

*Rapport de synthèse  
Définitif du 3/4/2020*

## **SUIVI DES EAUX DE DRAINAGE A PORT-BRILLET** *2019*

**MAITRE D'OUVRAGE :**

**Syndicat Mixte des bassins versants de la Jouanne, de l'Agglomération  
de Laval, du Vicoin et de l'Ouette**

Parc Technopolis  
53810 CHANGE



## INFORMATIONS LIEES A LA PUBLICATION DE CE DOCUMENT

Document : Suivi des eaux de drainage à Port-Brillet, année 2019.

Commanditaire : Syndicat Mixte des bassins versants de la Jouanne, de l'Agglomération de Laval, du Vicoïn et de l'Ouette.

L'élaboration de ce document a été produit par la SCOP ARL Hydro Concept. Les personnes ayant contribuées à la rédaction, relecture et validation du document ainsi que l'historique de ce dernier :

Date	Version	Rédaction	Relecture	Validation
3/4/2020	définitif	B.YOU	G.BRODIN	B.YOU



## TABLE DES MATIERES

1. PREAMBULE.....	6
2. CONTEXTE DE L'ETUDE.....	6
2.1 <i>La Grande Prise à Port-Brillet</i> .....	6
2.1.1 Localisation du suivi.....	6
2.1.2 Pente du terrain.....	7
2.1.3 Géologie.....	7
2.1.4 Pédologie.....	8
2.1.5 Cartographie de la zone d'étude.....	8
2.2 <i>Pratique culturale</i> .....	9
2.2.1 Type.....	9
2.2.2 Calendrier.....	10
2.2.3 Traitement.....	11
3. METHODOLOGIE.....	13
3.1 <i>Description du suivi</i> .....	13
3.2 <i>Suivi thermique et débit</i> .....	14
3.3 <i>Suivi physico-chimique</i> .....	15
3.3.1 Prélèvement et analyses.....	15
3.3.2 Interprétation des résultats.....	15
3.4 <i>Suivi du colmatage</i> .....	17
3.5 <i>Macro-invertébrés</i> .....	18
3.5.1 Protocole de prélèvement.....	18
3.5.2 Protocole d'analyse.....	19
3.5.3 Indices.....	19
3.5.4 Etat écologique.....	21
4. PROCESSUS DE TRANSFERT.....	22
4.1 <i>Infiltration et ruissellement</i> .....	22
4.2 <i>Transfert des nitrates</i> .....	23
4.3 <i>Transfert des matières phosphorées</i> .....	24
4.4 <i>Transfert des pesticides</i> .....	24
4.4.1 Processus de transfert.....	24
4.4.2 Devenir des matières actives.....	25
4.5 <i>Transfert des matières en suspension</i> .....	29
4.5.1 MEST et réseau de drainage.....	29
5. ANALYSES DES RESULTATS.....	32
5.1 <i>Relevés météorologiques</i> .....	32
5.2 <i>Hydrologie du Vicoin</i> .....	33
5.2.1 Hydrologie reconstituée du Vicoin.....	33

5.2.2	Hydrologie du Vicoin et précipitations .....	34
5.3	<i>Suivi du réseau de drainage</i> .....	37
5.3.1	Suivi thermique.....	37
5.3.2	Estimation du débit restitué .....	38
5.3.3	Suivi macro-polluants .....	39
5.3.4	Suivi pesticides.....	42
5.3.5	Estimation du flux .....	45
5.4	<i>Suivi colmatage</i> .....	47
5.5	<i>Suivi macro-invertébrés</i> .....	48
6.	SYNTHESE .....	50
7.	PERSPECTIVES .....	50
7.1	<i>Suivi du dispositif</i> .....	50
7.2	<i>Moyen pour réduire les transferts</i> .....	50
7.2.1	Les pratiques agricoles limitant les transferts.....	52
7.2.2	Les dispositifs tampons.....	53

## TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1: Traitement utilisé .....	11
Tableau 2: matières actives utilisées .....	12
Tableau 3: Autres matières actives trouvées .....	13
Tableau 4: Classe de qualité de l'IBG .....	19
Tableau 5: Catégories de pression prises en compte pour l'I2M2 (Mondy et Al, 2012) .....	19
Tableau 6: Outil Diagnostic complémentaire de l'I2M2 .....	20
Tableau 7: Classe d'état écologique de l'I2M2.....	21
Tableau 8: Résultats analyses macro-polluants.....	40
Tableau 9: Précipitations et concentrations en macro-polluants .....	42
Tableau 10: Résultats analyses pesticides .....	42
Tableau 11: Précipitations et analyses pesticides .....	44
Tableau 12: résultats I2M2 .....	48
Tableau 13: Outil Diagnostic Invertébrés .....	48

## TABLE DES FIGURES

Figure 1: Localisation du point de suivi .....	6
Figure 2: Vue aérienne (source géoportail) .....	7
Figure 3: Cartographie du réseau de drainage .....	8
Figure 4: Pratique culturale en 2020.....	9
Figure 5: Calendrier culturel du maïs .....	10
Figure 6: Calendrier culturel du blé .....	10
Figure 7: Fonctionnement et processus biogéochimiques dans la zone hyporhéique (DATRY 2008).....	18
Figure 8: Ruissellements, érosion hydrique et écoulements dans les réseaux de drainage dans un bassin versant .....	22
Figure 9: Schéma d'une nappe perchée avec ou sans drainage (SET n° 32 – 2020).....	22
Figure 10: Schéma écoulement de l'eau vers un drain (SET n° 32 – 2020).....	23
Figure 11: Le cycle de l'azote (Nicolardot et al., 1996).....	23
Figure 12: Processus de rétention, de dissipation et de dispersion des pesticides dans le milieu. ....	25
Figure 13: Cycle des pesticides dans l'environnement.....	26
Figure 14: Données Météo France Laval, (2017 au 13/3/2020) .....	32
Figure 15: Précipitations mensuelles (Météo France, Laval) .....	32
Figure 16: Précipitations journalières (Météo France, Laval) .....	33
Figure 17: Hydrologie reconstituée du Vicoin.....	33
Figure 18: Hydrologie reconstituée du Vicoin et précipitations .....	34
Figure 19: suivi thermique réseau de drainage .....	37
Figure 20: Débit estimé du drain et précipitation .....	38
Figure 21: Effet du drainage sur les flux d'azote ((*) SET n°32 : 2020) .....	41
Figure 22: Flux estimés à la Grande Prise .....	45
Figure 23: flux produits phytosanitaires à la Jaillère (SET n°32_2020).....	46
Figure 24: ZTHA du Rampillon .....	51

# 1. PREAMBULE

Hydro Concept a été mandaté par le syndicat mixte du JAVO afin de réaliser un suivi expérimental des eaux de drainage. Cette étude est la suite de celle initiée en 2017 sur le même site.

L'étude consiste à mettre en place un système de mesure de débit sur un réseau de drainage existant. Des analyses d'eaux sont effectuées afin d'évaluer les éléments chimiques que l'on retrouve dans le réseau de drainage.

En parallèle une évaluation du colmatage est effectuée sur le Vicoin au droit de la zone d'étude, ainsi que la réalisation d'un prélèvement de macro-invertébrés, selon la norme NF T90-333.

## 2. CONTEXTE DE L'ETUDE

### 2.1 La Grande Prise à Port-Brillet

#### 2.1.1 Localisation du suivi

La zone est située en aval du chemin de la Grande Prise à Port-Brillet (53). Le site d'étude est compris dans le champ cultivé, entre le Vicoin et le bois de Misedon.

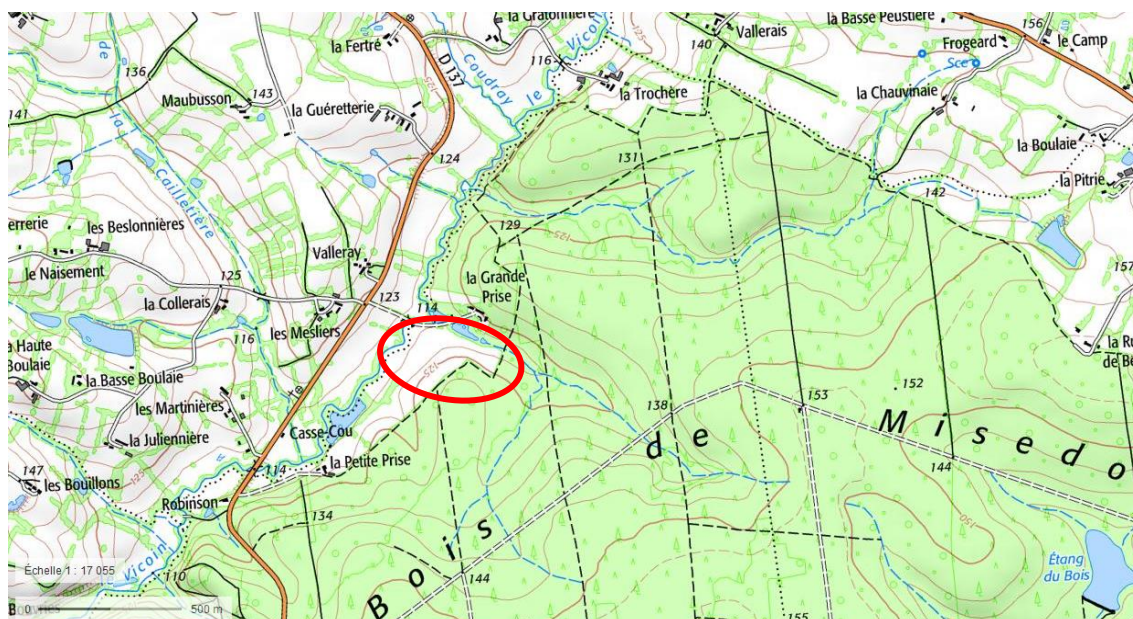


Figure 1: Localisation du point de suivi



Figure 2: Vue aérienne (source géoportail)

### 2.1.2 Pente du terrain



Représentation des zones ayant une valeur de pente supérieure à 10% (géoportail)

### 2.1.3 Géologie

La partie basse des terrains, notamment en bordure du Vicoin, est constituée d'alluvions récentes holocènes (Fz). Ces alluvions résultent de l'accumulation de matériaux fins issus de la dégradation des différents faciès altéritiques et limoneux et transportés dans les vallées par ruissellement. Ces particules sont ensuite transportées par les cours d'eau et déposées dans les zones de calme relatif, le long du cours d'eau.

Ces dépôts sont susceptibles d'être remobilisés lors de chaque période de crue. Leur hydromorphie détermine souvent des zones à caractère humide. Le plan de drainage, indique la présence de source de joncs et de mouillère sur la zone d'étude, ce qui confirme le caractère humide de ce terrain.

La partie haute des terrains est constituée de formations (s3b) : siltites et quartzites sombres micacés.

## 2.1.4 Pédologie

Les sols sont dominés par des sols déposés sur des alluvions sur les parties basses, et des sols colluviaux et des sols bruns sur schistes à texture limono-argilo-sableuse, sur le reste des terrains.



Lors des travaux, une coupe des horizons superficiels du sol a pu être observée. Trois horizons (H) apparaissent présentant des degrés d'hydromorphie différents. L'observation de traces rédoxiques (couleur rouille) peu intenses entre 20 et 40 cm et intenses plus en profondeur, traduit le battement de la nappe. La saturation du sol est plus temporaire au niveau de l'Horizon 2.

## 2.1.5 Cartographie de la zone d'étude

Le plan du réseau de drainage est joint en annexe.

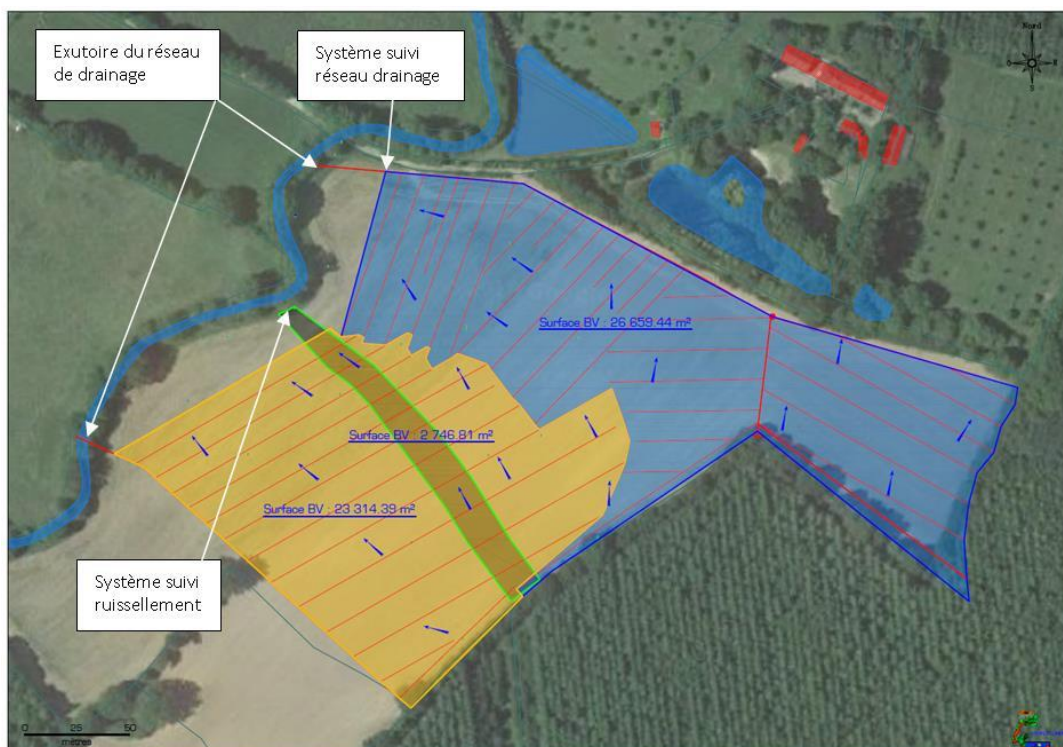


Figure 3: Cartographie du réseau de drainage

Le réseau de drainage est divisé en deux, l'étude se porte sur la partie le long du chemin, d'une surface de 26 659 m<sup>2</sup>.



Au sein de la seconde zone, une gouttière avait été installée en 2017/2018 afin de suivre le ruissellement. Ce système n'a pas été suivi en 2019.

## 2.2 Pratique culturale

### 2.2.1 Type

Sur cette parcelle, deux types de cultures ont été pratiquées, le blé d'hiver, et le maïs. En 2017 du maïs, fin 2017 mise en place du blé, par suite des précipitations hivernales et printanières de 2018, retour au maïs en 2018. En 2019, à la suite de l'étude, il a été décidé de mettre en pâture la partie haute de la parcelle, afin de réduire le phénomène d'érosion des sols et de ruissellement.

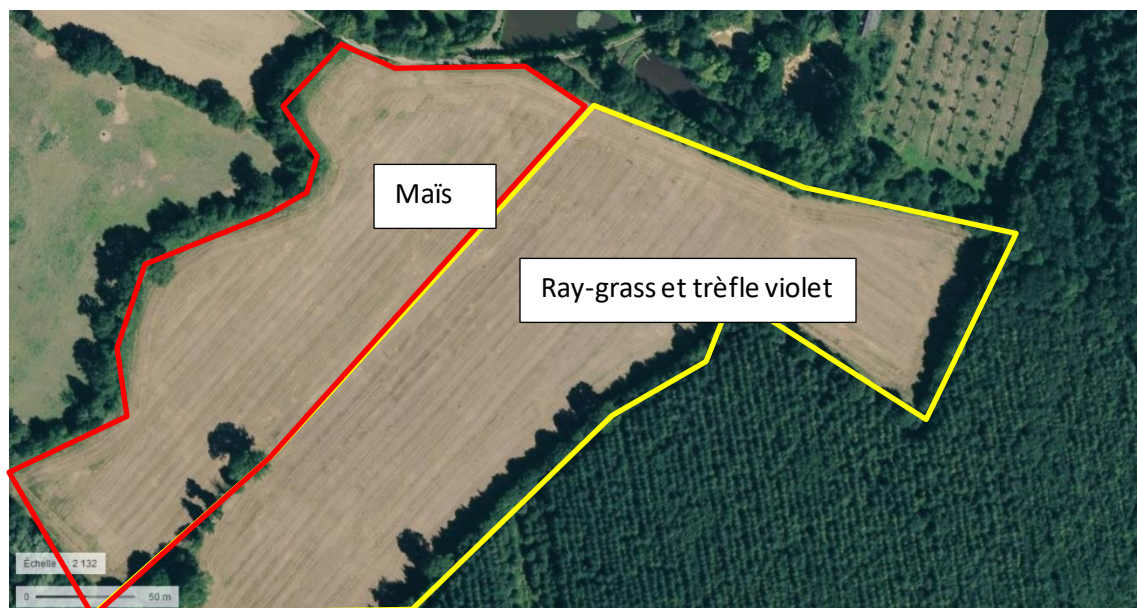
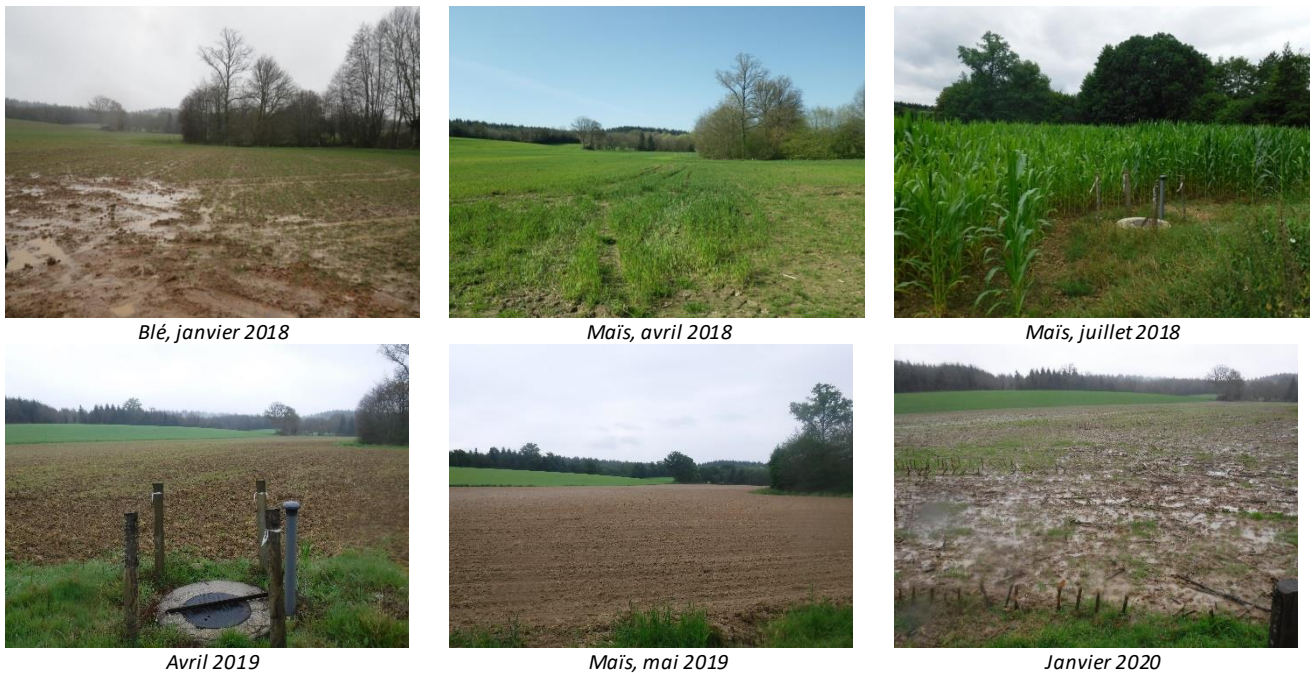


Figure 4: Pratique culturale en 2020

## 2.2.2 Calendrier

### 2.2.2.1 Calendrier cultural théorique

Ci-dessous est figuré le calendrier cultural du maïs et du blé à titre indicatif.

