



Elaboration d'un protocole de mesure de l'effet de vidange de chaînes d'étangs

1^{ère} phase de test sur deux chaînes d'étangs de la Brenne



Etude de cas appliquée à la Brenne

Protocole de suivi pour les compartiments thermique, physico-chimique, hydrobiologique et hydrologique.

Réalisation	Date	Relecture	Version	Validation
Quentin Choffel & Francesco Donati	06/12/2021		1	
Cathy Luchini	14/12/2021	1		
Laurent Touchart	15/12/2021	2		
Alban Cairault	29/12/2021	3		
Quentin Choffel & Francesco Donati	07/01/2022		2	
Cathy Luchini	10/02/2022	4		Version finale

TABLE DES MATIERES

1	Introduction.....	5
2	Contexte	6
2.1	Stations de mesure.....	6
2.2	Contexte géographique de la zone d'étude	8
2.2.1	Caractéristiques des chaînes d'étangs	10
2.2.2	Climatologie et météorologie.....	11
2.2.3	Particularité de l'étude.....	13
3	Matériel et méthodes.....	14
1.1	Matériel utilisé	14
1.2	Méthodologie.....	14
3.1	Les protocoles mis en place au droit des stations sur le milieu lotique (le milieu récepteur - rivière). 15	
3.1.1.1	Mesures de débit liquide	15
3.1.1.2	Méthode de jaugeage au sel	15
3.1.1.3	Le débit solide	16
3.1.1.3.1	La charge solide.....	16
3.1.1.3.2	La charge en suspension	17
3.1.2	Le colmatage	18
3.1.3	Hydrobiologie	19
3.1.3.1	Conditions DE prélèvement.....	20
3.1.3.2	Observations de terrain des stations.....	20
3.1.4	Physico-chimie	21
3.1.4.1	Température.....	21
3.1.4.2	Oxygène dissous	22
3.1.4.3	PH, conductivité, turbidité et Potentiel d'oxydo-réduction	22
3.2	Les protocoles mis en place au droit des stations sur le milieu lentique (étang)	23
3.2.1.1	mesures en continu	23
3.2.1.2	mesures ponctuelles.....	23
3.3	Temporalité des mesures.....	23
4	Résultats	25
4.1	Caractéristiques des deux vidanges	25
4.2	Débit liquide.....	26
4.2.1	Les quantités d'eau	26
4.2.2	Les vitesses de l'écoulement.....	28

4.3	Débit solide	31
4.3.1	Les matières en suspension	31
4.3.2	Charge de fond	33
4.3.3	Débit solide total	33
4.4	Qualité de l'eau	35
4.4.1	VALEURS GLOBALES	35
4.4.2	Période de vidange.....	36
4.5	Température de l'eau.....	38
4.5.1	Au sein des étangs.....	38
4.5.2	Au sein du réseau hydrographique	39
4.6	Biologie.....	42
4.6.1	Taxons	42
4.6.1.1	IBGN.....	42
4.6.1.2	I2M2	44
4.6.1.3	Outil diagnostic de l'I2M2 sur les risques de pressions.....	46
4.6.1.3.1	Pression de qualité d'eau	46
4.7	Colmatage	48
4.7.1.1	Méthode des bâtonnets	48
5	Discussions	50
5.1	Analyse spatiale de l'effet de la vidange.....	50
5.1.1	Evaluation de l'onde de crue à l'aide de la température	51
5.2	Analyse synthétique par éléments mesurés	53
6	Conclusions.....	54
	Bibliographie	56
	Annexes.....	57

Les étangs piscicoles sont des milieux aquatiques vidangés régulièrement, tous les ans à tous les deux ans, pour permettre la pêche du poisson lors de ces périodes. Ces vidanges ont des effets sur le milieu lotique récepteur à l'aval par la création de crues d'intensité variable. Les connaissances sur ces effets sont réduites à quelques recherches appliquées sur de grands étangs de barrage en plaine (Banas et al., 2002, 2008, Masson et al., 2006), sur des étangs en dérivation (Valloir et Sarrazin, 2010) ou encore sur de petits étangs en barrage en Sologne (Geonat, 2020). Les études se sont principalement orientées vers les flux sédimentaires et la physico-chimie de l'eau. Les aspects biologiques sont rarement pris en compte, l'hydromorphologie et le débit liquide sont les principaux oubliés. Les effets de vidange d'une chaîne de grands étangs piscicoles sont peu connus et méritent une attention particulière également.

Dans la région historique d'étangs de la Brenne, des chenaux de vidange ont été construits afin de permettre la vidange de l'étang vers la rivière. Ces chenaux, à sec une grande partie de l'année en dehors des vidanges et phases de déversement de l'étang, relient les étangs d'une même chaîne entre eux et rejoignent le cours d'eau récepteur à l'aval du dernier étang. Ces étangs ne sont ni en barrage du milieu lotique, ni en dérivation, mais sur des affluents liés à la présence des étangs. Cette caractéristique en fait une particularité de la région mais aussi, de fait, une particularité du protocole établi ici.

La mise en place d'une méthodologie de mesure de l'influence d'une vidange de chaîne d'étangs sur le réseau hydrographique est complexe puisqu'elle demande une grande précision spatiale et temporelle. Dans un souci d'objectivité, la vidange doit être avant tout comparée à l'effet d'une crue annuelle, puisque les deux sont des augmentations temporaires du niveau d'eau. Les vidanges entraînant un afflux d'eau dans le drain principal, il est intéressant de comparer les caractéristiques de ces crues anthropiques avec des crues liées à des phénomènes hydroclimatiques. Cette méthodologie demande une réflexion sur la localisation des points de mesure et leur temporalité. Une étude longue est plus favorable à la comparaison de la vidange avec des processus hydroclimatiques locaux et non uniquement avec un régime hydrologique de référence lié à une mesure antérieure à la vidange.

Bien connaître et comprendre les processus physico-chimiques et biologiques qui structurent le milieu est indispensable pour évaluer le fonctionnement en régime habituel et ainsi faire ressortir les effets des vidanges, qu'ils soient positifs, négatifs, ou nuls. Pour cela nous prenons en compte les caractéristiques générales liées au bassin versant d'étude : pression, occupation du sol, géologie, rejets anthropiques divers et récupérons les informations disponibles sur l'état écologique. La particularité hydrographique de la Brenne est la présence d'étangs en chaîne reliés par des chenaux pour permettre la vidange annuelle vers le cours d'eau récepteur. L'intérêt est bien d'étudier les effets possibles des vidanges annuelles de chaînes d'étang sur le **drain principal du réseau hydrographique et non sur ces chenaux à sec une grande partie de l'année**.

Afin de prendre en compte la particularité potentielle de la saison climatique 2020/2021 nous proposons dans le protocole deux réponses, l'une temporelle, l'autre spatiale. D'un point de vue temporel la réalisation d'un état initial avant vidange et tout au long de l'année après la vidange. D'un point de vue spatial le maintien d'une station amont dite témoin, et une station sur un cours d'eau à proximité dans les mêmes configurations (avec étangs mais sans vidange) afin de disposer de conditions géologiques similaires, d'un fonctionnement hydromorphologique comparable, d'une signature physico-chimique inter-comparable et d'une diversité biologique similaire. La proposition est de réaliser une **substitution espace-temps**, adaptée à la durée de l'étude.

Une attention particulière sera donnée à la qualité de l'eau, à la charge sédimentaire et à la variation de régime hydrologique. Pour cette dernière l'originalité du protocole tient dans la volonté de comparer une crue et une

vidange annuelle dans leurs composantes physico-chimiques, biologiques, mais aussi dans leur capacité morphogène.

L'objectif de cette étude est de proposer un protocole novateur, fiable et reproductible de mesure de l'impact des vidanges de chaînes d'étangs dans le contexte de la Brenne. La phase présentée dans ce rapport propose des mesures de certains compartiments mais n'est pas exhaustive et la poursuite du protocole s'avère nécessaire afin d'identifier de nouveaux éléments à mesurer pour le compléter. L'étude est portée sur une année complète, et non uniquement sur les phases de vidanges.

2 CONTEXTE

2.1 STATIONS DE MESURE

Le cours d'eau de l'Yoson, affluent de la Claise, a été sélectionné en premier lieu pour sa dimension géographique adaptée à l'étude et la présence de deux chaînes d'étangs principales avec des étangs de grande dimension à l'aval, l'étang de Bellebouche et celui de Fosse Noire, et des cours d'eau peu impactés par la présence de plans d'eau (ruisseau de Moury et ruisseau du Rossignol). L'objectif étant d'évaluer l'impact des chaînes d'étangs sur le cours d'eau récepteur, à savoir ici l'Yoson, et non au sein des chenaux de vidange.

Suite aux échanges avec les acteurs de terrain à l'occasion du COPIL, 6 stations ont été choisies. Deux groupes de stations sont localisés à l'amont et l'aval de la confluence entre la rivière et le chenal de vidange d'étangs emblématiques : Bellebouche et Fosse Noire. Une station est considérée comme notre témoin : Moury et une station est considérée comme une référence, le Rossignol.

Ces stations permettent d'étudier les deux étangs principaux du secteur : l'étang de Bellebouche (étang multifonctionnel : accueil du tourisme, accueil de publics, pisciculture, baignade) et l'étang de Fosse Noire essentiellement destiné à la pisciculture et à la pêche de loisirs.

A l'échelle du site, deux chaînes d'étangs ont été sélectionnées, celle de l'étang de Bellebouche et celle de l'étang Fosse Noire. Sur ces sites, des mesures sur le cours d'eau principal (l'Yoson) sont réalisées à l'amont et à l'aval immédiats de la confluence. Ces mesures sont comparées avec des mesures sur deux références avec une très faible présence d'étangs. Ces deux références sont en théorie supposées n'avoir aucun étang vidangé (ou très peu en comparaison des deux chaînes d'étangs) à l'amont et permettent d'avoir un suivi précis du milieu non influencé lors de vidanges.

A l'échelle du bassin versant, les sites de mesure suivent une logique amont-aval afin d'évaluer la capacité de récupération du cours d'eau après impact. Seule la station de Bellebouche ne peut pas avoir de suivi du linéaire du fait de la présence d'un étang en barrage de l'Yoson quelques centaines de mètres à l'aval.

Enfin, des mesures sont réalisées **au sein de l'étang** afin de connaître les propriétés et le fonctionnement du milieu émetteur.

Les stations de mesure sont réparties en deux classes suivant les milieux lotiques et lentiques (milieux stagnastres) visibles sur la figure 1:

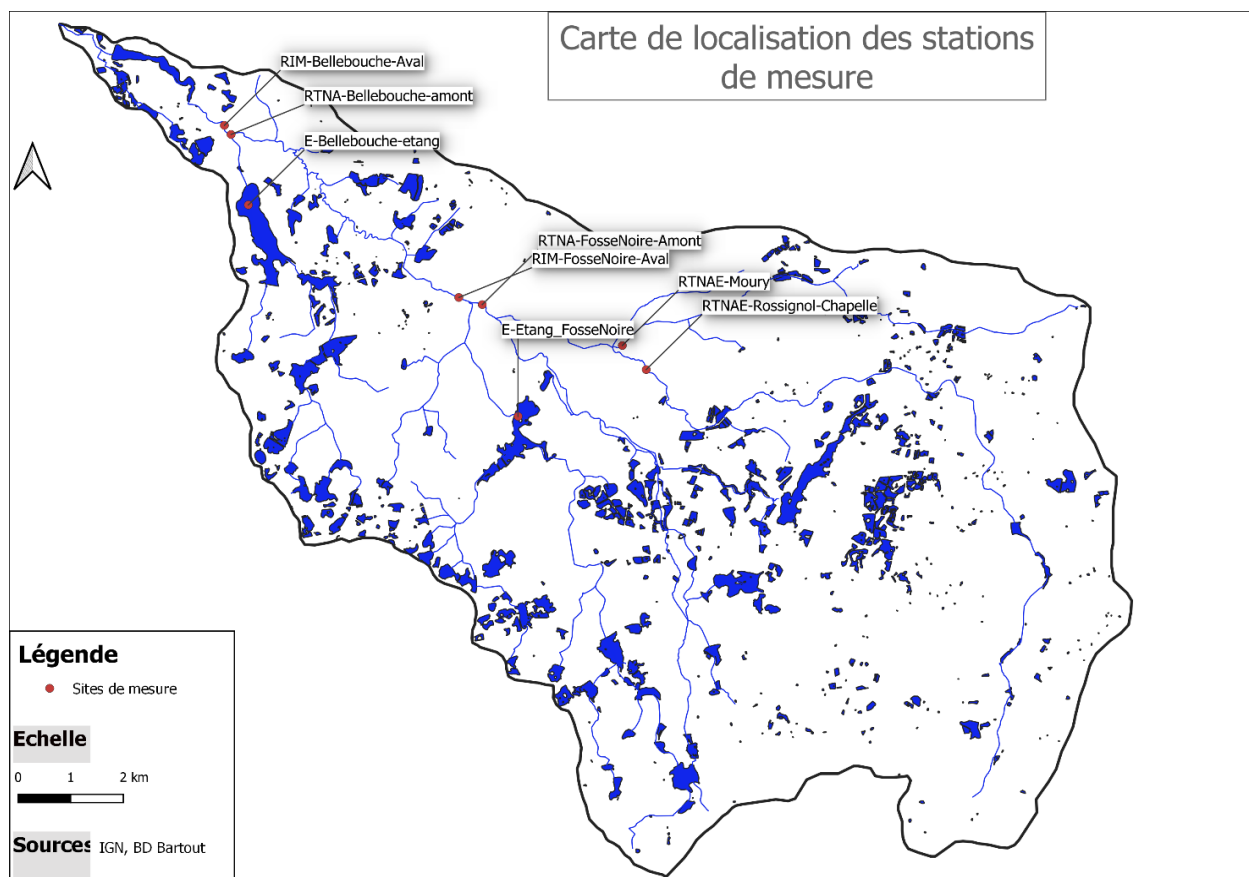
- A- **Le suivi en milieu lentique (étang)** : (E) sur schéma. La station matérialise les analyses réalisées directement dans l'étang avant, pendant et après la vidange. Les mesures au sein de l'étang permettent

de comprendre les processus propres au plan d'eau. L'étang n'est plus perçu comme une boîte noire mais, au contraire, son fonctionnement est pris en compte dans les mesures d'impact.

B- Le suivi en milieu lotique (rivière) :

1. Les stations dites impactées (R_{IM}). Ce sont les stations de suivi des évolutions liées à la vidange situées à l'aval de la chaîne d'étangs. À noter que ces stations sont également appelées impactées même au début du suivi et ce même si elles n'ont pas encore subi de vidange. Un des objectifs des mesures de l'impact de la vidange d'étang est de savoir quel est le linéaire pouvant être influencé par la vidange. En fonction de la quantité d'eau, de la présence d'affluents intermédiaires ou d'autres perturbations, la longueur du linéaire va différer. Avant tout, cette approche permet de ne pas se limiter à la sortie immédiate de l'étang, là où l'impact risque d'être le plus important, mais bien de l'étudier sur plusieurs kilomètres à l'aval.
2. Les stations dites témoins non altérés (R_{TNA}). Il s'agit des stations localisées en amont qui ne subissent pas l'altération liée à la vidange. L'objectif est de trouver une station où les pressions subies (hors vidange) sont les mêmes que celles de la station impactée. Une attention particulière sera donnée au radier le plus en amont et celui le plus en aval de la station de mesure.
3. Les stations dites témoins non altérés externes (R_{TNAE}). Il s'agit de stations externes au site d'étude, situées sur un tronçon d'un autre cours d'eau qui présentent une situation hydro-climatique et géographique proches de la station impactée, mais qui ne subissent pas de vidange. Elles permettent de comprendre l'impact des facteurs environnementaux liés à la saison d'étude.

