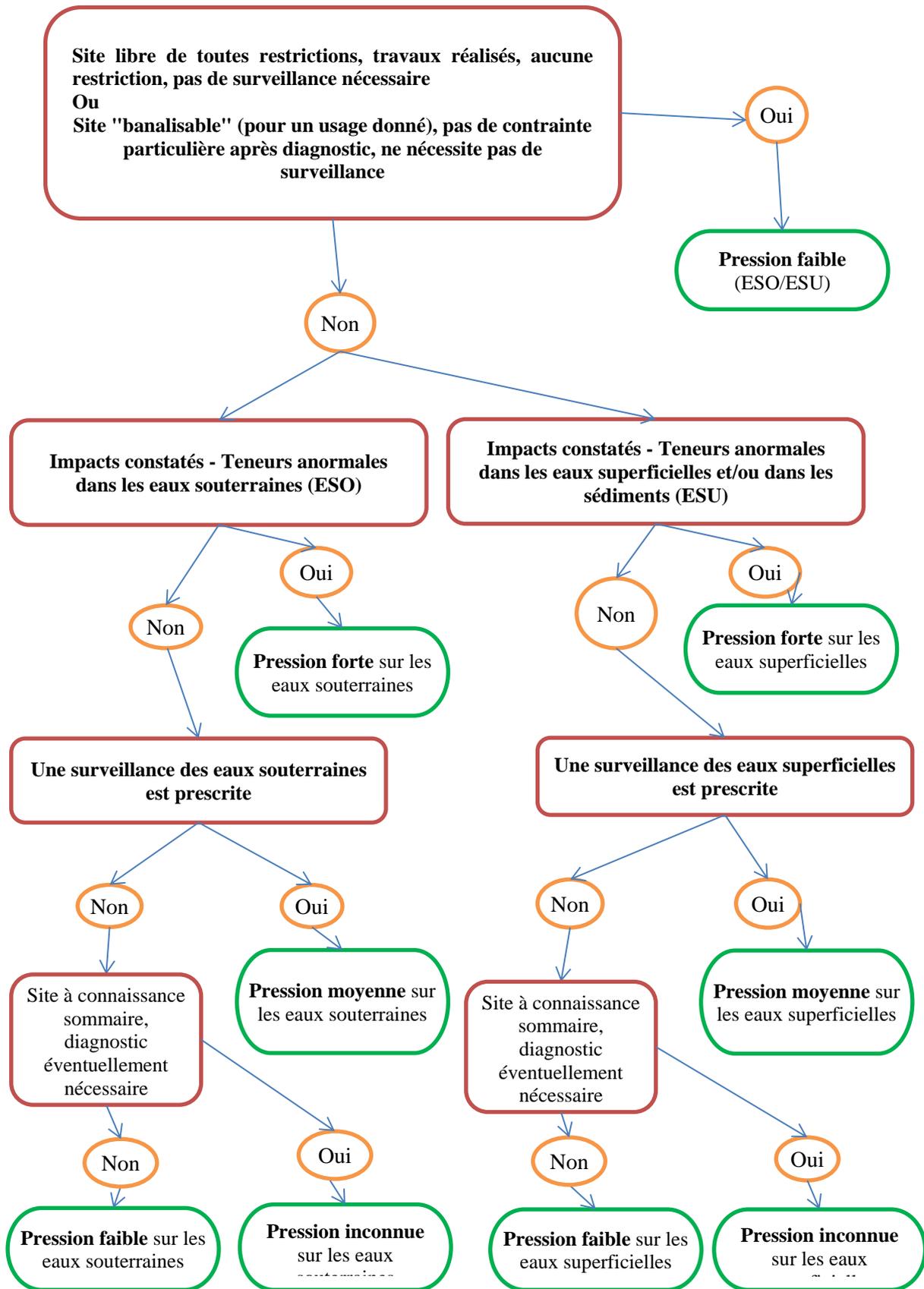
### Précision de la localisation géographique des sites BASOL

Nombre de sites	Précision des coordonnées géographiques
797	Localisation précise (parcelles cadastrales)
119	Localisation décimétrique à hectométrique (adresse postale précise)
119	Localisation hectométrique à hectométrique (adresse postale imprécise)
81	Localisation au centroïde de la commune
29	Précision inconnue

## 2 - Evaluation des pressions

Trois niveaux de pressions ont été déterminés à partir des informations saisies dans BASOL selon l'arbre de décision suivant :

**Arbre de décision pour l'évaluation des pressions exercées par les sites et sols pollués sur les Eaux superficielles (ESU) et souterraines (ESO)**

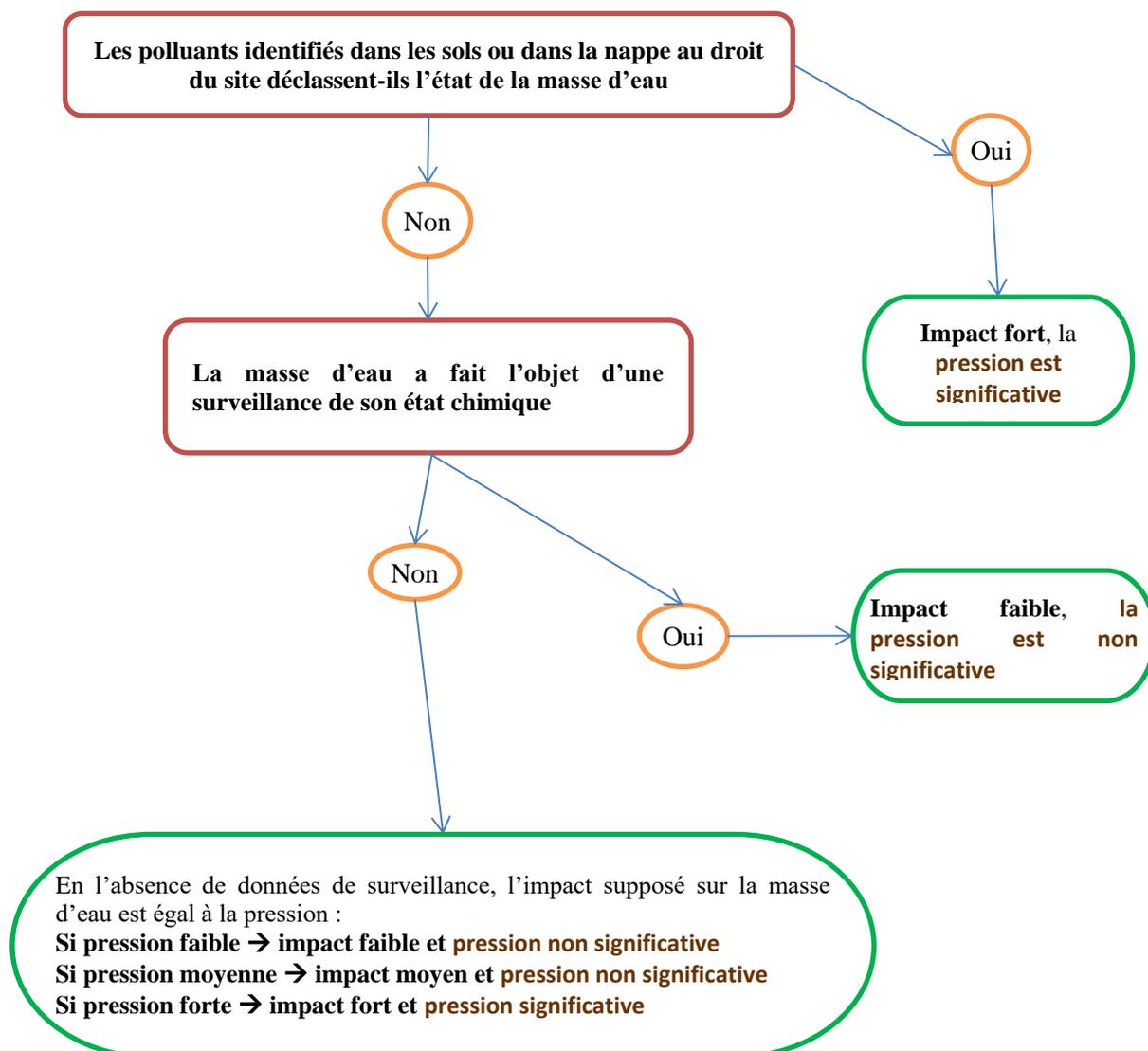


- Lorsque plusieurs sites coexistent sur une masse d'eau superficielle, c'est la pression la plus forte qui a été affectée à la masse d'eau.
- Pour les eaux souterraines, une zone d'influence d'un kilomètre de rayon a été arbitrairement attribuée à chaque point. Lorsque la somme des surfaces d'influence des points de pression au moins moyenne sur les eaux souterraines (sans double compte des surfaces) dépassait 10% de la partie libre de la masse d'eau, la pression sur la masse d'eau a été considérée comme forte, moyenne entre 5 et 10% de la surface et faible dans les autres cas.