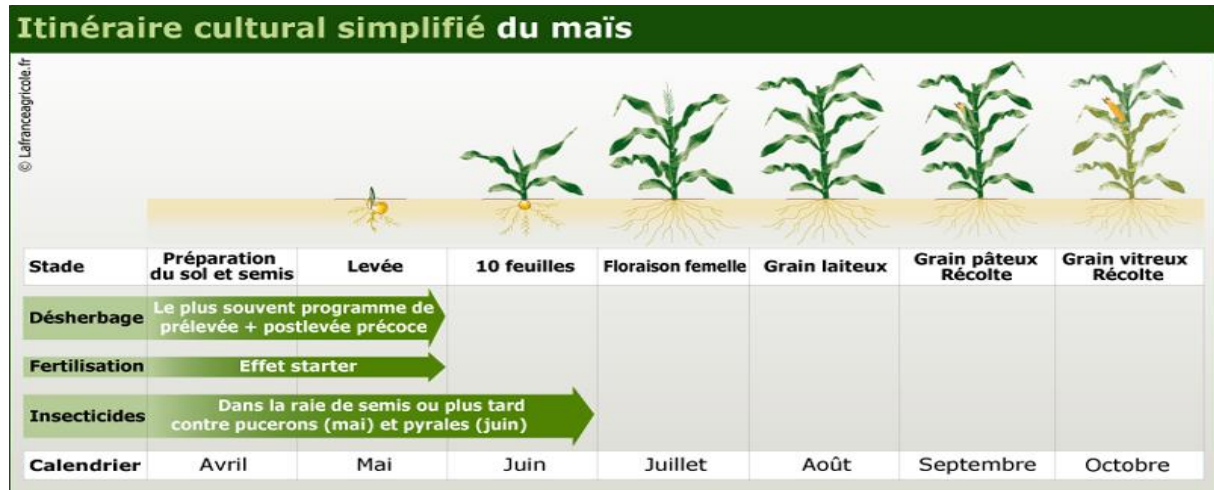


Figure 5: Calendrier cultural du maïs

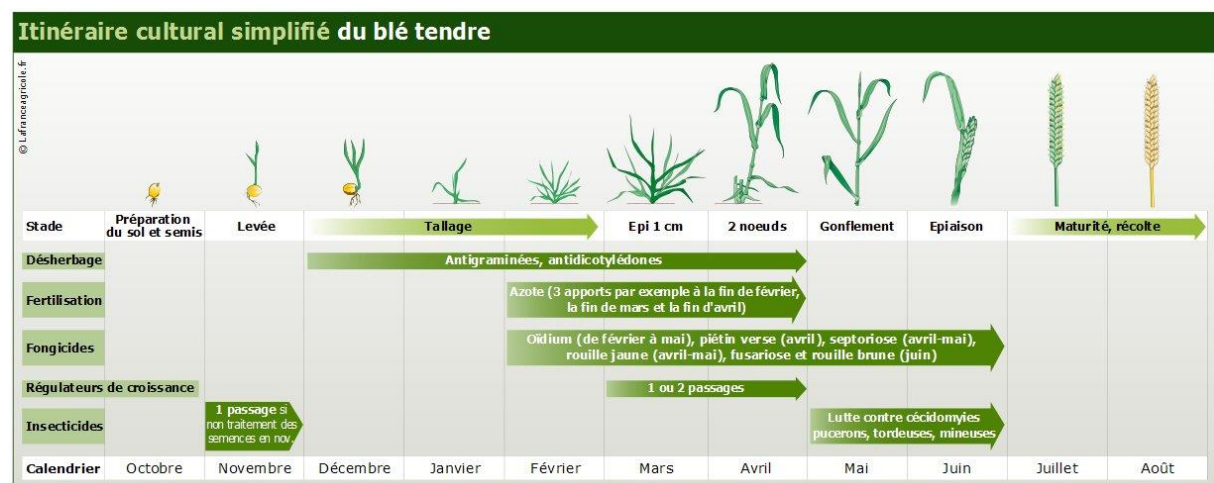


Figure 6: Calendrier cultural du blé

### 2.2.2.2 Calendrier cultural de la Grande Prise

Ci-dessous est figuré le calendrier cultural de la Grande Prise.

	avr-17	juin-17	juil-17	oct-17	nov-17	mars-18	avr-18	mai-18	juin-18	mars-19	mai-19	juin-19
Fertilisation	Fumier Bovin 193 kg N/ha, 28/4/2017					apport engrais 150 kg/ha, 2/3/2018	apport azote 250 kg N/ha, 13/4/2017			fumier et lisier de porc sur la partie basse; fumier et azote sur la partie haute, 14/3/2019	Fumier, 30t/ha, 14/5/2019	Potasse sur Trèfle Violet
désherbage		isard 1l/ha						isard 1l/ha	isard 1l/ha		désherbage sur la partie basse, ADENGO 0,33 l/ha	Calaris 0,55 l/ha, Conquéran 0,2 l/ha
traitement			Monarque, Prévot, Manille 0.12 l/ha		Défi 2.5 l/ha; Hauban 95 g/ha		Keynote 0.78l/ha	Sonido	Monarque, Prévot, Manille, 0.5 l/ha et Banvel 0.2 l/ha			
Récolte				Ensilage et déchaumage								
Semis				semis Blé 30/10/2017				Semis maïs 21/5/2018			Mais sur la partie basse, Ray-Grass et trèfle violet sur la partie haute	

## 2.2.3 Traitement

### 2.2.3.1 Traitement utilisé

Depuis 2017, les traitements utilisés sont de différents types :

Tableau 1: Traitement utilisé

Produit	Usage	Dosage requis	Matières actives
PENRO*	Dés herbant		Pendiméthaline
ISARD	Dés herbant après semis	1 l/ha	Diméthénamide-p (DMTA-P)
MONARQUE	Dés herbant 5/6 feuilles	0.12 l/ha	Nicosulfuron
PREVOT	Dés herbant 5/6 feuilles	0.12 l/ha	Mésotrione
MANILLE	Dés herbant 5/6 feuilles	0.12 l/ha	Bromoxynil
DEFI	Dés herbant déchaumeur	2.5 l/ha	Prosulfoarbe
HAUBAN	Dés herbant traitement	95 g/ha	Isoxaben et Florasulame
KEYNOTE	Fongicide	1.2 à 1.5 l/ha	Prothioconazole/Fluopyram/ Bixafen
SONIDO	Insecticide (Taupin)	1 traitement/campagne Maximum 2,2 Unité/ha ; 125.0 ml/unité	Thiaclopride Produit interdit depuis 1/9/2018
BANVEL	Dés herbant	0.6 à 1 l/ha	Dicamba sel de diméthylamine

Le Penro n'a pas été utilisé comme traitement en 2017 et 2018 sur ces parcelles.

En 2019, les traitements utilisés sont les suivants :

Produit	Usage	Dosage requis	Matières actives
Calaris	Dés herbant 8/9 feuilles	0.55 l/ha	70 g/l mésotrione (F2) + 330 g/l terbuthylazine (C1)
Conquéran	Dés herbant 8/9 feuilles	0.2 l/ha	600 g/Kg dicamba, 125 g/Kg tritosulfuron
ADENGO XTRA	Dés herbant	0.33 l/ha	90 g/l thiencazone-methyl 225 g/l isoxaflutole 150 g/l cyprosulfamide

### 2.2.3.2 Données sur les matières actives

Le temps nécessaire pour faire disparaître la moitié de la dose apportée d'une molécule est appelé temps de demi-vie (t1/2 ou DT50).

Le coefficient GUS (groundwater ubiquity score) quantifie la mobilité des substances actives dans le sol (Gustafson, 1989), en prenant en compte leur dégradation et leur adsorption. Un GUS inférieur à 1,8 correspond à une molécule peu mobile, une molécule au GUS supérieur à 2,8 est très mobile. Les molécules au GUS élevé comme l'atrazine (GUS = 3,2) présentent donc une mobilité telle qu'elles peuvent contaminer les eaux.

Le tableau ci-dessous indique les DT50 et le comportement des pesticides utilisés.

Ces données récoltées sur le site de l'INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques) pour ces différentes molécules, sont parfois incomplètes ou absentes. D'autres données récoltées dans d'autres pays peuvent servir de guide, notamment sur le site internet : PPDB : Pesticide Properties DataBase.

Tableau 2: matières actives utilisées

Molécule	DT50 Sédiment	DT50 Photolyse	DT50 Champ	GUS	Hydrolysable (DT50)	Comportement dans l'environnement (Ineris)
Bromoxynil	13 j	7 j	8 j	0.03, faible lixivabilité	non	
Diméthénamid	23 à 33 j	13.7 à 16.4 j, en fonction des conditions.	7 j	2.24, état transitoire	non	
Florasulam	13.3 j	156 j	8.5 j, non persistant	0.72, faible lixivabilité	non	
Isoxaben	16.8 j	4 à 30 j, en fonction des conditions	123 j, persistant	3.6, forte lixivabilité	non	Non facilement biodégradable
Pendiméthaline	16 j	7 à 94j, en fonction des conditions	100.6 j, persistant	- 0.32, faible lixivabilité	non	
Prosulfocarbe	214	Non	9.8	0.84, faible lixivabilité	non	Non facilement biodégradable
Prothioconazole		19.9 j	0.77 j, non persistant	- 0.21, faible lixivabilité	non	
Fluopyram	1077	21	21.2j à 539j si les conditions d'aérobies sont faibles, persistant	3.87, forte lixivabilité	non	Substance non facilement biodégradable.
Bixafen		82	30.5 j à plus de 1235 j si les conditions d'aérobies sont faibles	1.11, faible lixivabilité	non	Substance non facilement biodégradable.
Thiaclopride	28 j	non	9 j à 27 j	0.14 faible lixivabilité	non	Substance non facilement biodégradable.
Dicamba sel de diméthylamine	41 j.	50.3	3.9 j, non persistant	1.75, faible lixivabilité	non	Substance non facilement biodégradable.
Mésotrione	5.2 j	89	5 j	1.45, faible lixivabilité	non	
Terbuthylazine	70 j	non	21.8	2.19	non	Substance non facilement biodégradable.
Tritosulfuron	56.5 j	62 j	8.2	2.79	non	
thiencarbazone-methyl	26.2	90.6	17	2.46	146 j	

Ces données sont issues d'essai en laboratoire, ou en mésocosme. Les différentes interactions de ces molécules avec leur environnement (eau, air, sol, biote ...), font varier fortement leur comportement et leur persistance dans l'environnement. Il est donc difficile d'évaluer le devenir précis de celles-ci dans l'environnement. Aux vues des données récoltées, les molécules attendues à être retrouvées dans le milieu sont surlignées en bleu.

Tableau 3: Autres matières actives trouvées

Molécule	DT50 Sédiment	DT 50 Photolyse	DT50 Champ	GUS	Hydrolysable (DT50)	Comportement dans l'environnement (Ineris)
Acétochlore (produit dégradation Acétochlore ESA et OXA)	19.7	Non	12.1 j	1.67	Non	Substance non facilement biodégradable.
Atrazine (produit de dégradation Atrazine 2 hydroxy)	80j	335j	29j	2.57	Non	Substance non facilement biodégradable.
Métolachlore (produit de dégradation Métolachlore ESA et OXA)	365j	Non	21j	2.36	Non	Substance non facilement biodégradable.
Métazachlore ESA (famille métazachlore)	20.6	Non	6.8	1.75	Non	
Propiconazole (fongicide)	561j	Non	35.2	1.58	53.5	Substance non facilement biodégradable.
Alachlore ESA (famille Alachlore)	14	0.5	14	0.8	0.5	

En rouge sont figurées les molécules interdites.

*Source INERIS : Le métolachlore était commercialisé sous forme racémique jusque dans les années 90, il a été interdit en 2008, puis celle-ci a été remplacée par le S métolachlore qui est la forme la plus active comme herbicide.*

*L'atrazine est un herbicide, il a été couramment utilisé en France sur les cultures de maïs entre 1960 et 2001, date de son interdiction.*

*L'acétochlore est un herbicide de la famille des chloroacétanilides. C'est un herbicide sélectif, qui s'adsorbe principalement sur les pousses des plantes... Cette substance est interdite depuis 2013.*

*L'alachlore est interdit depuis 2003.*

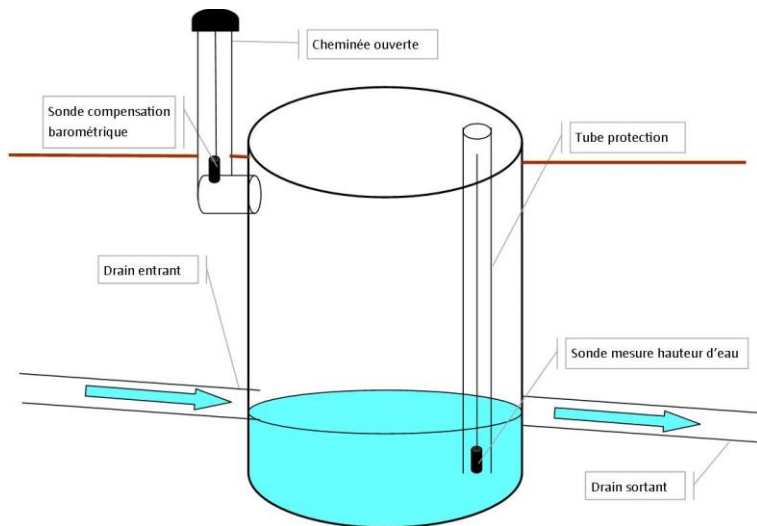
## 3. METHODOLOGIE

### 3.1 Description du suivi

Afin d'étudier le réseau de drainage, une sonde a été installée dans une buse reliée au réseau de drainage, afin de pouvoir mesurer les variations de hauteurs d'eau dans le réseau, et par conséquent les variations de débit.

Une sonde est installée en parallèle, afin de mesurer la pression barométrique au sein du système, afin de réaliser une compensation barométrique lors de l'analyse des données. Celle-ci n'a été mise en place qu'à partir de mars 2018 à février 2019, puis d'avril 2019 à février 2020.





*Schéma de l'installation*



*Photos de l'installation*

### 3.2 Suivi thermique et débit

Le matériel employé est une sonde HOB0 U20L de marque ONSET. Les données sont exploitées par le logiciel HOBOWare®Pro, qui permet de configurer les enregistreurs pour recueillir les données de pression absolue et de température.

L'enregistreur est muni d'un capteur de pression en céramique, d'un boîtier résistant, et d'un capuchon de protection pour des déploiements dans des puits.

La sonde est autonome, alimentée par des batteries ayant une durée de vie de plusieurs années. Les mesures sont réalisées toutes les demi-heures, et relevées régulièrement à l'aide d'un lecteur optique et d'un ordinateur portable.



*Sonde HOB0 U20, avant sa mise en place dans le puit de mesure*



*Lecteur optique et sonde HOB0 U20*

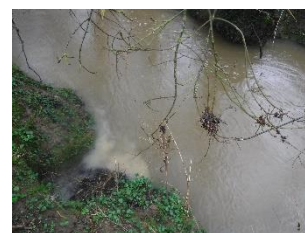
Une corrélation est faite entre les variations de hauteur d'eau mesurée, et le débit, à l'aide de formules utilisées hydrauliques.

Pour rappel ce débit est estimé, mais donne une information importante, vis-à-vis de l'évolution du débit dans le temps, du délai de réaction du réseau de drainage vis-à-vis des précipitations. Lors des forts épisodes pluvieux, le débit estimé est à relativiser, car le débit restitué est notamment sous influence du Vicoin, qui peut mettre en charge le réseau, lorsque le niveau d'eau du Vicoin est haut.

## 3.3 Suivi physico-chimique

### 3.3.1 Prélèvement et analyses

Les prélèvements d'eau sont réalisés à l'aide d'une perche à la sortie du drain entrant, ou à l'aide d'un pichet inerte en sortie de drain en bordure du Vicoin (photo ci-contre, janvier 2020).



L'eau est transvasée dans les flacons fournis par le laboratoire, puis ceux-ci sont déposés dans une glacière contenant des blocs eutectiques permettant d'avoir une température proche de 4°C.



Les échantillons sont ensuite déposés au laboratoire, moins de 24H après les prélèvements.

Les échantillons sont analysés par le LDA de la Mayenne à Laval, et INOVALYS à Nantes, selon les méthodes suivantes :

Paramètre	Unité	Limite de quantification	Méthode d'analyse	Laboratoire
Matières en suspension (MEST)	mg/L		NF EN 872	LDA 53
Nitrates (NO <sub>3</sub> )	mg/L N	< 0.23	NF EN ISO 10304-1	LDA 53
Orthophosphates (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	mg/L P	< 0.005	NF EN ISO 6878	LDA 53
Phosphore total (P <sub>tot</sub> )	mg/L P	< 0.01	NF EN ISO 6878	LDA 53
Pesticides	µg/L		LC-MS/MS	INOVALYS

En annexe est indiqué la liste des molécules analysées avec leur limite de quantification. Contrairement à 2017 et 2018, l'ensemble des molécules a été analysé. Les résultats indiqués ne montrent que les molécules retrouvées supérieures au seuil de détection.

### 3.3.2 Interprétation des résultats

Comme il n'existe pas de réglementation propre aux rejets de drains. Les résultats sont interprétés et comparés aux grilles de qualité en vigueur, notamment celles :

- SEQ-EAU V2 (classes de qualité par altération, pesticides sur eau brute) ;
- Grille de l'arrêté du 27/07/2018, état écologique des cours d'eau, paramètres physico-chimiques généraux, cette grille comporte peu de références pour les micro-polluants ;
- Pour les micro-polluants, nous avons utilisés les NQE (Norme de Qualité Environnementale) indiquées dans les fiches de ces molécules, notamment les Valeurs Guide Eau en Moyennes Annuelles (VGEMA) et les Concentrations Maximales Admissibles (CMA).

#### 3.3.2.1 Macro-polluants

Paramètre	Unité	Arrêté du 27/7/2018 (limite inférieure)				
		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
MEST	mg/l					
NO <sub>3</sub>	mg/l	10	50			
P <sub>tot</sub>	mg/l	0.05	0.2	0.5	1	
PO <sub>4</sub>	mg/l	0.1	0.5	1	2	

Paramètre	Unité	SEQ-EAU V2 (limite inférieure)				
		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
MEST	mg/l	2	25	38	50	
NO3	mg/l	2	10	25	50	
Ptot	mg/l	0.05	0.2	0.5	1	
PO4	mg/l	0.1	0.5	1	2	

Nous utiliserons les grilles du SEQ-EAU V2 qui sont plus complètes. Nous calculerons la moyenne annuelle, ainsi que le percentile 90 (Q90), de la manière suivante :

- nombre analyse < 6 : pas de calcul de Q90 ;
- nombre analyse ≥ 6 :  
Classement des résultats par ordre décroissant ;  
Rang du résultat à retenir = arrondis (0.9 x na + 0.5)  
Exemple : 10 analyses : Q90 = 9,5 donc valeur de la 10<sup>e</sup> analyse  
15 analyses : Q90 = 13,9 donc valeur de la 14<sup>e</sup> analyse.

### 3.3.2.2 Micropolluants

Paramètre	Unité	Ineris		SEQ-EAU V2 (limite inférieure)				
		VGE	MAC	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Bromoxynil	µg/l	0.5						
Diméthénamid	µg/l	0.2	1.3					
Florasulam	µg/l							
Isoxaben	µg/l	0.6	2.8					
Pendiméthaline	µg/l	0.07	0.5	0.03	0.3	1.1	2	
Prosulfocarbe	µg/l	0.4	12	0.01	0.1	1	2	
Mésotrione	µg/l							
Tritosulfuron	µg/l							
Propiconazole	µg/l	2	2					
Thiocarbazon-methyl	µg/l							
Métazachlore ESA (famille métazachlore)	µg/l	0.02	0.7					
Alachlore ESA (famille Alachlore)	µg/l	0.3	0.7	0.1	0.7	1.4	2	
Terbuthylazine et produit de dégradation	µg/l	0.06	0.3	0.02	0.2	1	2	
Métolachlore ESA et OXA, (famille Métolachlore)	µg/l			0.1	0.7	1.4	2	
Atrazine 2 hydroxy (famille atrazine)	µg/l	0.6	2	0.02	0.2	1	2	
Acétochlore ESA et OXA (famille Acétochlore)	µg/l	0.013	0.052					
Total	µg/l			0.5	2	3.5	5	

Pour les produits de dégradation d'une famille (en jaune), nous prenons comme référence les valeurs guides de la famille de référence, et nous réalisons la somme des différents produits de dégradations pour la famille concernée.

MAC : Concentration Maximale Admissible en eau douce

VGE eau douce MA : Moyenne Annuelle dans l'eau (eau non destinée à la production d'eau potable)



La concentration moyenne annuelle est calculée en faisant la moyenne des concentrations obtenues sur une année. Une concentration mesurée inférieure à la limite de quantification est remplacée, dans le calcul de la moyenne, par cette limite de quantification divisée par deux.

Lorsque la valeur moyenne calculée est inférieure à la limite de quantification maximale, il est fait référence à la valeur en indiquant « inférieure à la limite de quantification ».

Lorsque le paramètre a été quantifié au moins une fois au cours de l'année, on compare la concentration maximale mesurée dans l'année à la NQE-CMA :

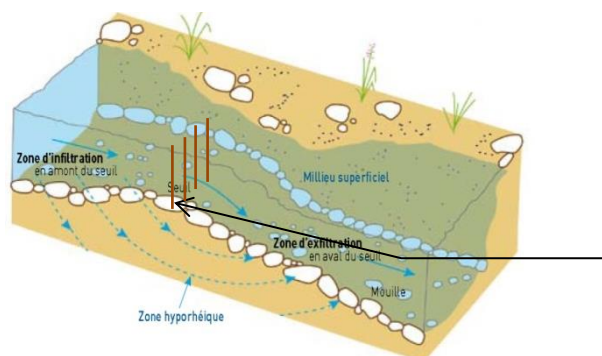
- si elle lui est supérieure, la norme n'est pas respectée ;
- inversement, si elle lui est inférieure ou égale, la NQE-CMA est respectée.

### 3.4 Suivi du colmatage

Le colmatage désigne les dépôts de sédiments fins ou de matières organiques issus du développement des activités humaines, qui s'infiltrent dans les interstices du benthos et de l'hyporhéos (Vanek, 1997). Il entraîne une modification des habitats, de la structure et de la stabilité du substrat, (...) conduisant à l'apparition de processus anaérobies (Bou 1977, Brunke 1999).

La méthode est basée sur le protocole CARHYCE ; Il permet d'évaluer la profondeur d'oxygénation du substrat via le développement de bactéries sulfo-réductrices sur des supports en bois (Marmonier et al., 2004).

Cette méthode consiste à planter dans les sédiments des substrats artificiels en bois pour une durée d'un mois. Au contact des zones désoxygénées, ces substrats artificiels changent de couleur, passant du brun jaunâtre au noir. L'activité des bactéries provoque ce changement de couleur, et permet d'observer les conditions d'oxygénation du milieu.



*Echanges entre le cours d'eau et la zone hyporhéique (Hyporhéos) - J. Gibert, UCBL HBES*

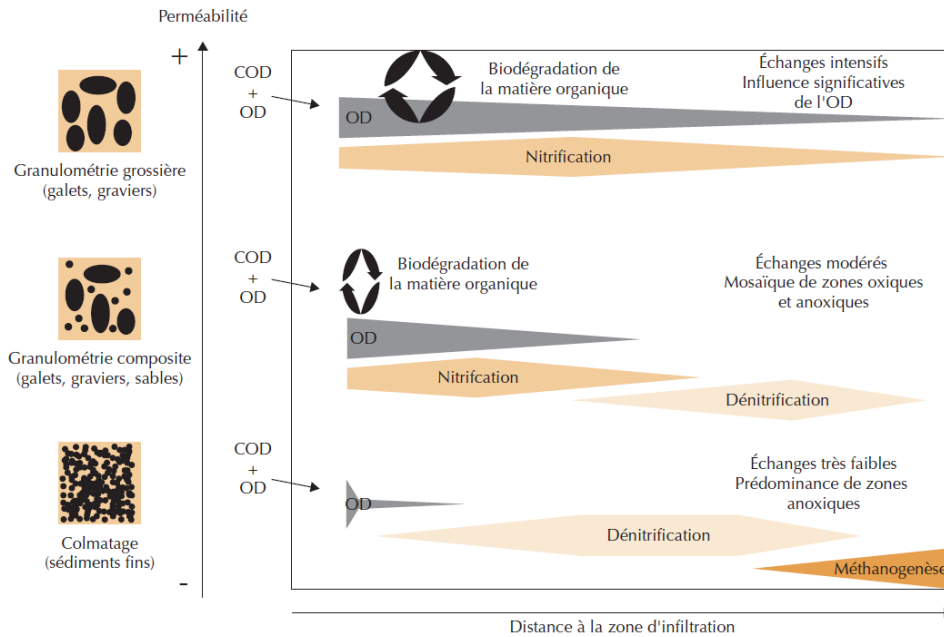
Zone d'implantation des bâtonnets



*Bâtonnet planté dans un radier*



*Exemple de bâtonnets récupérés après un mois de pose*



COD : carbone organique dissous.  
 OD : oxygène dissous.  
 Nitrification : production de nitrate à partir d'ammonium.  
 Dénitrification : élimination des nitrates en azote atmosphérique.  
 Méthanogénèse : réduction de composés organiques en méthane.

Figure 7: Fonctionnement et processus biogéochimiques dans la zone hyporhéique (DATRY 2008)

### 3.5 Macro-invertébrés

Le peuplement de macro-invertébrés benthique, intègre dans sa structure toute modification, même temporaire, de son environnement (perturbation physico-chimique ou biologique d'origine naturelle ou anthropique). Ces invertébrés constituent un maillon essentiel de la chaîne trophique de l'écosystème aquatique et interviennent dans le régime alimentaire de la plupart des espèces de poissons.