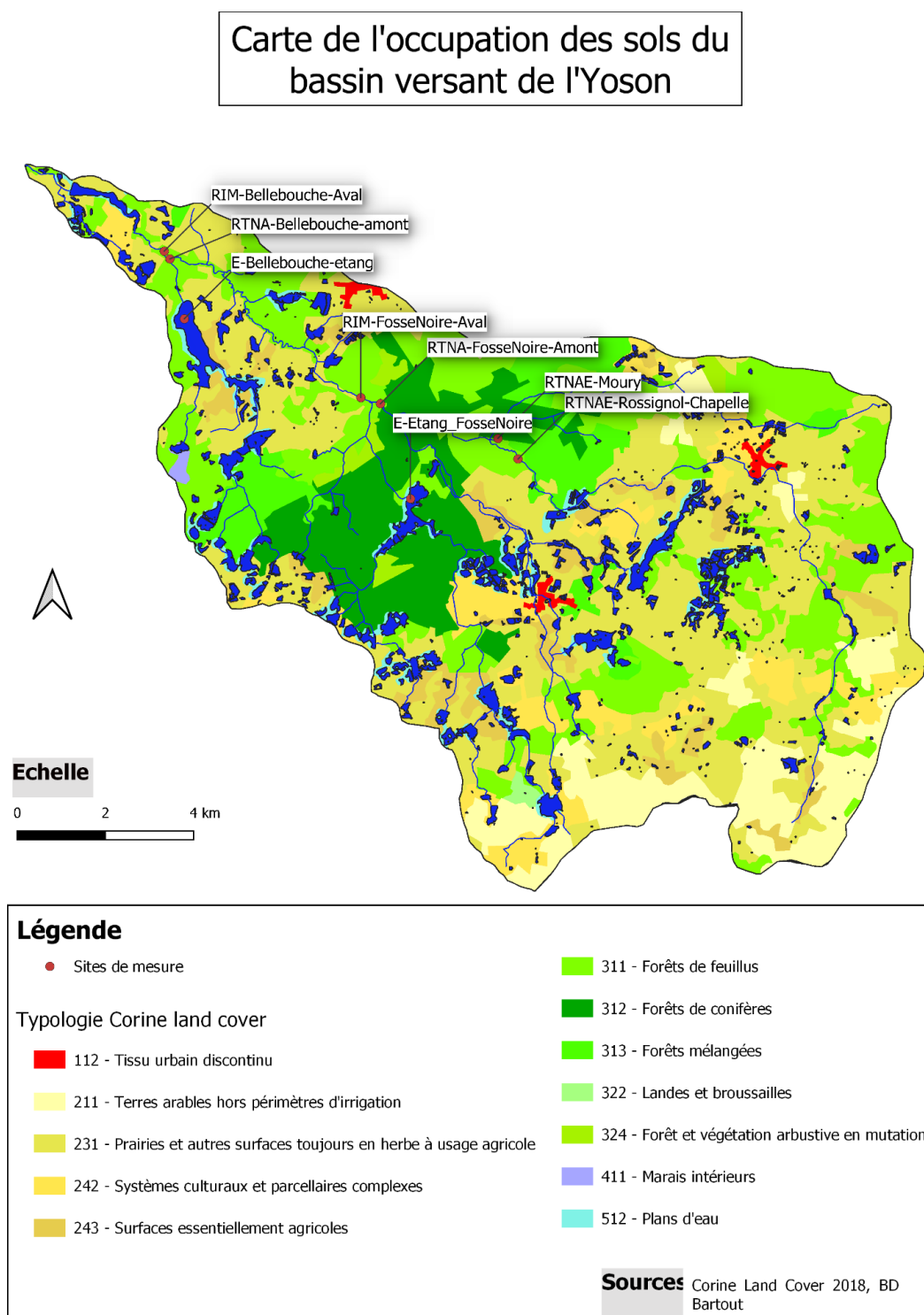
Figure 1 : Schéma de principe de la localisation des stations monitorées



2.2 CONTEXTE GEOGRAPHIQUE DE LA ZONE D'ETUDE

Les sites étudiés sont sur le bassin versant de l'Yoson, sous-bassin versant de la Claise dans le département de l'Indre. Ce bassin versant est une tête de bassin avec des cours d'eau de plaine sur substrat sableux et argileux dominant. L'Yoson a la particularité d'avoir une multitude de plans d'eau de toutes tailles dont une grande partie est utilisée pour la pisciculture extensive.

Figure 2: Carte de l'occupation des sols du bassin versant de l'Yoson



Les sites de mesure sont localisés principalement en aval de zones forestières ou de surfaces essentiellement agricoles avec d'importantes zones naturelles. Les bassins des RTNAE sont à dominante agricole pour le Rossignol et forestière pour Moury. Les bassins versants de Fosse Noire et Bellebouche amont et aval sont à environ un tiers de prairies, un tiers agricole et un tiers forestier (Tableau 1) d'après les données de la base Corrine Land Cover. Les forêts dominantes sont les forêts de feuillus.

Tableau 1 - Pourcentage d'occupation des sols des bassins versants des stations de mesure

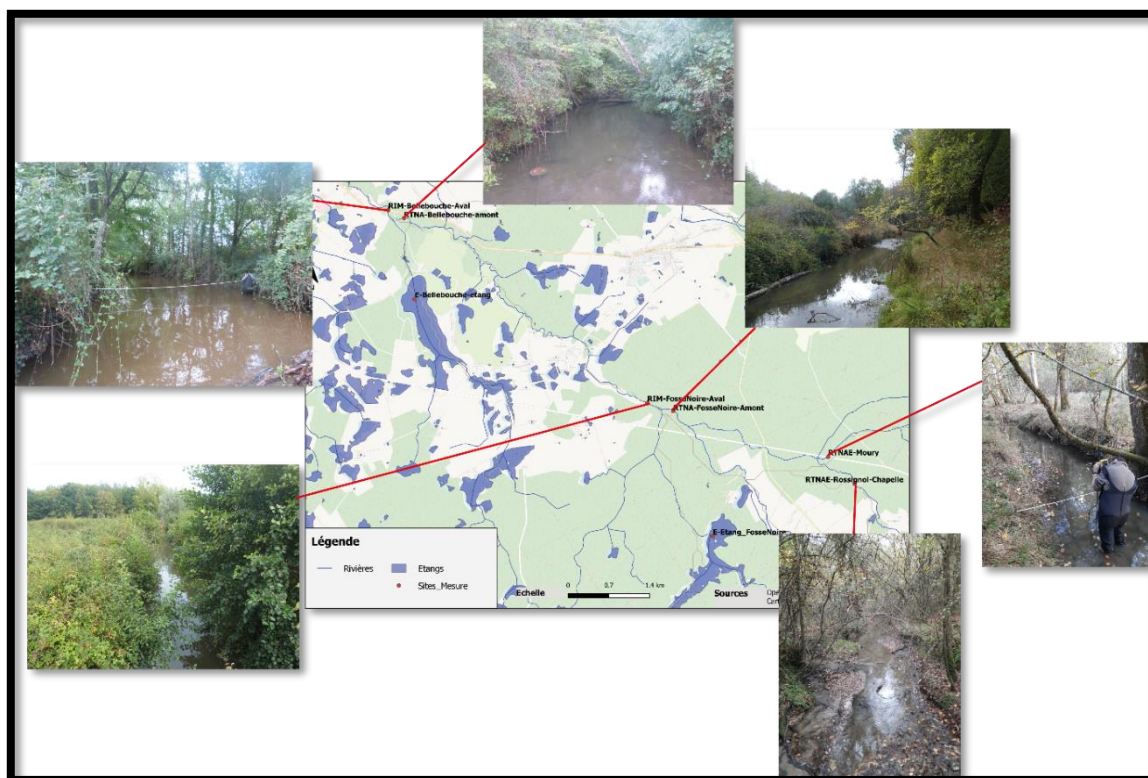
Code CLC 18	Typologie	RTNAE Rossignol	RTNAE Moury	RTNA Fosse Noire amont	RTNA Bellebouche amont	RIM Fosse Noire aval	RIM Bellebouch e aval
112	Tissu urbain discontinu	0.2%	0.3%	0.3%	0.4%	0.3%	0.4%
231	Prairies	30%	33%	23%	29%	25%	30%
211-242-243	Surface agricole	45%	5%	38%	35%	36%	33%
311-312-313	Forêt	24%	62%	37%	35%	35%	33%

Les bassins versants des sites étudiés ont des caractéristiques topographiques assez similaires de cours d'eau de plaine. La grande disparité entre les bassins versants réside dans la longueur de cours d'eau drainant l'espace et le rang de Strahler. Les références sont situées en tête de bassin avec des longueurs de cours d'eau réduites, inférieures à 15km, et un rang de Strahler de 1. Les stations RTNA ou RIM sont quant à elles situées sur des cours d'eau de rangs de Strahler plus importants (2 et 3), et des longueurs et densités de cours d'eau dépassant les 50km de linéaire (Tableau 2). Il y a une différence de morphologie et de type de cours d'eau des stations RTNAE et RIM.

Tableau 2 - Caractéristiques des bassins versants des sites de mesure

Bassins versants	Altitude moyenne (m)	Altitude minimale (m)	Altitude maximale (m)	Pente moyenne (degré)	Longueur de Cours d'eau (km)	Rang Strahler
BV_RTNAE_Rossignol	138	115	175	0.66	15.35	1
BV_RTNAE Moury	127	115	134	0.47	12	1
BV_RTNA FN amont	132	107	175	0.59	48.05	2
BV_RIM FN aval	129	107	175	0.59	72.75	3
BV_RTNA BBamont	127	99	175	0.62	82.35	3
BV_RIM BB aval	126	97	175	0.62	92.95	3

Figure 3 - Carte et photo des stations de mesure en cours d'eau



2.2.1 CARACTERISTIQUES DES CHAINES D'ETANGS

L'étude se focalise sur les deux chaînes d'étangs du bassin versant de l'Yoson. Elles sont caractérisées par la multitude d'étangs à l'amont (33 pour Bellebouche et 79 pour Fosse Noire) et par la présence d'un grand étang avec un volume conséquent à l'aval (1 025 000 m³ pour Bellebouche et 649 000 m³ pour Fosse Noire).

Ces deux étangs sont gérés pour une pisciculture extensive avec une vidange annuelle pour la pêche du poisson¹. Les deux chaînes d'étangs relient le dernier étang de la chaîne avec le milieu récepteur via un chenal de vidange dont les caractéristiques sont une largeur respective de 3.3m et 4.1m et d'une longueur de 1.3 km et 2.5 km pour Bellebouche et Fosse Noire (cf. Tableau 3).

Les deux chaînes d'étangs ont des caractéristiques différentes pouvant modifier l'effet des vidanges. La typologie de la vidange est également importante afin de déterminer cet impact. La gestion de la vidange diffère selon les ouvrages en place, l'opérateur et les conditions météorologiques demandant parfois des ajustements de débit.

¹ Seule la vidange de 2019 n'a pas été réalisée pour les deux étangs

Tableau 3 - Caractéristiques des chaînes d'étangs et cours d'eau mesurés

	Chaîne d'étangs de Bellebouché	Chaîne d'étangs de Fosse Noire	RTNAE Moury	RTNAE Rossignol
Nombre d'étangs en amont connectés au réseau hydrographique	33	79	6	11
Superficie du bassin versant (km²)	15.8	26.9	16.6	24.7
Distance avant confluence du dernier étang (km)	1.3	2.5	3.4	1.9
Nombre d'affluents avant confluence	0	1	1	1
Largeur moyenne du chenal en aval de la sortie de chaîne d'étangs (m)	3.3	4.1	2.2	2.1
Dernier étang de la chaîne:				
Fonction de l'étang	Pisciculture /loisirs	Pisciculture	/	/
Propriétaire	Commune/Département	Privé	/	/
Durée moyenne de la vidange	31 jours	22 jours	/	/
Récurrence de la vidange	Annuelle	Bisannuelle	/	/
Système de vidange	Vanne de fond	Vanne de fond	/	/
Superficie de l'étang	54 ha	37 ha	0.4	3.5
Profondeur maximale (m)	3.7	4.2	/	/
Volume de l'étang (m3)	1 025 000	649 000	/	/

2.2.2 CLIMATOLOGIE ET METEOROLOGIE

La zone d'étude est située en climat océanique dégradé avec des précipitations moyennes de 737 mm par an sur la normale 1981-2010 à la station Châteauroux-Déols (MétéoFrance). Le climat est caractérisé par l'absence de période sèche sur l'année dans des conditions normales.

Entre octobre 2020 et octobre 2021, le cumul de précipitations a été mesuré à 864 mm. Lors de la période de mesures, deux événements hydroclimatiques ont eu lieu, un du 29 janvier au 2 février 2021, et un second du 13 au 15 juillet 2021. Une intensité de pluie de 36mm en 24h a été relevée le 13 juillet 2021. Les deux événements pluvieux ont entraîné des crues de l'Yoson avec des profils différents. La crue de l'été 2021 a été éclair avec une forte intensité mais une durée courte, avec un pic de crue atteint en quelques heures tandis que la crue de l'hiver 2021 a été plus modérée, avec une intensité moindre mais une durée plus importante sur plusieurs jours (Figure 5).

Figure 4 - Précipitations du 1er octobre 2020 au 1er septembre 2021 (MétéoFrance)

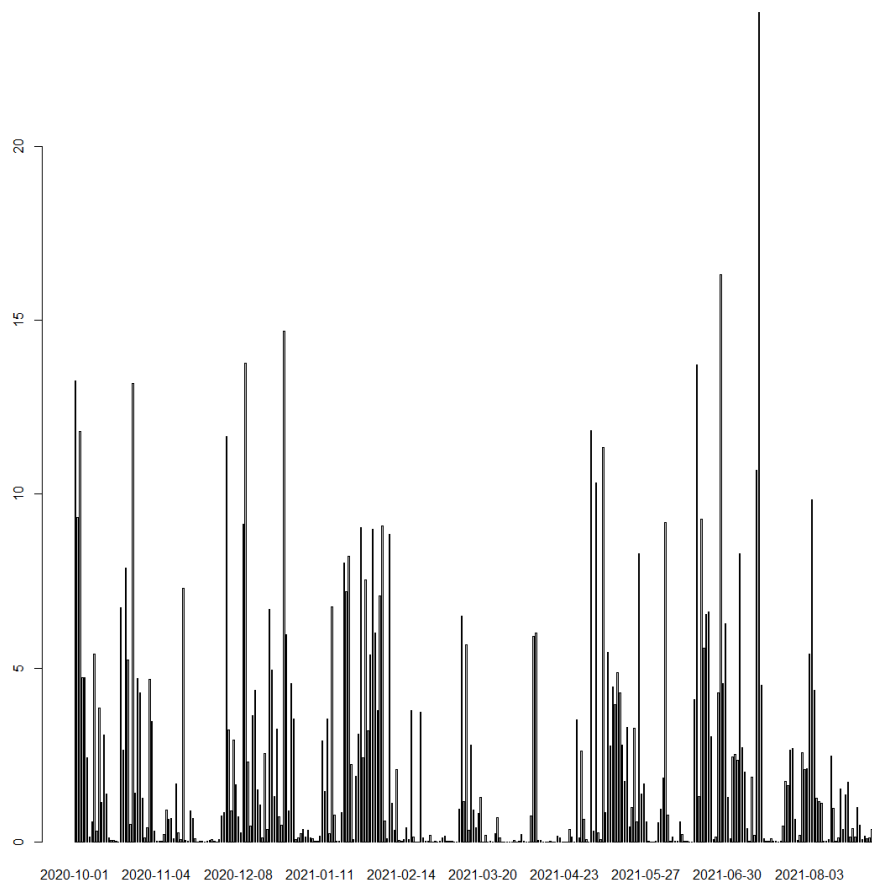


Figure 5 - Evolution des hauteurs d'eau à la station de Bellebouche aval (données horaires avec capteur atmosphérique immergé) du 25 novembre 2020 au 5 août 2021



2.2.3 PARTICULARITE DE L'ETUDE

Cette étude tient son originalité dans la localisation des points de mesure et la comparaison spatio-temporelle entre les sites et avec une crue qui en font un protocole novateur.