### **3 - Evaluation des impacts et pressions significatives**

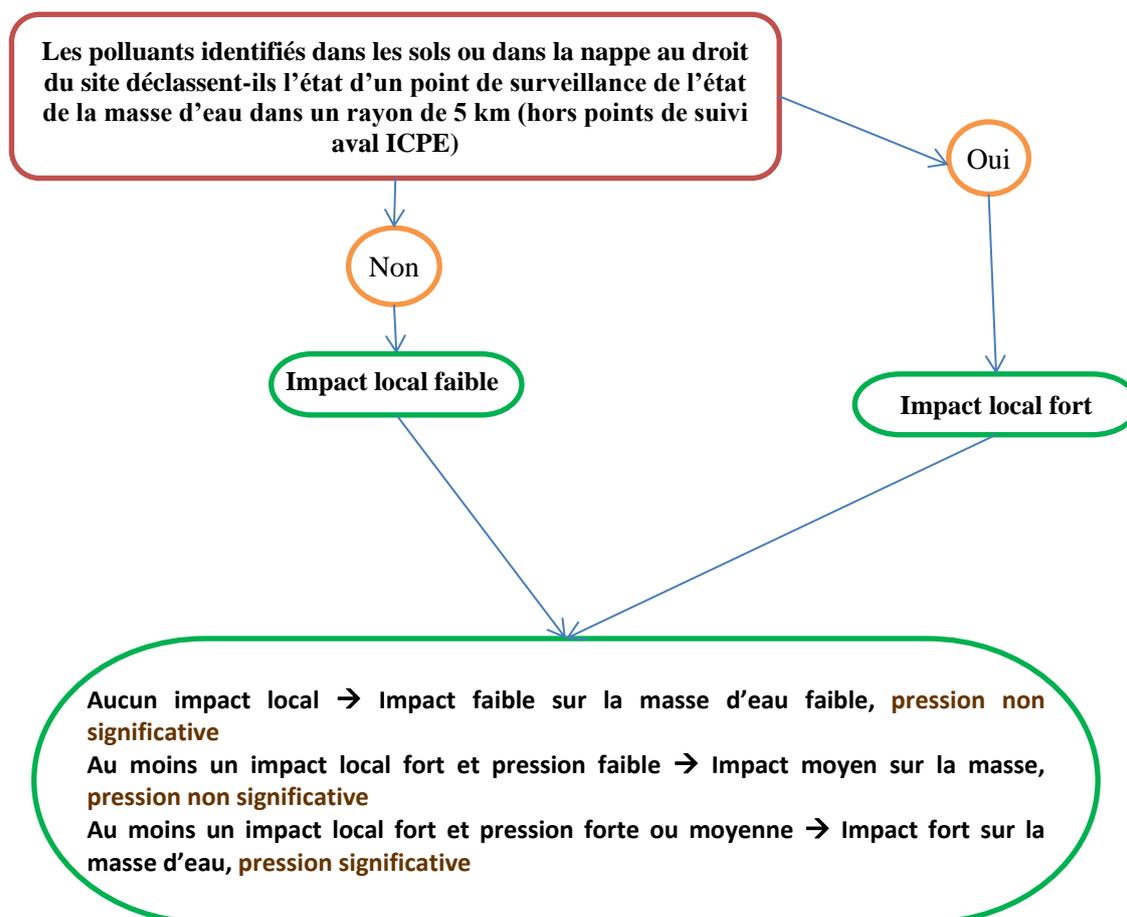
Pour vérifier la réalité de **l'impact des sites et sols pollués sur les masses d'eau superficielle**, les données de présence de polluants dans les sols ou dans la nappe au droit du site ont été croisées avec les données d'état des masses d'eau. La valeur de l'impact a été déterminée selon l'arbre de décision suivant :

## Arbre de décision pour l'évaluation des impacts exercés par les sites et sols pollués sur les masses d'eau superficielle



Pour vérifier la réalité de **l'impact des sites et sols pollués sur les masses d'eau souterraines**, les données de présence de polluants dans les sols ou dans la nappe au droit du site ont été croisées avec les données d'état des masses d'eau. La valeur de l'impact a été déterminée selon l'arbre de décision suivant :

## Arbre de décision pour l'évaluation des impacts exercés par les sites et sols pollués sur les eaux souterraines



Avec ICPE : Installations classées pour la protection de l'environnement

## XI - RISQUE DE NON-ATTEINTE DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX (RNAOE) 2027

### 1 – RNAOE pour les masses d'eau de surface

#### 1.1 Cadrage général

##### 1.1.1 Les types de risques

Il s'agit ici de traiter de l'évaluation du Risque de non-atteinte du bon état à l'échelle de la masse d'eau. Cette évaluation vise en premier lieu à apprécier la possibilité que la masse d'eau n'atteigne pas le bon état écologique ou le bon état chimique à l'horizon 2027. Elle prend également en compte, lorsque les données de pressions et de scénario d'évolution le permettent, le risque de dégradation de l'état.

Chaque fois que les données de pressions le permettent et le justifient, l'évaluation du risque a été étendue à des substances non explicitement intégrées à l'évaluation de l'état écologique ou de l'état chimique. Ce point est commenté au cas par cas dans les chapitres concernés. Cette extension se justifie au regard du caractère intégrateur de certains indicateurs multiparamétriques ou des possibilités d'évolution des critères d'évaluation, notamment pour l'état écologique.

Le risque lié à la satisfaction des objectifs spécifiques aux zones protégées fonctionnellement liées aux masses d'eau de surface est réputé être intégré dans le risque de non-atteinte du bon état.

En revanche, le Risque de non-atteinte des objectifs de réduction, voire de suppression, des émissions de substances prioritaires, qui a vocation à être traité globalement, à l'échelle des districts, n'est pas abordé ici.

### **1.1.2 Les types de pressions**

Le classement d'une masse d'eau « à risque » déclenche deux processus :

- un travail ciblé et approfondi dans l'élaboration du programme de mesures pour identifier celles qu'il faudra inscrire prioritairement ;
- la mise en place d'une surveillance spécifique (dite « contrôle opérationnel »), limitée aux indicateurs concernés par les pressions et mesures en question et visant à suivre l'efficacité du programme de mesures.

La notion de risque n'a donc de sens que s'il est possible d'identifier la nature des pressions en cause. Pour chaque masse d'eau, le risque est donc établi pour chacune des catégories suivantes :

- les pollutions organiques et nutriments (paramètres généraux) ;
- les nitrates (voir partie VI - PRESSIONS POLLUANTS CARBONE AZOTE PHOSPHORE /1 – L'AZOTE / 1.4 Le Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux pour les masses d'eau (RNAOE) 2027) ;
- les altérations physiques des milieux (hydromorphologie) ;
- les prélèvements d'eau (à compléter dès que les éléments seront disponibles) ;
- les métaux ;
- les HAP (Hydrocarbures aromatiques polycycliques) ;
- les pesticides ;
- les PCB (Polychlorobiphényles).

## **1.2 Cours d'eau et canaux**

### **1.2.1 Paramètres généraux**

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les paramètres généraux est présenté ci-après.

#### Test 1

Donnée source : état « paramètres généraux » de la masse d'eau, toutes sources d'information confondues (surveillance et PEGASE)

- état 1 ou 2 = « bon ou très bon » ;
- état 3, 4 ou 5 = « moyen ou pire » ;
- état 0 (inconnu) inexistant pour les rivières et canaux.

### Test 2

Donnée source : état « macro-invertébrés » et état « diatomées » de la masse d'eau, uniquement sur la base des données de surveillance. Les masses d'eau dont l'état biologique est simulé avec le modèle biologique SIMPLIFI sont assimilées à des masses d'eau sans donnée biologique. Le plus mauvais des deux classements est retenu, y/c si un seul des deux est disponible.

- état 0, 1 ou 2 = « bon, très bon ou inconnu » ;
- état 3, 4 ou 5 = « moyen ou pire ».

### Test 3

Donnée source : état « paramètres généraux » du SDAGE 2016-2021

- état 0, 1 ou 2 = « bon, très bon ou inconnu » ;
- état 3, 4 ou 5 = « déjà dégradé ».