#### 3.5.1 Protocole de prélèvement

Le prélèvement est réalisé selon la norme NFT 90-333, et l'analyse selon la norme XP T 90-388. Le but est de réaliser un échantillonnage séparé des habitats dominants et marginaux. L'objectif est de :

- ✓ Fournir une image représentative du peuplement d'invertébrés d'une station, mais en séparant la faune des habitats dominants et des habitats marginaux ;
- ✓ Répondre aux exigences de la DCE et être en cohérence avec les méthodes européennes ;
- ✓ Calculer l'Indice Invertébrés Multi-Métrique (I2M2), qui remplace l'indice IBG-DCE, proche de l'IBGN (norme NF T90-350, 2004).

Pour obtenir un échantillon représentatif de la mosaïque des habitats, le protocole préconise d'échantillonner 12 prélèvements en combinant :

- ✓ Un échantillonnage des habitats dominants basé sur 8 prélèvements unitaires ;
- ✓ Un échantillonnage des habitats marginaux, basé sur 4 prélèvements.



## 3.5.2 Protocole d'analyse

Les étapes suivantes sont réalisées au laboratoire, selon la norme XP T90-388 : traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau.



Les prélèvements sont triés au travers de tamis d'ouverture de 10 mm à 500 µm. Le prélèvement est scindé en plusieurs fractions. Dans chaque fraction, les invertébrés sont triés et regroupés, avant identification.

L'identification est réalisée à l'aide d'une loupe binoculaire (objectif \*80) et d'un microscope (objectif \*100). Nous disposons de plusieurs ouvrages de détermination et de nombreuses publications, notamment le guide : Tachet H., 2010, Invertébrés d'eau douce systématique, biologie, écologie, systématique ...

Le dénombrement des invertébrés est réalisé selon la norme, au-delà de 40 individus une estimation des abondances est réalisée.

## 3.5.3 Indices

### 3.5.3.1 Indice cours d'eau peu profonds (IBG-DCE)

L'IBG est recalculé à partir des habitats marginaux et dominants (phase A et B). Cet indice varie de 1 à 20 et les notes se répartissent en cinq classes de qualité :

Tableau 4: Classe de qualité de l'IBG

Note IBG	20 - 17	16 - 13	12- 9	8 - 5	4 - 1
Qualité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise

### 3.5.3.2 Indice Invertébré Multi-Métrique (I2M2)

L'I2M2 remplace l'IBG, il permet de prendre en compte 10 catégories de pressions liées à la qualité physico-chimique de l'eau (paramètres de la grille du SEQ -EAU V2), et 7 catégories de pressions liées à l'hydromorphologie et à l'occupation du sol.

Les pressions mises en surbrillance sont évaluées dans l'Outil Diagnostique de l'I2M2.

Tableau 5: Catégories de pression prises en compte pour l'I2M2 (Mondy et Al, 2012)

Hydromorphologie
Voies de communication : probabilité d'impact liée à la présence de voies de communication dans le lit mineur
Ripisylve : taux de couverture forestière dans la zone de 30 m de part et d'autre du lit mineur
Intensité d'urbanisation : probabilité d'impact liée à l'urbanisation dans une zone de 100m de part et d'autre de la rivière
Risque de colmatage des substrats : risque potentiel d'érosion des sols
Instabilité Hydrologique : cette pression intègre les rapports Surface agricole irriguée / Surface totale ainsi que les rapports Volume d'eau retenu / Volume d'eau qui s'écoule
Niveau d'anthropisation du bassin versant : pression qui prend en compte le pourcentage d'urbanisation, le pourcentage d'agriculture intensive et le pourcentage du bassin versant en surfaces naturelles
Niveau de rectification

Physico-chimie	
Matières organiques oxydables (MOOX)	Acidification
Matières azotées, hors nitrates (AZOT)	Métaux
Nitrates (NITR)	Pesticides (PEST, 74 paramètres)
Matières phosphorées (PHOS)	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)
Matières en suspension (MES)	Micropolluants organiques

Cinq métriques sur plus de 2500 ont été retenues pour le calcul de l'indice I2M2 :

Métrique	Bocaux concernés	Commentaire
Indice de diversité de Shannon-Weaver	Habitats biogènes (Bocaux B1+B2)	Il évalue l'hétérogénéité et la stabilité de l'habitat en prenant en compte la richesse et l'abondance relative de chaque taxon.
Indice ASPT (Average Score Per Taxon)	Habitats dominants (Bocaux B2+B3)	Il correspond au niveau de polluo-sensibilité moyen de l'assemblage faunistique (de 0 : nul, à 10 : élevé). Chaque taxon (identifié à la famille) est affecté d'un score selon le niveau de polluo-sensibilité du taxon.
Fréquence relative des taxons polyvoltins (trait biologique : nombre de générations par an)	Ensemble des habitats (B1, B2 et B3)	Elle renseigne sur l'instabilité d'un habitat (pressions anthropiques +/- intenses, et/ou fréquentes). C'est un avantage, qui permet à des taxons de produire plusieurs générations par an. Les taxons polyvoltins ont plus de chance de survivre à des perturbations du milieu que les taxons à cycle long.
Fréquence relative des taxons ovovivipares (trait biologique : mode de reproduction).		Elle renseigne sur les dégradations de l'habitat, vis-à-vis de la qualité de l'eau. C'est un avantage permettant l'incubation et l'éclosion des œufs dans l'abdomen, avant expulsion des petits dans le milieu. Ces taxons ont plus de chances que les autres à survivre dans un ruisseau perturbé.
La richesse taxonomique		Elle décrit l'hétérogénéité de l'habitat à un instant donné (plus il y a de niches écologiques potentielles dans un milieu et plus il y a de taxons).

Chaque métrique s'exprime sous la forme d'EQR (Ecological Quality Ratio) qui évalue l'écart entre une situation observée et une situation de référence sur une échelle de 0 (mauvais) à 1 (référence). Un sous-indice est calculé par type de pression, il est le résultat de la combinaison des 5 métriques.

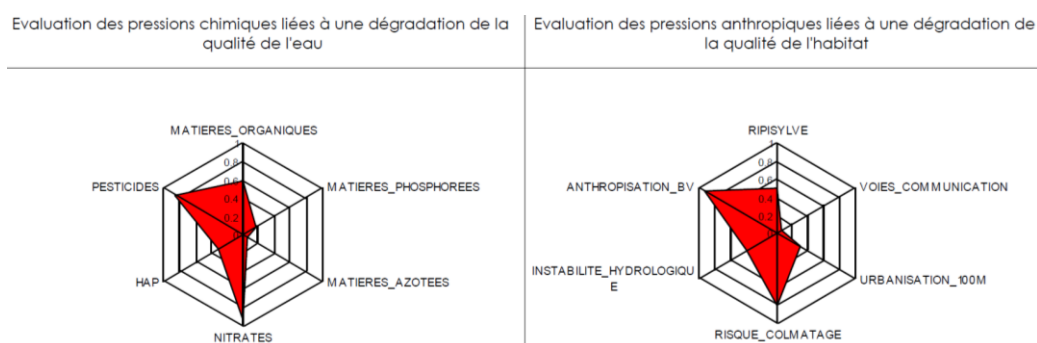
L'indice final (I2M2) est la moyenne arithmétique des 17 sous-indices :  $I_2M_2 = \frac{\sum(i_2m_2^{pression})}{17}$

### 3.5.3.3 Outil diagnostic de l'I2M2

Cet « Outil diagnostic » associé à l'I2M2 permet de produire deux diagrammes présentant les probabilités de pressions anthropiques sur le peuplement benthique (voir tableau catégories de pression). Un risque de pression est considéré comme significatif lorsqu'il est supérieur à 0,5.

Cet outil est à utiliser avec prudence, il donne une indication sur la probabilité qu'un ou plusieurs types de pressions soient susceptibles d'avoir un effet significatif sur le peuplement d'invertébrés. Les probabilités ne constituent pas des preuves irréfutables de la présence d'une pression. Ces informations peuvent orienter le gestionnaire mais nécessitent d'être confirmées par l'étude d'autres données.

Tableau 6: Outil Diagnostic complémentaire de l'I2M2



### 3.5.3.4 Indices complémentaires

Quatre indices complémentaires ont été calculés à partir des listes faunistiques :

Indice	Caractéristique	Interprétation
Indice de diversité Shannon-Weaver (H')	Indice basé sur le nombre d'individus d'un taxon, sur le nombre total d'invertébrés et sur la richesse taxonomique.	H' < 1 : peuplement très déséquilibré H' de 1 à 3 : peuplement déséquilibré H' > 3 : peuplement équilibré
Indice d'équitabilité (J') ou de Régularité (R) de Pielou	Rapport de H à l'indice maximal théorique (Hmax)	(J') proche de 1 : milieu favorable au développement des différents taxons (J') proche de 0,8, milieu proche de l'équilibre (J') proche de 0, milieu favorable aux espèces les moins exigeantes
Indice EPT	Somme du nombre de taxons pour les Ephemeroptères, Plécoptères et Trichoptères, ordres les plus polluo-sensibles.	S > 25 taxons : bonne richesse 15 à 25 taxons : richesse moyenne S < 15 taxons : faible richesse
Traits biologiques	A l'aide des données écologiques des taxons : « Tachet & al. 2010, Invertébrés d'eau douce systématique, biologie, écologie ». Les éléments suivants ont été évalués : Le degré de trophie qui permet de distinguer les eaux eutrophes riches en nutriments (azote et phosphore), des eaux oligotrophes, eaux pauvres pour ces deux éléments. La valeur saprobiale qui permet d'établir la proportion d'invertébrés polluo-résistants (polysaprobies et mésosaprobies), et d'invertébrés faiblement polluo-résistants (xénosaprobies et oligosaprobies).	

### 3.5.4 Etat écologique

L'état écologique est défini à l'aide de l'arrêté du 27 juillet 2018. Il est calculé à l'aide de l'hydro-écologie (HER), du rang de la masse d'eau du cours d'eau, et des résultats de l'I2M2. Les valeurs limites des cinq classes d'état écologique sont exprimées en EQR (Ecological Quality Ratio).

Seule la classe d'état définie par l'I2M2 est retenue depuis juillet 2018. À titre indicatif, celle pour les IBG apparaît dans nos rapports d'essai.

Tableau 7: Classe d'état écologique de l'I2M2

HER2	Rang LB	Limites inférieures des classes d'état de l'I2M2				
		0.665	0.443	0.295	0.148	0
117	3 à 5	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais

## 4. PROCESSUS DE TRANSFERT

### 4.1 Infiltration et ruissellement

Texte issu de : Agence française pour la biodiversité - Irstea - Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole - Août 2017

Le schéma ci-dessous figure les différentes phases et processus d'infiltration dans un réseau de drainage, et lors d'un ruissellement.

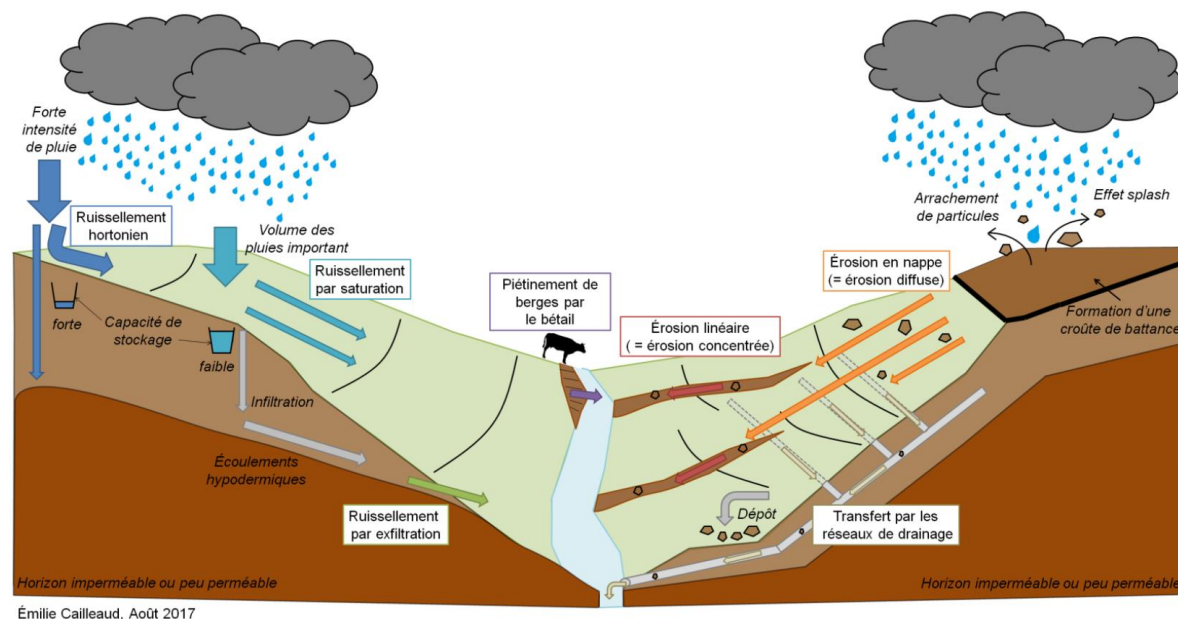


Figure 8: Ruissellements, érosion hydrique et écoulements dans les réseaux de drainage dans un bassin versant

Les schémas ci-dessous figurent le fonctionnement de la nappe en présence d'un réseau de drainage.

- 1 Représentation schématique d'une nappe perchée temporaire en situation non drainée (à gauche) et drainée par tuyaux enterrés (à droite). Le plancher imperméable (en marron) se situe en général entre 40 cm et 1 m de profondeur et les drains sont aux environs de 80 cm de profondeur.

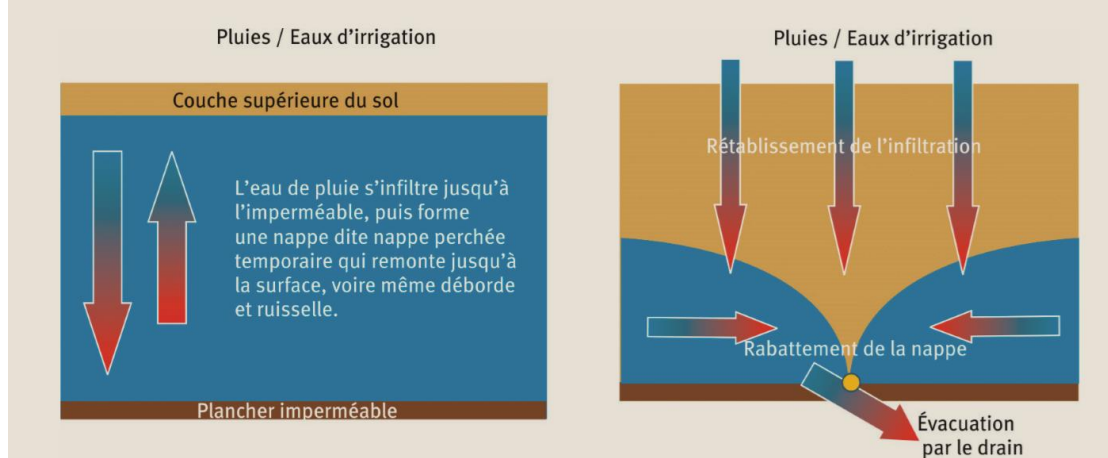


Figure 9: Schéma d'une nappe perchée avec ou sans drainage (SET n° 32 – 2020)

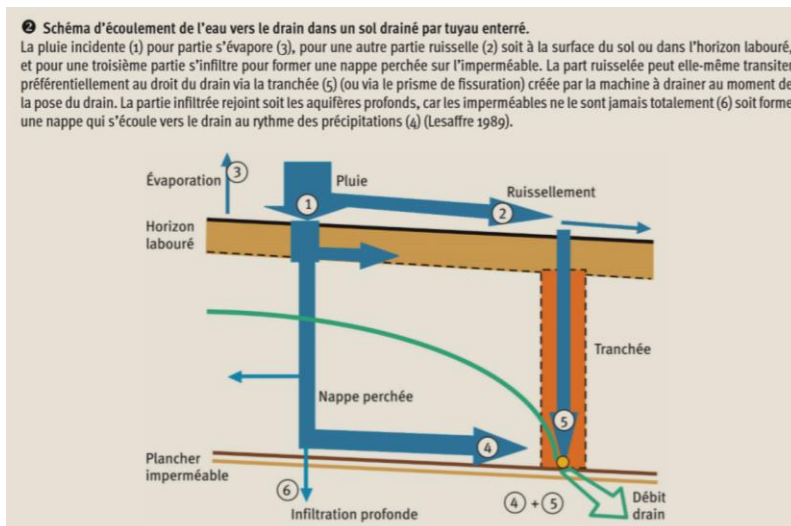


Figure 10: Schéma écoulement de l'eau vers un drain (SET n° 32 – 2020)

## 4.2 Transfert des nitrates

Texte issu de : Agence française pour la biodiversité - Irstea - Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole - Août 2017

L'ion nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) est une des formes minérales de l'azote, la plus facilement disponible et assimilable par les végétaux. Très soluble et peu retenu par les composés du sol, l'ion nitrate est facilement emporté par l'eau et constitue l'une des premières causes de pollution des eaux souterraines et superficielles. Il est notamment à l'origine, avec le phosphore, du phénomène d'eutrophisation et, à forte dose, peut se révéler toxique pour la vie animale.

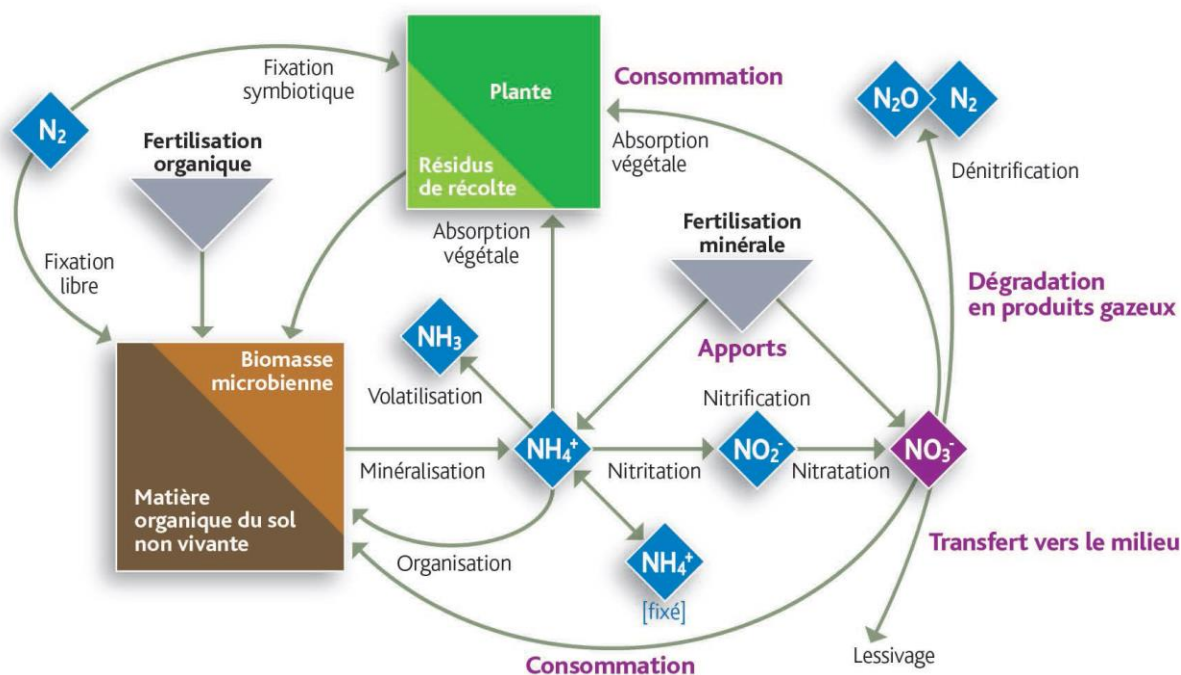


Figure 11: Le cycle de l'azote (Nicolardot et al., 1996)

Les nitrates sont entraînés vers les milieux aquatiques récepteurs selon trois modes de transfert principaux : par les écoulements de subsurface dans le sol, via les drainages enterrés et par l'infiltration

profonde vers les nappes. Ces transferts surviennent généralement durant les périodes d'excédent hydrique (principalement l'hiver), lorsque la réserve utile des sols est atteinte et qu'il y a peu de consommation par la végétation. L'eau en surplus circule alors verticalement ou latéralement à travers le sol en entraînant l'ion nitrate avec elle pour rejoindre les nappes souterraines ou les cours d'eau (processus de lixiviation). Les transferts de nitrate par ruissellement semblent en revanche négligeables mais peuvent concerner d'autres formes d'azote.

### 4.3 Transfert des matières phosphorées

*Texte issu de : Agence française pour la biodiversité - Irstea - Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole - Août 2017*

Comme l'azote, le phosphore est un nutriment indispensable à la bonne croissance des cultures. Si le phosphore ne présente pas de toxicité particulière pour le vivant, son excès est en revanche l'une des principales causes d'eutrophisation des milieux aquatiques de surface. Les sources de rejets dans l'environnement sont multiples : sources diffuses liées aux apports d'engrais minéraux ou organiques mais aussi sources ponctuelles liées aux rejets d'effluents de stations d'épuration et de réseaux d'assainissement, parfois défectueux, qui collectent des eaux chargées en détergents d'origine domestique ou industrielle.

L'assimilation du phosphore par les cultures est généralement limitée car celui-ci est difficilement disponible du fait de sa très forte affinité pour les particules de sol. Contrairement à l'azote, le phosphore ne subit pas de processus de transformation qui pourrait permettre un échange avec l'atmosphère (pas de forme gazeuse). Le phosphore a alors tendance à s'accumuler de manière plus ou moins prolongée dans le sol selon les conditions physico-chimiques (conditions rédox, pH...).

Si des phénomènes de remobilisation peuvent se produire avec un passage en solution d'une fraction du phosphore présent dans le sol (de l'ordre de 5 à 10 %, rarement plus), l'essentiel des apports de phosphore vers les milieux aquatiques s'effectue sous forme particulaire, en présence de ruissellements érosifs, lorsque les particules de sols sont arrachées puis entraînées par l'eau. Le devenir du phosphore est alors intimement lié à celui des matières en suspension.

### 4.4 Transfert des pesticides

#### 4.4.1 Processus de transfert

*Texte issu de : Agence française pour la biodiversité - Irstea - Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole - Août 2017*

En milieu agricole, les produits phytosanitaires regroupent un ensemble de substances (insecticides, herbicides, fongicides, molluscides), principalement destinées à lutter contre les organismes nuisibles pour les cultures (bio-agresseurs, plantes adventices).