Dans un premier temps, il est important de souligner que les points de mesure sont tous situés sur cours d'eau (Yoson et affluents). L'impact de la vidange n'est pas mesuré sur le fossé de vidange à l'aval immédiat du plan d'eau mais sur le cours d'eau récepteur plus à l'aval. Cette particularité a été choisie afin d'évaluer l'impact réel sur le milieu récepteur et non sur le fossé de restitution creusé exclusivement pour les vidanges d'étang et donc à sec une grande partie de l'année. Ce dernier n'est considéré comme le milieu de transfert des flux depuis la chaîne d'étang vers le cours d'eau récepteur. De fait, les valeurs peuvent différer considérablement de celles prises directement à l'amont puisque le fossé de vidange sépare le milieu émetteur (étang) du récepteur (cours d'eau) de respectivement 1,3km et 2,5 km pour l'étang de Bellebouche et celui de Fosse Noire. Cette structuration est spécifique aux étangs piscicoles de la Brenne et est adapté à cette région.

En complément, nous pouvons ajouter que nous étudions l'impact d'une chaîne d'étang matérialisée par une multitude d'étangs et la présence en aval de l'étang le plus volumineux. Les étangs de Bellebouche et de Fosse Noire font partie des étangs les plus grands et volumineux du bassin versant. Nous pouvons considérer ces impacts comme maximaux sur le bassin versant.

Cette étude est réalisée sur une année complète permettant de recontextualiser le rôle des vidanges dans le processus global de fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

3 MATERIEL ET METHODES

1.1 MATERIEL UTILISE

- **Sonde multi-paramètres Aquaread AP 2000** : mesures de pH, conductivité, turbidité, salinité, température et oxygène dissous.
- **Sondes de température** Hobo Pro temp V2 réglées en continu, programmées pour des mesures horaires (1h).
- **Courantomètre FlowTracker 2** pour les mesures de débit afin de ne pas se limiter aux valeurs de concentration mais de se rapporter aux flux en ayant les données de volume d'eau écoulé. Mesures de vitesse et débit par doppler sur la colonne d'eau.
- **Échantillonneur de charge de fond Helley-Smith.**
- **Benne à sédiment.**
- **Bâtonnets** pour évaluer le colmatage, massettes et **barre à mine.**
- **Piges limnimétriques, décamètres, clinomètres.**
- **Flaconnage d'1L** adapté à la mesure de MES et glacière réfrigérée pour le transport jusqu'au laboratoire.
- **Filet Surber** pour l'I2M2, flaconnage adapté, alcool, pipette, et glacière réfrigérée pour le transport jusqu'au laboratoire.

1.2 METHODOLOGIE

Les éléments mesurés seront les suivants :

Limnimétrie	- mesures de débit
Débit solide	- charge de fond - matières en suspensions (MES)
Physico-chimie	- Température - taux d'oxygène dissous - conductivité - turbidité - pH - ORP - TDS
Hydrobiologie	- indicateur sur les invertébrés benthiques : I2M2
Colmatage	- méthode des bâtonnets Carhyce

Les protocoles de mesures sont présentés dans les deux milieux étudiés, à savoir en milieu lotique (rivière) et en milieu lentique (étang).

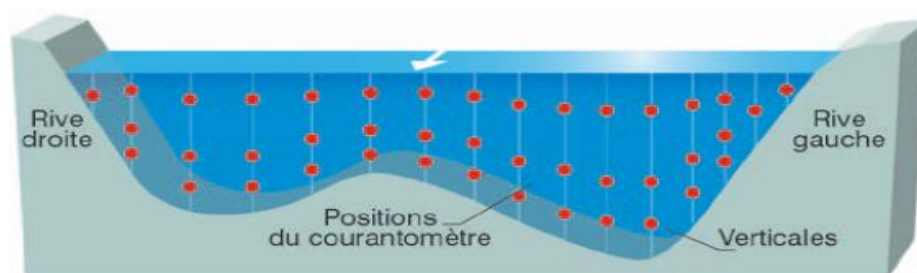
3.1 LES PROTOCOLES MIS EN PLACE AU DROIT DES STATIONS SUR LE MILIEU LOTIQUE (LE MILIEU RECEPTEUR - RIVIERE)

3.1.1.1 MESURES DE DEBIT LIQUIDE

Le courantomètre doppler FlowTracker 2 est utilisé afin de collecter les données de débit et de vitesse en rivière. L'instrument utilise une sonde électromagnétique (ADP) et est performant et multi-tâches, comme le calcul du nombre de points d'échantillonnage et de leur profondeur, sont automatisées.

La méthodologie d'échantillonnage est celle de l'exploration du champ de vitesse, décrite dans le protocole « *Contrôle des débits réglementaires Application de l'article L. 214-18 du Code de l'environnement* » :

- On choisit un transect situé dans une partie la plus rectiligne possible de la station de mesure et on s'assure de l'absence d'obstacles pouvant altérer les données.
- Dans chaque transect est placé un nombre suffisant de verticales, afin d'avoir une représentation correcte de la quantité d'eau qui traverse la section du cours d'eau. Si la section est suffisamment large, on place à minima 11 verticales, si elle est étroite, on place à minima 6 verticales (statistiquement l'idéal est de disposer d'un échantillon $n > 15$).
- Dans chaque verticale sont positionnés plusieurs points de mesure, afin de mesurer la vitesse de l'écoulement. Le nombre et la profondeur des points est défini par le courantomètre.
- À la fin de l'opération le courantomètre crée un fichier qui montre le profil de la section, son débit et le débit pour chaque verticale.

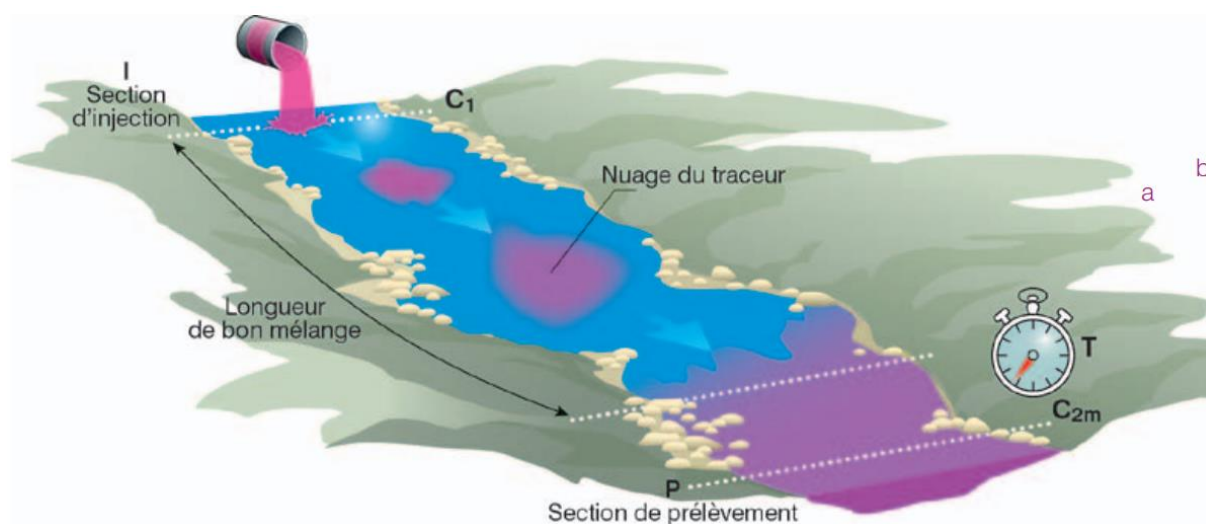


3.1.1.2 METHODE DE JAUGEAGE AU SEL

Pour les débits les plus réduits, inférieurs à 10 l/s, la méthode avec le courantomètre amène des marges d'erreur conséquentes. Pour ces débits, la méthode de jaugeage au sel (méthode par dilution) est préférée. La méthode choisie est celle de l'injection instantanée de sel, précédemment dilué dans l'eau, avec un capteur enregistreur de salinité (Sonde Aquaread AP2000), développée par R. BENISCHKE & T. HARUM (1990). La longueur de bon mélange, soit la distance suffisante entre la zone d'injection et celle de mesure, est estimée sur site selon les particularités locales. Les quantités de sels minéraux utilisés sont conformes avec la législation concernant les déversements occasionnels et de courte durée de substances étrangères dans les milieux aquatiques. La mesure est effectuée dans une zone avec une turbulence suffisante pour permettre le mélange du traceur et éviter sa

réention dans le milieu². Un minimum de trois transects est effectué afin de connaître les hauteurs d'eau et donc la section mouillée. Cette méthode se révèle être particulièrement efficace dans les cours d'eau qui présentent des débits ou une lame d'eau très faibles, qui ne peuvent pas être mesurés à l'aide d'un courantomètre.

Figure 6 - Exemple de schéma de mesure de débit par dilution (Le Coz et al., 2011)



3.1.1.3 LE DÉBIT SOLIDE

Le débit solide est mesuré par l'analyse de la charge de fond et de celle en suspension dans la rivière.

3.1.1.3.1 LA CHARGE SOLIDE

Pour échantillonner la charge de fond, l'échantillonneur *Helley-Smith*, qui se compose d'une ouverture carrée ou rectangulaire à laquelle est fixé un filet à mailles fines (250 μ) servant à retenir les sédiments, est utilisé. Positionné sur le lit d'un cours d'eau, les sédiments qui composent la charge de fond rentrent par l'ouverture de l'échantillonneur et s'accumulent dans le filet, lesquelles seront ensuite retirées pour être analysées. Utilisant l'échantillonneur *Helley-Smith*, l'échantillonnage se fait sur plusieurs sections en travers d'un cours d'eau, suivant l'une de ces méthodes :

- Le SEWI (Single equal-width-increment), où l'échantillonnage advient dans une section en travers découpée en vingt verticales distribuées uniformément. L'opération d'échantillonnage doit être exécutée d'une berge à l'autre et elle doit être répétée deux fois. Dans chaque verticale le temps d'échantillonnage doit être égal et les échantillons peuvent être récoltés dans un échantillon unique pour l'ensemble des verticales ou dans des échantillons séparés, un pour chaque verticale.
- Le MEWI (Multiple equal-width-increment), où l'échantillonnage advient dans une section en travers découpée en quatre ou plus verticales uniformément distribuées. L'opération doit être exécutée d'une berge à l'autre, retournant toujours à la berge de départ une fois que la section a été traversée, quarante

² ibid

échantillons seront collectés. Si les échantillons sont récoltés séparément, il n'est pas nécessaire que le temps d'échantillonnage soit égale dans chaque verticale. Au contraire, si les échantillons sont collectés dans un échantillon unique pour tout la section le temps d'échantillonnage doit être égal dans chaque verticale.

- Le UWI (Unequal width-increment), où l'échantillonnage advient dans une section en travers découpée en quatre ou des sections plus verticales qui ne sont pas uniformément distribuées. L'opération doit être exécutée d'une berge à l'autre, retournant toujours à la berge de départ une fois que la section a été traversée, afin qu'un minimum de quarante échantillons soit récolté.

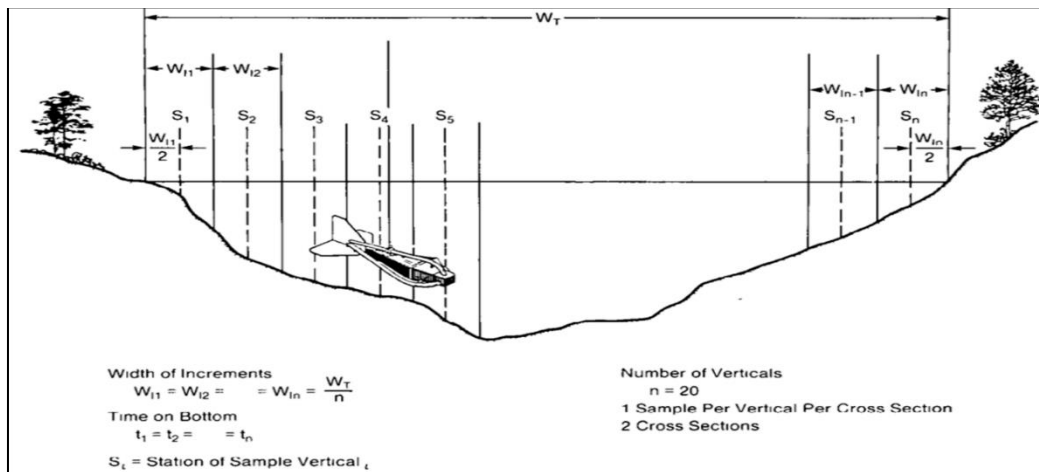
La méthode utilisée pour l'étude est celle de SEWI.

Plusieurs méthodes sont possibles pour calculer la charge de fond totale d'une section. La plus simple reste la suivante : si dans chaque verticale le temps d'échantillonnage est égal, les verticales sont distribuées uniformément, le premier échantillon doit être collecté à la moitié de la première verticale. Ainsi, la charge de fond peut être calculée avec la formule suivante :

$$Q_B = K \frac{W_T}{t_T} M_T$$

Où:

- K est un facteur de conversion
- W_T est la largeur totale de la section en travers ;
- t_T est le temps total d'échantillonnage dans la section transversale ;
- M_T est la masse totale des échantillons collectés dans chaque verticale de la section transversale ;

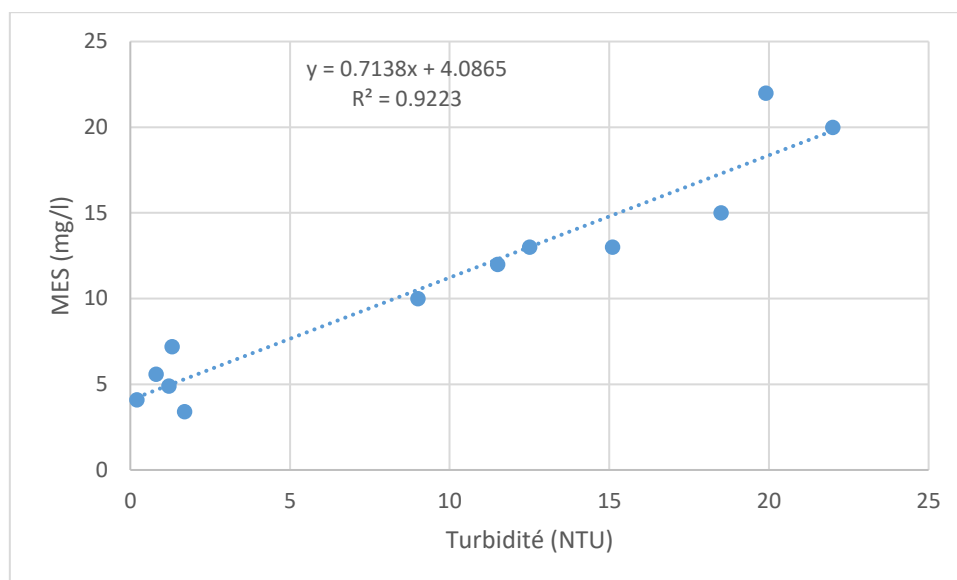


3.1.1.3.2 LA CHARGE EN SUSPENSION

Sur un système de tête de bassin à faible pente, la majorité du transport solide peut se réaliser lors des crues et potentiellement sous forme de transport par suspension. Ici, le timing de prélèvement est prépondérant. Le prélèvement est réalisé suivant les prérogatives et normes en vigueur et avec un flaconnage adapté. Ensuite les analyses seront réalisées dans le laboratoire COFRAC. Les analyses ont été réalisées par filtrage avec un filtre M-AP40 en laboratoire.