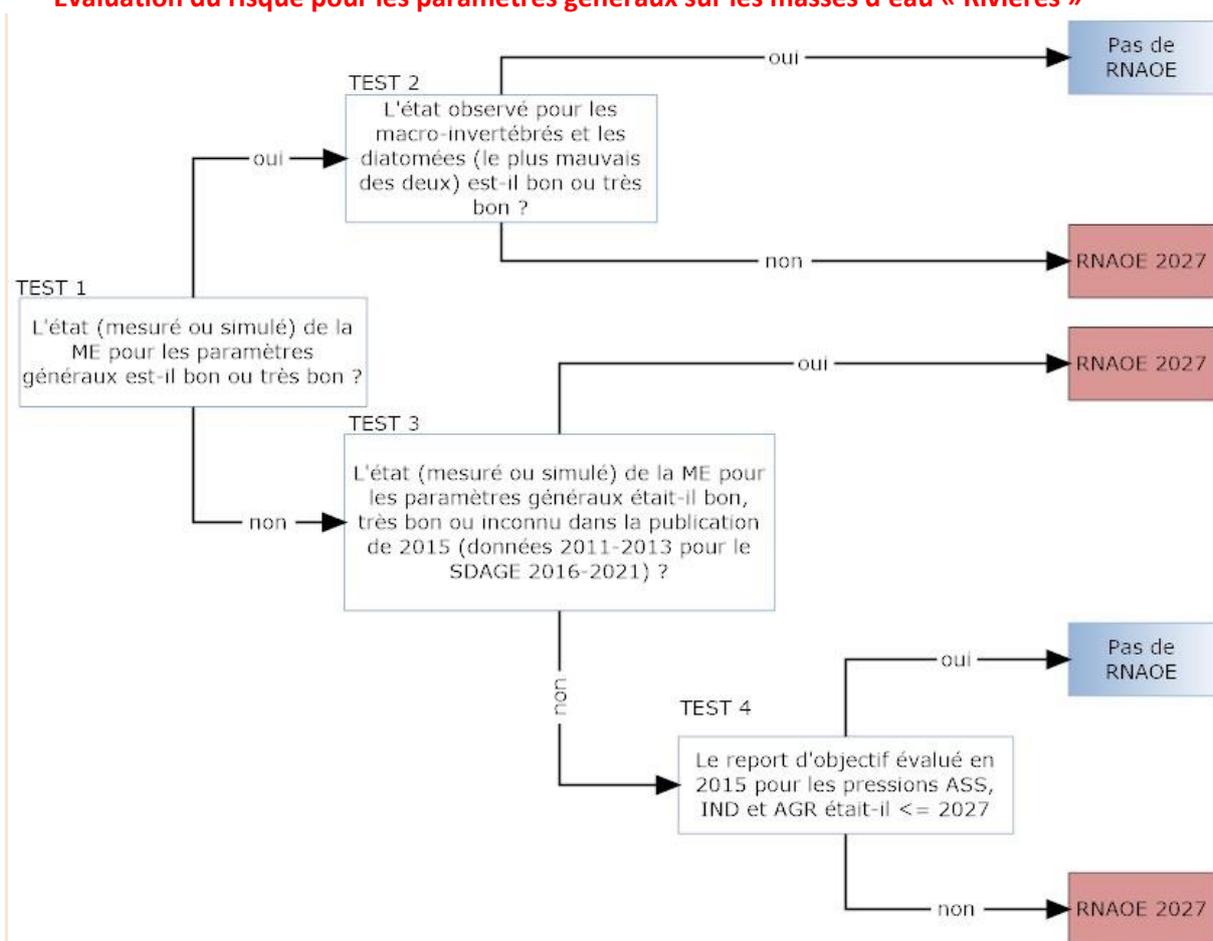
### Test 4

Donnée source : année de report « souhaitée » par les paramètres généraux, dans le tableau des états et objectifs des masses d'eau du SDAGE 2016-2021.

Le report le plus lointain est retenu :

- $\leq 2027$  = pas de report d'objectif justifié par les macropolluants au-delà de 2027 ;
- $> 2027$  : report d'objectif justifié par les macropolluants (NB : écrêté à 2027 dans l'objectif finalement retenu).

## Évaluation du risque pour les paramètres généraux sur les masses d'eau « Rivières »



### 1.2.2 Hydromorphologie

Le schéma décisionnel relatif au risque pour l'hydromorphologie est présenté en **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**

#### Test 8

Donnée source : état « Invertébrés, INV » et « Poissons, POIS » du tableau Etat Masses d'eau de surface – état des lieux 2019. La donnée est considérée comme disponible dès lors qu'au moins un des deux éléments de qualité est mesuré et différent de « Inconnu ».

#### Test 7

Donnée source : état « Macro-invertébrés » et état « poissons » de la masse d'eau, uniquement sur la base des données de surveillance. Les masses d'eau dont l'état biologique est simulé avec le modèle biologique simplifié sont assimilées à des masses d'eau sans données biologiques mesurées. Le plus mauvais des deux classements est retenu, y/c si un seul des deux est disponible.

- état 1 ou 2 = « bon ou très bon » ;
- état 0, 3, 4 ou 5 = « inconnu, moyen ou pire ».

### Test 5

Donnée source : niveau de pression global issu de SYRAH « expertisé », c'est-à-dire sur la base des probabilités d'altération de SYRAH, le cas échéant après ajustement par expertise -OFB, DDT, Agence de l'eau).

- probabilité « faible » = faible niveau de pressions hydromorphologiques ;
- probabilité « forte » = fort niveau de pressions hydromorphologiques.

### Test 50ter

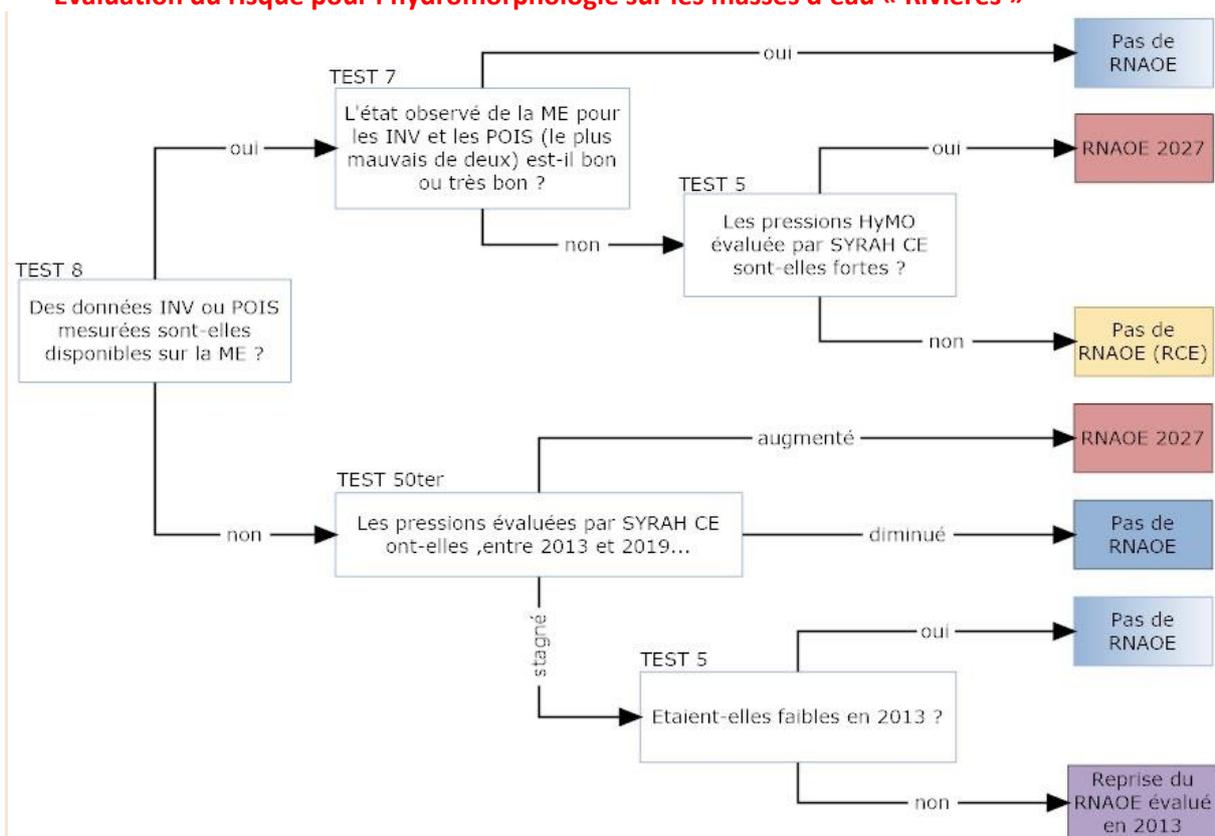
Donnée source : comparaison des diagnostics de pressions SYRAH établis en 2013 et en 2019, en deux classes (fortes / faibles). L'évolution est traduite en trois modalités :

- augmentation (faible → forte) ;
- diminution (forte → faible) ;
- stagnation (faible → faible ou forte → forte).

Deux cas particuliers sont gérés dans cet arbre de décision :

- lorsque l'état INV/POIS n'est pas bon mais que les pressions identifiées par SYRAH sont faibles, il n'y a pas de risque ; cependant, un contrôle d'enquête (RCE) est suggéré afin de déterminer les causes potentielles du mauvais état biologique ;
- en l'absence de donnée biologique, et lorsque les pressions SYRAH étaient et sont restées fortes, on reconduit par défaut le diagnostic de risque publié en 2013.

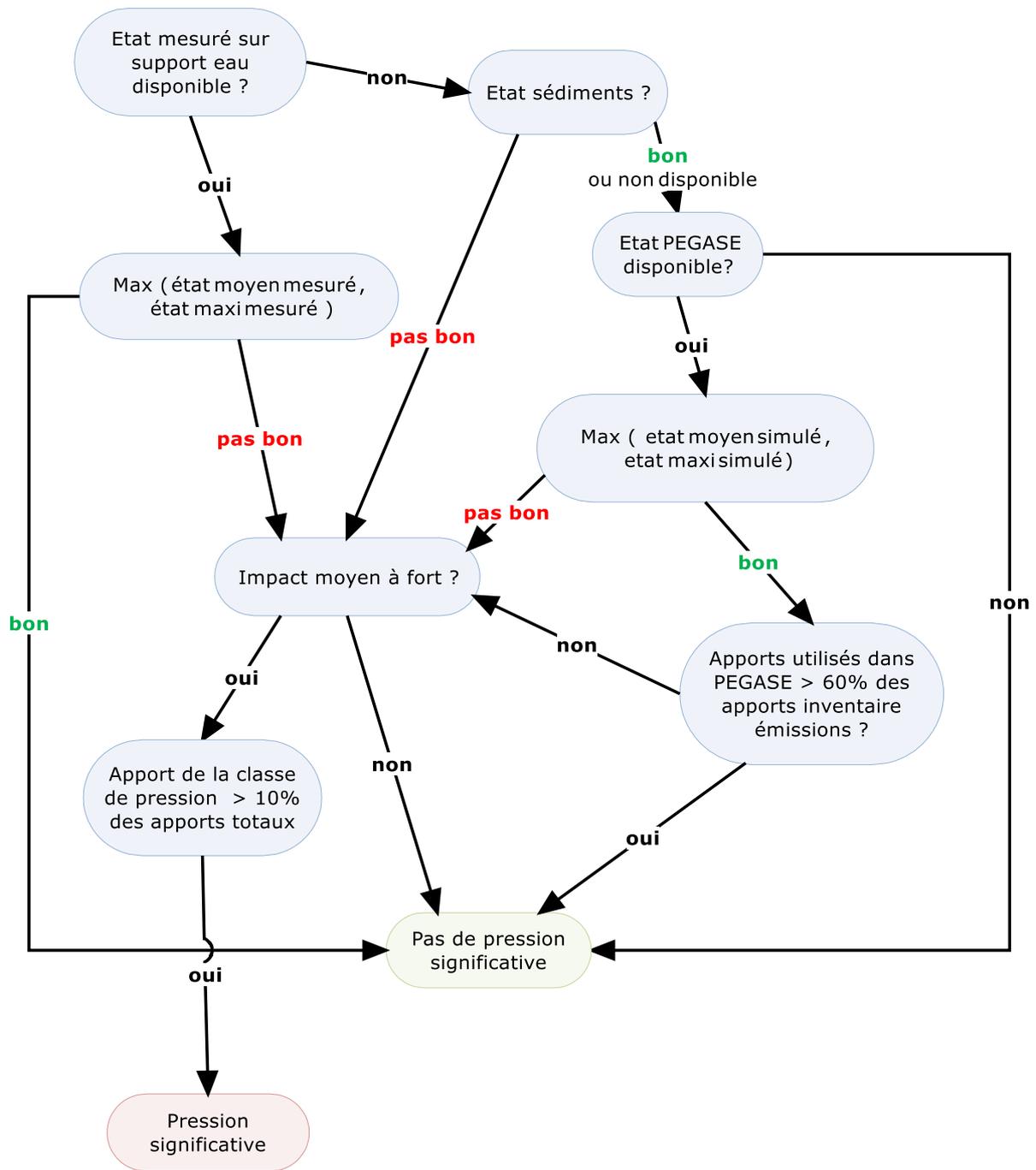
## Évaluation du risque pour l'hydromorphologie sur les masses d'eau « Rivières »