Ils peuvent être appliqués de différentes manières (pulvérisation ciblant le sol ou le feuillage, traitements des semences et des plants...), à des doses et des époques spécifiques selon l'objectif recherché. Sur le plan sanitaire et environnemental, ils peuvent présenter une forte toxicité pour la vie animale, notamment en raison des phénomènes de bioaccumulation au travers de la chaîne alimentaire et d'effets cocktails encore mal connus.

La contamination des milieux aquatiques par les produits phytosanitaires fait intervenir un grand nombre de facteurs relativement complexes à appréhender. On retiendra que, lors d'un traitement et selon les conditions d'application (vent, humidité...), une proportion variable de substance ne joue pas son rôle, soit qu'elle n'atteigne pas sa cible, soit que son effet soit retardé ou partiel. Cette quantité



de substance résiduelle est alors soumise à différents processus de rétention, de dégradation ou de dispersion dans l'environnement.

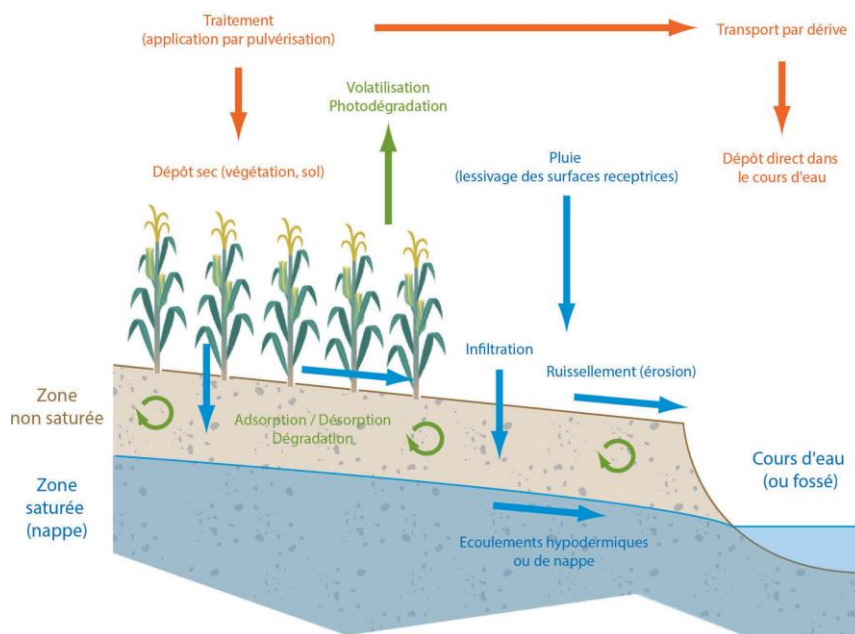


Figure 12: Processus de rétention, de dissipation et de dispersion des pesticides dans le milieu.

En l'absence de pluies succédant à l'application et selon la substance appliquée, une partie sera susceptible de se volatiliser ou soumise à la photo-dégradation (photolyse), phénomènes qui permettront de diminuer progressivement la quantité de substance résiduelle. Lorsqu'une pluie survient, les surfaces traitées (feuillage, sol) seront en revanche lessivées et les produits seront entraînés par l'eau au contact du sol et à travers celui-ci. On comprend ainsi que la durée séparant l'application de la première pluie significative constitue l'un des facteurs les plus importants vis-à-vis du risque de transferts des produits phytosanitaires (en termes de quantité « disponible » pour ces transferts).

#### 4.4.2 Devenir des matières actives

*Texte en partie issu de : Modélisation des transferts de pesticides à l'échelle des bassins versants en période de crue, thèse de Doctorat, Laurie BOITHIAS, 2012*

Les pesticides épandus sont en partie transformés jusqu'à disparaître, par des processus biotiques ou abiotiques. La dégradation d'un pesticide, souvent exprimée en termes de demi-vie (DT50), est un processus de transformation de la molécule qui aboutit à un changement de sa structure chimique initiale.

La dégradation d'un pesticide entraîne l'apparition d'un ou plusieurs composé(s) chimique(s), appelé(s) métabolite(s). Un métabolite peut être une molécule organique ou inorganique, ou un ion. La courbe de pourcentage de disparition d'herbicides est une sigmoïde avec un seuil asymptotique au-delà duquel la disparition cesse ou se fait à une vitesse imperceptible (Memic et al., 2005).

La dégradation dans les différents compartiments (sol, rivière, etc.) se fait par réaction chimique. Le taux de dégradation chimique est influencé par l'adsorption des molécules aux particules de sol, par la température, le pH et l'humidité du sol. La dégradation microbienne, ou biodégradation, est la dégradation par les micro-organismes tels que les champignons et les bactéries. La biodégradation est le seul processus de transformation apte à minéraliser complètement les pesticides (Alexander, 1981).

Elle augmente lorsque les températures sont élevées et lorsque le pH, l'humidité, l'oxygénation et la fertilité du sol sont favorables à la vie microbienne.

L'ensemble de ces processus est complexe à modéliser, et difficile à évaluer.

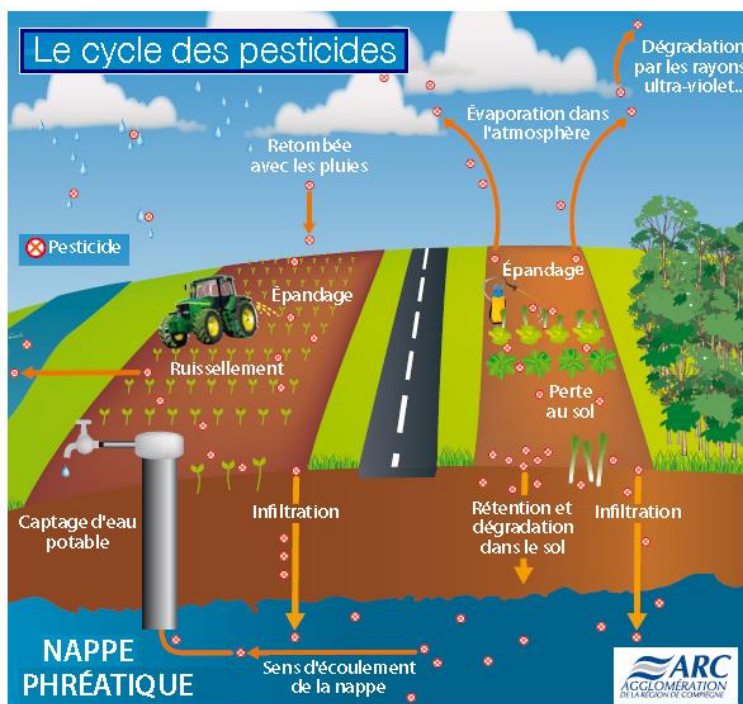


Figure 13: Cycle des pesticides dans l'environnement

#### 🌿 **Photolyse :**

Le taux de dégradation par la lumière est influencé par l'intensité du spectre, la longueur de l'exposition et les propriétés physico-chimiques des pesticides. Les insecticides (carbamates et pyréthrénoïdes) sont plus affectés par la photo-dégradation que les herbicides. Les insecticides ont une toxicité intense (près de trois fois plus toxiques que les organochlorés) mais de courte durée, diminuant ainsi le risque de contamination des sols et des réseaux trophiques. L'apport massif et continu d'un ou plusieurs herbicides sur un sol, déséquilibre les populations microbiennes et sélectionne les micro-organismes les plus aptes à les dégrader ou les moins sensibles (Vercaene-Eairmal et al., 2010).

#### 🌿 **Volatilisation :**

Les pesticides peuvent être volatilisés lors de l'épandage ou lorsque qu'ils ont atteint leur surface cible (plante ou sol). Entre 15% (Gouy et al., 2001) et 90% (Perfect, 1980) des pesticides appliqués sont évaporés ou volatilisés. Entre 20 et 22% le sont à même la plante et 50 à 68% directement à partir du sol ou sous forme d'aérosols. Dans l'atmosphère, les molécules sont en partie détruites par photolyse et par des gaz astringents (ozone). Ces molécules peuvent aussi contribuer à une contamination à grande échelle, lors de la retombée lors des précipitations (cas des organochlorés dans les neiges pyrénéennes, Carrera et al., 2001).

#### 🌿 **Transfert vers les eaux de nappe et de surface :**

Les pesticides qui atteignent le sol sont partitionnés entre fraction dissoute et fraction particulaire, en fonction de leurs propriétés physico-chimiques. Leur transport est conditionné par cette capacité à se lier aux particules du sol.

Le transfert d'un pesticide du sol vers les eaux de surface se fait selon trois voies présentées dans la figure ci-contre :

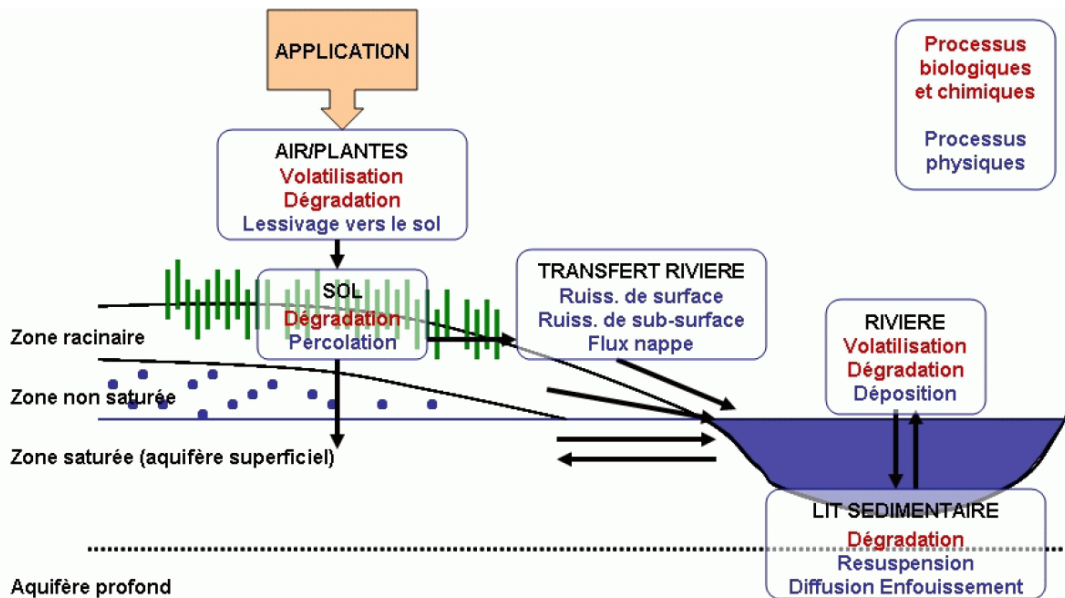


Figure 5. Les processus de transfert des pesticides du champ à la rivière. Les pesticides épandus qui ne sont pas volatilisés percolent de la zone racinaire à l'aquifère, ou sont transférés directement à la rivière par les ruissellements de surface et de sub-surface, ou indirectement par la contribution de la nappe. Ils sont partiellement dégradés dans tous les compartiments traversés.

- le ruissellement de surface entraîne les pesticides dans leurs fractions dissoute et particulaire ;
- les écoulements de sub-surface entraînent les pesticides lessivés dissous dans la solution de sol non saturé ;
- enfin, les écoulements de restitution de la nappe apportent aux eaux de surface les pesticides dissous qui ont atteint ce réservoir par percolation. Ils peuvent être dégradés dans chaque compartiment.

Le lessivage est un processus de transfert qui intègre de nombreux paramètres, notamment le coefficient GUS (groundwater ubiquity score).

### 🌿 **Transfert vers les cours d'eau :**

Dans les cours d'eau, les pesticides sont également partitionnés entre fraction dissoute et fraction particulaire en fonction de leurs propriétés physico-chimiques. Selon leur phase, ils peuvent être dégradés, volatilisés, déposés et enfouis dans le lit sédimentaire, ou remis en suspension.

Les molécules adsorbées aux particules solides (phase particulaire) peuvent être déposées dans les zones de sédimentation et y être stockées temporairement ou définitivement.

### 🌿 **Facteurs de contrôle du transfert de pesticides :**

Les processus régissant le devenir des pesticides agricoles dans l'environnement, décrits ci-dessus, sont contrôlés par la combinaison d'un certain nombre de facteurs anthropiques, environnementaux, et physico-chimiques.

#### ➤ *Les facteurs anthropiques :*

Le transfert vers l'environnement des produits appliqués en plein champ et la contamination des eaux de surface et souterraines dépend du choix des espèces cultivées et traitées, donc de l'occupation du

sol du bassin versant, de l'état du sol (nu ou non, récemment labouré ou non), du stade de développement des cultures en place, de la date d'application en fonction des prévisions météorologiques (Weber et al., 2007; Lewan et al., 2009).

La volatilisation lors du traitement des sols dépend de la formulation (solide, liquide) des pesticides épandus et des machines d'épandages utilisées.

L'état du sol conditionne la dégradation. S'il n'est pas travaillé (prairie), le sol est recouvert de matières organiques riches en microorganismes capables de métaboliser les pesticides, mais les fissures qui le structurent facilitent le drainage vers la nappe. Au contraire, le champ, nu ou non, présente un couvert de matières organiques moindre mais le labour permet de déstructurer le sol et d'éliminer les chemins préférentiels de l'eau, diminuant ainsi le drainage (Baker et Johnson, 1979), mais favorisant le ruissellement. Un sol remanié par la faune édaphique (Lombricidés) présente une capacité de rétention des herbicides plus élevée (Kersanté, 2003).

L'artificialisation des cours d'eau peut avoir un impact sur le comportement de la rivière : les aménagements (chaussées, retenues) influent sur la qualité des eaux de surface (Carlier et De Marsily, 2004) en facilitant le drainage (transfert) ou l'accumulation des contaminants.

➤ *Les facteurs physico-chimiques :*

Dans le sol, la molécule circule entre les compartiments eau, sol ou sédiment, air et biota, en fonction de ses propriétés physico-chimiques (solubilité, constante de Henry, coefficient de partition octanol/eau Kow, coefficient d'adsorption sur la matière organique Koc, coefficient Kd de partition entre phases dissoute et particulaire).

Le devenir des pesticides dépend de la capacité de transfert de chaque substance active : une molécule est moins mobile si elle est adsorbée. Sa capacité d'adsorption accroît sa rémanence et donc la pollution à long terme des sols et des eaux souterraines (Dur et al., 1998).

➤ *Les facteurs environnementaux :*

Les facteurs environnementaux déterminent eux-mêmes la pression des champignons, des adventices et des insectes nuisibles à la production agricole : une humidité élevée et une température élevée favorisent leur développement.

La DT50 d'une molécule dépend également des propriétés du sol. Dans les sols neutres à basiques (pH>5,5), la biodégradation prédomine, en fonction de la structure chimique de la molécule, des propriétés du sol (texture, teneur en matière organique, activité microbienne, pH) de l'humidité et de la température (Walker et Zimdahl, 1981). Les bactéries, champignons et microalgues (Dalton et al., 1966 ; Ellis et Camper, 1982), ainsi que les Lombricidés (Schreck et al., 2008) dégradent les molécules. La dégradation ne se réalise que sur la fraction extractible à l'eau qui est vulnérable aux processus biotiques (dégradation) et abiotiques (hydrolyse, volatilisation) (Thompson et al., 1992 ; Barriuso et al., 1996). Dans un sol acide (pH<5,5), l'hydrolyse chimique prédomine (Best et Weber, 1974 ; Walker et al., 1989).

Des températures élevées favorisent la volatilisation dans l'air, et à partir du sol et de l'eau.

Le lessivage et la contamination de l'eau par les pesticides dépendent de leur disponibilité dans le sol au cours du temps, de la topographie des parcelles et de l'éloignement au cours d'eau, des propriétés du sol, de l'intensité et de la durée du ruissellement induit par les précipitations et l'irrigation, et de la durée séparant le traitement et les premières pluies (McCull, 1983; Gish et al., 1994; Novak et al., 1997; Müller et al., 2003; Martins et Owens, 2003; Weber et al., 2007; Lewan et al., 2009).

La quantité exportée avec le ruissellement peut atteindre 90% de l'apport de pesticide en cas de pluie violente sur une parcelle récemment traitée (Louchart et al., 2000). Dans la rivière, les phénomènes d'adsorption et de dégradation dépendent du débit, des concentrations en Carbone Organique Dissout (COD), Carbone Organique Particulaire (COP) et en Matières En Suspension (MES) (Barriuso et al., 1996; Gao et al., 1997; Worrall et al., 1999; Wu et al., 2004; Thevenot et al., 2009; Taghavi et al., 2010) et de la granulométrie des particules, qui sont les vecteurs du transport des molécules des pesticides.

## 4.5 Transfert des matières en suspension

*Texte issu de : Agence française pour la biodiversité - Irstea - Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole - Août 2017*

Les matières en suspension (MES) sont des particules solides, organiques et/ou minérales, généralement fines, transportées par l'eau et à l'origine de sa turbidité.

Les MES contribuent elles aussi à la dégradation des écosystèmes aquatiques : par réduction de la pénétration de la lumière, colmatage des habitats de la faune benthique et des frayères ou encore engorgement des plans d'eau. Elles participent aussi à la modification de la composition chimique du milieu aquatique en véhiculant des éléments potentiellement polluants (bactéries, contaminants adsorbés dont phosphore, pesticides et métaux lourds). Les MES sont donc à la fois un facteur intrinsèque de dégradation de la qualité de l'eau et un vecteur de contaminants.

En milieu agricole, les MES proviennent en grande partie de la désagrégation et l'entraînement des particules de sols liés à l'érosion hydrique survenant dans les parcelles. Ce processus peut apparaître lorsqu'un sol à faible stabilité structurale (pauvre en argile et en matière organique) et peu couvert est exposé aux pluies.

Parallèlement, les processus de lessivage à l'œuvre dans certains sols peuvent aussi conduire à retrouver des MES dans les eaux de drainage ou de percolation profonde. Les particules concernées sont alors généralement très fines (argiles).

### 4.5.1 MEST et réseau de drainage

La thèse de Marion le Gall dans le cadre du programme Verseau, vise à estimer l'érosion au sein des bassins versants. L'intensification de l'agriculture au cours de ces dernières décennies s'est en particulier manifestée par d'importants remembrements, le recours accru au drainage et par le recalibrage des cours d'eau. Ces aménagements ont eu pour conséquence un colmatage et un engorgement des cours d'eau généralisés.

L'objectif du projet Verseau est de répondre à cette problématique au travers notamment de l'étude sur un petit bassin versant : le bassin du Louroux (37) dans une zone agricole, qui a pour exutoire un étang.

*Marion Le Gall. Traçage des sources de sédiments à l'amont des hydrosystèmes agricoles : apport de la géochimie élémentaire, du rapport Sr/Sr et des radionucléides. Géochimie. Université Paris-Saclay, 2016. Français.*

« Dans les zones agricoles, trois sources potentielles de particules ont été identifiées : les particules issues de l'érosion de la surface des sols, celles qui proviennent de l'érosion des berges, et la matière qui transite par le réseau de drainage »

*(Collins et al., 2012; Russell et al., 2001; Sogon et al., 1999; Walling, 2005; Walling et al., 2008)...*

L'érosion de la surface des sols est décrite dans la plupart des études de traçage comme la source majoritaire de particules dans les zones agricoles européennes (Haddadchi et al., 2013).

Les drains restent la source de particule la moins étudiée et la plus soumise à discussion (King et al, 2014). En effet, doivent-ils être considérés comme une source ou comme une simple voie de transfert de particules. Russel et al. (2002) ont par exemple montré que leur contribution au transport des particules pouvait être comprise entre 27 et 55% au sein d'un bassin agricole du Royaume-Uni. D'autres études se sont plutôt focalisées sur la dynamique des particules érodées et ont montré que celles qui transitent par les drains proviendraient de l'horizon de labour, donc de la surface des sols, et migreraient via des macropores et/ou des cracks sédimentaires pour atteindre les drains lorsque les sols sont saturés en eau (Foucher, et al., 2015 ; Jagercikova et al., 2014; Oygarden et al., 1997; Sogon et al., 1999; Walling et al., 2002).

### **Principales conclusions**

« Cette étude utilise le rapport  $87\text{Sr}/86\text{Sr}$ , généralement mesuré dans la fraction dissoute dans le cadre d'études portant sur l'altération chimique des bassins versants, comme un traceur de l'origine lithologique des sources de particules à l'échelle du bassin versant. Les différentes sources lithologiques (sols carbonatés et silicatés) des MES ont été caractérisées par leur rapport  $87\text{Sr}/86\text{Sr}$ .

Les résultats ont également mis en évidence la dominance du transport d'une fraction très fine ( $<2\ \mu\text{m}$ ) lors de crues modérées et d'une fraction plus grossière ( $<2\ \text{mm}$ ) lors de crues intenses.

Le réseau de drainage, qui facilite le transfert des particules fines qui migrent depuis la surface des sols, constitue un chemin préférentiel pour les particules érodées et augmente la connectivité entre versant et rivières.

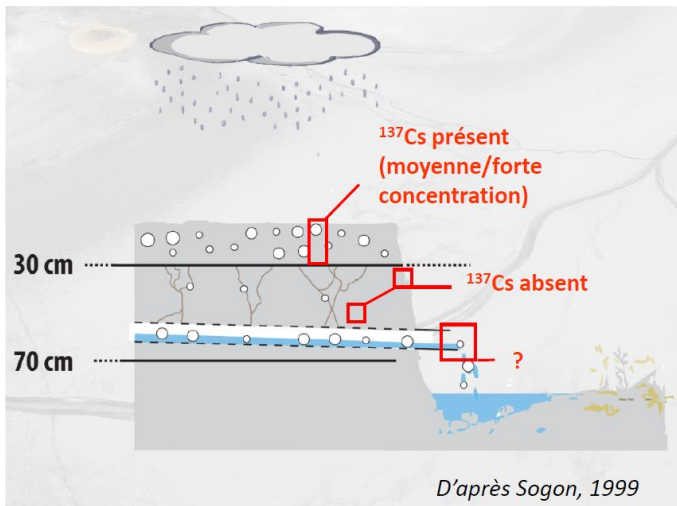
Le bassin versant du Louroux est très réactif, avec une exportation relativement rapide des sédiments accumulés dans les drains et dans le chenal en début de saison hydrologique et, ensuite, une contribution majoritaire des particules directement érodées de la surface des sols. » ...