En complément des prélèvements de MES, des mesures de turbidité ont été effectuées. La turbidité par mesure optique permet de mesurer les particules en suspension non dissoutes mais dépend des types de sédiment (taille) et de leur couleur. Une analyse de corrélation entre les MES et la turbidité montre une corrélation élevée sur 12 échantillons avec un $R^2=0.923$.

Certaines valeurs minimales sont plus aléatoires, notamment liées à la faible quantité d'eau nécessitant de mobiliser les sédiments du fond lors de la mise à l'eau de la sonde.



3.1.2 LE COLMATAGE

Le colmatage désigne les dépôts de sédiments fins ou de matière organique qui s'infiltrent dans les interstices du milieu benthique et hyporhéique.

Il est possible d'appréhender l'intensité du colmatage du lit des cours d'eau en évaluant la profondeur d'oxygénation du substrat via le développement de bactérie sulfo-réductrices sur des supports en bois. Cette méthode issue du protocole CARHYCE (OFB, 2017) consiste à implanter 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. Ce changement de couleur est lié aux activités microbiennes stimulées par le substrat carboné. La couleur noire est sans doute attribuable à un dépôt de sels de manganèse. Cette méthode offre donc une mesure intégrative et fonctionnelle des conditions d'oxygénation du milieu. Les substrats artificiels sont des carrelets de bois clair (pin ou sapin non traité), de 8 x 8 mm et d'une longueur de 30 cm. Un trou est percé à 1 cm de l'extrémité supérieure du piquet afin d'y attacher un fil électrique gainé de plastique coloré qui permettra d'identifier la position des substrats immergés.

Après avoir repéré deux radiers (ou plats courants) sur la station, quatre substrats artificiels en bois sont installés sur la tête de chacun d'entre eux, transversalement par rapport à l'écoulement. Si un seul radier (ou plat courant) est disponible, la manipulation n'est réalisée qu'une seule fois, au niveau de celui-ci. Les substrats artificiels sont mis en place directement à la main dans les ruisseaux à fond sableux, ou après avoir implanté une barre à mine dans les sédiments plus grossiers. La profondeur du trou doit être d'environ trente centimètres, de façon à ce que l'extrémité supérieure du piquet affleure au niveau du substrat. Un mois après l'installation de ces dispositifs expérimentaux, une deuxième visite de terrain est pratiquée par les opérateurs afin de les récupérer. Lors de leur retrait, la longueur entre le sommet du piquet (partie affleurant l'eau) et la première zone de noircissement (même ponctuelle) d'une des quatre faces est mesurée en centimètres (précision millimétrique) avec un double-décimètre. Le passage de la couleur claire au noir renseigne sur la profondeur à partir de laquelle le milieu devient

anoxique. Par exemple, pour un substrat totalement colmaté, la zone de noircissement sera rencontrée dès le sommet du bâton (profondeur mesurée = 0,0 cm) ; à l'inverse, pour un substrat totalement poreux, il n'y aura aucune zone de noircissement (profondeur mesurée = 30,0 cm).



Les bâtonnets ont été installés le 4 octobre 2020 et récupérés et analysés le 27 octobre 2020.

3.1.3 HYDROBIOLOGIE

Afin de mesurer l'impact hydrobiologique des vidanges d'étangs, le protocole I2M2 est déployé ; la méthodologie de terrain suit la méthode macro-invertébrés dite « MPCE » (normes 90-333 et 90-388).

Les prélèvements sont réalisés selon la norme AFNOR, NF T 90-333:2016 - Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. Cette norme demande de prélever 12 échantillons élémentaires, répartis en trois phases :

- Phase A : 4 substrats marginaux (dont la superficie ne dépasse pas 5%), globalement les plus hospitaliers ;
- Phase B : 4 substrats dominants (dont la superficie fait au moins 5%), globalement les plus hospitaliers ;
- Phase C : 4 substrats dominants complémentaires, au prorata de leur superficie.

Cette méthode, si elle permet d'appréhender la diversité des substrats (et, dans un deuxième niveau, des vitesses de courant) d'un point de prélèvement, n'est pas forcément adapté pour mettre en évidence des perturbations, si les stations amont-aval comportent des substrats (ou vitesses) nettement différents, non liées à la perturbation à étudier.

Ce protocole permet un aperçu des organismes benthiques qui peuplent un cours d'eau dans un tronçon donné. Il est adapté aux prescriptions de la Directive Cadre sur l'Eau, prenant en compte le type de cours d'eau et calculant un écart avec un état de référence : ceci est exprimé en EQR (Ecological quality ratio), qui peut aller de 1 (peuplement conforme à la référence) à 0 (peuplement complètement perturbé). En outre, il prend en compte la polluo-sensibilité des espèces, la fréquence en taxons ovovivipares ou polyvoltins dans le peuplement et il décrit la structure taxonomique du peuplement ; ces métriques sont exprimées en EQR (de 0 à 1).

Un I2M2 a été réalisé, avant la vidange, sur chaque station de mesure (soit un total de 6 I2M2). Les six I2M2 permettent une analyse synthétique et spatiale de l'ensemble du fonctionnement biologique du cours d'eau avant l'effet de la vidange.

Figure 7: dates de prélèvements I2M2 dans le cours d'eau au droit des stations. Seule Belle02 a été prélevée au tout début de la vidange

Bassin versant	2020 (avant vidange)
RTNA Bellebouche amont	04/10/2020
RIM Bellebouche aval	04/10/2020
RTNA Fosse Noire aval	04/10/2020
RIM Fosse Noire aval	04/10/2020
RTNAE Moury	05/10/2020
RTNAE Rossignol	05/10/2020

3.1.3.1 CONDITIONS DE PRELEVEMENT

Le prélèvement de 2020 sur Bellebouche aval avait été réalisé dans des conditions spéciales, en effet le prélèvement a eu lieu pendant le début de la vidange de l'étang.

Les conditions d'application de la norme de prélèvement AFNOR NF T90-333 ont été bonnes (accès au site, établissement du plan d'échantillonnage et prélèvements), excepté :

- pour la station RIM Bellebouche aval : Conditions de turbidité et de hauteurs d'eau importantes liées au début de la vidange
- pour la station RTNAE Rossignol : condition de débit très faible ; limite de respect de la taille minimale des habitats (20 cm²).
- pour la station RTNAE Moury : condition de turbidité assez importante réduisant la visibilité.

Les 6 opérations de prélèvements ont été réalisées dans de bonnes conditions hydrologiques (consultation de la banque HYDRO sur une station proche), non pénalisantes pour les macro-invertébrés aquatiques :

- 1) absence de crues ou d'assecs pénalisants (hors RIM Bellebouche aval en condition de vidange, possible assec sur Rossignol durant l'été 2020) ;
- 2) absence de conditions hydrologiques extrêmes précédant la phase d'échantillonnage.

3.1.3.2 OBSERVATIONS DE TERRAIN DES STATIONS

Les observations terrains permettent de caractériser les stations et d'évaluer leur capacité à être utilisées pour les prélèvements I2M2.

Les stations ne sont pas artificialisées (abord, berge, lit mineur) et sont diversifiées en termes d'habitats et de classes de vitesse du courant.

- En première hypothèse, la station RTNAE Moury est considérée comme une référence. Au vu du manque de diversité des écoulements et des substrats présents sur la station, il est très peu probable que celle-ci le soit.
- La station RTNAE Rossignol est caractérisée par une taille des habitats limite pour réaliser les prélèvements au filet surber.
- La station RTNA Bellebouche amont est une station aux habitats très diversifiés qui, au moment des prélèvements ne présentait pas un débit important (de l'ordre de 5 litres par seconde) ne perturbant pas le bon déroulé de l'application du protocole.
- La station RIM Bellebouche aval, en aval de la confluence avec le canal de vidange, avait des hauteurs d'eau relativement importantes au moment de la mise en œuvre du protocole en 2020. La station est sous influence d'un radier béton du pont de la départementale. Lors du premier passage en 2020, la station souffrait d'un colmatage par les sables.
- La station RTNA Fosse Noire amont a la présence d'un ouvrage à l'abandon à l'aval. Le lit est colmaté par des sables à l'amont.
- La station RIM Fosse Noire aval présente un ensoleillement fort par déficit de ripisylve. Les abords sont constitués de prairies et de friches.

Les stations présentent une situation relativement proche en termes d'habitabilité. Seuls RTNA Fosse Noire amont dispose de bryophytes.

3.1.4 PHYSICO-CHIMIE

3.1.4.1 TEMPERATURE

Les enregistreurs de température (Hobo Water Temp V2) ont été calibrés pour enregistrer la température toutes les heures, ce qui offre un bon compromis entre la durée et le nombre d'enregistrements et la capacité à mesurer les événements hydrologiques (Webb et Walling, 1983, Touchart, 2007). Le calage des données à un pas de temps horaire permet la comparaison sans manipulations supplémentaires avec les données météorologiques d'une station MétéoFrance ou d'une station indépendante.

Sur chaque site, le nombre d'enregistreurs a été doublé afin de pallier à un problème technique survenant sur un des instruments ou tout simplement à sa perte ou vol. Il est nécessaire de placer les enregistreurs à proximité mais avec des repères différents. Sur certains sites, et notamment des cours d'eau mobiles, il est souhaitable d'établir un protocole afin de définir un ou plusieurs repères sur berges et dans le cours d'eau. Les différences de végétation, de morphologie du cours d'eau au cours des saisons, peuvent entraîner des pertes de repères une fois sur site. Le point GPS reste l'élément le plus fiable, bien que nombre de GPS ne permettent pas la saisie de points en forêt ou dans une ripisylve dense.

Lorsque le calendrier le permet, l'installation des thermomètres enregistreurs en cours d'eau est réalisée lors de l'étiage, en période estivale. Ainsi, le lit mineur est visible et le parcours du filet d'eau permet de ne pas installer des thermomètres dans des zones possiblement à sec durant l'étiage.

Les stations de mesures seront installées, tant que possible, à des distances égales de la sortie d'eau des étangs vidangés étudiés. A l'échelle du site, de nombreux éléments doivent être pris en compte pour une installation efficace et durable. Avant de choisir précisément le site de mesure thermique, il convient de dresser un état des lieux des possibles perturbations. La température est un traceur efficace de la pollution de l'eau (Birkinshaw et Webb, 2010) et elle est donc sensible à la moindre perturbation. Il faut tant que possible repérer et éviter les zones de rejets anthropiques diverses, en aval des stations d'épurations, mais également les perturbations

naturelles telles que les sources et résurgences ou les affluents. Pour chaque site, il est préférable de choisir un ombrage maximal et éviter une rupture de la ripisylve juste à l'amont pouvant augmenter la température durant la période estivale (Bartholow, 2000, Boussion, 2019).

La température est l'élément physique majeur qui conditionne la santé et la qualité des écosystèmes aquatiques. C'est un paramètre synthétique, intégrateur du fonctionnement global du milieu. Il est un paramètre simple à mesurer et donne des indications sur l'état de la masse d'eau. Une analyse plus approfondie, en plan d'eau et en cours d'eau, permet de comprendre les cycles de stratification thermique, l'état trophique ainsi que l'arrivée de masses d'eau externes et donc indirectement de possibles polluants.

La disposition de thermomètres enregistreurs en plusieurs points à l'aval de l'étang étudié permettra d'établir une distance impactée minimale, maximale et moyenne. De véritables analyses spatiales pourront être établies avec la température comme indicateur synthétique des changements physico-chimiques de la masse d'eau en continu, complétées par des mesures physico-chimiques ponctuelles (oxygène dissous, pH, turbidité et Redox).

3.1.4.2 OXYGENE DISSOUS

L'oxygène est un élément essentiel à la vie aquatique. Ses variations peuvent être naturelles, liées à la température de l'eau par exemple, mais également dues à une pollution ou à un problème d'eutrophisation. Des zones d'anoxies dans les parties profondes des plans d'eau sont liées principalement à une stratification thermique forte réduisant les échanges entre l'atmosphère, pourvoyeur d'oxygène, et le fond du plan d'eau, combinés à une consommation bactériologique élevée. Des faibles teneurs en oxygène dans des milieux très peu profonds peuvent également être liées à une forte eutrophisation entraînant une consommation excessive d'oxygène dans le milieu. Enfin, les masses d'eau lenticques et lotiques ont des taux d'oxygène bien souvent différents, avec une saturation en oxygène dans les zones de turbulence, favorisant les échanges air-eau, et des zones de moindre teneur dans les parties moins brassées.

Le taux de dissolution de l'oxygène dans l'eau dépend directement de la température, les deux paramètres devant être mesurés simultanément.

Les mesures ponctuelles sont réalisées avec une sonde Aquaread AP 2000 à capteur optique. Chaque mesure est effectuée à l'intérieur de l'étang et sur l'ensemble des stations. L'importance sera portée à la variabilité spatiale et temporelle de la mesure, avec des mesures rapprochées lors de la période de vidanges. En plan d'eau, un capteur de niveau intégré permet d'indiquer directement la profondeur de mesure et ainsi multiplier les profils rapidement et facilement.

3.1.4.3 PH, CONDUCTIVITE, TURBIDITE ET POTENTIEL D'OXYDO-REDUCTION

L'ensemble de ces éléments seront mesurés avec la sonde Aquaread AP2000 en simultanée en différents points dans l'étang et sur les stations choisies. Equipée d'un GPS intégré, la sonde Aquaread AP2000 intègre directement la localisation géographique des mesures effectuées.

Ces paramètres fournissent une analyse physico-chimique intégratrice et représentative du milieu aquatique. Ils complètent les analyses de charge sédimentaire grâce à la turbidité et donnent un aperçu de la composition ionique du milieu et des possibles perturbations liées à l'augmentation du débit solide et/ou liquide. Ces mesures permettent également de déceler des perturbations provenant de sources autres que celle de la vidange d'étang (rejets anthropiques, apports du bassin versant...).

3.2 LES PROTOCOLES MIS EN PLACE AU DROIT DES STATIONS SUR LE MILIEU LENTIQUE (ETANG)

3.2.1.1 MESURES EN CONTINU

Des enregistreurs de température en continu seront disposés au sein de l'étang à l'aide d'une bouée. A minima trois thermomètres sont disposés de la surface au fond. La chaîne dispose d'un thermomètre à la surface, un à 1m de profondeur et le troisième à 2m de profondeur sur les deux étangs étudiés. Les mesures de température au sein de l'étang permettent d'avoir une connaissance de la dynamique thermique du plan d'eau, ses phases de stratification et de brassages, pouvant avoir un effet sur le milieu récepteur aval.



Figure 8: Exemple d'équipement de chaînes de thermomètres enregistreurs en continu en étangs. Q. Choffel, 2018

3.2.1.2 MESURES PONCTUELLES

Des bathymétries sur les étangs sont réalisées à l'aide d'un échosondeur Doppler trois faisceaux adapté aux plans d'eau peu profonds. L'échosondeur permet de prendre des points toutes les 1,2 secondes lors de la navigation. Le faisceau peut être modifié directement avec un faisceau de 100 khz pour les zones peu profondes (0.1 à 1m), 300 khz pour les zones intermédiaires (0.5 à 5m) et 675 khz pour les zones de plus de 5m. Les bathymétries permettent d'estimer les volumes d'eau déversés lors de la vidange et donc de caler les données de débit à l'aval.