### 1.2.3 Métaux

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les métaux est présenté ci-après.

## Évaluation du risque pour les métaux sur les masses d'eau « Rivières »



### 1.2.4 HAP

L'évaluation du risque HAP est réalisée uniquement sur le paramètre sentinelle benzo(a)pyrène (SANDRE). Le schéma décisionnel relatif au risque pour les HAP est identique à celui établi pour évaluer le risque pour les métaux (voir schéma ci-avant)

### 1.2.5 Pesticides

L'évaluation du risque pesticides est faite globalement :

- pas de distinction des molécules des états écologique et chimique ;
- intégration de molécules actuellement non prises en compte pour l'évaluation de l'état.

Elle s'effectue en étapes, synthétisées dans le schéma décisionnel présenté ci-après :

- caractérisation de la pression ;
- caractérisation de la vulnérabilité ;
- calcul d'un « pseudo-état » de la ME (basé sur toutes les molécules) ;
- caractérisation de l'impact ;
- évaluation du risque de non atteint des objectifs environnementaux.

#### Évaluation du risque pour les pesticides sur les masses d'eau rivières

Pseudo-état Pesticides	Pression (max de ventes et occupaion du sol)	Vulnérabilité	Impact	RNAOE
Bon	Faible	Faible	Faible	Non
		Moyenne		
		Forte		
	Moyenne	Faible		
		Moyenne		
		Forte		
	Forte	Faible		
		Moyenne		
		Forte		
Moyen	Faible	Moyenne	Moyen	Oui
		Forte		
		Inconnue		
	Moyenne	Moyenne		
		Forte		
		Inconnue		
Mauvais	Faible	Moyenne	Moyen	
		Forte	Fort	
		Inconnue		
	Moyenne	Moyenne	Moyen	
		Forte	Fort	
		Inconnue		
Inconnu	Faible	Inconnue	Faible	Non
		Faible		
		Moyenne		
		Forte		
	Moyenne	Inconnue	Moyen	Oui
		Faible		
		Moyenne		
		Forte		
	Forte	Inconnue	Fort	
		Faible	Moyen	
		Moyenne	Fort	
		Forte	Fort	

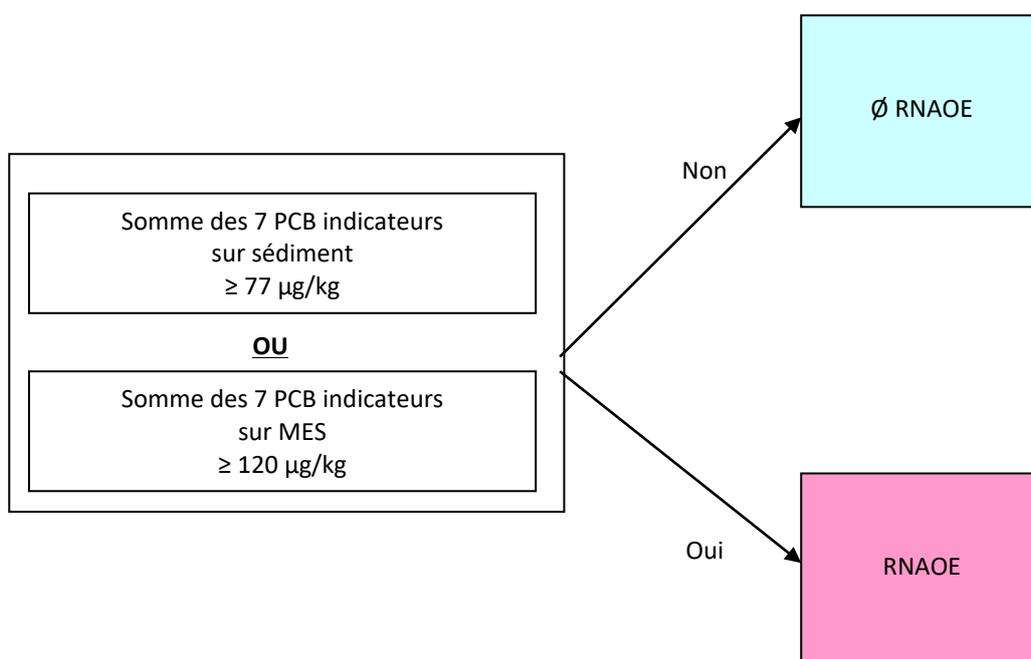
Le détail des données, méthodes et critères utilisés est précisé dans le paragraphe IV – Pressions pesticides et RNAOE pesticides.

### 1.2.6 PCB

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les PCB (Polychlorobiphényles) est présenté ci-après.

En application des directives et arrêtés en vigueur au moment de l'élaboration de l'État des lieux, les PCB ne comptent pas encore parmi les molécules prises en compte ni pour l'état chimique, ni pour l'état écologique. Les PCB sont néanmoins des substances candidates à l'intégration dans l'état chimique, au moins à titre de « substances à surveiller ». Le guide national préconise de prendre en compte cette situation pour évaluer le risque.

#### Évaluation du risque pour les PCB sur les masses d'eau « Rivières »



Le paramètre testé est la somme des sept PCB indicateurs (paramètre SANDRE 7431 : La somme des PCB<sub>i</sub> est composé de : PCB28 [1239] + PCB52 [1241] + PCB101 [1242] + PCB118 [1243] + PCB138 [1244] + PCB153 [1245] + PCB180 [1246]).

Dès lors qu'une seule des conditions suivantes est remplie, la masse d'eau est considérée comme à risque vis-à-vis des PCB

- Concentration dans le sédiment de la somme des 7 PCB<sub>i</sub> ≥ 77 µg/kg

Seuil issu du programme national PCB fixant la première classe de contamination à 10µg/kg de matière sèche

- Concentration dans les MES de la somme des 120 PCB<sub>i</sub> ≥ 10 µg/kg

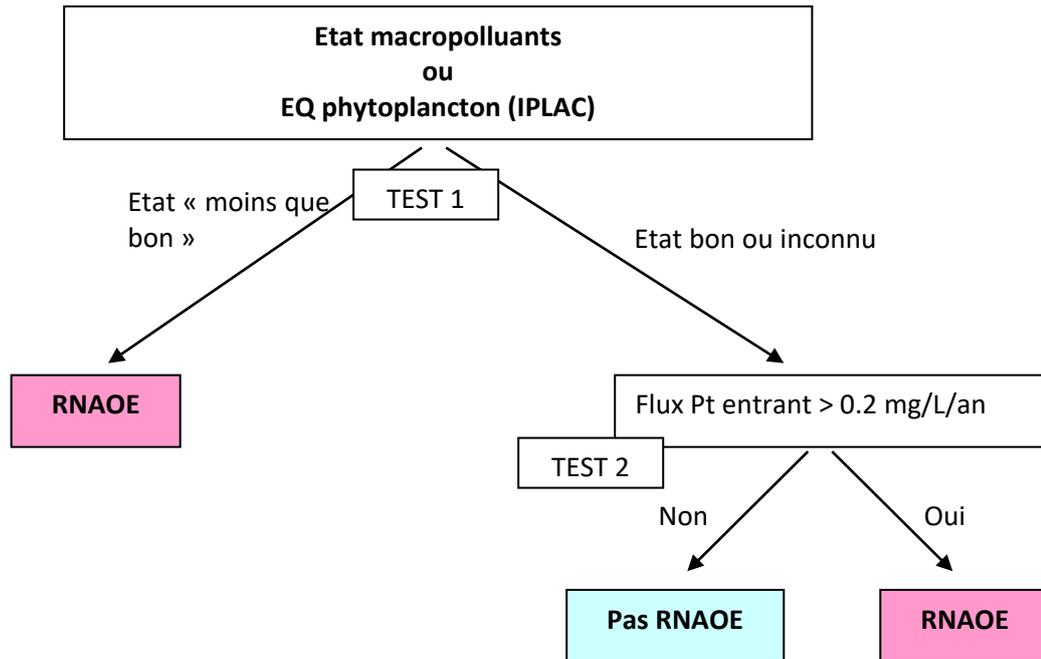
Seuil issu du SEQ Eau V2

## 1.3 Les Lacs

### 1.3.1 Paramètres généraux

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les paramètres généraux est présenté ci-après.