*« En ce qui concerne la contribution des différentes sources lithologiques, les résultats ont montré une contribution équilibrée des sources silicatées et carbonatées aux sédiments déposés dans l'étang (contribution moyenne carbonatée de  $48 \pm 1\%$ ). En revanche, de fortes variations de ces contributions ont été reconstruites à partir de l'analyse de la carotte pour la période comprise entre 1953 et 2013. Ces variations ont été interprétées à partir des informations disponibles sur l'aménagement du bassin à cette période. Ainsi, entre 1953 et 1957, les variations observées ont été interprétées comme le résultat des remembrements successifs opérés à cette époque. La contribution croissante de la source silicatée observée entre 1957 et 1981 traduit probablement la mise en place d'un dense réseau de drainage et la création de fossés dans la zone silicatée du bassin.*

*Enfin, entre 1981 et 2013, une stabilisation du système a été observée avec une diminution des contributions silicatées au profit de la source carbonatée dont les contributions sont relativement stables depuis 1986 (entre  $53 \pm 1\%$  et  $70 \pm 1\%$ ). Pour expliquer cette stabilisation, des extractions sélectives ont été réalisées sur une sélection d'échantillons de sédiments de l'étang et de la carotte et ont montré l'impact croissant de la pression anthropique sur les transferts sédimentaires dans le bassin du Louroux. »*

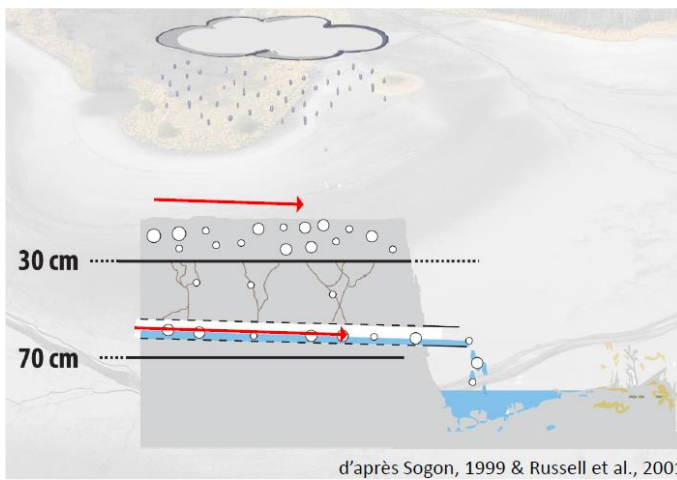
« Le traçage des sources de particules indique qu'il est indispensable d'agir contre l'érosion de la surface des sols, largement majoritaire par rapport à celle des berges. De plus, les particules transférées par les cours d'eau sont particulièrement fines ( $<2\ \mu\text{m}$ ) et celles-ci migreraient de la surface des sols vers les drains pour ensuite atteindre les rivières. »

Lors de la journée thématique du 31/01/2017, des versants aux masses d'eau, une présentation a été faite par Antony Foucher (Univ.TOURS) sur ce projet. Accroissement de la contribution des sources : exemple du BV du Louroux (Indre et Loire).



Méthode de traçage par des radionucléides, utilisation du  $^{137}\text{Cs}$  pour distinguer la contribution des sols, des berges et l'origine des sédiments exportés par les drains (schéma ci-contre).

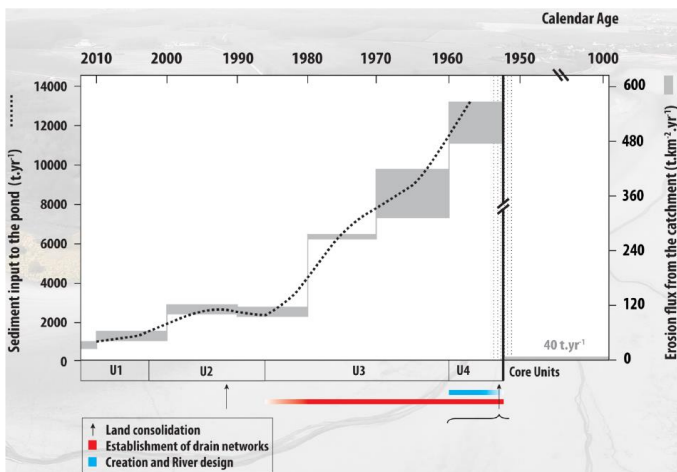
Il en ressort que 95 à 99% des sédiments sont originaires de la surface des sols, en période hivernale (décembre à février). En période d'été, ils sont originaires à 60% des berges.



99% des sédiments exportés par les drains proviennent des 30 premiers centimètres du sol.

Les drains sont la voie de transfert des sédiments originaires de l'horizon de labour.

Flux érosif estimé à 90 à 102 t/km<sup>2</sup>/an, données comparables à d'autres études en Europe (92 t/km<sup>2</sup>/an).



Erosion multipliée par 60 comparée aux flux pré-aménagements agricoles : remembrement, recalibrage et rectification des ruisseaux, mise en place d'un réseau de drainage.

A ce rythme, d'ici 2100 l'étang du Louroux sera comblé, malgré un ralentissement des apports depuis l'arrêt des aménagements.

## 5. ANALYSES DES RESULTATS

### 5.1 Relevés météorologiques

Les données sont issues de la station Météo France de Laval (53).

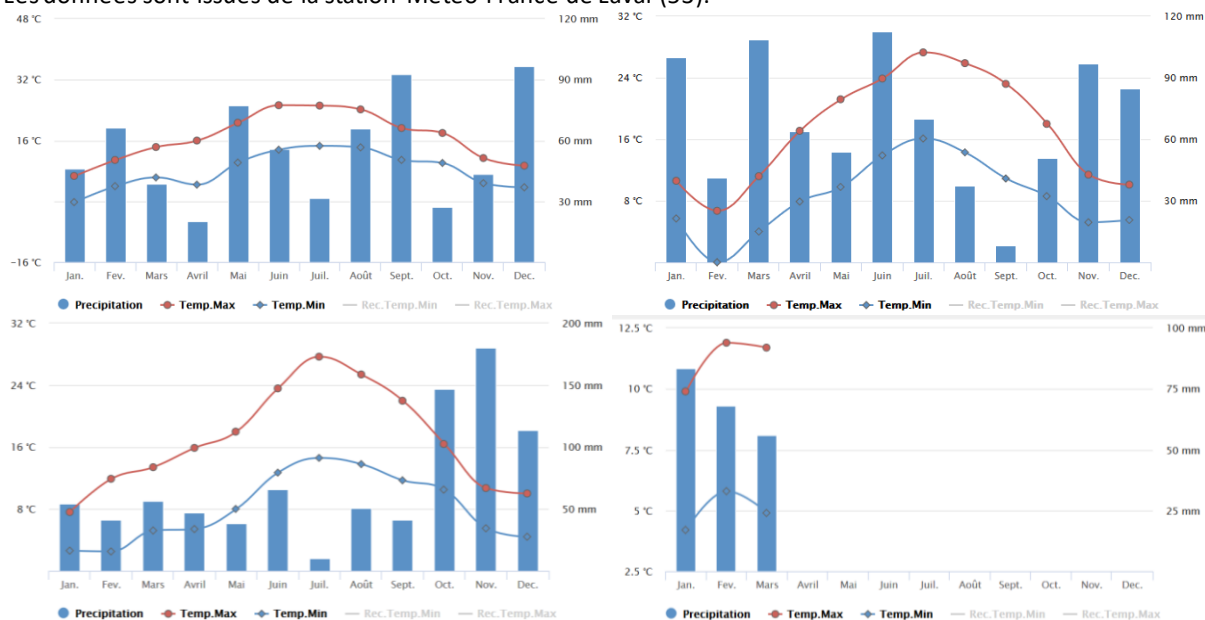


Figure 14: Données Météo France Laval, (2017 au 13/3/2020)

En 2017, les précipitations à Laval étaient plus faibles que la normale (769 mm), avec 662 mm au total. Alors qu'en 2018, les précipitations sont légèrement supérieures à la normale (828 mm), avec toutefois un été sec entre juillet et octobre. L'année 2019 a été très contrastée, avec un hiver, un printemps et un été peu humide, puis un automne et un hiver 2020 très humide. En 2019, il est tombé 849 mm de précipitations.

Les données ci-dessous permettent de visualiser les précipitations mensuelles et les données journalières récoltées à la station météo de Laval.

janv-17	févr-17	mars-17	avr-17	mai-17	juin-17	juil-17	août-17	sept-17	oct-17	nov-17	déc-17	Total
46	66,2	38,5	20,3	77,2	55,7	31,7	65,9	92,8	27,3	43,4	96,7	662
janv-18	févr-18	mars-18	avr-18	mai-18	juin-18	juil-18	août-18	sept-18	oct-18	nov-18	déc-18	Total
99,9	41,2	108,7	64	53,7	112,6	69,8	37,6	8,4	50,8	97	84,7	828,4
janv-19	févr-19	mars-19	avr-19	mai-19	juin-19	juil-19	août-19	sept-19	oct-19	nov-19	déc-19	Total
54,4	41,3	56,8	47,4	38,3	66,3	10,5	50,8	41,6	147	180,2	113,9	848,5
janv-20	févr-20											
83,5	68,3											

Figure 15: Précipitations mensuelles (Météo France, Laval)



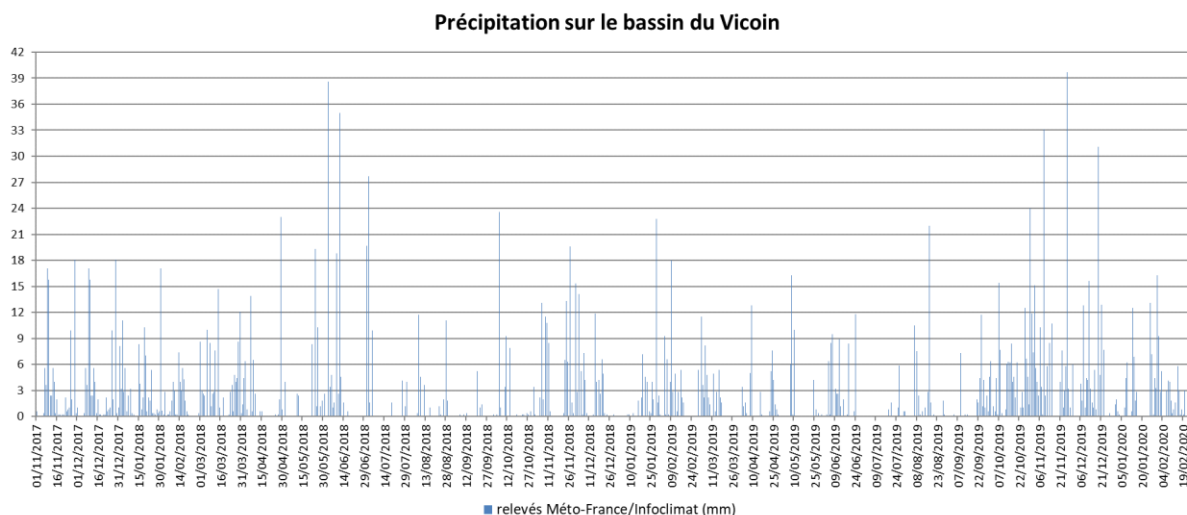


Figure 16: Précipitations journalières (Météo France, Laval)

## 5.2 Hydrologie du Vicoin

### 5.2.1 Hydrologie reconstituée du Vicoin

Ci-dessous est figuré le débit du Vicoin reconstitué au niveau du pont de la Grande Prise, avec un bassin versant estimé à 37.2 km<sup>2</sup>. Les données sont issues de la banque hydro, et de la station de Nuillé-sur-Vicoin (M35040010). Les données sont indiquées jusqu'au 29/02/2020.

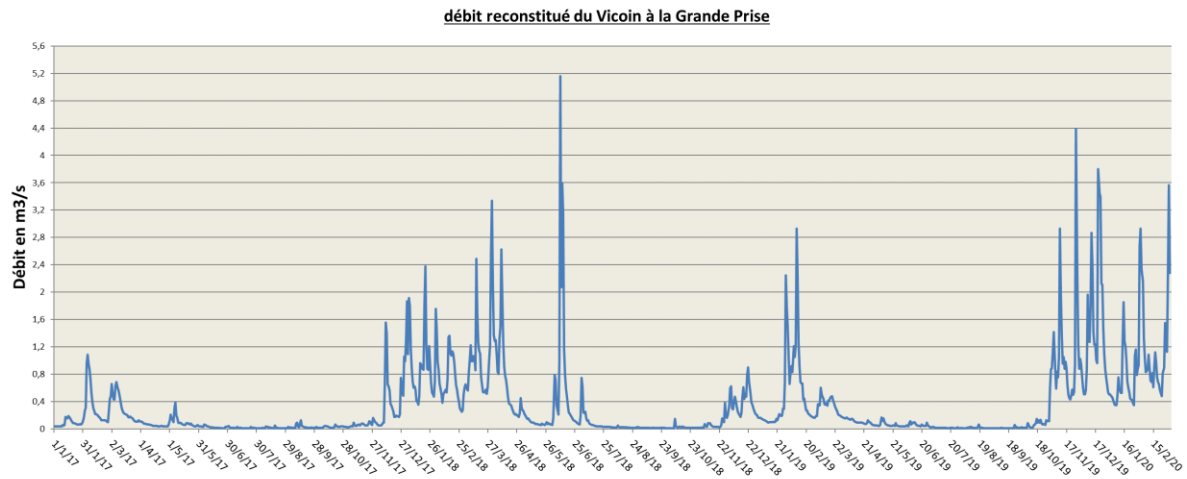


Figure 17: Hydrologie reconstituée du Vicoin

Ces données mettent en évidence une faible hydrologie du Vicoin en 2017, et ceci jusqu'en novembre. En 2018, le débit du Vicoin est très élevé entre la mi-décembre 2017 et avril 2018. Une forte crue quinquennale est même observée le 10 juin 2018. De la mi-juillet 2018 à fin novembre, les débits baissent très sensiblement comme on peut l'observer. Ce n'est qu'à partir de novembre 2018, que les précipitations hivernales font augmenter le débit du Vicoin en janvier 2019. 2019, se caractérise par une faible hydrologie tout au long de l'année, jusqu'à fin octobre où débute une période très pluvieuse étalée jusqu'à début mars 2020.

## 5.2.2 Hydrologie du Vicoin et précipitations

### Hydrologie reconstituée du Vicoin et précipitations observées

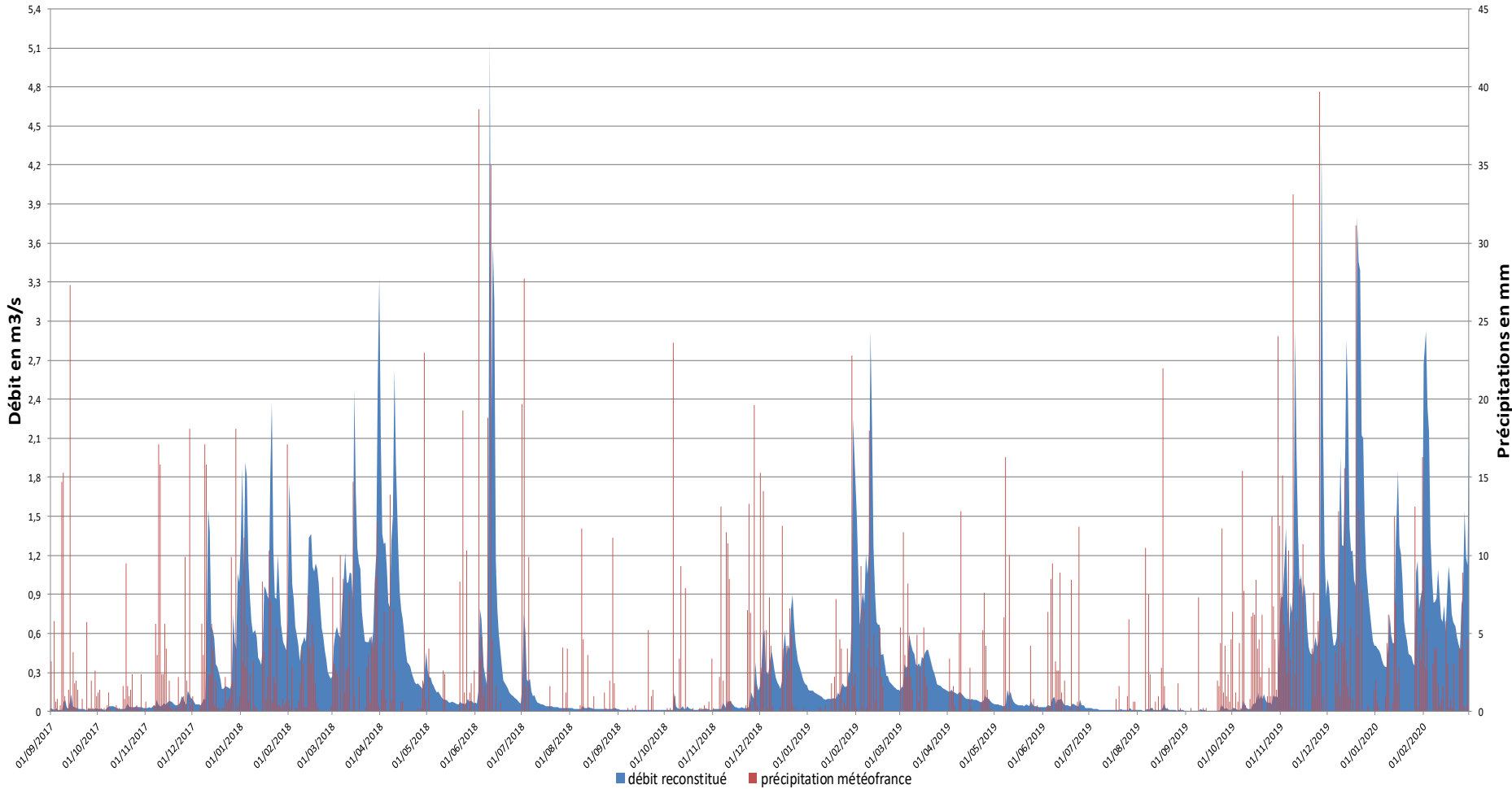
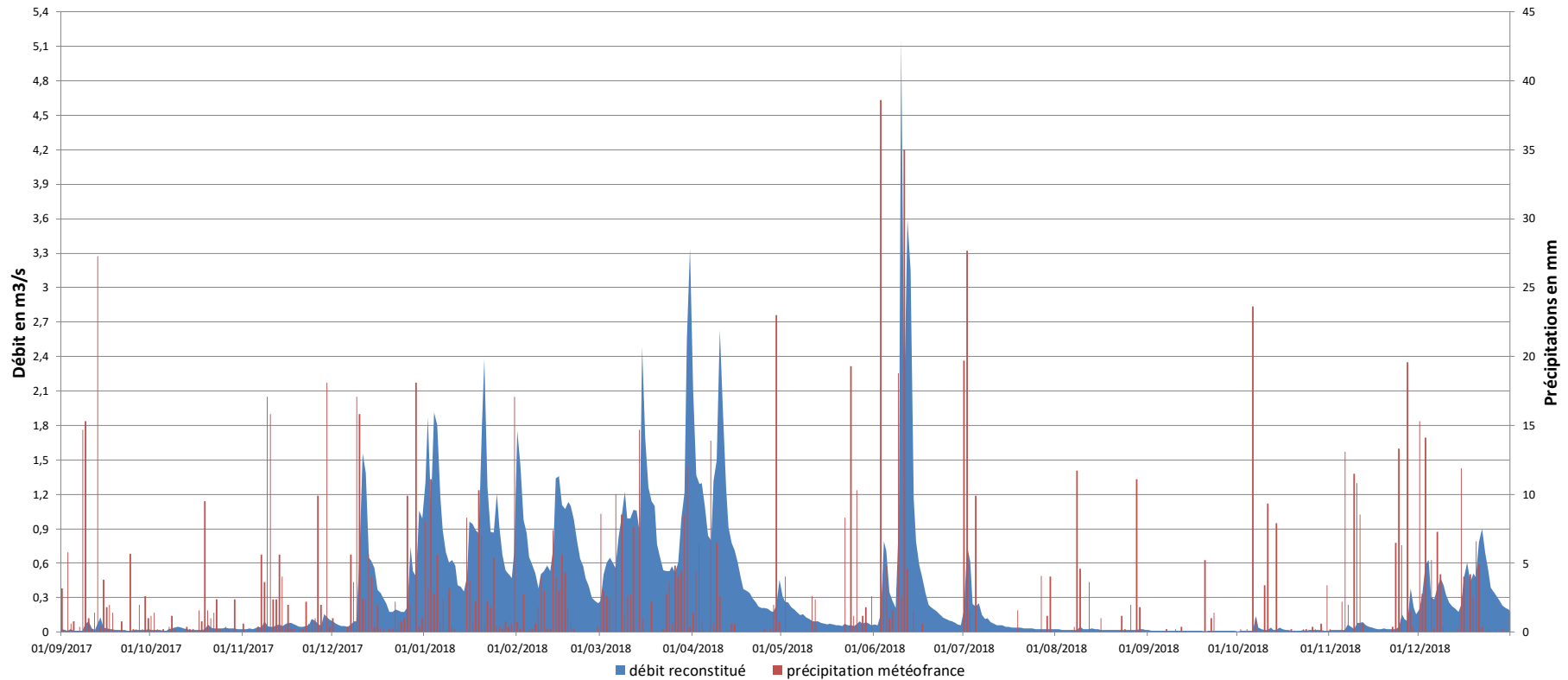


Figure 18: Hydrologie reconstituée du Vicoin et précipitations

## Hydrologie reconstituée du Vicoin et précipitations observées

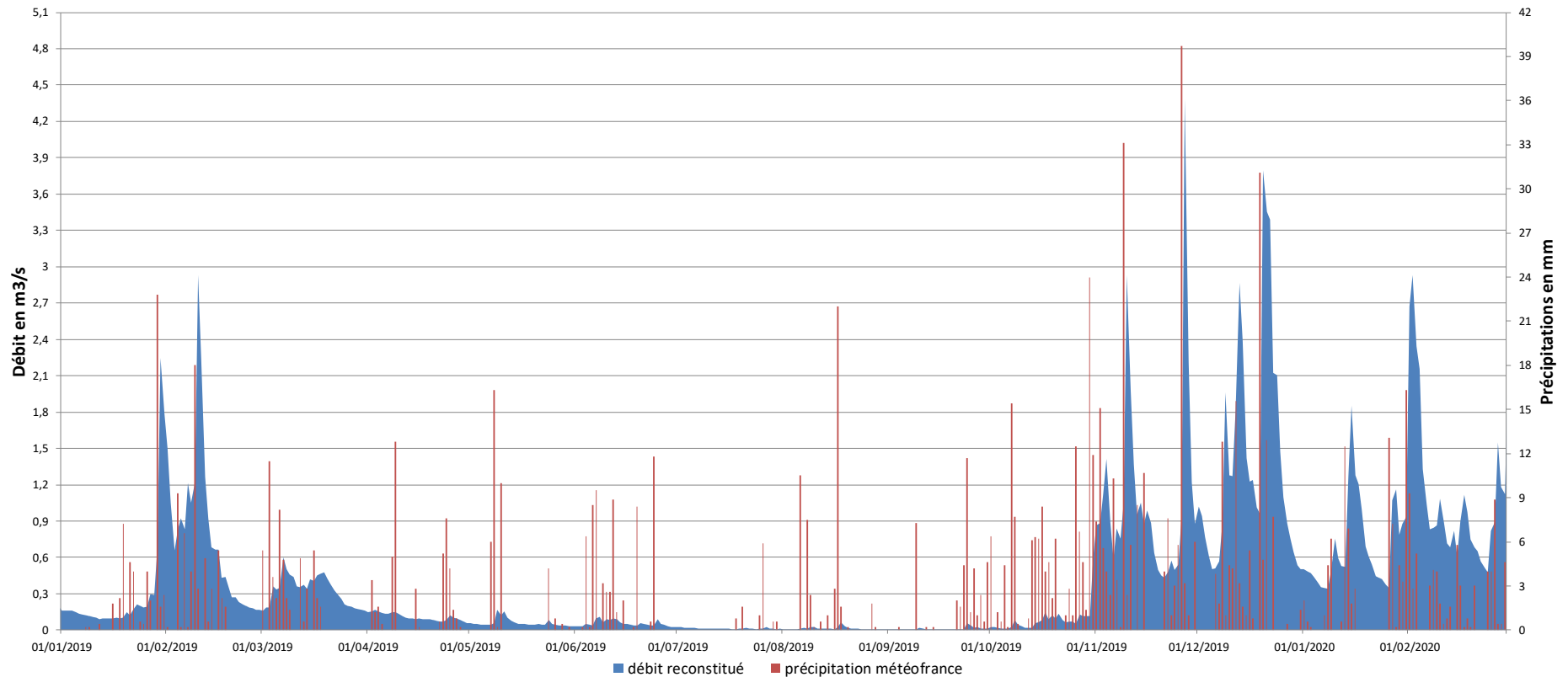


Ces graphiques permettent d'observer la bonne corrélation, entre les débits reconstitués et les précipitations observées.