3.3 TEMPORALITE DES MESURES

L'objectif de l'étude est de mettre en place un protocole afin de comprendre et mesurer l'impact des chaînes d'étangs sur le cours d'eau. Pour cela, une temporalité d'une année a été définie afin de replacer l'impact de la vidange dans un fonctionnement hydrologique annuel. La vidange sera donc comparée aux crues et toutes autres évolutions temporelles de l'hydrologie.

Sur chaque site, les mesures effectuées ont été complétées par des mesures de débit afin de pouvoir étudier les flux et pas seulement les concentrations.

Un dispositif de mesures en continu a été installé afin d'effectuer un suivi de la température sur l'ensemble de la période. Ce suivi thermique a été complété par un suivi du niveau d'eau au point RTNA Bellebouche amont afin d'avoir un suivi du niveau d'eau, calibré par des analyses ponctuelles de débit.

Tableau 4: Chronologie des campagnes de mesure

Mesure	Temporalité	Nombre de mesures sur les 6 stations en cours d'eau
Débit liquide	Ponctuel	10
Débit solide	Ponctuel	10
Physico-chimie	Ponctuel	10
Température	Continu	Toutes les heures
Biologie (I2M2)	Ponctuel	1
Hydromorphologie	Ponctuel	1

4 RESULTATS

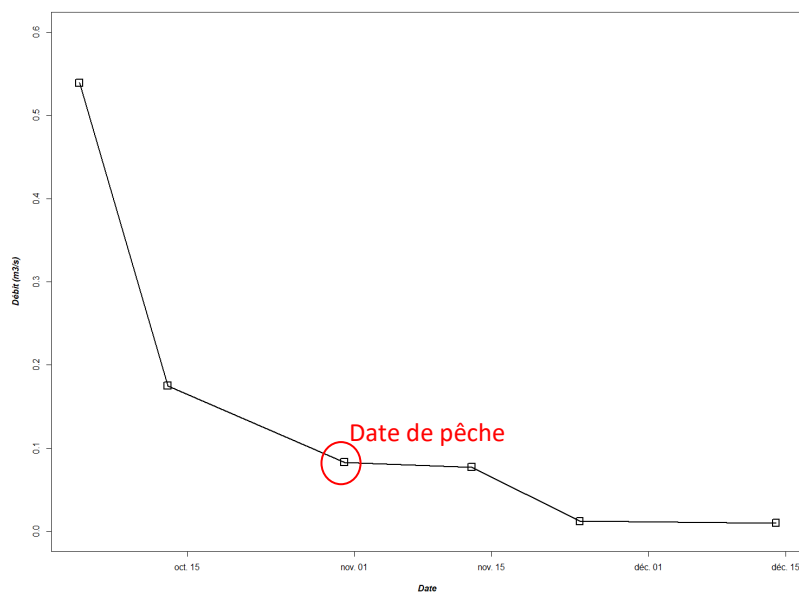
4.1 CARACTERISTIQUES DES DEUX VIDANGES

Les deux chaînes d'étangs ont des caractéristiques différentes mais également des gestions particulières. Les types de vidanges ont été différents entre les deux étangs de Bellebouche et Fosse Noire, pouvant impacter les mesures aux stations.

Etang	Date de début	Date de fin	Durée
Bellebouche	01/10/2020	31/10/2020	30 jours
Fosse Noire	02/11/2020	23/11/2020	22 jours

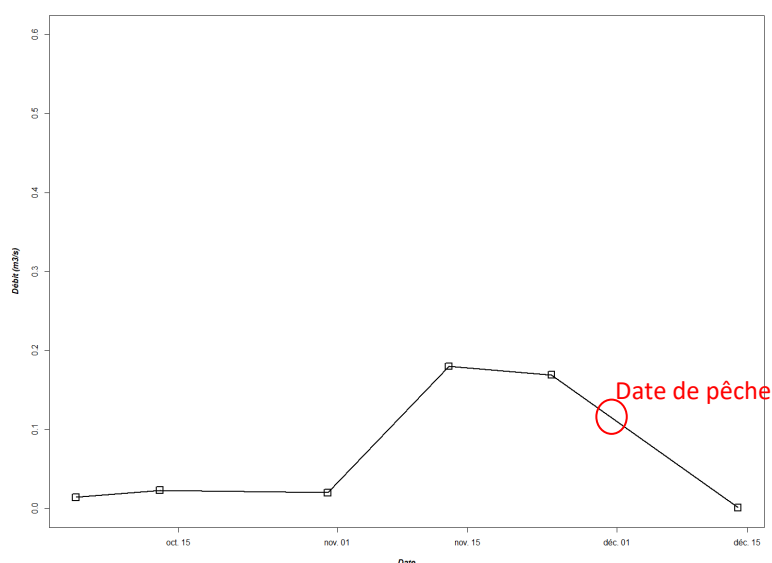
Sur l'étang de Bellebouche, la vidange a débuté le 1^{er} octobre, soit quelques jours avant le début du projet. Nous n'avons pas pu avoir les 3 premiers jours de vidange. Sur cet étang, la vidange a été forte dès le début, avec un débit élevé à 0.55 m³/s en moyenne sur les premiers jours. Ce débit a rapidement diminué avant d'atteindre environ 0.09m³/s sur le milieu de la vidange et jusqu'après la pêche du 31 octobre 2020.

Figure 9 - Débit de vidange de la chaîne d'étangs de Bellebouche



Sur l'étang de Fosse Noire, la vidange a été plus modérée avec un débit maximum mesuré à 0.27 m³/s. Le débit était relativement constant sur l'ensemble de la période de vidange, sans effet de chasse notable.

Figure 10 - Débit de vidange de la chaîne d'étangs de Fosse Noire



Les deux étangs en bout de chaîne ont eu des gestions de vidange radicalement différentes, avec une vidange avec un effet de chasse important et des débits conséquents sur Bellebouche, et une vidange plus douce sur l'étang de Fosse Noire.

4.2 DEBIT LIQUIDE

Les données hydrologiques collectées tout au long de l'étude ont été effectuées en se focalisant sur les débits et les vitesses.

4.2.1 LES QUANTITES D'EAU

La première approche nous montre quelles quantités d'eau ont traversé le réseau hydrographique en étude tout au long de l'application du protocole. Les vidanges des étangs ont provoqué une modification assez remarquable des débits des tronçons de cours d'eau situés à leur aval, comme il est possible d'observer dans la figure 11. À titre d'exemple, le 04/10/2021, au début de la vidange de l'étang de Bellebouche, la station amont était caractérisée par un débit de 0,045 m³/s, alors que celle aval était caractérisée par un débit de 0,584 m³/s, c'est-à-dire une quantité d'eau treize fois plus importante.

De même, le 13/11/2021, au début de la vidange de l'étang de Fosse Noire, la station amont était caractérisée par un débit de 0,096 m³/s, alors que celle aval était caractérisée par un débit de 0,276 m³/s, c'est-à-dire une quantité d'eau trois fois plus importante. Toutefois, les débits engendrés par le largage des eaux des étangs ne sont pas comparables à ceux observés au cours des deux crues qui se sont vérifiées pendant la période d'application du protocole. La première crue est celle qu'on peut observer dans les hydrogrammes de toutes les stations de mesure dans la figure 11 vers la fin de janvier ; la deuxième est celle qu'on peut observer dans les hydrogrammes relatifs aux stations de mesure du Rossignol et du Moury en juillet. Ce dernier événement n'est pas très évident dans les stations de Bellebouche et Fosse Noire, probablement à cause du décalage temporel de ce phénomène entre les deux sites de référence et ceux au niveau des étangs. Dans les premiers les mesures ont été réalisées en pleine crue, alors que dans les deuxièmes elles ont été effectuées quand le pic de la crue n'était pas encore atteint.

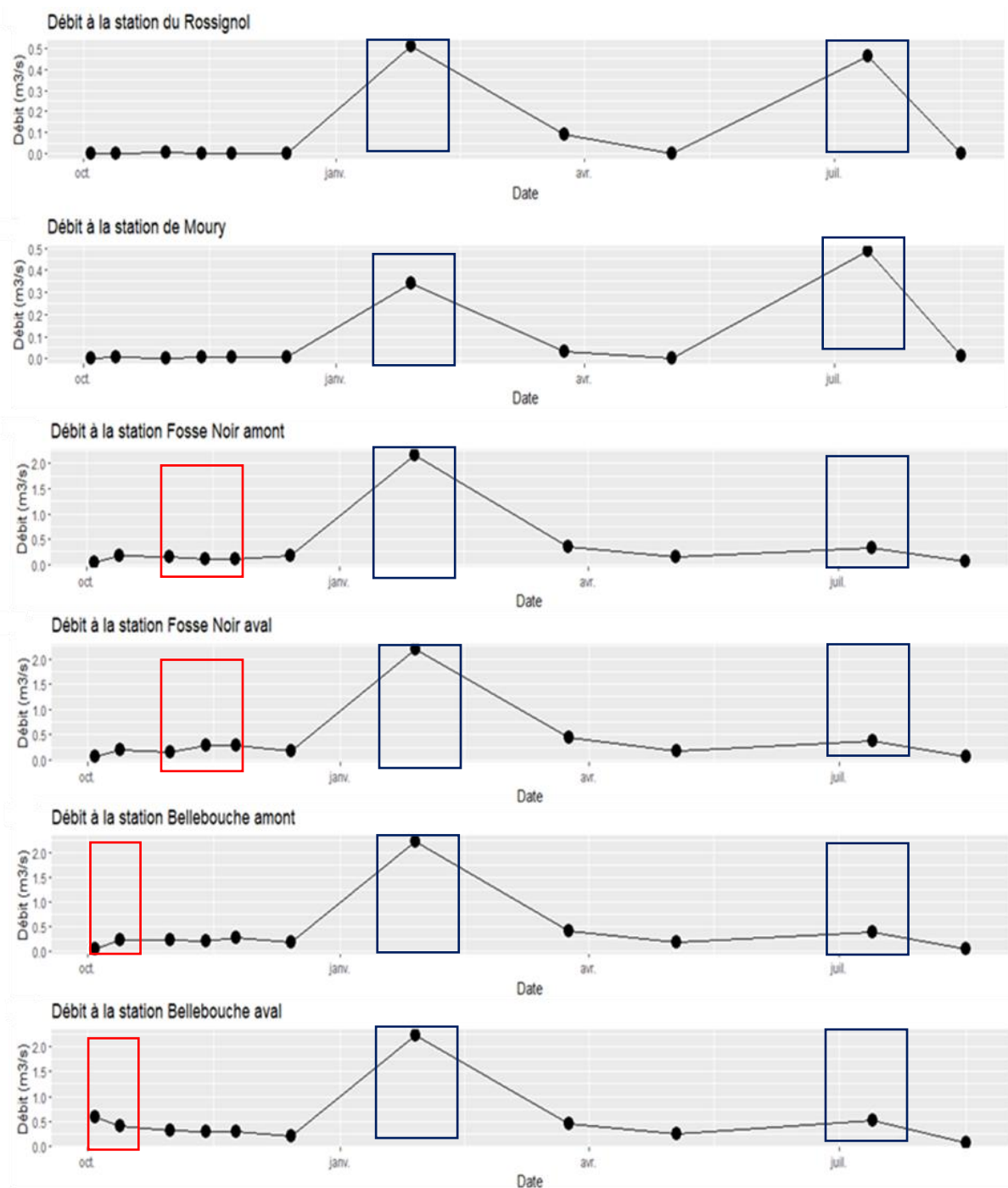


Figure 11 : Les débits mesurés dans les différentes stations de mesure. Les carrés rouges montrent les périodes de vidanges, ceux bleus les périodes des crues.

Comme il est possible de le visualiser sur la figure 12, en étudiant l'évolution du débit de Yoson tout au long de la période d'application du protocole et la contribution des étangs sur la même période, les apports en eau des vidanges des étangs sont conséquents (Figure 12). En effet, les eaux larguées à partir de l'étang de Bellebouche constituent plus de 95% du débit total de Yoson (mesuré à la station la plus à l'aval) et celles larguées à partir de l'étang de Fosse Noire constituent environ 90 % du débit total de la rivière. Ces mesures ont été calculées en soustrayant le débit à l'aval de celui à l'amont de chacune des stations de mesure. En régime normal printanier et estival, sur l'année 2021, le débit des deux chaînes d'étangs représente environ 40% du débit total de l'Yoson, mesuré à l'aval de la dernière chaîne de Bellebouche.

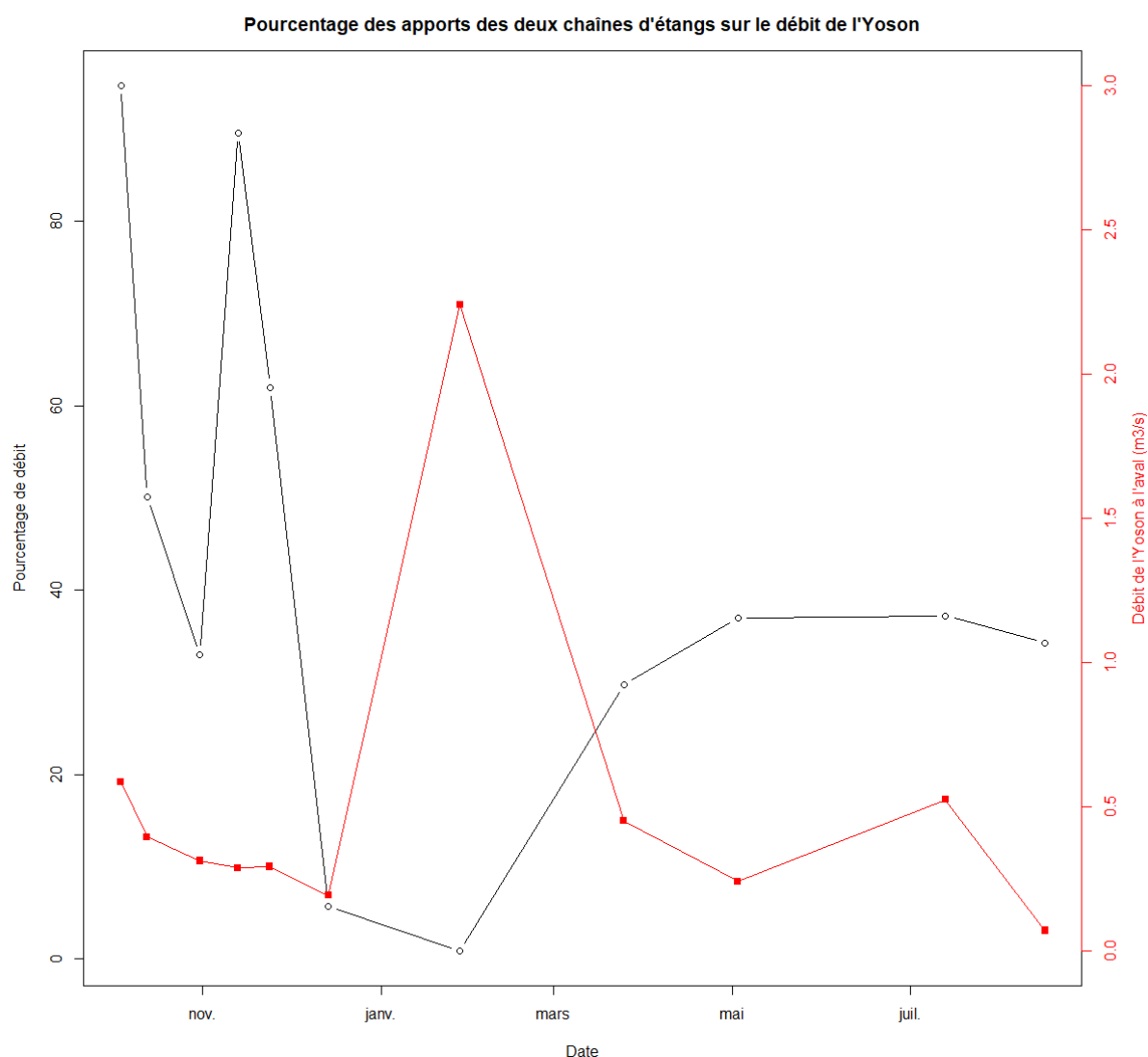


Figure 12: Evolution du débit de l'Yoson à l'aval (en rouge) et pourcentage d'apport en eau des deux chaînes d'étangs (noir)

4.2.2 LES VITESSES DE L'ÉCOULEMENT

La deuxième approche nous fournit des informations à propos de l'énergie des eaux tout au long de l'application du protocole. Ce type d'analyse est particulièrement intéressant d'un point de vue sédimentaire, car il permet d'avoir un aperçu de la compétence des cours d'eau, montrant la taille des particules qu'ils peuvent déplacer. Si d'un point de vue des débits les vidanges des étangs et les crues qui ont eu lieu dans les sites en étude ne sont pas comparables, elles semblent l'être davantage d'un point de vue énergétique. En effet, les vitesses mesurées

pendant la période des vidanges et pendant les crues sont assez similaires, conférant aux eaux une compétence similaire. Cela est particulièrement évident quand on croise les vitesses mesurées sur le terrain et le graphique de Hjulström (Figure 13 et Figure 14), qui a été créé à travers des expériences de laboratoire, afin de disposer d'un instrument permettant de se faire une idée de la compétence d'un écoulement sur la base de l'énergie de ces eaux. Dans notre cas, il montre très clairement que c'est uniquement lors des crues et des vidanges que l'écoulement a une énergie suffisante pour éroder les particules (sable grossiers et fins), c'est-à-dire de le mobiliser. En revanche, en dehors de ces deux périodes, les eaux ont une énergie suffisante uniquement au transport des particules plus fines (sables fins, limons et argiles), sans avoir la possibilité de les détacher du lit ou de ses berges.