#### Évaluation du risque pour les paramètres généraux sur les masses d'eau plans d'eau



**Test 1 :** l'état « paramètre généraux » ou l'état biologique « phytoplancton » est-il au-delà des seuils du bon état

Donnée source :

- état paramètres généraux de la masse d'eau ;
- état de l'EQ phytoplancton (tous lacs).

Valeurs possibles :

- état 1 ou 2 = « bon ou très bon » ;
- état 3, 4 ou 5 = « moyen ou pire » ;
- état 0 (inconnu).

**Test 2 :** le flux de phosphore entrant dans le plan d'eau, rapporté au volume total du plan d'eau, est-il  $\geq 0,2$  mg/L/an ?

Cette étape consiste en une approche qualitative sur les pressions. La somme des flux potentiellement entrant dans la masse d'eau est effectuée. Le flux entrant de phosphore est calculé par la somme :

- du flux PEGASE, basé sur les rejets industriels, domestiques et d'élevages de bovins, simulé sur les cours d'eau tributaires lorsqu'une masse d'eau a été identifiée ;
- du flux de phosphore particulaire venant de l'érosion des sols calculés par la méthode développée par l'INRA, et calculés à l'échelle du bassin versant de plan d'eau selon la formule suivante :

$$SPF = a \times \left( SP_{tot} \times \left[ \sum_{n=1}^i E_i \times C_i \right] \right) + b \times R_A + c \times DD$$

$SPF$  = Flux spécifique de phosphore particulaire prédit [kg/km<sup>2</sup>/an]

$SP_{tot}$  = teneur moyenne en P total des sols [kg/an]

$E_i$  : Erosion locale des sols [t/an]

$C_i$  = coefficient de transfert potentiel du P vers le réseau de drainage c'est-à-dire la connectivité moyenne entre la zone considérée et le réseau hydrographique

$R_A$  = indice d'agressivité des pluies

$DD$  = Densité de drainage

a, b et c étant les coefficients calibrés selon un modèle linéaire.

avec

a=0.1354

b=2.1625

c= 14.426

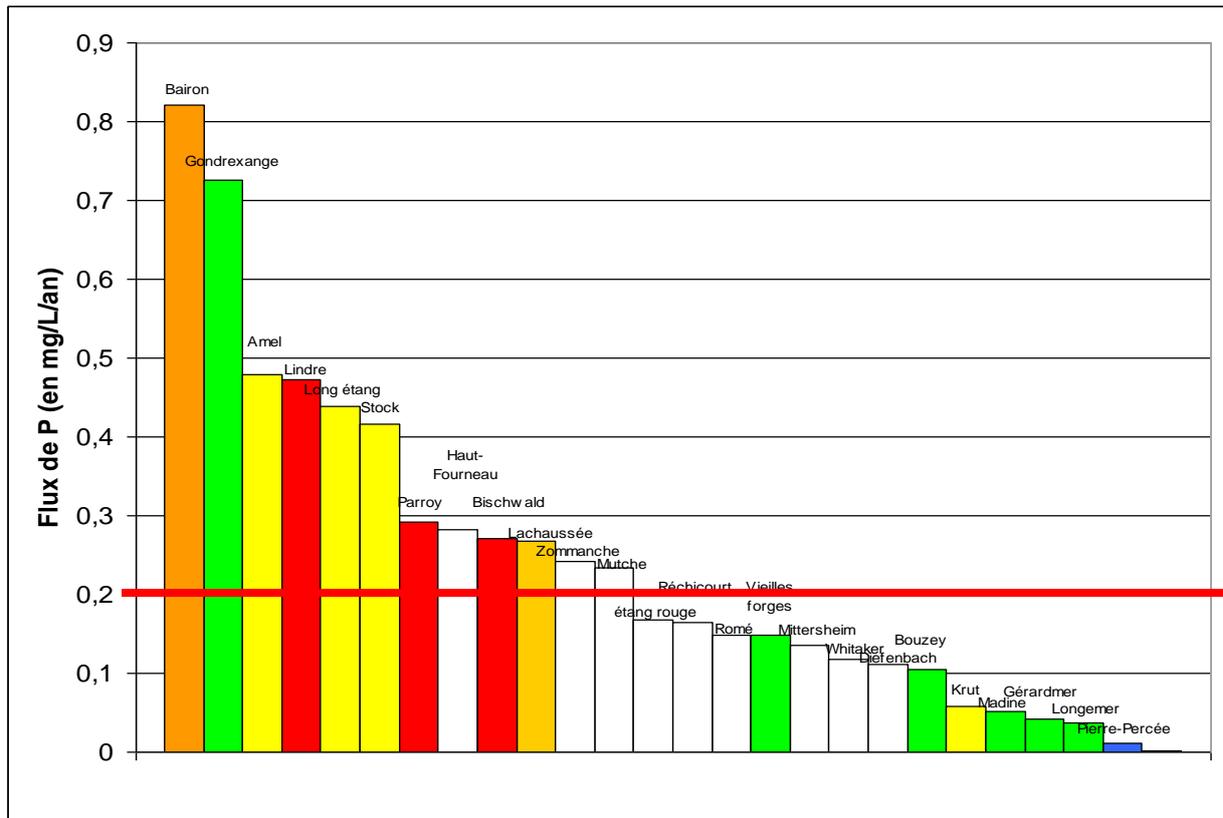
Les flux obtenus sont alors ramenés au volume de chaque masse d'eau « plan d'eau » lorsque cette donnée est disponible.

La valeur seuil est déterminée de manière empirique sur les 15 plans d'eau surveillés entre 2007 et 2011 par comparaison entre les flux entrant, estimés selon la méthode décrite ci-dessus et la réponse de classification de l'état pour le phosphore total (Pt -en 5 classes d'état).

Les résultats utilisés ici sont ceux issus du calcul de 2013. Il n'a pas été possible de les actualiser pour l'état des lieux 2019.

La figure ci-après présente cette classification.

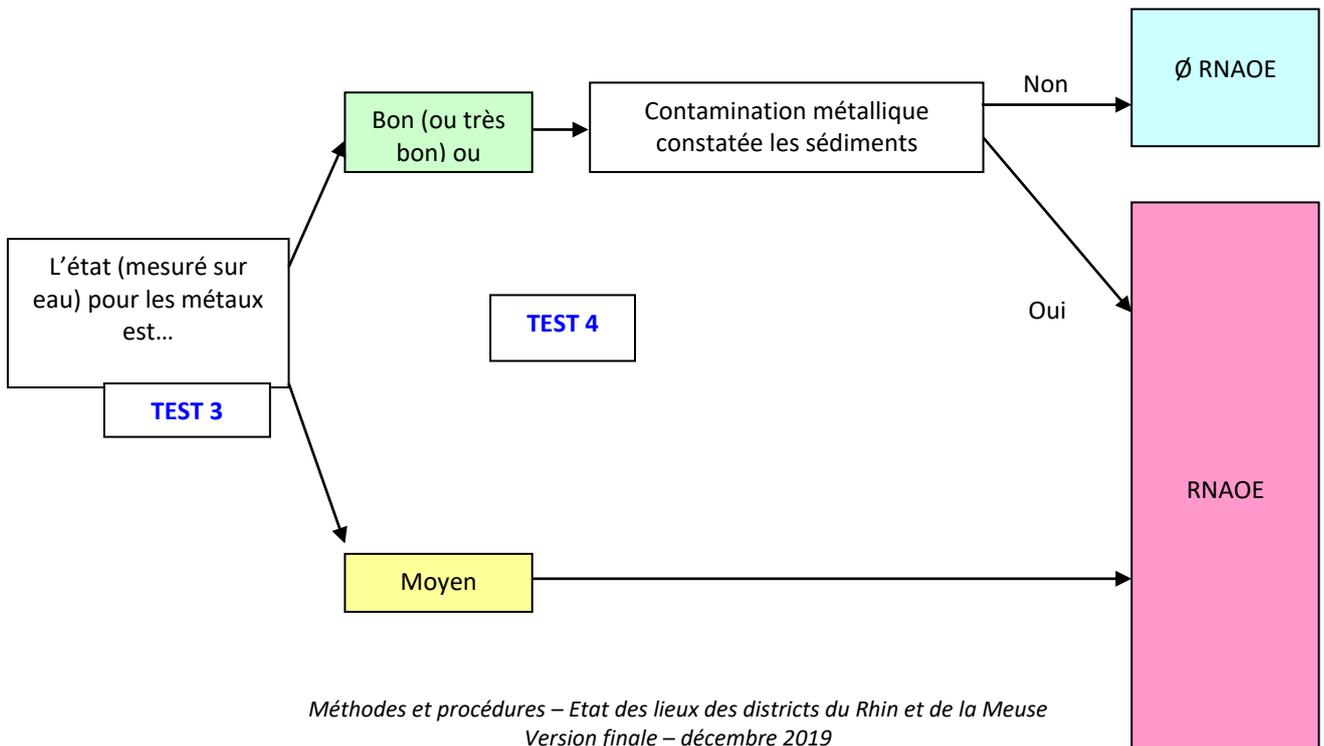
### Classement des masses d'eau plans d'eau selon le flux de phosphore entrant



### 1.3.2 Métaux

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les paramètres généraux est présenté ci-après.