On observe une succession de pluies à l'automne 2017, celles-ci ont peu d'impact sur le débit du Vicoin. Une grande partie de ces précipitations est récupérée par les plantes et le sol. Durant la fin de l'automne puis l'hiver 2017/2018, les sols sont progressivement à nus, la végétation est en repos, et les précipitations plus importantes. Les sols se saturent en eau, à partir du mois de novembre 2017, et progressivement le débit du Vicoin augmente.

A partir de mai 2018, les précipitations sont moins fréquentes mais plus marquées (du 9 au 11 juin), avec un débit estimé de 5.16 m<sup>3</sup>/s. A partir de juillet les pluies sont éparées et peu importantes, avec un été chaud, ce qui favorise une baisse importante du débit du Vicoin. Ce n'est qu'à partir de novembre, que les précipitations redémarrent de façon significative. Progressivement à partir de novembre 2018, les sols se saturent en eau, et les débits du Vicoin fluctuent parallèlement aux précipitations observées.

### Hydrologie reconstituée du Vicoin et précipitations observées



L'hiver 2019 est peu pluvieux. Cet épisode de faibles pluies se poursuit durant le printemps et l'été 2019, avec un débit reconstitué de moins de 10 l/s entre le 16/7 et le 5/8. Les orages estivaux ne permettent pas une remontée des débits du Vicoin, ce n'est qu'à partir des pluies d'octobre que les débits du Vicoin se reconstituent progressivement. A partir de novembre, les épisodes pluvieux se poursuivent, ce qui favorisent les crues du Vicoin, avec 10 épisodes à plus de 1 m<sup>3</sup>/s sur cette période hivernale.

## 5.3 Suivi du réseau de drainage

### 5.3.1 Suivi thermique

Ces graphiques permettent de visualiser la température de l'eau, au sein du système de mesure.

Le déploiement de l'appareil a débuté le 21 novembre 2017. Celui-ci a été arrêté, le 30 janvier 2018, jusqu'au 13 mars 2018, en raison d'un problème de mesure de la hauteur d'eau. Les données de température sont fiables et ont été figurées ci-dessous.

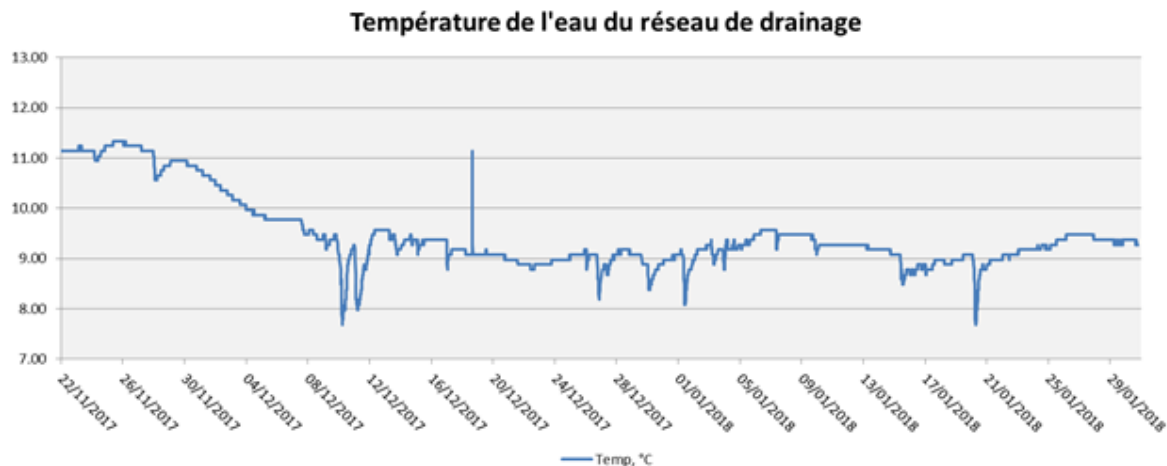
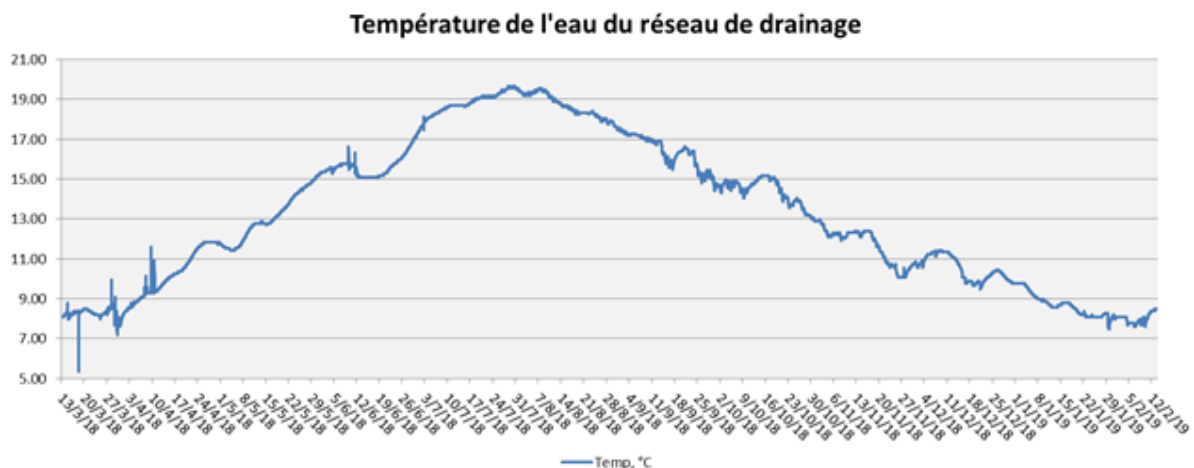


Figure 19: suivi thermique réseau de drainage

Le premier graphique présente les données du 21 novembre, jusqu'au 30 janvier. La température varie entre 11 °C et 8°C. On observe une forte augmentation de la température le 18 décembre, qui correspond au retrait temporaire de la sonde pour la lecture des données.

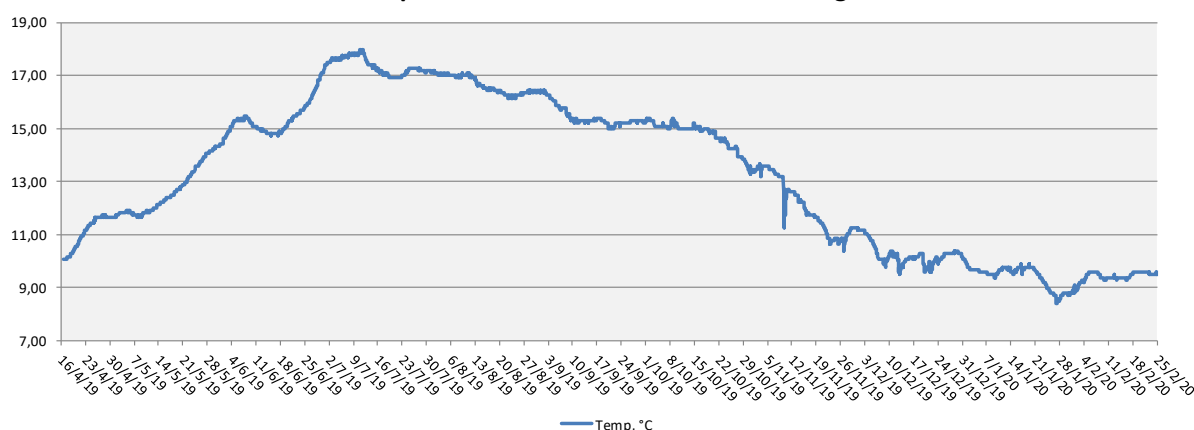
Localement on remarque des chutes de température qui correspondent à un refroidissement de l'air, ou à une élévation du niveau du Vicoin, qui vient perturber le système de mesure.



A partir de mars 2018, on observe une élévation progressive de la température, entre 8 °C jusqu'à 19.5 °C fin juillet. Progressivement cette température baisse pour arriver à 8°C au mois de janvier 2019.

Comme pour la première période, on observe localement des petites hausses de températures, qui correspondent à la montée du Vicoin (ex : crue du 9 et 11 juin 2018), ou à des baisses de températures de l'air.

### Température de l'eau du réseau de drainage



Pour la période du 16/04/2019 au 25/02/2020, on observe une température maximale de 17.9°C le 12/7/2019, et une valeur minimale de 8.4 °C le 27 janvier 2020.

Sur la période 2017 à 2019, la température moyenne du réseau de drainage est de 12.5°C, avec un maximal de 19.7 °C et un minimum de 5.4°C. 25% des valeurs sont inférieures à 9.4°C et 25% des valeurs sont supérieures à 15.3°C.

### 5.3.2 Estimation du débit restitué

Le débit estimé du système de drainage est indiqué pour la période du 16/4/2019 au 25/02/2020. Les graphiques ci-dessous représentent l'évolution du débit estimé et des précipitations observées.

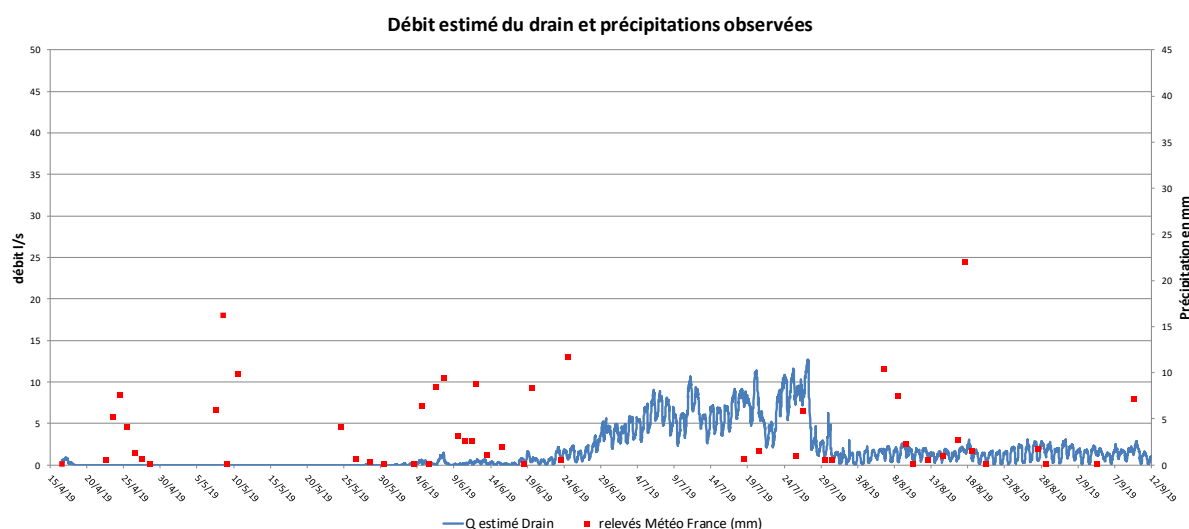


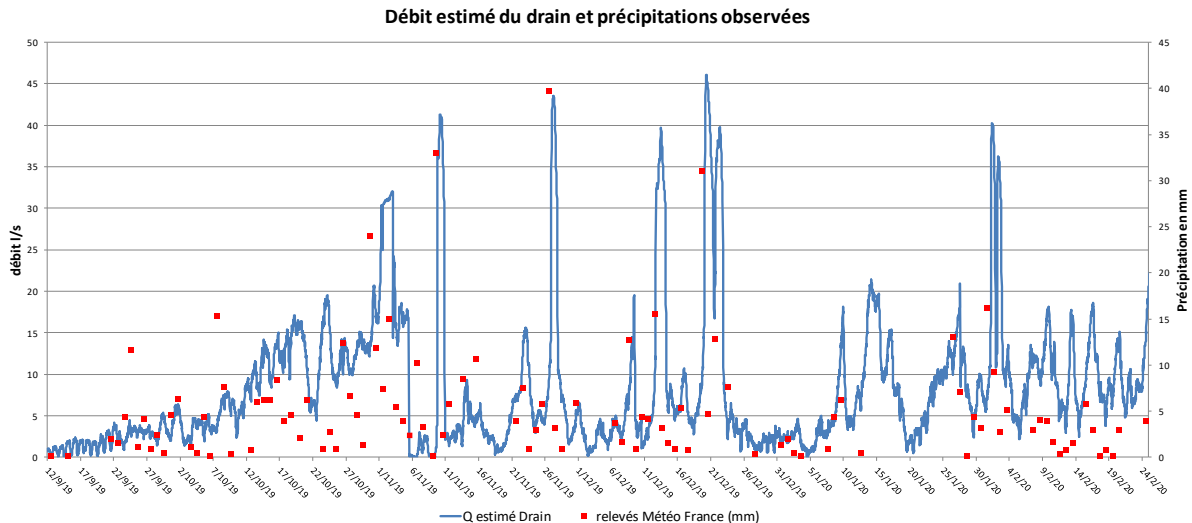
Figure 20: Débit estimé du drain et précipitation

Ce graphique permet de visualiser le comportement du réseau de drainage en début de printemps, jusqu'à septembre 2019. D'avril à début juin, on observe un débit quasi nul, malgré quelques épisodes pluvieux, sans que l'on observe de pic notable de hausse de débit. Ces faibles variations peuvent s'expliquer par :

- Un couvert végétal plus important avec la mise en place de la prairie, qui capte une partie des précipitations et de l'eau du sol ;
- Une faible sensibilité du système sur cette période, si on compare aux données d'août et septembre, où le débit n'est pas nul, alors que nous étions en pleine sécheresse.

Par suite des précipitations de juin, on observe une augmentation progressive du débit. Les débits estimés sont très supérieurs à ceux attendus, avec des valeurs à plus de 10 l/s. Ces valeurs paraissent aberrantes, compte tenu des faibles précipitations, d'un climat très chaud en début d'été et d'un couvert végétal important.

A partir de fin juillet, les débits estimés semblent plus conformes avec des valeurs plus faibles (< 2l/s), même si elles sont supérieures à 2018 (0.5 l/s).



A partir de l'automne, on observe une augmentation progressive du débit restitué en lien avec le début de l'épisode pluvieux en octobre. On observe même de nombreux pics lors des forts épisodes pluvieux, supérieurs à 25 mm, avec des débits estimés entre 30 et 45 l/s. Ceux-ci sont à relativiser, car ils peuvent correspondre à des montées du Vicoin dans le système.

Su la période d'octobre à février, le débit moyen restitué est estimé à 9.1 l/s.

Le débit estimé médian est de 2.7 l/s, dans 25% du temps le débit est inférieur à 0.6 l/s et dans 75% du temps il est inférieur à 7.2 l/s.

Dans la revue SET n°32\_2020, il est indiqué : « C'est elle qui permet de déterminer le débit de projet, à savoir un débit spécifique dont les valeurs en France couvrent des valeurs de 1 à 2 l/s-1 ha-1 avec des maximales de l'ordre 5 l/s-1 ha-1 en montagne. »

Dans la revue SET n°02\_2012 sur une étude sur le bassin de l'Orgeval, il est indiqué que le débit spécifique maximal en sortie de drainage pouvait être de 0.8 mm/h soit 2.2 l/s.

Dans le cadre de notre étude la surface drainée est de 2.66 ha, le débit spécifique maximal devrait être de 5.85 l/s pour un débit spécifique de 2.2 l/s. On peut donc dire que le débit estimé est surévalué, lorsqu'il est supérieur à 5.8 l/s.

### 5.3.3 Suivi macro-polluants

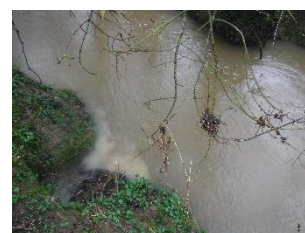
#### 5.3.3.1 Résultats

Tableau 8: Résultats analyses macro-polluants

		Drain							Vicoïn			
		16/4/19	22/10/19	05/11/19	10/12/19	14/01/20	25/02/20	Moyenne	Q90	14/01/20	25/02/20	Moyenne
MEST	mg/l	<2	3	8	7	160	20	33,2	160	31	22	26.5
NO3	mg/l	57	47	48	40	21	29	40,3	57	9,5	8	8.75
Ptot	mg/l	<0,01	0,069	0,063	0,041	0,571	0,079	0,138	0,571	0,173	0,112	0.142
PO4	mg/l	<0,01	0,199	0,099	0,047	0,177	0,142	0,112	0,199	0,117	0,159	0.138

Comme nous avons plus de 6 prélèvements dans l'année, nous avons calculé une moyenne annuelle et le percentile 90. Les prélèvements ont été réalisés régulièrement après des épisodes pluvieux afin de voir l'évolution après celles-ci, ainsi qu'en période de basses eaux, et à différentes périodes du calendrier cultural.

Les résultats montrent une saturation des drains en MEST, en janvier, après de fortes pluies (13 janvier avec 12.5 mm, photo ci-contre). Les autres prélèvements ont été réalisés après des épisodes de pluies, hormis celui d'avril où les pluies étaient faibles. La moyenne des MEST est qualifiée de moyenne au sens du SEQ-EAU avec 33.2 mg/l, ce qui participe activement au colmatage du Vicoïn.



Lors de ces épisodes pluvieux, on constate un départ important des matières phosphorées, ainsi que de nitrates. Les nitrates et le phosphore total renvoient à une qualité mauvaise à médiocre de la qualité de l'eau du drain pour le percentile 90.

- Pour les nitrates, constate une augmentation importante, vis-à-vis de 2018 :

	Moyenne NO3 (mg/l)	NO3 Q90 (mg/l)
2018	14	18
2019	40.3	57

Cette augmentation peut s'expliquer par :

- La mise en place tardive du Ray-Grass et du trèfle violet, sur la partie haute de la parcelle en mai 2019, soit après la première campagne d'avril, où l'on avait retrouvé 57 mg/l de NO3 sur le réseau de drainage. A noter qu'un amendement en fumier a été réalisé le 13 mars peu avant les analyses. Par la suite on constate une baisse régulière de la teneur en nitrates, hormis en février 2020 après un long épisode pluvieux ;
- Un stockage plus ou moins long du fumier, au-dessus du réseau de drainage et en amont de notre zone d'étude, ce qui a dû influencer sur les résultats (photo ci-contre du 16 avril 2019).
- En 2019, ce départ est moindre pour le phosphore total (0.138 mg/l en 2019, contre 0.25 en 2018). Pour les ortho-phosphates, la moyenne est légèrement supérieure. On observe moins l'impact éventuel du stockage du fumier, car les matières phosphorées sont peu mobiles. « Le régime local des épisodes pluvieux, peuvent représenter jusqu'à 30%, voire 50%, des transferts du phosphore d'une parcelle (\*) ». Alors que les matières azotées sont mobiles et se transforment rapidement en azote minéral (NO3), le drainage favorise cette transformation.





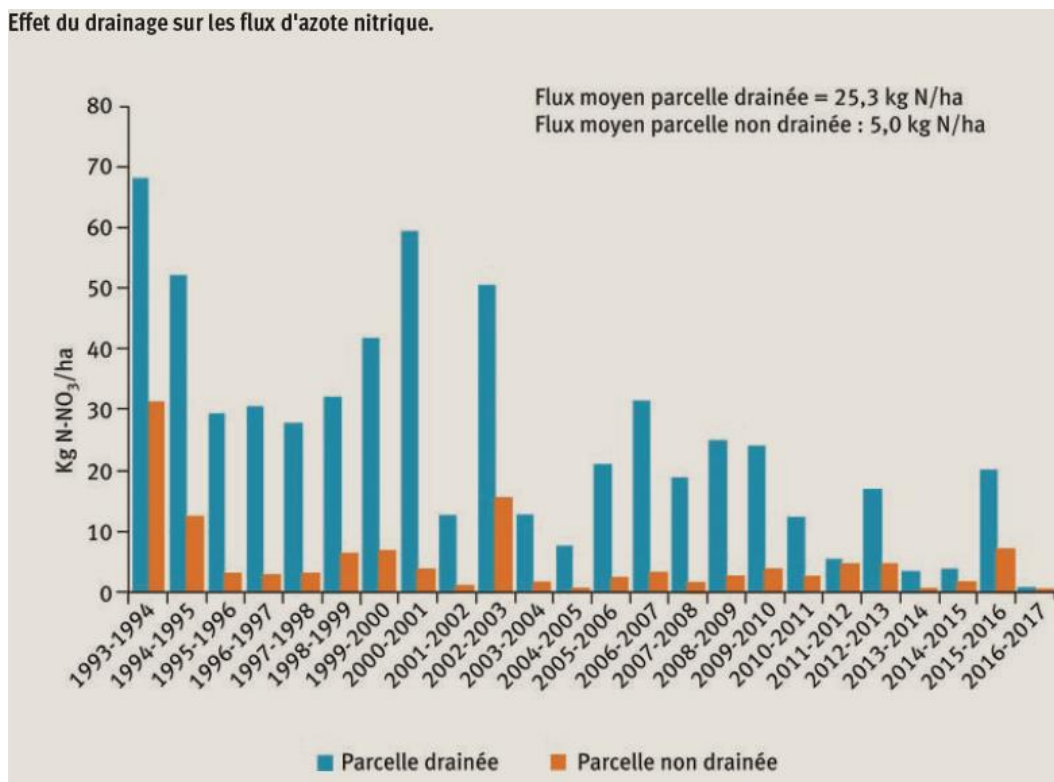


Figure 21: Effet du drainage sur les flux d'azote (\*\* SET n°32 : 2020)

- Les MEST montrent une baisse importante en 2019, 33.2 mg/l, contre 179 mg/l, avec une seule valeur supérieure à 20 mg/l en 2019/2020, contre 3 en 2018.