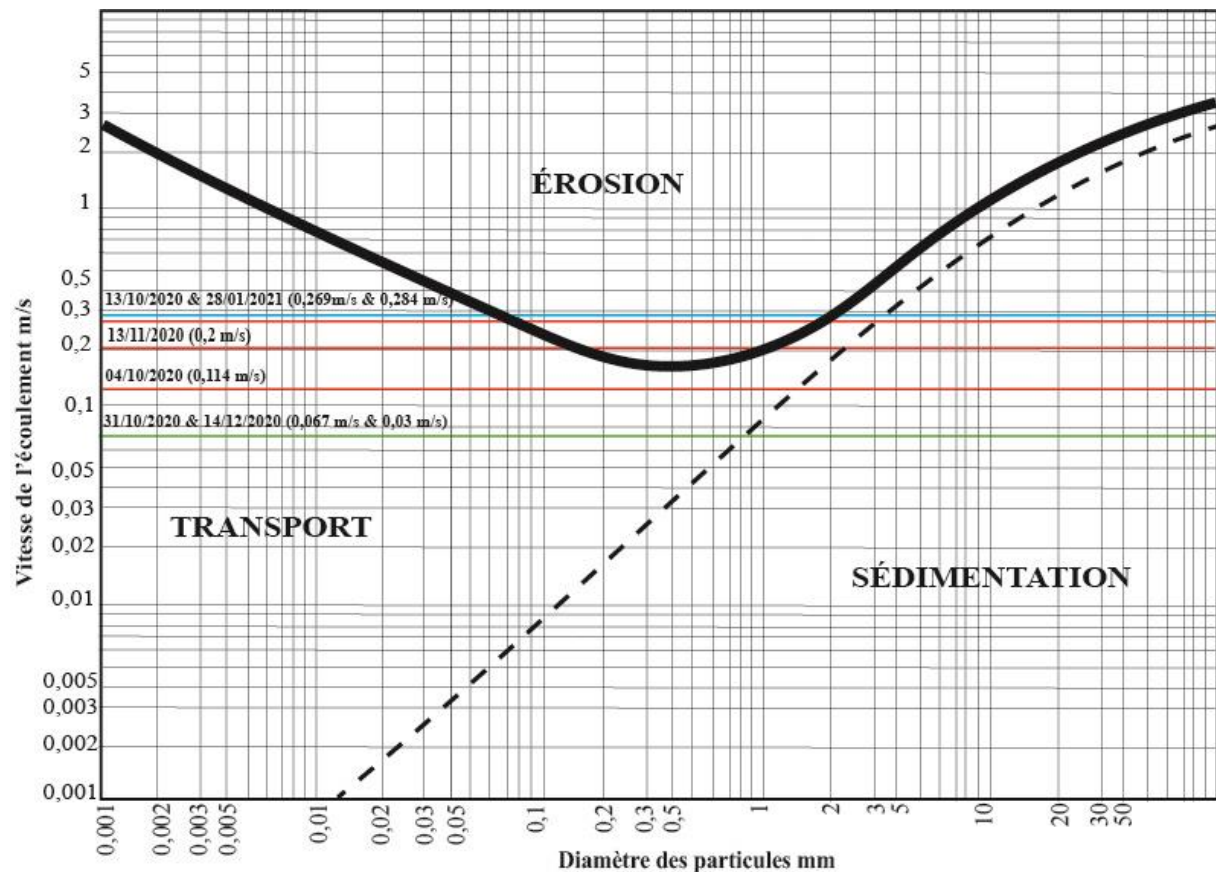


Figure 13 : La compétence de l'écoulement dans la station de mesure de Bellebouche aval, dans la première période de l'étude. En bleu la vitesse mesurée pendant la crue de janvier 2020, en rouge celles mesurées pendant la vidange et en vert celles mesurées en période normale.

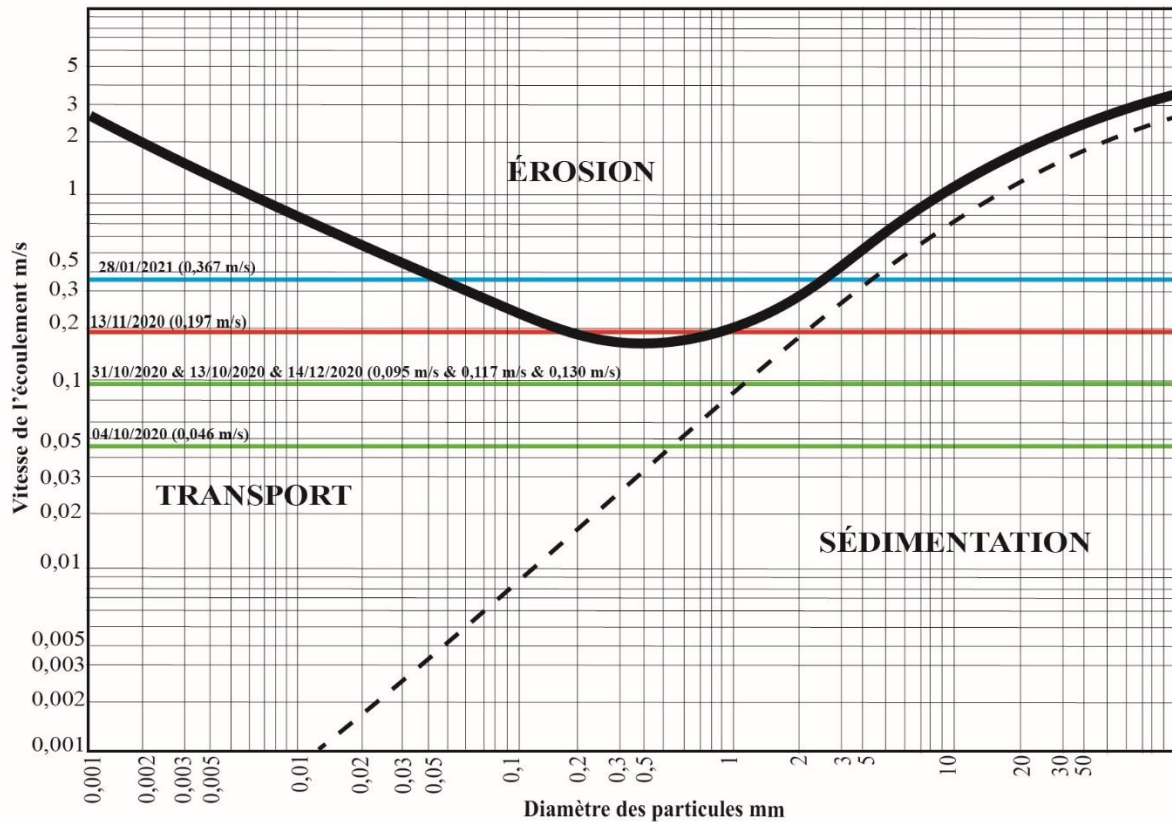


Figure 14 : La compétence de l'écoulement dans la station de mesure de Fosse Noire aval, dans la première période de l'étude. En bleu la vitesse mesurée pendant la crue de janvier 2020, en rouge celles mesurées pendant la vidange et en vert celles mesurées en période normale.

Conclusions :

La méthodologie mise en place pour l'étude de cette semble être efficace. Les observations réalisées nous montrent que les quantités d'eau larguées à partir des étangs au cours des vidanges ne sont pas comparables à celles qui s'écoulent en lors d'une crue. Toutefois, l'énergie des eaux au cours de ces deux types d'évènements est assez similaire, conférant une certaine capacité morphogène aux vidanges, qui mérite d'être approfondie par des études futures.

Axes d'amélioration :

La méthode de la courbe de tarage mise en place grâce à des mesures en continu ayant parfaitement fonctionné, aucun axe d'amélioration ne semble être envisageable.

4.3 DEBIT SOLIDE

À l'exclusion de celles dissoutes, le débit solide d'un cours d'eau correspond au volume des particules qu'il déplace. Il est généralement subdivisé en deux types de charges sédimentaires : celle en suspension et celle de fond. La première concerne les particules plus fines et légères, capables de « flotter » dans l'écoulement grâce à sa turbulence ; la deuxième concerne les particules les plus grossières, qui se déplacent sur le fond du chenal par roulement, glissement ou saltation.

4.3.1 LES MATIERES EN SUSPENSION

Dans les différents sites de mesure, les matières en suspension (MES) ont été relevées ponctuellement. Les mesures sur l'ensemble des stations ont été réalisées dans un laps de temps court, inférieur à la demi-journée.

Les taux en MES les plus importants ont été constatés lors de la crue du 13 juillet 2021 pour la plupart des stations, avec des valeurs dépassant les 200mg/l. Seule la station Bellebouche aval présente un maximum de MES élevé lors des vidanges avec une valeur mesurée de 120mg/l lors de la fin de la vidange (pêche de l'étang), le 31 octobre 2020. Lors de la crue du 13 juillet 2021, les valeurs faibles sont notamment liées à la prise de mesure au début de l'onde de crue, donc avant son pic (Figure 15).

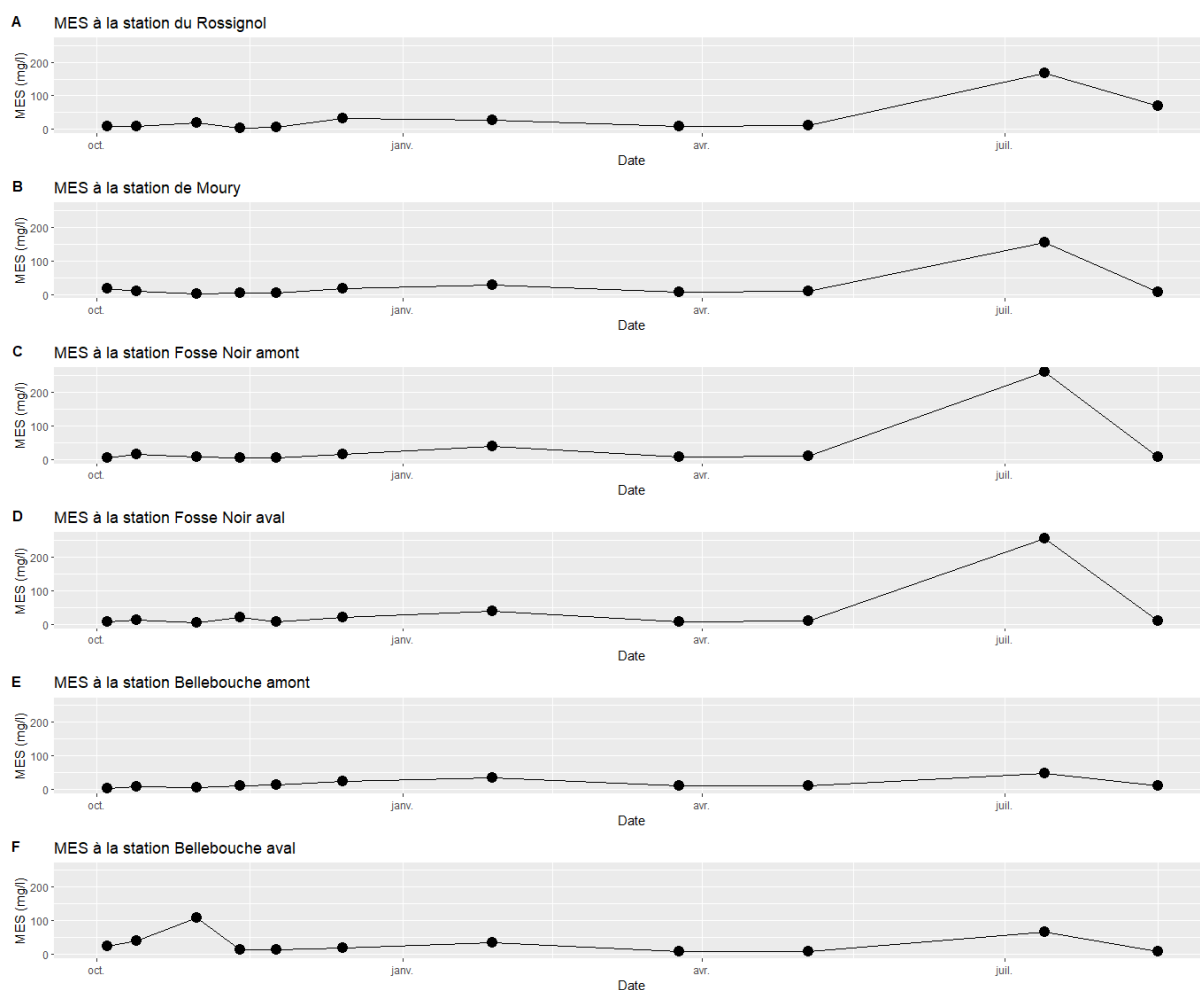


Figure 15: Le taux de MES tout au long de la période d'étude.

Pendant la période de la vidange, le taux de MES a été élevé pour les stations situées à l'aval (RIM). Sur la station de Bellebouche, un pic de MES à l'aval a été enregistré à 110 mg/l le 31 octobre 2020, contre les 6.2 mg/l à l'amont au même moment. Sur la station de Fosse Noire, l'écart est moins important avec une valeur maximale à l'aval de 20mg/l le 13 novembre 2020, contre les 4.9 mg/l à l'amont. L'écart maximal de quantité de MES mesuré dans l'Yoson entre les stations amont et aval lors des vidanges est de +103.8 mg/l. En moyenne, cet écart est de + 25.6 mg/l sur la station de Bellebouche du 4 octobre au 14 décembre 2020. Sur la station de Fosse Noire, l'écart maximum est de +15.1 mg/l avec une moyenne sur la même période de +3.6 mg/l. Les deux stations références (RTNAE) ont, quant à elles, une faible évolution des MES sur la période de vidange avec une moyenne à 8.4 et 13.6 mg/l pour respectivement la station de Moury et de Rossignol.