### Évaluation du risque pour les métaux sur les masses d'eau « Plans d'eau »



Les seuils de contamination sédimentaires sont issus des propositions du SEQ Plans d'eau elles-mêmes reprises du SEQ Eaux cours d'eau V2. Le seuil « jaune / orange », tiré de la PEC (Probable Effect Concentration) proposée par MacDonald *et al.* (2000)<sup>59</sup> sert ici de guide pour détecter les plans d'eau présentant probablement une contamination métallique. Ces seuils sont rassemblés dans le tableau ci-après

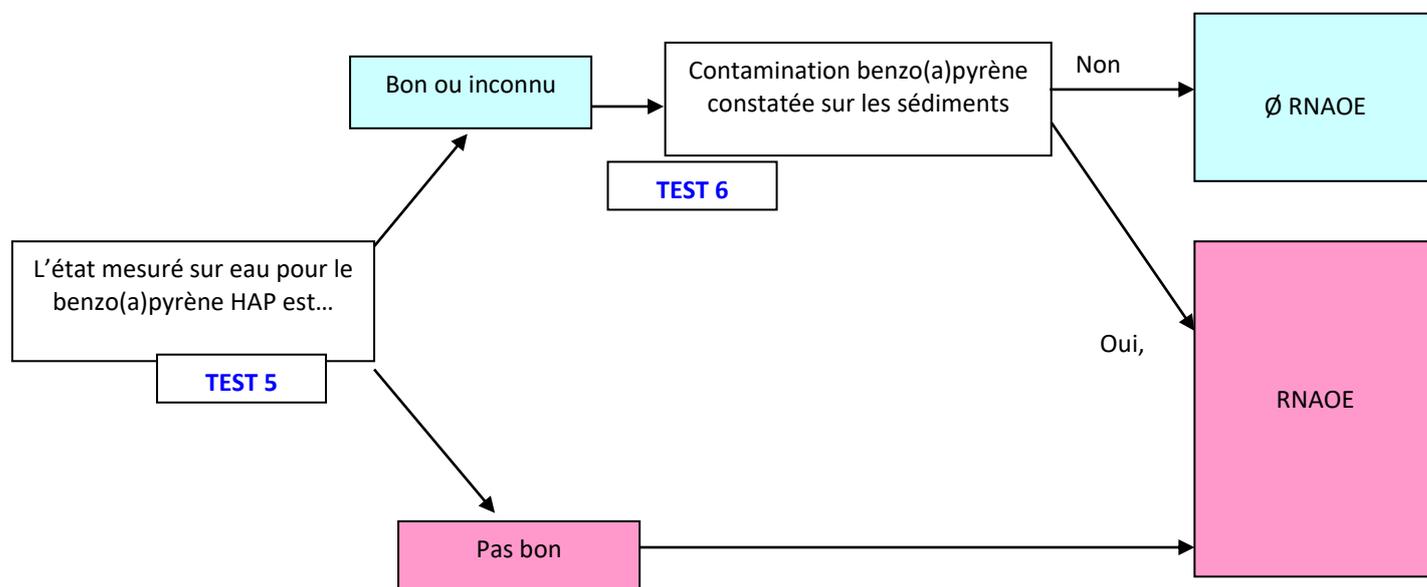
### Seuil de contamination métallique pour les sédiments en plan d'eau

Substances	PEC en mg/kg (seuil jaune/orange du SEQ Plans d'eau)
As	33
Cd	5
Cr	110
Cu	140
Hg	1
Ni	48
Pb	120
Zn	460

### 1.3.3 HAP

L'évaluation du risque « Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) » est réalisée uniquement sur le paramètre sentinelle benzo(a)pyrène (SANDRE). Le schéma décisionnel relatif au risque pour les HAP est présenté ci-après.

### Évaluation du risque pour les HAP sur les Masses d'eau « Plans d'eau »



<sup>59</sup> MacDonald DD, Ingersoll CG, Berger TA (2000) Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **39**: 20-31

Le seuil de contamination sédimentaire retenu pour le benzo(a)pyrène est de 91,5 µg/kg.

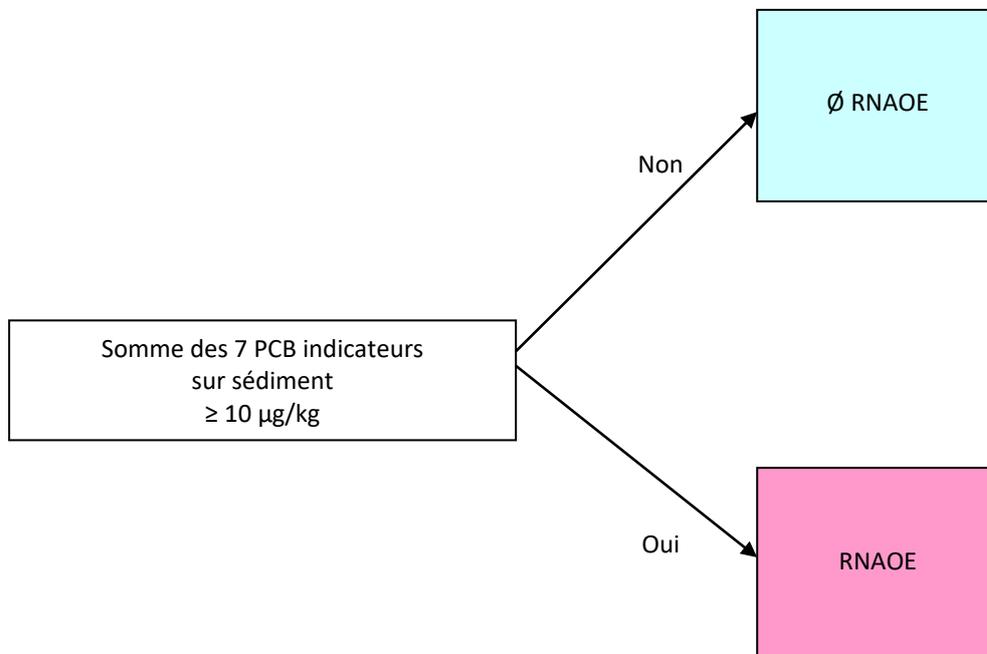
### 1.3.4 Pesticides

Les tests sont conduits de manière strictement identique à ceux mis en œuvre pour les rivières et canaux (voir paragraphe 1.2.5 ci-avant et la partie IV- Pressions pesticides et RNAOE pesticides).

### 1.3.5 PCB

Le schéma décisionnel relatif au risque pour les HAP est présenté ci-après. En l'absence de donnée sur les matières en suspension sur les plans d'eau, le risque est évalué sur la seule donnée Sédiment.

#### Évaluation du risque pour les PCB sur les masses d'eau « Plans d'eau »



### 1.3.6 Hydromorphologie

À défaut d'outil de diagnostic disponible et éprouvé relatif aux pressions hydromorphologiques exercées directement sur les plans d'eau, il n'est raisonnablement pas possible de diagnostiquer le risque correspondant. Des outils sont en cours de développement au niveau national et devraient permettre de combler ces manques dans le prochain cycle DCE.

## 2 – RNAOE pour les masses d'eau souterraine

La logique d'évaluation du risque de non-atteinte des objectifs environnementaux en 2027 est détaillée dans l'**annexe F** « Éléments détaillés de méthode pour l'appréciation du RNAOE des eaux souterraines » du guide de mise à jour de l'État des lieux (DEB, 2017).

### 2.1 Le risque de non-atteinte des objectifs de bon état quantitatif en 2027

L'**annexe F** de ce guide précise que le risque lié à l'état quantitatif d'une masse d'eau souterraine en 2027 sera issu :

- de son état actuel : état initial du SDAGE 2016-2021, lui-même généré par les effets retardés des pressions du passé et par celui des pressions actuelles ;
- de l'impact des pressions futures qu'elles subiront, résultant des scénarios tendanciels retenus.

Concernant l'équilibre entre les prélèvements et la recharge, la logique d'évaluation du risque retenue pour l'appréciation de la non-atteinte du bon état quantitatif en 2027 est résumée dans le tableau ci-après.

#### Évaluation du risque retenue pour l'appréciation de la non-atteinte du bon état quantitatif en 2027

		ETAT INITIAL constaté de la masse d'eau en 2015			
		DESEQUILIBRE		PAS EN DESEQUILIBRE	
Tendance de la <b>PRESSION</b> de prélèvements à l'horizon 2027	Baisse	"Spontanée"	significative	Pas de RNAOE 2027	Pas de RNAOE 2027
			non significative	RNAOE 2027	
		"Non spontanée"	significative	Pas de RNAOE 2027	
			non significative	RNAOE 2027	
	Stabilité	RNAOE 2027			Pas de RNAOE
	Augmentation	RNAOE 2027			significative
non significative					Pas de RNAOE 2027

En outre, si l'appréciation du risque quantitatif de non-atteinte du bon état en 2027 doit concerner l'ensemble de la masse d'eau souterraine, il est possible de travailler par secteur. En effet, le guide précise que « dans le cas où il existerait des déséquilibres locaux avérés, il faudra alors sectoriser la démarche en identifiant des secteurs particuliers de la masse d'eau. On signalera cette hétérogénéité de l'état quantitatif de la masse d'eau et on pourra différencier des secteurs présentant des comportements homogènes vis-à-vis de l'état quantitatif. ».

Par ailleurs, « les prélèvements ne doivent pas entraîner de risque d'invasion d'eau salée ». Le guide national ne fournit pas de clé de classement. Or, en s'appuyant les éléments à prendre en compte pour évaluer le risque, notamment la notion d'impact des pressions futures, il a été considéré que

dans le cas où il y a des chlorures en fortes teneurs dans une masse d'eau de surface en lien avec une masse d'eau souterraine, il faut évaluer si la tendance de la pression des prélèvements dans la masse d'eau souterraine peut entraîner un risque d'intrusion salée.