La mise en place d'une prairie sur la partie haute et plus pentue de la parcelle, semble avoir permis de réduire les apports en MEST dans le Vicoin (photos ci-dessous).



15 janvier 2018



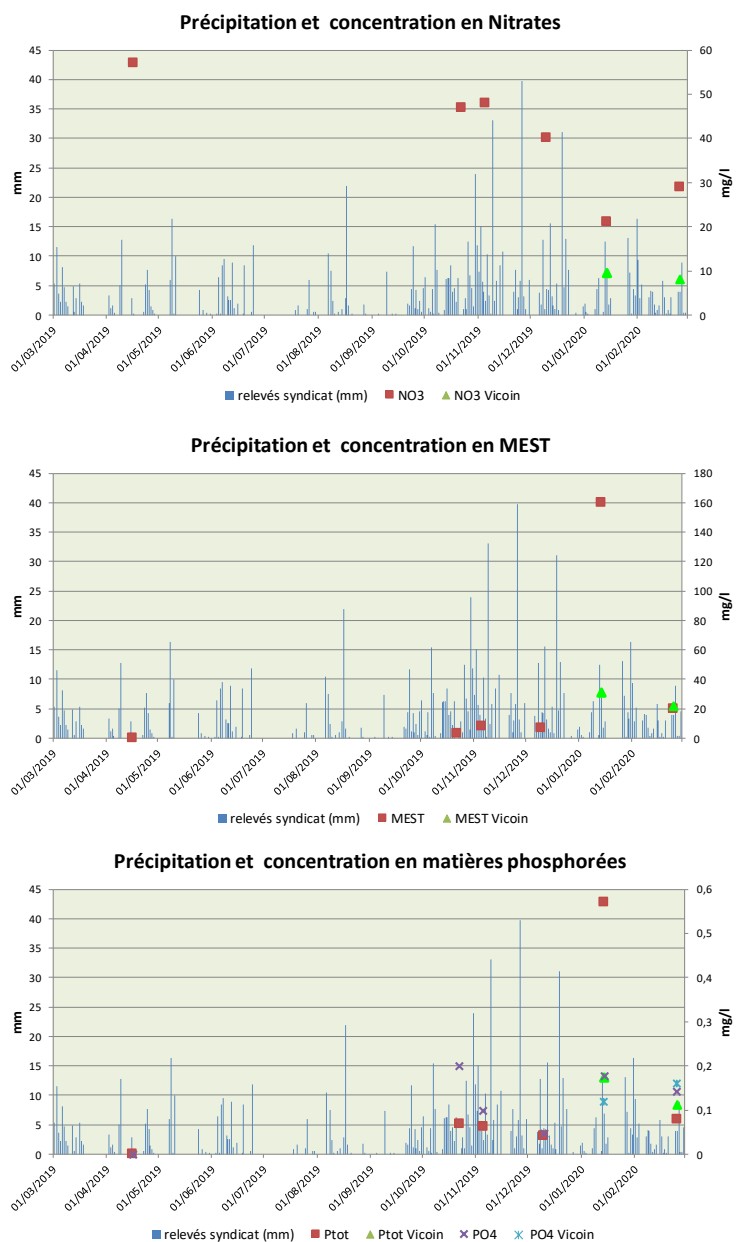
14 janvier 2020

Ces données mettent en évidence un transfert rapide des éléments, via le réseau de drainage, après des épisodes pluvieux marquants. L'ensemble des différents drainages situés sur le bassin versant impacte sensiblement la qualité du Vicoin, notamment en période hivernale, où les terrains sont à nus, les précipitations plus importantes, ainsi que le ruissellement, comme indiqué ci-dessous.

	Moyenne hiver 2020 en mg/l	
	Vicoin	Drain
MEST	26.5	90
NO3	8.75	25
Ptot	0.142	0.325
PO4	0.138	0.16

### 5.3.3.2 Résultats et précipitations

Tableau 9: Précipitations et concentrations en macro-polluants



Comme en 2018 dans le réseau de drainage, les nitrates ne montrent pas la même évolution que les matières phosphorées et les matières en suspension. Ils sont très mobiles, et peu liés aux éléments du sol, contrairement au phosphore. Les nitrates drainés semblent moins dépendants des précipitations tombées. Les valeurs oscillent entre 21 mg/l en janvier et 57 mg/l en juillet, en forte augmentation vis-à-vis de 2018 (Q90 de 18 mg/l).

Comme en 2018, les matières phosphorées et les matières en suspension présentent le même type de courbes. On observe un pic en janvier 2020, lorsque les sols sont à nus ou avec un couvert végétal très faible, et lorsque les précipitations sont importantes.

Les matières phosphorées sont liées aux particules du sol, et plus sensibles aux précipitations qui arrachent également les éléments du sol.

Les matières phosphorées sont également assimilées par les cultures, alors qu'une partie des nitrates n'est pas assimilée par la plante, et se retrouve exportée vers le ruisseau par le réseau de drainage.

### 5.3.4 Suivi pesticides

#### 5.3.4.1 Résultats

Tableau 10: Résultats analyses pesticides

Molécules en µg/l	Drain								Vicoin		
	16/4/19	22/10/19	05/11/19	10/12/19	14/01/20	25/02/20	Max. obs.	Moy. (LQ/2)	14/01/20	25/02/20	Moy. (LQ/2)
Métazachlore ESA *	<0,02	<0,02	0,011	<0,02	0,047	<0,01	0,047	0,016	0,061	0,074	0,068
Métazachlore OSA *	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,018	0,019	0,019
Propiconazole *	<0,02	<0,02	0,028	<0,02	0,026	0,025	0,028	0,018	<0,02	0,013	0,012

Tritosulfuron *	<0,02	0,056	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,056	0,018	<0,02	<0,02	<0,02
Thiocarbazono méthyl *	<0,05	0,058	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,058	0,030	<0,05	<0,05	<0,05
Alachlore ESA	<0,05	0,089	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,089	0,036	<0,05	<0,05	<0,05
Terbutylazine deséthyl (DETA)	<0,02	0,068	0,038	<0,02	0,012	<0,01	0,068	0,034	<0,02	<0,02	<0,02
Terbutylazine	<0,01	0,015	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,015	0,007	<0,01	<0,01	<0,01
Métolachlore OXA	<0,01	0,039	<0,01	<0,05	<0,01	<0,01	0,039	0,014	0,063	0,059	0,061
Métolachlore ESA	<0,01	0,032	0,022	<0,05	<0,01	<0,01	0,092	0,026	0,14	0,13	0,135
Métolachlore CGA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,05	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,011	0,026	0,019
Métolachlore NOA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,05	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,029	0,034	0,032
Atrazine 2 hydroxy	<0,01	0,048	0,042	0,013	0,031	0,017	0,048	0,028	0,016	0,022	0,019
Acétochlore OXA *	<0,01	0,043	0,013	<0,01	0,011	<0,01	0,043	0,014	<0,01	<0,01	<0,01
Acétochlore ESA *	0,03	0,23	0,17	0,05	0,03	0,037	0,23	0,091	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Total</b>	<b>0,03</b>	<b>0,74</b>	<b>0,32</b>	<b>0,063</b>	<b>0,16</b>	<b>0,08</b>		<b>0,30</b>	<b>0,34</b>	<b>0,38</b>	<b>0,36</b>

Molécule interdite

Molécule utilisée sur la Grande Prise

**En gras, sont mis les valeurs supérieures entre le Vicoin et le drain, sur les deux campagnes de 2020.**

(\*) Molécules n'ayant pas de grille dans le SEQ-Eau V2, comparaison aux données MAC (rouge) et VGE (orange) eau non potable

Contrairement au suivi réalisé en 2017 et 2018, ce suivi a été réalisé sur l'ensemble des molécules.

Les résultats montrent la présence :

- De molécules interdites depuis plusieurs années (produits de dégradations de l'Atrazine, de l'acétochlore et de l'alachlore) ;
- De molécules utilisées comme traitement sur la Grande Prise en 2019 (tritosulfuron : Conquérant, thiocarbazono-méthyl : ADENGO EXTRA, Terbutylazine : Calaris). Aucune de ces molécules n'a été détectée sur le Vicoin ;
- De molécules utilisées comme traitement d'herbicides ou de fongicides, mais non employées en 2019 sur ce site.

Globalement les résultats montrent une qualité bonne à moyenne des analyses, et mauvaise pour les produits de dégradation de l'acétochlore.

On constate toutefois un pic de dégradation à la suite des premières grosses pluies automnales d'octobre 2019, avec un lessivage des sols et des différents produits de traitement utilisés. Les différents produits ont été retrouvés lors de cette campagne d'octobre 2019, à des valeurs conformes au SEQ EAU V2, mais en forte augmentation vis-à-vis des autres campagnes. Le terbutylazine (Calaris) est la molécule que l'on retrouve le plus grand nombre de fois lors de ce suivi, 3 campagnes sur 6.

Pour les autres molécules qui sont interdites actuellement, mais qui ont peut-être été utilisées par le passé sur cette parcelle, on retrouve :

- Le propiconazole (fongicide) retrouvé lors de 4 campagnes, ainsi que sur le Vicoin ;
- Les produits de dégradation du métazochlore en quantité supérieure à la VGE (eau non potable) sur le Vicoin et lors de la campagne de janvier 2020 ;
- L'alachlore ESA uniquement en octobre 2019 sur le réseau de drainage ;
- Les produits de dégradation du métolachlore en octobre et novembre 2019 sur le réseau de drainage, mais surtout sur le Vicoin en janvier et février 2020 ;
- Les produits de dégradation de l'atrazine lors de 3 campagnes sur le réseau de drainage, et sur le Vicoin en janvier et février 2020 ;

- Les produits de dégradation de l'acétochlore lors de toutes les campagnes sur le réseau de drainage, mais pas sur le Vicoin.

On peut supposer que l'acétochlore a été utilisé par le passé sur la Grande Prise. Son interdiction en 2013, est récente vis-à-vis de celle de l'atrazine ou de l'alachlore. Ce délai est trop court pour le moment, pour que cette molécule ne soit plus retrouvée lors de chaque analyse. On constate toutefois que ces molécules interdites ont une longue persistance dans le milieu, et dès que les premières pluies importantes ont lieu, on voit un départ progressif de ces molécules dans le milieu.

### 5.3.4.2 Origine des molécules

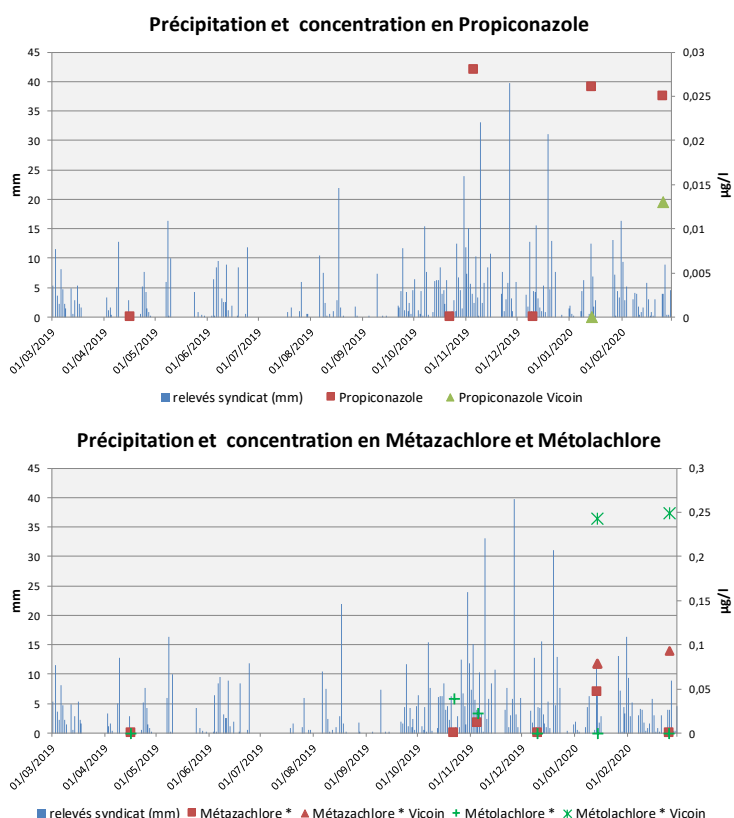
Une partie de ces molécules provient directement des traitements réalisés sur la Grande Prise en 2019, comme indiqué ci-dessus.

Une autre partie vient des anciens traitements réalisés sur cette parcelle, comme l'atrazine par le passé. Une analyse complète des différents traitements employés sur cette parcelle depuis 20 ans au minimum, permettrait de comprendre plus précisément l'origine de ces pesticides.

Une autre partie peut également venir du drainage de la nappe du Vicoin, par le réseau de drainage sur la partie basse de la parcelle. Ces molécules auraient pour origine le bassin versant en amont de ce secteur. Les analyses sur le Vicoin montrent également la présence de molécules interdites. Toutefois aucune molécule retrouvée, n'est présente que sur le Vicoin et pas en sortie du réseau de drainage.

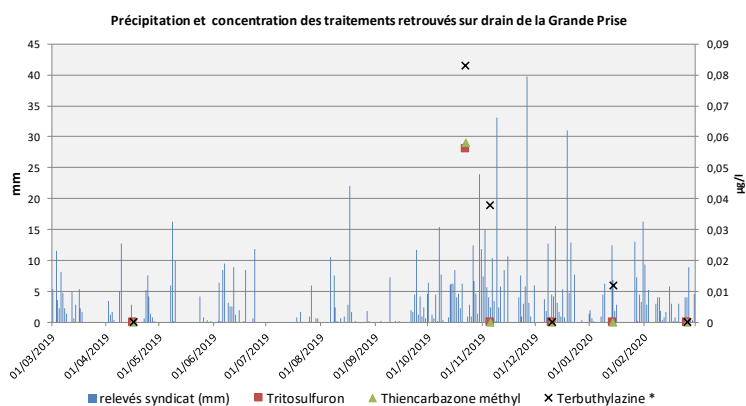
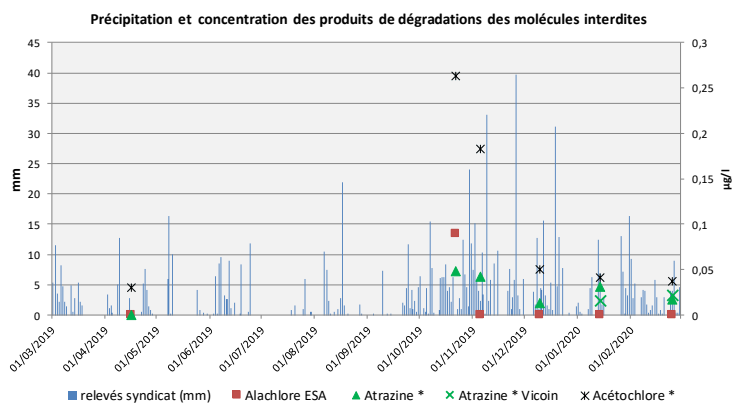
### 5.3.4.3 Résultats et précipitations

Tableau 11: Précipitations et analyses pesticides



Le propiconazole est un fongicide fréquemment utilisé. Il a été retrouvé en faible quantité après les pluies automnales, mais pas à chaque campagne. Il a été retrouvé sur le Vicoin et le site de mesure.

Comme de nombreuses molécules, on retrouve celles-ci après les pluies automnales qui lessivent les sols. Les concentrations sont relativement élevés, notamment en métolachlore sur le Vicoin, alors que cette molécule est absente du réseau de drainage. Le métazachlore est présent en moindre quantité sur le réseau de drainage, mais en plus forte quantité sur le Vicoin.



Ce graphique montre les produits de dégradation des molécules interdites, retrouvées sur le réseau de drainage et sur le Vicoin. Ces molécules sont présentes lors de toutes les campagnes, hormis pour l'alachlore. L'atrazine est détecté lorsque les épisodes pluvieux drainent les sols. L'acétochlore est toujours retrouvé, à des quantités plus importantes que les autres molécules. Comme l'atrazine, les épisodes pluvieux favorisent son départ du sol.

Ces traitements ont été mis en mai et juin, il est donc normal de ne pas les retrouver en avril. Par suite des premières pluies automnales, on retrouve un pic de concentration pour ces molécules en octobre. Par la suite ces molécules ne sont plus détectées, hormis pour le terbuthylazine qui a été retrouvé en novembre et janvier.

### 5.3.5 Estimation du flux

#### 5.3.5.1 Parcelle de la Grande Prise

A partir de ces données, nous pouvons estimer un flux de polluants. Les flux n'ont pas été estimés lorsque les concentrations sont inférieures au seuil de détection.

Compte tenu des incertitudes liées au système de mesure, le flux est estimé pour certaines journées, et pas sur une période ou une année.

On a étudié 2 dates en hiver : le 10/12/2019 avec un débit moyen de 2.67 l/s, et le 14/01/2020 avec un débit moyen de 19.5 l/s.

		Concentration moyenne		Flux estimés (kg/ha/j)	
		10/12/19	14/01/20	10/12/19	14/01/20
MEST	mg/l	7	160	0.61	101.4
NO3	mg/l	40	21	3.47	13.30
Ptot	mg/l	0,041	0,571	<0.01	0.36
PO4	mg/l	0,047	0,177	<0.01	0.11
		Concentration moyenne		Flux estimés (g/ha/j)	
Métazachlore ESA *	µg/l	<0,02	0,047		0.030
Propiconazole *	µg/l	<0,02	0,026		0.016
Terbutylazine deséthyl (DETA)	µg/l	<0,02	0,012		0.007
Atrazine 2 hydroxy	µg/l	0,013	0,011	0.001	0.019
Acétochlore OXA *	µg/l	<0,01	0,011		0.007
Acétochlore ESA *	µg/l	0,05	0,03	0.004	0.019
<b>Total</b>	µg/l	<b>0.063</b>	<b>0.16</b>	<b>0.005</b>	<b>0.101</b>

Figure 22: Flux estimés à la Grande Prise

Les données montrent une exportation importante de MEST et de nitrates, en période hivernale, ou lors des épisodes pluvieux, tel le 14 janvier juin, où il est tombé 19 mm en deux jours. Lors de ces précipitations, les pesticides contenus dans le sol ont été drainés, à des valeurs de 0.101 g/ha/j au total.

Alors que le 10 décembre, où il était tombé 19 mm en 3 jours, le flux de matières est moins important pour les nitrates, les MEST ou les pesticides.

Ces valeurs sont à relativiser, compte tenu de l'incertitude des valeurs de débits lorsque ceux-ci sont supérieurs à 5.8 l/s.

### 5.3.5.2 Comparaison bassin du LOUROUX et à la Jaillère

Si l'on compare les données ponctuelles de MEST obtenues lors de ces dates, aux données théoriques obtenues sur le bassin du Louroux (90 à 102 t/km<sup>2</sup>/an).

A titre indicatif, nous présentons des résultats récoltés sur le site de la Jaillère, suivi de 1993 à 2017, pour l'atrazine (environ 1.5 g/ha) et l'acétochlore (environ 0.05 g/ha), source revue SET n°32\_ 2020, on obtient :

	Flux estimés (t/km <sup>2</sup> /an)	
	10/12/19	14/01/20
MEST	22.2	3701
	Flux estimés (g/ha/an)	
Atrazine 2 hydroxy	0.365	6,935
Acétochlore OXA ESA*	1,46	9.49

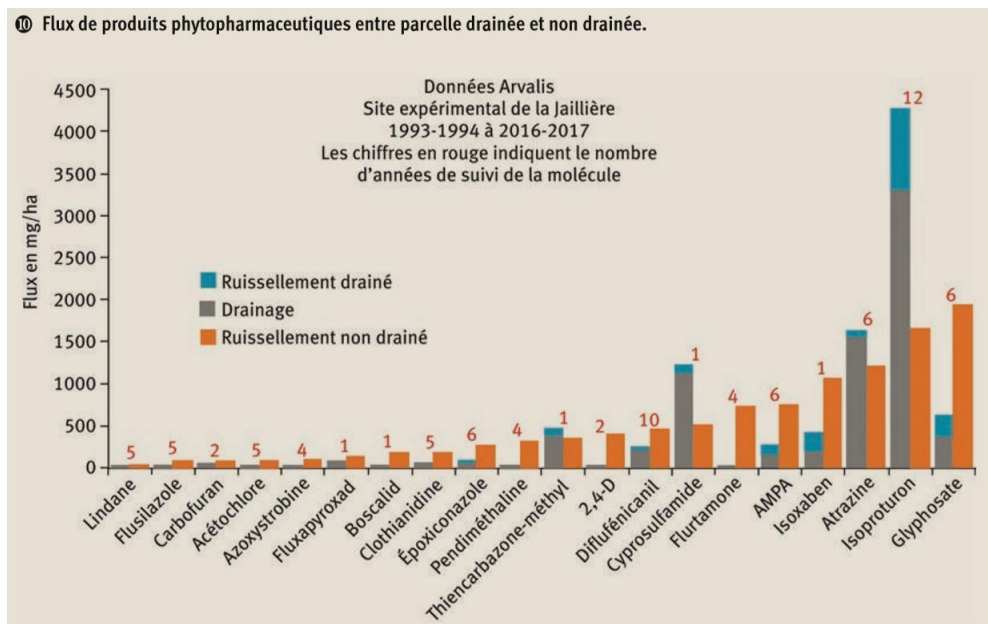


Figure 23: flux produits phytosanitaires à la Jaillère (SET n°32\_2020)

Les résultats obtenus à la sortie du drain en MEST le 14 janvier sont très élevés vis-à-vis de ceux obtenus sur le Louroux. Toutefois ces données ne sont pas représentatives d'une moyenne annuelle, mais d'une donnée ponctuelle.

Elles permettent toutefois de constater un départ continu de MES, et témoigne de la problématique du colmatage sur le bassin du Vicoin, notamment issue du drainage agricole.

## 5.4 Suivi colmatage

Les photos ci-dessous représentent les bâtonnets récupérés au cours de l'année 2018 et 2019, en aval du drain.



Mise en place novembre 2017



Mise en place avril 2018



Mise en place novembre 2018



Mise en place mai 2019



Mise en place juin 2019



Mise en place juin 2019

Date de dépose	20/11/17	18/4/18	30/7/18	13/11/18	16/4/19	27/6/19
Date de récupération	18/12/17	30/7/18	13/11/18	5/3/19	20/5/19	22/8/19
Profondeur d'apparition moyenne du colmatage	4.4 cm	1.43 cm	0.24 cm	3.0	2.6 cm	1.83

On constate un colmatage marqué des bâtonnets sur l'année 2018 de 2 cm, ce qui témoigne d'un fort colmatage des substrats du Vicoin (pierres et galets) par les fines.