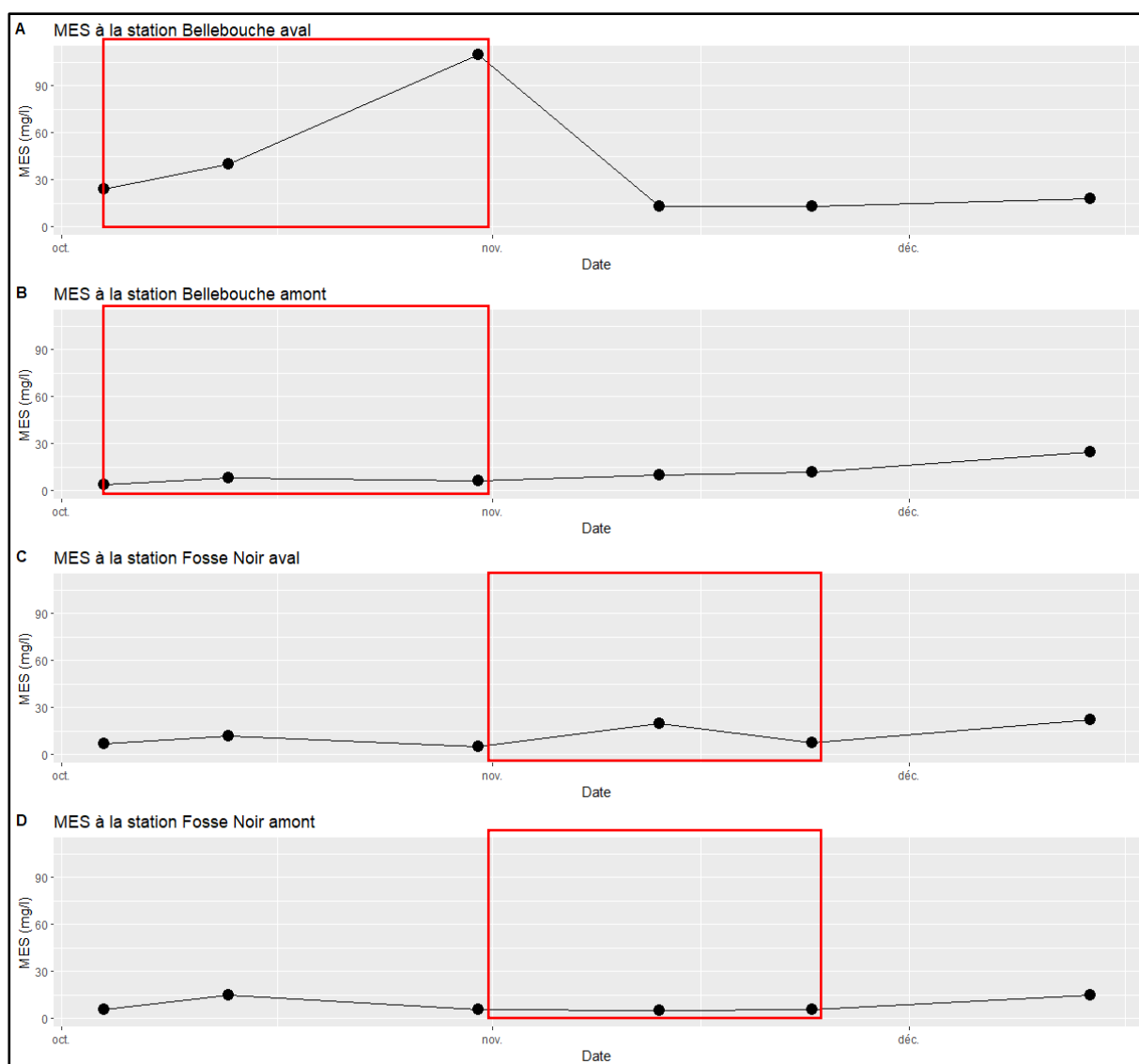


Figure 16 : Le taux de MES au cours des vidanges, dans les stations de mesure situées à l'amont et à l'aval des étangs. En rouge les périodes de vidange des étangs de Bellebouche et Fosse Noire

4.3.2 CHARGE DE FOND

Les résultats des mesures de charge de fond réalisées tout au long de la période d'étude sont plutôt cohérents avec les considérations illustrées à propos de la compétence sédimentaire de l'écoulement. En effet, dans la totalité des stations de mesure, il a été possible d'intercepter une quantité considérable de sédiments uniquement à l'occasion de la crue de janvier 2021. En revanche, au cours des autres campagnes de mesure les quantités de particules collectées ont été nulles ou quasi-nulles et composées principalement par des débris organiques (feuilles, algues, etc.). Plus précisément, pendant la crue de janvier 2021 la charge de fond a été de 29 kg/jour au niveau des stations de mesure de Bellebouche, de 34 kg/jour au niveau des stations de mesure de Fosse Noire, de 7 kg/jour au niveau de la station de mesure du Moury et de 10 kg/jour au niveau de la station de mesure du Roussignol ; dans ces mêmes sites, au cours des autres périodes de l'année de mesure la charge de fond a toujours été de l'ordre de 0 kg/jours.

Bien que l'énergie des eaux soit similaire à celle mesurée pendant les crues, il n'a jamais été possible de collecter de la charge de fond en période de vidange. Nous supposons que cela est à attribuer au fait que les mesures ont été réalisées quelques jours après le début du largage des eaux et que à ce moment toutes les particules mobilisables dans le fossé de vidange avaient déjà été évacuées au moment de l'échantillonnage. L'autre hypothèse est que les particules mobilisables dans le fossé de vidange et son bassin versant sont réduites.

4.3.3 DEBIT SOLIDE TOTAL

Le débit solide total est la somme des matières en suspension et de la charge de fond totale. Pour ce qui concerne les différentes stations de mesure disposées dans le cadre de l'application du protocole, ce paramètre est composé principalement par des matières en suspension tout au long des saisons d'une année. Ainsi, les vidanges font varier ce paramètre, mais leur effet n'est pas comparable à celui d'une crue ; au contraire, elles ne semblent pas exercer une influence sur la charge de fond, qui varie de manière évidente uniquement à l'occasion de la crue du 28/01/2021, avec une période de retour de 2 ans.

Les MES ont principalement une fonction de colmatage tandis que le charriage des particules a une fonction principalement morphogène, créatrice d'habitats.

Tableau 5: Débit solide total (QS) des stations de Bellebouche et Fosse Noire. Pour ce qui concerne la station Fosse Noire Aval, les données en période de crue n'ont pas pu être collectées pour des raisons de sécurité, l'écoulement du cours d'eau étant particulièrement violent.

	BELLEBOUCHE		
		QS total (Kg/j)	% matière en suspension
Vidange 04/10/2020	RTNA amont	0.22	97
	RIM aval	16.48	98
Crue 28/01/2021	RTNA amont	119.54	76
	RIM aval	117.61	75
	FOSSE NOIRE		
		QS total (Kg/j)	% matière en suspension
Vidange 14/11/2020	RTNA amont	0.63	86
	RIM aval	6.56	97
Crue 28/01/2021	RTNA amont	132.60	12
	RIM aval		

Lors des vidanges, les écarts en débit solide en l'amont et l'aval sont significatifs, avec +16 kg/j pour le site de Bellebouche et +6 kg/j sur le site de Fosse Noire. Ces écarts sont principalement liés à une quantité plus importante de MES à l'aval du canal de vidange de l'étang. Lors des crues, les valeurs entre l'amont et l'aval sont proches.

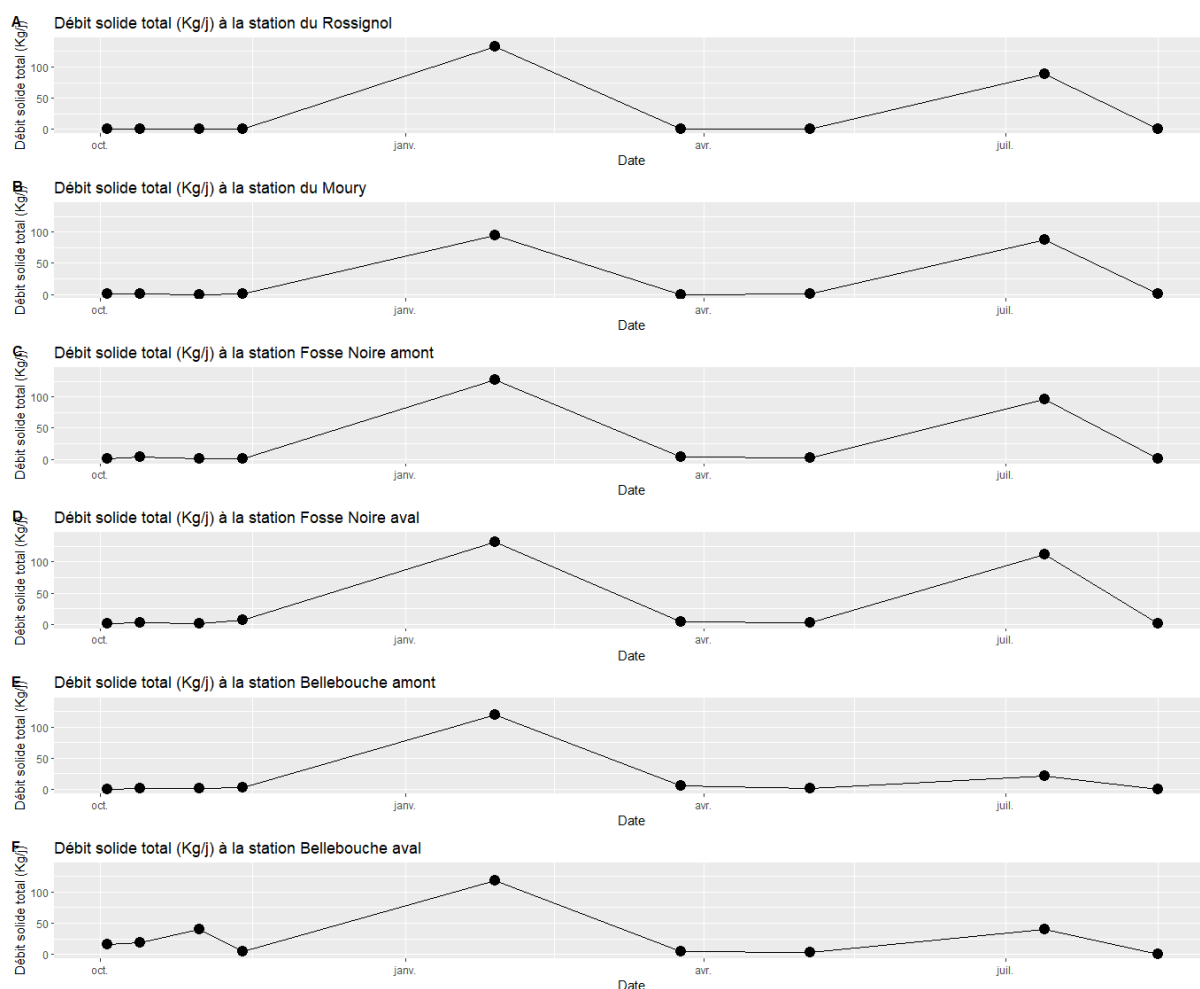


Figure 17: Débit solide total sur l'ensemble des stations

Conclusions :

D'un point de vue des débits solide, le protocole semble être efficace, mais ses performances peuvent être améliorées. En effet, les méthodologies qui ont été mises en place ne permettent pas d'acquérir une bonne compréhension temporelle de ce paramètre, car il se base principalement sur des mesures ponctuelles.

Axes d'amélioration :

Le protocole peut être amélioré à travers le déploiement des techniques en continu de l'étude des débits solides qui traversent un cours d'eau pendant une vidange. Des trappes à sédiments ou toutes sortes de système de captage automatique peut être utilisé.

Pour des questions de gestion, la réflexion sur la réduction des MES et l'augmentation de la capacité de charriage ou des vitesses d'écoulement pourrait amener à une réduction de l'impact des vidanges d'étangs.

4.4 QUALITE DE L'EAU

La qualité de l'eau a été mesurée avec les paramètres physico-chimiques généraux. Elle est complétée par la température et l'analyse biologique des macro-invertébrés.

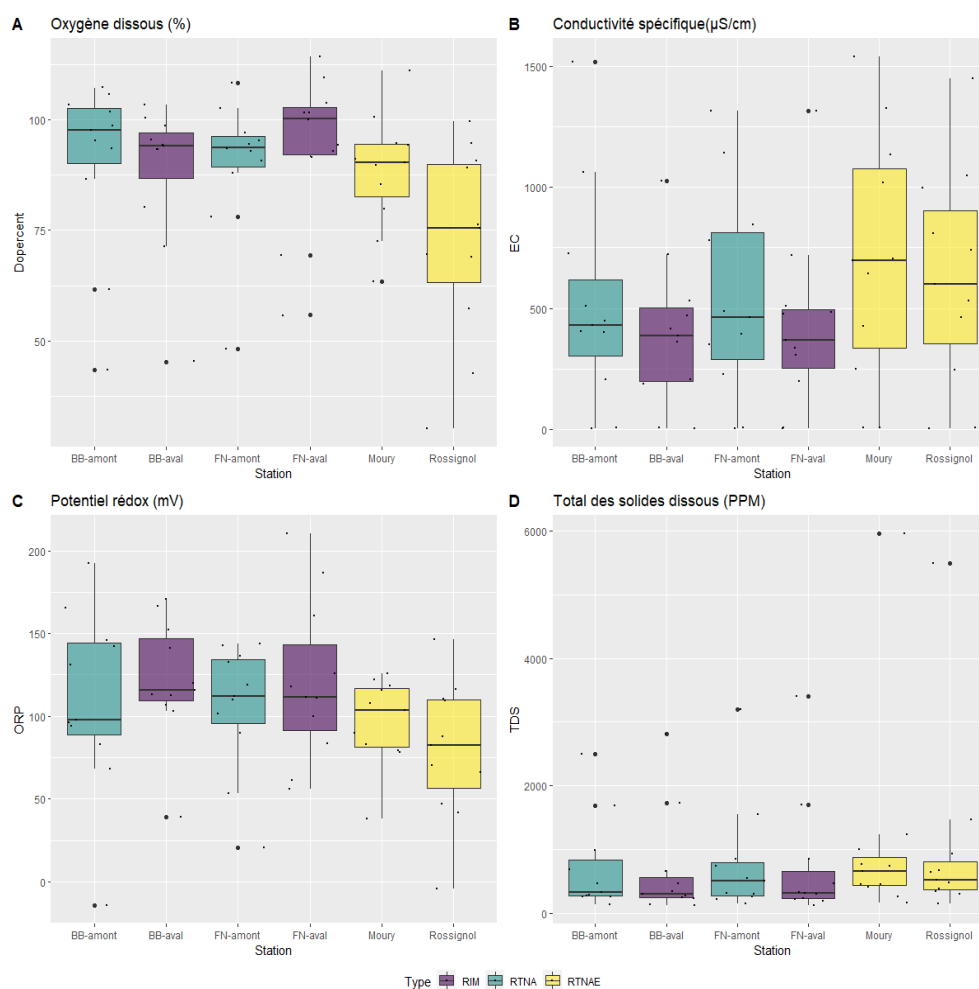
4.4.1 VALEURS GLOBALES

Sur la qualité physico-chimique, les données sur la période octobre 2020 à septembre 2021 ont été intégrées aux boxplots ci-dessous (Figure 18).