## **2.2 Le risque de non-atteinte des objectifs de bon état chimique en 2027**

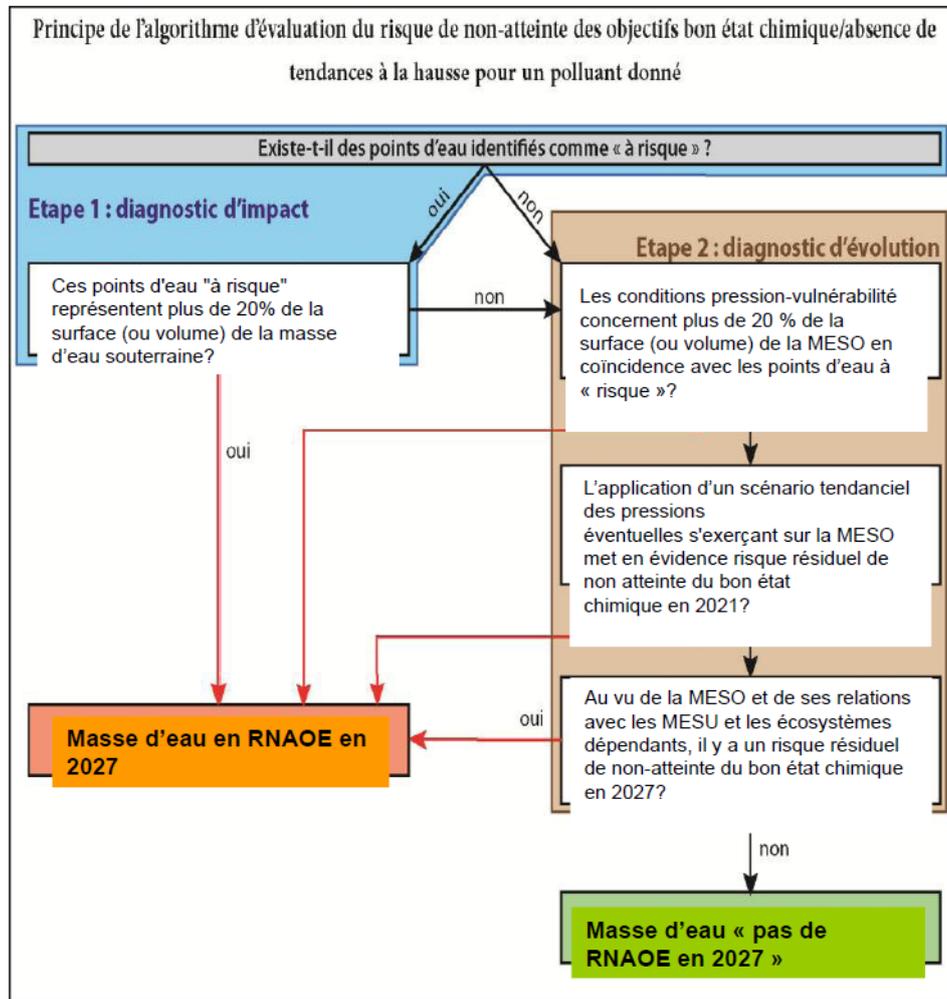
Pour les masses d'eau souterraine, l'objectif de bon état assigné aux masses d'eau se double d'un objectif général de non-dégradation de la qualité de l'eau souterraine. Cet objectif impose de n'avoir aucune tendance à la hausse significative et durable de la concentration d'un polluant donné dans l'eau.

La méthode d'évaluation du risque « qualitatif » est une démarche dichotomique à mener pour chaque paramètre.

Elle consiste, pour chaque paramètre considéré, et selon la méthodologie résumée dans la figure ci-après :

- à exploiter les résultats des mesures chimiques effectuées sur les points de contrôle des différents réseaux surveillance (RCS, RCO et autres) de la qualité des eaux souterraines, afin de caractériser les points à risque ;
- à croiser ces informations avec les pressions actuelles, la vulnérabilité intrinsèque et le comportement de la masse d'eau.

**Principe d'évaluation du risque de non-atteinte des objectifs bon état chimique et de l'absence de tendances à la hausse pour un polluant donné.**



Par ailleurs, compte-tenu de l'inertie des eaux souterraines, une masse d'eau classée en mauvais état est déclarée à risque.

La méthodologie nationale d'identification a été adaptée sur le bassin Rhin-Meuse pour tenir compte des données disponibles pour chaque paramètre. Les valeurs des seuils ont été fixées en prenant en compte 80 % des seuils des normes pour l'Alimentation en Eau Potable (AEP). Elle est détaillée dans les paragraphes suivants.

**2.2.1 Méthode d'évaluation du RNAOE pour le paramètre « nitrates »**

Il s'agit tout d'abord d'identifier, au sein des masses d'eau, les points d'eau « à risque ».

Pour le paramètre **nitrates**, un point est à risque si :

- la moyenne des moyennes annuelle sur la période 2012 - 2017 est supérieure à 40 mg/l, ou ;
- cette moyenne est comprise entre 25 et 40 mg/l et la fréquence de dépassement de 40 mg/l est supérieure à 20 %, ou ;

- cette moyenne est comprise entre 25 et 40 mg/l et la tendance d'évolution conduira à un dépassement de la valeur de 50 mg/l en 2027.

Puis, un croisement de ces points a été réalisé avec les conditions de pression vulnérabilité (voir la méthode « Pressions Agricoles- Carbone Azote Phosphore »).

### **2.2.2 Méthode d'évaluation du RNAOE pour le paramètre « phytosanitaires »**

Il s'agit tout d'abord d'identifier, au sein des masses d'eau, les points d'eau « à risque ».

Pour les **phytosanitaires**, un point est à risque si :

- la moyenne des moyennes annuelle sur la période 2012 - 2017 est supérieure à 0,1 µg/l, ou ;
- cette moyenne est comprise entre 0,05 et 0,1 µg/l et la fréquence de dépassement de 0,1 µg/l est supérieure à 20 %, ou ;
- cette moyenne est inférieure à 0,05 µg/l et la fréquence de dépassement de 0,05 µg/l est supérieure à 20 %.

Les tendances d'évolutions ne sont pas disponibles pour les phytosanitaires.

Puis, un croisement de ces points a été réalisé avec les conditions de pression vulnérabilité (voir la méthode « Évaluation des risques liés aux Pesticides »).

### **2.2.3 Méthode d'évaluation du RNAOE pour les autres polluants**

Pour les **autres polluants** pour lesquels aucune couche de pressions n'est disponible, la méthodologie suivante a été appliquée.

Un point est à risque si :

- la moyenne des moyennes annuelle sur la période 2007 - 2011 est supérieure à 75 % du seuil DCE (**risque très fort**), ou ;
- cette moyenne est comprise entre 50 % du seuil et 75 % du seuil DCE et la fréquence de dépassement de 75 % du seuil DCE est supérieure à 20 % (**risque fort**), ou ;
- cette moyenne est inférieure à 50 % du seuil et la fréquence de dépassement de la valeur de 50 % du seuil DCE est supérieure à 20 % (**risque moyen**).

Si la surface représentée par les points à risque représente plus de 20 % de la superficie de la masse d'eau, la masse d'eau est déclarée à risque. Cette surface a été appréciée à dire d'experts.

## XII- ASPECTS ECONOMIQUES

Dans le cadre de l'état des lieux, la discipline « économie » intervient à trois niveaux :

- la **caractérisation économique** des usages (article 5) ;
- les **scénarios tendanciels** ;
- la **récupération des coûts** des services liés à l'utilisation de l'eau (article 9).

L'objectif de ce document est donc de présenter la méthodologie retenue et les hypothèses de travail appliquées pour réaliser ces 3 exercices.

### 1 - La caractérisation économique des usages liés à l'eau

L'article 5 de la DCE demande à ce que chaque État-membre réalise pour la partie du district située sur son territoire, une analyse économique de l'utilisation de l'eau. Le contenu de cette analyse est précisé, pour l'État français, par l'article R212-3 du Code de l'environnement.

Elle rassemble :

- une **description des activités** dont les effets sur l'état des eaux ont un impact économique significatif ;
- une présentation des modalités de **tarification** des services collectifs de distribution d'eau et des prix moyens constatés ;
- une estimation, par district, en distinguant au moins les activités industrielles, agricoles et domestiques, des **dépenses et recettes** relatives à l'approvisionnement en eau et à l'épuration des rejets ;
- une **évaluation des coûts** que représentent pour l'environnement et la ressource en eau, l'altération par les activités humaines de l'état des eaux ;
- les modalités de **prise en charge des coûts** liés à l'utilisation de l'eau et de répartition de ceux-ci entre les différents usagers de l'eau et les personnes ayant un impact significatif sur l'état des eaux en différenciant au moins le secteur industriel et artisanal, du secteur agricole et des usages domestiques.

L'objectif de cette caractérisation est de **décrire l'ensemble des activités humaines générant des pressions significatives sur les milieux aquatiques**.

Une actualisation des données figurant dans l'état des lieux de 2013 et concernant les trois principaux usages que sont les ménages, les activités industrielles et artisanales et les activités agricoles pour les districts du Rhin et de la Meuse est effectuée.

En préambule à ces usages, un zoom rapide sur les différents modes de gestion et la tarification de l'eau sur le bassin Rhin-Meuse a également été réalisé. Les données présentées proviennent de l'observatoire des services publics d'eau et d'assainissement (SISPEA) pour l'année 2017.

#### 1.1 Usage domestique

Les données utilisées pour caractériser l'usage domestique de l'eau sont extraites de fichiers informatiques de l'Institut national de la statistique et des études économiques (INSEE). L'année de référence est l'**année 2015**.

L'usage domestique est caractérisé par :

- le nombre d'habitants et son évolution à travers les différents états des lieux ;
- la densité de population ;
- sa répartition sur le territoire concerné et selon la taille des communes ;
- le prix de l'eau ;
- les prélèvements d'eau à destination de la population et leur évolution ;

La caractérisation de l'usage domestique est réalisée pour chacun des districts du Rhin (et de ces secteurs de travail, à savoir Moselle-Sarre et Rhin supérieur) et de la Meuse.