Sur l'année 2019, la trace d'apparition du colmatage est aux alentours de 2.2 cm, proche des résultats observés en 2018.

Le colmatage est moins marqué en hiver, en raison d'un débit supérieur en hiver qui favorise un léger décolmatage des substrats en surface.

Ce colmatage est préjudiciable aux peuplements macro-benthiques et piscicoles du Vicoin. Les taxons rhéophiles et lithophiles, exigeants vis-à-vis du colmatage des substrats et de la qualité de l'eau, trouvent des conditions défavorables à leur installation et leur développement. Parmi ces espèces, on retrouve :

- Des poissons, tel le chabot, la truite, la vandoise ou le barbeau ;
- Des macro-invertébrés, tels de nombreux EPT, comme certains Plécoptères (*Perlidae*, *Perlodidae*), Trichoptères (*Goeridae*, *Odontoceridae*, *Philopotamidae*) ou Ephéméroptères (*Heptageniidae*)

## 5.5 Suivi macro-invertébrés

Tableau 12: résultats I2M2

Le Vicoin à la Grande Prise	2018	2019
Indice équivalent IBG (NFT 90-333)	13	13
Indice Invertébré Multi-Métrique (I2M2)	0,2989	0,2937
Richesse équivalente IBGN	24	25
Richesse totale (XT 90-388)	30	32
GFI	7	6
Richesse taxonomique des EPT	11	8
Etat écologique retenu (I2M2)	moyen	médiocre

Le Vicoin présente une qualité médiocre du peuplement macro-benthique en 2019, en baisse d'une classe de qualité vis-à-vis du prélèvement réalisé en 2018. En raison d'un indice I2M2 en baisse de 0.005 point, malgré un IBG-DCE identique.

Le Groupe Faunistique Indicateur est moyen en 2019 (GFI de 6/9), il baisse d'une unité vis-à-vis de 2018. La richesse et les effectifs en taxons polluo-sensibles sont faibles avec 6 taxons en 2019. La richesse totale est moyenne avec 32 taxons, elle progresse toutefois de 2 taxons vis-à-vis de 2018.

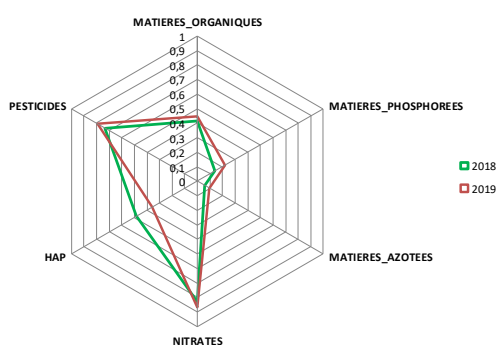
Les indices de diversité sont mauvais et attestent d'un déséquilibre de la structure du peuplement. Les traits biologiques des invertébrés témoignent d'un cours d'eau méso-eutrophe, avec une majorité d'invertébrés méso-saprobies.

Tous ces indices mettent en évidence une dégradation de la qualité de l'eau du Vicoin en 2019, perturbation accentuée par les sédiments fins, et ceci comme en 2018.

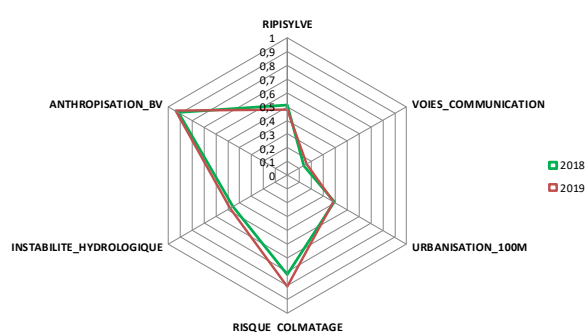
L'outil diagnostique associé à l'I2M2 permet de produire deux diagrammes présentant les probabilités de pressions anthropiques sur le peuplement benthique. Un risque de pression est considéré comme significatif lorsqu'il est supérieur à 0,5. Les données obtenues sur le Vicoin en aval du drain sont :

Tableau 13: Outil Diagnostic Invertébrés

Evaluation des pressions chimiques liées à une dégradation de la qualité de l'eau



Evaluation des pressions anthropiques liées à une dégradation de la qualité de l'habitat



Date	Matière organique	Matière phosphorée	Matières azotée	Nitrates	HAP	Pesticides
2018	0,4155	0,1384	0,057	<b>0,8299</b>	0,4821	<b>0,7316</b>
2019	0,4442	0,2181	0,0917	<b>0,8682</b>	0,3582	<b>0,7897</b>
Date	Ripisylve	Voie communication	Urbanisation à 100m	Risque colmatage	Instabilité hydrologique	Anthropisation BV
2018	0,5122	0,1351	0,3902	<b>0,7222</b>	0,4585	<b>0,9133</b>
2019	0,474	0,1624	0,3878	<b>0,8056</b>	0,4781	<b>0,9344</b>



Les graphiques et le tableau ci-dessus permettent d'observer :

- Une dégradation de la qualité de l'eau liée aux pressions chimiques suivantes : nitrates et pesticides, avec éventuellement des traces de HAP et de matières organiques ;
- Une dégradation de la qualité de l'habitat liée aux pressions anthropiques suivantes : colmatage des substrats, modification anthropique du bassin versant, et éventuellement une instabilité hydrologique du cours d'eau.

Ces données confirment la dégradation de la qualité de l'eau observée par les résultats d'analyses physico-chimiques (pesticides, nitrates, MES), ainsi que par le colmatage des bâtonnets.

## 6. SYNTHÈSE

Tous ces résultats montrent l'impact réel des traitements et du système de culture, sur la qualité de l'eau rejetée par le système de drainage.

On observe également l'impact des matières en suspension (MEST) sur le colmatage du Vicoin, ainsi que sur les peuplements macro-benthiques du ruisseau. Ces peuplements sont également affectés par la présence de pesticides, de HAP et de nitrates dans l'eau.

Comme en 2018, les résultats montrent que le transfert des pesticides et des macro-polluants est plus important en période hivernale, lorsque les sols sont à nus et saturés en eau. Toutefois en 2019, une amélioration de la qualité de l'eau rejetée par le système pour les MEST est observée, et ceci depuis la mise en place de Ray-Grass et de Trèfle violet sur la partie haute de la parcelle.

On constate cependant une augmentation de la teneur en nitrates cette année, celle-ci peut avoir pour origine le stockage plus ou moins long de fumier sur la zone proche de notre site d'étude. La concentration en matières phosphorées semble moins impactée, car ces éléments sont peu mobiles.

Pour les pesticides, on retrouve les traitements réalisés sur la Grande Prise dans des concentrations relativement faibles. Mais surtout des molécules employées précédemment, certaines sont interdites actuellement, ce qui témoigne de la longue persistance de ces molécules dans le milieu, elles restent fixées aux particules solides du sol, et sont lessivées au grès des épisodes pluvieux.

## 7. PERSPECTIVES

### 7.1 Suivi du dispositif

La poursuite de l'étude semble pertinente afin de :

- Confirmer la tendance observée sur les matières en suspension, voir si la teneur en nitrates baisse sensiblement depuis la mise en place de Ray-Grass et de trèfle violet.
- Voir l'évolution de la concentration en pesticides, notamment vis-à-vis des molécules interdites.

Ce suivi peut être réalisé une année sur deux, afin de limiter les coûts, il faudra cependant bien conserver les pratiques culturales employées durant cette période.

### 7.2 Moyen pour réduire les transferts

Ces données sont issues d'un document réalisé par l'agence de l'eau : *Leviers pour limiter les transferts de pollutions diffuses et de matières en suspension des surfaces agricoles aux milieux aquatiques*, AELB, 2018.

Outre la réduction de l'usage des intrants, pour réduire les transferts par ruissellement, érosion hydrique et drainage, plusieurs leviers existent : les pratiques agricoles et les dispositifs tampons

Différentes pratiques agricoles peuvent être mises en place pour réduire les transferts. Elles regroupent les aménagements parcellaires à l'échelle du bassin versant mais aussi toutes les pratiques qui, à l'échelle de la parcelle, protègent les sols, et en particulier pendant les périodes où ils sont plus sensibles au ruissellement et à l'érosion hydrique.

Certaines pratiques agricoles et les dispositifs tampons permettent de limiter les transferts de particules de sol et de pollutions diffuses aux milieux aquatiques. Pour plus d'efficacité, les dispositifs tampons doivent être installés en complément de changements de pratiques agricoles.

Afin de limiter au maximum les transferts, la complémentarité des dispositifs est à rechercher.

(\*) La revue SET n°32 éditée en 2020 *Drainage agricole : enjeux, connaissances, perspectives*

Fait le bilan et la synthèse des connaissances sur le drainage, avec des exemples de réalisation de zone tampon afin de réduire l'impact du drainage, comme ci-dessous.

### ① FOCUS SUR LA ZONE TAMPON HUMIDE ARTIFICIELLE DE RAMPILLON

En partenariat avec les acteurs locaux du territoire de l'Ancoeur en Brie nangisienne, le projet mené par Aquil'Brie, le Syndicat des 4 vallées de la Brie et Irstea (devenu INRAE) a abouti à la construction en 2010 d'une zone tampon humide artificielle en sortie de drainage d'un versant de 355 ha conduit en grande culture. L'objectif principal est d'améliorer la qualité des eaux alimentant une zone d'engouffrement, connectée à la nappe de Champigny. L'effort est centré sur la réduction des flux de pesticides dans les eaux de drainage, mais un focus a aussi été réalisé sur le transfert de nutriments (nitrate).

Après une concertation avec les agriculteurs (voir l'article de Birmant, dans ce même numéro), la ZTHA a une surface de 5 600 m<sup>2</sup>, un volume de 2 500 m<sup>3</sup>, soit un ratio surface ZTHA sur surface drainée de 0,15 % (7 m<sup>3</sup> par hectare drainé). Les coûts de l'étude, maîtrise d'œuvre et de la construction s'élèvent à 120 000 euros, soit l'équivalent de 340 euros/ha cultivé. Cette ZTHA expérimentale suivie depuis 2012 fait l'objet de plusieurs projets de recherche pour améliorer les connaissances sur son fonctionnement (hydrologique, cycle biogéochimique, biodiversité, sociologique...). Les principaux résultats montrent une réduction moyenne de 15 % sur les nitrates, et de 22 % en moyenne tout pesticide confondu (variant de 80 % pour pendimethalin à 0 % pour Clopyralid), en lien avec son dimensionnement réduit (7 m<sup>3</sup>/ha drainé contre 75 m<sup>3</sup>/ha recommandé suite à ces résultats pour un objectif moyen de 50 % de réduction). Aucune accumulation de pesticides n'a été révélée sur les sédiments, après huit années de fonctionnement. La ZTHA émet peu de gaz à effet de serre (très faibles émissions de N<sub>2</sub>O < 0,1 % de l'azote dénitrifié, un bilan carbone positif).

② Photo aérienne de la zone tampon humide artificielle de Rampillon (Seine et Marne).



Figure 24: ZTHA du Rampillon

## 7.2.1 Les pratiques agricoles limitant les transferts

Pratiques agricoles	Définition - Caractéristiques	Réglementation - Avantages et inconvénients
<b>À l'échelle du bassin versant et de l'aménagement parcellaire</b>		
Réduction de la taille des parcelles	Parcelle de plus petite taille	Les + : limiter l'apparition d'écoulements concentrés et les grands volumes d'eau restitués au bas des parcelles (coulées de boues)
Modification de l'orientation des parcelles	Redécouper les parcelles pour que le côté le plus long soit perpendiculaire à la pente	Les + : limiter l'apparition d'écoulements concentrés et les grands volumes d'eau restitués au bas des parcelles (coulées de boues)
Mise en œuvre de bandes de cultures	Bandes de culture travaillées perpendiculairement au sens de la pente, rôle de dispositif tampon	Les + : limiter l'apparition d'écoulements concentrés et les grands volumes d'eau restitués au bas des parcelles (coulées de boues), augmentation de l'infiltration, piégeage des particules de sol Les - : récolte plus contraignante
Diversification de l'assolement	Alternance des cultures sur une même parcelle Alternance des cultures à l'échelle du bassin versant	Les + : préservation de la fertilité et de la productivité du sol, réduction des pressions des parasites et des maladies, augmentation de la MO : augmentation de la stabilité structurale du sol et de la capacité de rétention du sol, stimulation de l'activité biologique : favorable à la dégradation et l'adsorption des phytosanitaires Les - : gestion des assolements à l'échelle du BV implique un travail collectif souvent difficile à mettre en place Pas de réglementation à ce jour sur la teneur en MO des sols
Modification des entrées de champ et des tournières	Positionnement de l'entrée de champ en point haut Agrandissement des tournières perpendiculaires à la pente	Les + : éviter la concentration des écoulements
Maintien des prairies permanentes	Prairies jamais retournées	Les + : limitent l'apparition d'écoulements concentrés, ralentissent les écoulements, favorisent l'infiltration et le dépôt des particules de sol
<b>À l'échelle de la parcelle</b>		
<b>Gestion de l'interculture</b>		
Résidus de cultures et couvert mort (mulch)	Laisser les résidus de cultures Laisser un couvert d'interculture en place jusqu'à la mise en place de la culture suivant	Les + : protéger le sol de l'effet <i>splash</i> , limiter l'apparition d'une croûte de battance, limiter l'apparition d'écoulements concentrés Les - : effets allélopathiques
Couvert vivant	Maximiser la couverture des sols par un couvert végétal tout au long de l'année et en particulier pendant les périodes à risque	Les + : piège à nitrates, biodiversité, nettoyage/assainissement parcelles, amélioration structure du sol, restitution d'azote à la culture suivante Les - : temps, gestion de l'interculture, compétition CIPAN semis culture suivante, effets allélopathiques, agents pathogènes et nuisibles Réglementation : CIPAN si interculture de type CIPAN
<b>Travail du sol</b>		
Réduction de l'intensité de travail du sol : techniques culturales simplifiées (TCS) ou sans labour (TCSL)	Systèmes de cultures basés sur la réduction du labour et la réduction des passages d'outils de travail du sol, voire sur du non travail du sol (TCSL). Elles concernent l'ensemble des opérations de travail du sol : labour, décompactage, sous-solage, travail superficiel, déchaumage, préparation du lit de semences, désherbage mécanique (binage), travail en bande, semis sur billon	Les + : bioprosité, réduction du transfert d'azote, protection du sol, limite l'affinement du sol et donc l'apparition d'une croûte de battance, moins de passage d'engins donc moins de traces de roues profondes, dégradation des produits phytosanitaires en raison d'une activité biologique plus importante, réduction des transferts de phytosanitaires en raison d'une meilleure adsorption liée à une plus grande proportion de MO Les - : TCSL risque au ruissellement car, parfois, diminution de la vitesse d'infiltration (conseil : maintenir mécaniquement une porosité verticale) ; délai de réapparition de la bioprosité long
Autres équipements agricoles	Pneus basse pression ou jumelés, effaceur de traces de roues, outils à dents vibrantes	Les + : limitent l'apparition d'écoulements concentrés, préservent les mottes dans l'inter-rang Les - : multiplicité d'équipements -> conseil : association de matériel pour limiter le nombre de passage
Semis	Perpendiculaire à la pente, motteux, double semis : bande de culture avec une densité de semis supérieure au sein d'une parcelle, semis en réparti pour le maïs : répartition aléatoire des graines de maïs pour faire disparaître l'inter-rang, semis direct sous mulch	Les + : réduction du ruissellement, limitation de la concentration des écoulements Les - : équipements
<b>Cultures à risque : permanentes et sarclées</b>		
Barbutage	Technique qui consiste à créer des buttes tous les mètres dans les rangs de légumes	Les + : réduction de la vitesse des écoulements, stockage temporaire d'eau dans les inter-buttes, réduction du transfert des intrants Les - : temps (conseil : l'associer à un autre matériel), coût
Inter-rang des cultures sarclées	Binage pour augmenter la rugosité du sol	Les + : ralentit les écoulements, détruit la croûte de battance, favorise l'infiltration de l'eau dans le sol Les - : temps de travail
Enherbement dans les plantations pérennes	Enherbement des inter-rangs des cultures de couverture pérennes (vignes, vergers)	Les + : ralentissement des écoulements, augmentation de l'infiltration, piégeage des sédiments, Les - : en régions plus sèches compétition pour l'eau, entretien/gestion de l'enherbement
<b>Protection des abords de cours d'eau</b>		
Clôture et points d'abreuvement	Mise en défens de zones sensibles (clôture, points d'abreuvements (pompes à museau, etc.))	Les + : limiter l'érosion des berges et les transferts de nitrates dans le cours d'eau (excréments du bétail)

## 7.2.2 Les dispositifs tampons

Dispositifs	Définition - Caractéristiques	Réglementation - Avantages et inconvénients
Enherbés	Zones de végétation spontanée ou implantée	Les + : rustiques donc faciles à installer et entretenir et peu coûteux, ralentissent le ruissellement de surface, limitent l'apparition d'écoulements concentrés, protègent de l'effet <i>splash</i> , retiennent les sédiments, zones d'infiltration, habitats pour la biodiversité Les - : parfois importante emprise au sol
Bandes	De largeur variable, avec une végétation herbacée, le long des cours d'eau définis par arrêté ministériel relatif aux règles BCAA (les cours d'eau concernés correspondent à ceux représentés par un trait bleu plein voire certains en trait bleu pointillé sur les cartes de l'IGN au 1/25000 <sup>e</sup> .)	Réglementation = BCAA1 / bande tampon : largeur minimale 5 m ou plus dans les zones vulnérables* nitrates, peut intégrer chemins (sols nus) et ripisylves longeant des cours d'eau Non autorisé : fertilisation, phytosanitaires, entreposage de matériel agricole ou d'irrigation, stockage de produits ou sous-produits de récolte ou déchets (fumier), labour Autorisé : travail superficiel du sol, pâturage, fauche ou broyage sur 20 m de large au maximum, amendements alcalins
Coins de parcelles	Bande enherbée pour les parcelles avec une double pente faisant converger les écoulements	
Chenaux dans les talwegs	Écoulement non permanent	
Chemins		
Bordures de champ étroites	< à 1 m, colonisées par la végétation spontanée, en limite de parcelle, de fossé ou de voirie	
Prairies	Naturelles ou implantées, pérennes ou temporaires, souvent destinées au pâturage ou production de fourrage, en fond de vallée = prairies de bas-fond ou prairies humides	
Friches	Parcelles en déprise agricole, sans entretien, spontanément colonisées par la végétation	
Ligneux	Zones de végétation avec des espèces arborées et arbustives	Les + : diminuent ruissellement et flux de particules en surface, zones d'infiltration, protègent de l'effet <i>splash</i> , zone de stockage (polluants et carbone), réduction de la lixiviation des nutriments en excès (nitrates) en raison de l'évapotranspiration et de l'absorption racinaire, influent sur la recharge de la nappe en eau, influent sur les écoulements et flux de la nappe superficielle, favorisent le dépôt des sédiments, stabilisent les berges des cours d'eau, réduisent la dérive des phytosanitaires, habitat pour la biodiversité (Trame verte) Les - : dispositifs exigeants en termes d'entretien et d'efficacité (délai)
Ripisylves	Boisements plus ou moins larges, spécifiques des zones ripariennes, corridor plus ou moins continu le long des berges de cours d'eau Végétation adaptée aux excès d'eau (saules, aulnes, peupliers, bouleaux)	Les + : fonctions environnementales (thermie, habitat, biodiversité, laminage des crues), valorisation biomasse Les - : coûts financier et temporel de l'entretien
Haies à plat ou sur talus	Structure végétale linéaire	Réglementation = BCAA7 / maintien des particularités topographiques : absence de taille entre le 1/04 et 31/07 inclus Les + : haies denses = peignes hydrauliques, favorisent l'apparition de zones avec conditions favorables pour la dénitrification, valorisation biomasse Les - : entretien, compétition avec cultures
Bois et bosquets	Boisements sur surface variable dans des zones de terrains sensibles (fond de talweg) ou haut de versant	Réglementation = BCAA7 / maintien des particularités topographiques : absence de taille entre le 1/04 et 31/07 inclus
Fascines	Dispositifs construits et constitués de fagots de branchages maintenus entre deux rangées de pieux	Les + : celles faites de bois vivant comme le saule deviennent des haies, ralentissent les écoulements et favorisent le dépôt de sédiments Les - : celles faites de bois mort devront être renouvelées, entretien, taille des fascines vivantes, dispositif temporaire car possibilité de réduction de son efficacité par l'accumulation de dépôts en amont
Talus ou merlons	Petites levées de terre en bordure de parcelle ou dans une parcelle, d'une hauteur de 50 cm à 1,5 m, enherbées ou plantées de haies	Influencent le chemin hydraulique, obstacles aux écoulements superficiels
Fossés		Les + : mis en place pour évacuer les eaux pour limiter l'érosion ou assainir les parcelles agricoles Les - : collectent et transfèrent aussi les contaminants d'origine agricole
végétalisés	Avec végétation permanente et dense (forte rugosité)	Les + : ralentissent les écoulements et augmentent le temps de séjour de l'eau et la possibilité de décantation et/ou dégradation des contaminants agricoles
à redents	Morcelés par une succession de petites buttes transversales	Les + : stockent de l'eau, favorisent son infiltration
Plans d'eau	Artificiel ou naturel	Les + : permettent de gérer les écoulements concentrés issus du versant, des drains et des fossés, favorables aux dépôts de sédiments, à la dégradation des phytosanitaires et au captage des nutriments (nitrate et phosphore) Les - : entretien nécessaire sur la durée (curage)
Mares, étangs	Au maximum 5 000 m <sup>2</sup> et 2 m de profondeur, permanents ou temporaires	Réglementation = BCAA7 / maintien des particularités topographiques : sur l'exploitation, mares > à 10 ares et ≤ 50 ares Les + : ceux de faible profondeur permettent le développement de végétaux ce qui favorise la capture et la dégradation des contaminants agricoles
Retenues collinaires	Retenue alimentée uniquement par interception d'écoulements hors cours d'eau (définition AELB), généralement destinées à l'irrigation ou au soutien d'étiage	
Zone tampon humide artificielle (ZTHA) ou zone tampon épuratoire	Ouvrages rustiques, aménagés en aval d'un réseau de collecte d'écoulements (fossés ou drains). En milieu agricole, une ZTHA est un bassin de rétention, ou une mare existante, de profondeur et de hauteur d'eau variables, végétalisée ou non.	Réglementation = Loi sur l'eau IOTA (installations, ouvrages, travaux et aménagements) Soumises à la procédure IOTA (déclaration ou dossier d'autorisation, DDT) Les + : stockent temporairement les eaux avant de les restituer aux cours d'eau et favorisent leur épuration En parallèle : réduction du transfert des phytosanitaires avec ouverture contrôlée par l'agriculteur En série : réduction du transfert des nitrates mais réduit l'efficacité pour les phytosanitaires