## **1.2 Usage agricole**

Les données agricoles sont issues de l'Agreste pour l'année 2015 (excepté pour les données sur l'élevage qui concerne l'année 2016 et le drainage dont la dernière année disponible est 2010).

La caractérisation des districts est décrite principalement par :

- le nombre d'exploitations et leur évolution ;
- la répartition par territoire et orientations technico-économiques ;
- les effectifs salariés ;
- la répartition de la Surface agricole utile (SAU), surface de terres irriguées, surface de terres drainées et leurs évolutions ;
- le chiffre d'affaires du secteur et son évolution ;
- les effectifs par filière animale et leur évolution ;
- une estimation du volume d'eau consommé par le bétail (estimation Agence de l'eau Rhin-Meuse basée sur des données Agreste).

La caractérisation de l'usage agricole est réalisée pour chacun des districts du Rhin (et de ces secteurs de travail, à savoir Moselle Sarre et Rhin Supérieur) et de la Meuse.

## **1.3 Usage industriel et artisanal**

Les activités industrielles et artisanales seront notamment décrites par :

- le nombre de sites industriels et d'entreprises artisanales et leur évolution entre les différents états des lieux avec une distinction « moins de 20 salariés » - « plus de 20 salariés » ;
- la répartition des activités par type d'activité ;
- les chiffres d'affaires des différents secteurs d'activités ;
- les prélèvements en eau du secteur et leur évolution.

Ces informations sont collectées auprès des bases de données de l'INSEE (SIRENE et ESANE) sur la période 2011-2016 selon leur disponibilité. Pour les prélèvements en eau, les données proviennent des bases de données de l'AERM et concernent les années 2008 à 2017.

Un point sur les activités appartenant au service tertiaire est également réalisé via l'utilisation de données INSEE (SIRENE et ESANE) pour l'année 2016.

La caractérisation de l'usage industriel et du secteur tertiaire est réalisée pour chacun des districts du Rhin (et de ces secteurs de travail, à savoir Moselle Sarre et Rhin Supérieur) et de la Meuse.

## **1.4 Autres usages**

En complément des trois usages principaux, des données de caractérisation sont proposées concernant les usages suivants :

- la **navigation** : la source des données est Voies Navigables de France (VNF) et l'année de référence est 2016 ;
- l'**énergie** : les données proviennent d'Electricité De France (EDF) et de l'AERM pour les prélèvements d'eau pour l'hydroélectricité (avec 2016 comme année de référence) ; pour la méthanisation, les données sont issues d'études de l'ADEME ; enfin pour la géothermie, les informations proviennent également de l'ADEME ;
- les **activités nautiques** liées à l'eau : cela concerne la pêche, la baignade, les différents sports nautiques, etc. Les données ne pouvant pas être actualisées, elles concernent donc l'année 2010 et sont issues d'une base de données communiquée par le Ministère des sports.

La caractérisation de ces usages est réalisée pour chacun des districts du Rhin (et de ces secteurs de travail, à savoir Moselle Sarre et Rhin Supérieur) et de la Meuse.

## 2 - Les scénarios tendanciels

L'objectif des scénarios tendanciels est de **réaliser des projections des activités économiques à l'horizon 2027 afin de prévoir leurs impacts futurs sur le milieu.**

Dans le cas du risque de non atteinte du bon état, la réalisation d'analyses prospectives se limitant au moins aux trois usages majeurs est imposée par la Directive cadre sur l'eau

Afin de répondre aux exigences européennes, la méthodologie retenue pour les différents usages est la suivante :

- pour la **population** : utilisation des projections départementales de population à l'horizon 2050 en les déclinant au territoire de Rhin-Meuse jusqu'à 2027 (utilisation du scénario central), ces données sont fournies par l'INSEE (OMPHALE) ;
- pour les **autres activités économiques et aménagement du territoire** : les scénarios tendanciels concernant les activités économiques et l'aménagement du territoire ont été établis par le bureau d'études ACTeon lors de la réalisation d'une étude prospective en 2017. Seul le scénario tendanciel central a été décliné territorialement.
- Pour la **vulnérabilité au changement climatique** : l'impact du changement climatique sur les activités économiques a été analysé par les bureaux d'études Ecodécision et Ecologique Conseil en 2018 dans le cadre de la construction du Plan d'Adaptation et d'Atténuation pour les Ressources en eau du bassin Rhin-Meuse. Les résultats de l'étude ont été synthétisés par territoire, activité économique et aléa climatique étudiés.

## 3 - La récupération des coûts des services liés à l'utilisation de l'eau

L'objectif de cette analyse est de rendre compte à l'échelle de chaque district **du niveau de récupération des coûts des services liés à l'utilisation de l'eau, y compris les coûts pour l'environnement et les ressources** (article 9 de la DCE).

### 3.1 Généralités

Pour réaliser cet exercice, l'ensemble des agences de l'eau ont fait appel au bureau d'études IREEDD. Il a été chargé de mener l'analyse de récupération des coûts entre décembre 2017 et avril 2019.

L'analyse a été réalisée sur la base de la moyenne des 4 premières années du 10<sup>ème</sup> programme d'intervention des agences de l'eau (à savoir de 2013 à 2016) afin de lisser les écarts interannuels.

Cette étude a concerné quatre secteurs :

- les ménages ;
- le secteur industriel, hors Activités de Production Assimilées Domestique (APAD) ;
- les Activités de Production Assimilées Domestique (APAD) ;
- le secteur agricole.

Pour chacun des secteurs, une analyse des coûts supportés et des transferts financiers entre acteurs a été réalisée.

### **3.2 Usage domestique (ménage + APAD)**

Le coût financier complet des services collectifs AEP et assainissement s'effectue en additionnant la consommation de capital fixe aux coûts d'investissement et de fonctionnement des différents ouvrages. Les dépenses en compte propre pour l'assainissement non collectif ont également été intégrées dans l'analyse.

Pour les transferts financiers, ont été pris en compte : les aides reçues et redevances versés à l'agence de l'eau, les aides des conseils généraux et régionaux, les transferts du budget général vers les budgets annexes eau et assainissement, les transferts via la taxe Voies navigables de France (VNF), les transferts en provenance du monde agricole correspondant au service rendu à la collectivité pour l'épandage des boues (équivalent à une économie apportée à la facture d'eau des ménages), les transferts en provenance de l'environnement correspondant aux contributions engagées pour la restauration des milieux naturels.

### **3.3 Usage industriel**

Les coûts des services d'eau et d'assainissement pour l'industrie comprennent les coûts de fonctionnement, les coûts d'investissement et la consommation de capital fixe des services publics d'eau et d'assainissement. Il faut ajouter à cela les coûts de l'approvisionnement en compte propre des industriels raccordés. Enfin, les coûts pour l'épuration autonome ont également été pris en compte.

Concernant les transferts financiers, sont intégrés à l'analyse : les subventions versées par les conseils généraux et régionaux, les transferts du budget général vers les budgets annexes eau et assainissement, les transferts via la taxe Voies navigables de France (VNF), les transferts via le système aides - redevances de l'agence de l'eau, les transferts en provenance du monde agricole pour l'épandage des boues.

### **3.4 Usage agricole**

Les coûts des services d'eau et d'assainissement pour l'agriculture sont calculés en additionnant les coûts de fonctionnement (coûts liés aux épandages des effluents d'élevages, l'abreuvement du bétail et ceux liés à l'irrigation) et les coûts d'investissement.

S'agissant des transferts financiers, ont été intégrés à l'analyse : les subventions versées par l'Union européenne (FEADER), les conseils généraux et régionaux, les transferts via la taxe VNF, les transferts via le système aides - redevances de l'agence de l'eau et les transferts via l'épandage des boues.

### 3.5 Présentation des résultats

L'analyse fait l'objet de trois résultats principaux :

- Pour chacun des quatre secteurs, un **taux de récupération des coûts** a été calculé (selon la formule appliquée dans les documents des SDAGE précédents) et comparé aux résultats du cycle précédent en fournissant des explications de l'évolution observée ;
- Les taux de récupération des coûts ont également été calculés en intégrant les **coûts environnementaux** (calculés en rapportant les coûts du programme de mesures 2016-2018 au point du pourcentage d'amélioration de l'état des masses d'eau sur la même période et multiplier par les points de pourcentage restant pour atteindre 100% de bon état). Ces taux de récupération des coûts plus complets ont été comparés aux taux de récupération de 2013 et ceux calculés plus haut ;
- Les **transferts financiers** ont été calculés entre les ménages, le secteur industriel (en distinguant les APAD) et le secteur agricole et les autres secteurs économiques pour les six grandes catégories (contributeurs et/ou bénéficiaires) : les ménages, le secteur de l'industrie (en distinguant les APAD), les agriculteurs, les contribuables et l'environnement. Les transferts financiers estimés ont également été comparés aux résultats obtenus lors du cycle DCE précédent. Ces transferts financiers ont été effectués, d'une part, utilisateur par utilisateur (ménages, industries hors APAD, APAD et agriculture) et, d'autre part, sous forme de tableaux et schémas récapitulatifs.





**Agence de l'eau Rhin-Meuse**

“le Longeau” - route de Lessy  
Rozérieulles - BP 30019  
57 161 Moulins-lès-Metz Cedex  
Tél. 03 87 34 47 00 - Fax : 03 87 60 49 85  
agence@eau-rhin-meuse.fr  
www.eau-rhin-meuse.fr

**Direction régionale de l'environnement,  
de l'aménagement et du logement Grand Est**

GreenPark - 2 rue Augustin Fresnel  
CS 95038  
57 071 Metz Cedex 03  
Tél. 03 87 62 81 00 - Fax : 03 87 62 81 99  
www.grand-est.developpement-durable.gouv.fr