Les valeurs sont peu variées et ne permettent pas de mettre en évidence l'impact des vidanges d'étangs sur le long terme sur les stations RIM. Les valeurs de conductivité sont les plus basses sur les stations RIM tandis qu'elles sont maximales dans les références (RTNAE). Ce fait est probablement lié au faible débit et aux apports agricoles possibles sur les deux cours d'eau du Rossignol et du Moury situés en zone moins forestière que les autres stations. Les taux d'oxygène dissous sont faibles sur la station RTNAE Rossignol lié à la présence de sources à proximité³ avec donc des teneurs en oxygène réduites.

³ Les principales sources sont situées en aval de la station de mesure qui a volontairement été sélectionnée à l'amont de la source principale. Cependant, il atteste que d'autres sources secondaires sont présentes à l'amont.

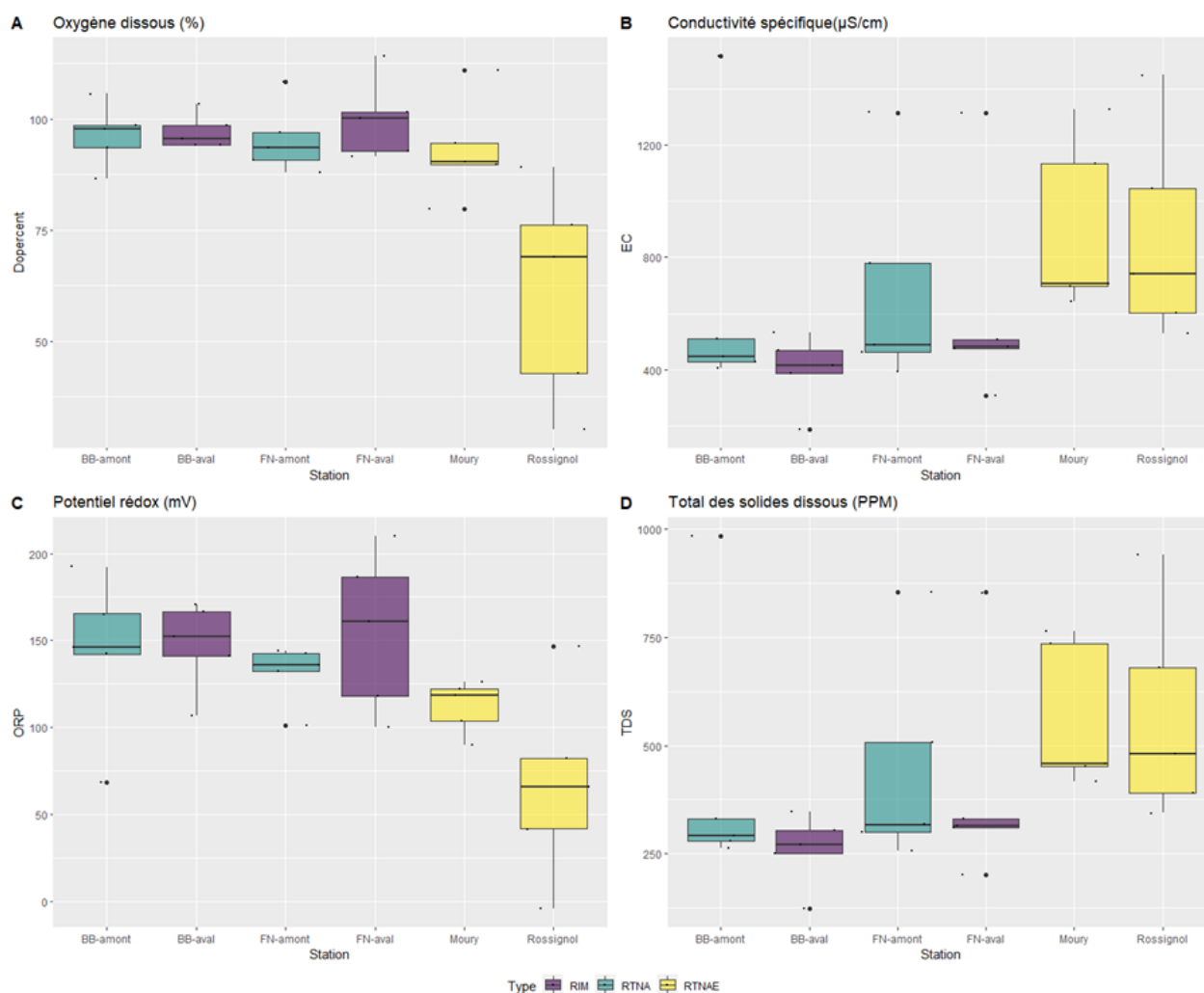
Figure 18 : Boxplots des données physico-chimiques des 6 stations



4.4.2 PERIODE DE VIDANGE

Une focale a été réalisée sur la période de la vidange sur les paramètres physico-chimiques. Les tendances sont assez similaires que sur l'année complète. On retrouve un faible impact des deux vidanges sur les paramètres mesurés. Les principales caractéristiques sont liées à une forte conductivité spécifique des stations RTNAE et RTNA Fosse Noire amont. Les caractéristiques en solides dissous ne sont pas marquées par les vidanges. Les stations à l'aval n'ont pas une qualité plus dégradée et la capacité globale d'épuration des étangs en fait des sites de meilleure qualité physico-chimique que les références, d'après les indicateurs mesurés.

Figure 19 - Boxplots des données physico-chimiques des 6 stations lors des vidanges (4 octobre au 24 novembre 2020)



Conclusions :

L'analyse physico-chimique met en évidence la forte variabilité des mesures sur les sites. Les stations à l'aval des chaînes d'étangs vidangés ne ressortent pas comme « impactées » au détriment des stations références. Les tendances montrent un éloignement des références externes RTNAE des caractéristiques des autres stations. Ces références externes sont dans des qualités physico-chimiques qui semblent plus dégradées que les stations sur l'Yoson, impactées ou non (RIM et RTNA).

Axes d'amélioration :

Sur les conditions physico-chimiques, le besoin de compléments de données sur le cycle des nitrates et phosphates pourrait améliorer le protocole et l'analyse. Enfin, il semble pertinent de favoriser une analyse en continu ou avec une fréquence de mesures plus importante.

4.5 TEMPERATURE DE L'EAU

4.5.1 AU SEIN DES ETANGS

L'analyse de la température de l'eau de l'étang permet de déterminer son fonctionnement à savoir sa capacité à se stratifier et se brasser. Une analyse plus précise est réalisée au sein de l'étang lors de la vidange afin de connaître le possible impact du plan d'eau et son évolution si celui-ci est stratifié ou non.

Sur leur évolution annuelle, ces étangs ont un régime thermique semblable à ceux des grands étangs peu profonds (Choffel et al., 2019). Leur capacité de stratification est de l'ordre de plusieurs semaines, principalement au début de l'été, de mai à juillet. A la suite de la période estivale, les stratifications sont fréquentes mais rapidement brassées par l'action du vent et le refroidissement nocturne (figures 20 et 21). Au début de l'automne, lors de la vidange, les étangs sont rarement stratifiés ou selon un cycle diurne uniquement. De fait, leur impact est plus limité car leur brassage permet une homogénéisation de la température et évite les réchauffements de la couche superficielle du plan d'eau pouvant se déverser dans le cours d'eau aval.



Figure 20: Evolution thermique de la surface (rouge) et à 3m de profondeur (noir) de l'étang de Bellebouche

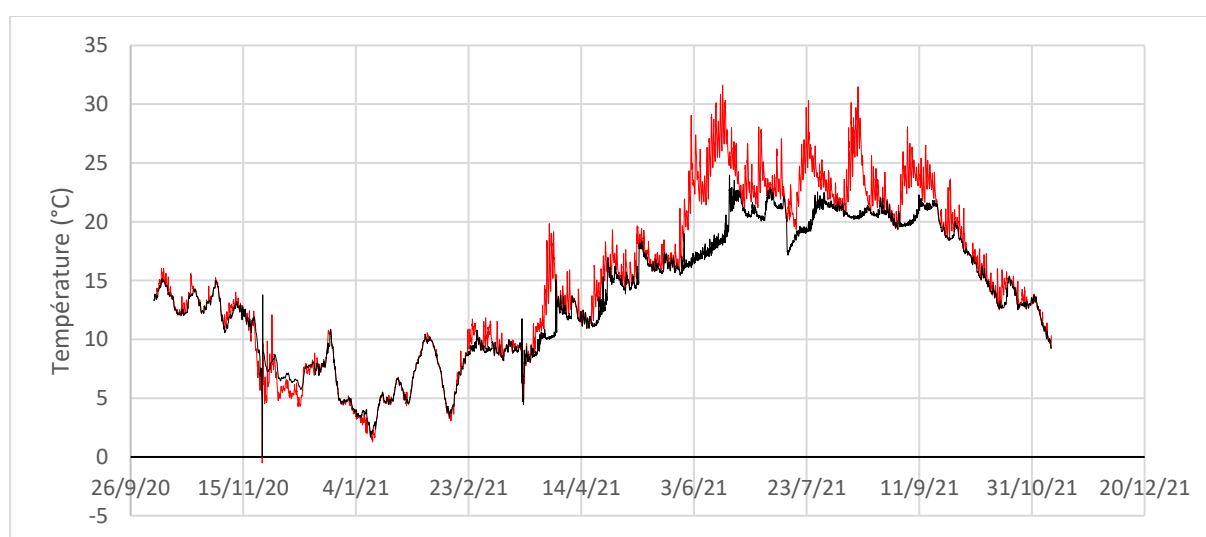


Figure 21: Evolution thermique de la surface (rouge) et à 3m de profondeur (noir) de l'étang de Fosse Noire

Lors des vidanges (octobre-novembre) les températures des étangs oscillent autour des 10 à 15°C, ce qui réduit l'impact sur les maxima du cours d'eau et ce malgré des arrières saisons chaudes entraînant des stratifications uniquement journalières et suivant un cycle proche de l'évolution thermique du cours d'eau.

L'analyse de l'évolution thermique annuelle de l'étang permet de comprendre le potentiel impact de la vidange selon sa période d'action et les morphologies des plans d'eau. Sur des plans d'eau plus profonds, des vidanges en début d'automne peuvent avoir une incidence sur la température du cours d'eau plus forte par leur capacité à se stratifier et leur inertie thermique plus importante.

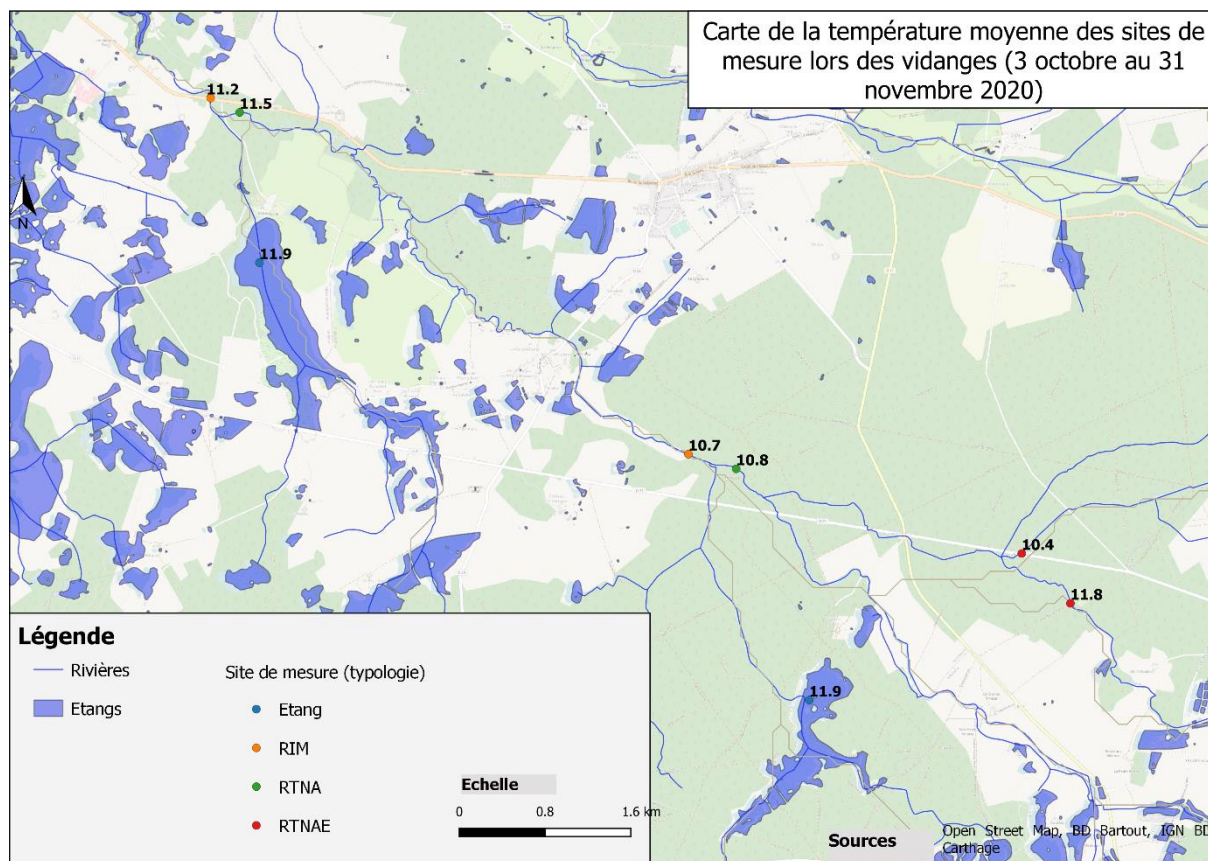
4.5.2 AU SEIN DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE

Au sein du réseau hydrographique, la température a été suivie en continu au droit des stations de mesure. L'analyse de la température lors des deux vidanges (octobre à décembre 2020) montre une très faible variation de celle-ci entre les stations. La station de référence du Rossignol est la plus chaude avec une température moyenne de 11.76°C, notamment dû à des sources présentes sur le secteur. Cette hypothèse est d'autant plus validée que la moyenne haute de cette station est liée à des températures minimales élevées (9 °C). En revanche, ses températures maximales sont plus faibles que les autres stations, à l'exception de RTNAE Moury. Les températures maximales les plus élevées sont situées sur la station de RIM Bellebouche aval et RTNA Fosse Noire amont (Tableau 6). Sur les températures moyennes sur la période d'octobre à décembre 2020, soit la période des vidanges des chaînes d'étangs de Bellebouche et Fosse Noire, aucune différence notable n'est possible entre les stations impactées ou non par la vidange.

Tableau 6: Températures moyennes, maximales et minimales sur les stations de mesure lors de la période de vidanges

Octobre à décembre 2020	RTNAE Moury	RIM Bellebouche aval	RTNA Bellebouche amont	RIM Fosse Noire aval	RTNA Fosse Noire amont	RTNAE Rossignol
T°C moy	10.39	11.23	11.51	10.74	10.88	11.76
T°C max	14.77	15.77	15.25	15.25	15.27	14.86
T°C min	4.43	4.87	4.73	4.17	4.27	9.02

Figure 22 - Carte de la température moyenne des sites lors des vidanges d'étangs



En isolant les deux chaînes d'étangs et en se concentrant sur les stations amont et aval de chacune d'entre elles, l'écart thermique moyen lors de la vidange est respectivement de $+0.31\text{ }^{\circ}\text{C}$ et $+0.67\text{ }^{\circ}\text{C}$ pour la chaîne d'étang de Bellebouche et de Fosse Noire. Au maximum, cette différence de température a été de $+1.8\text{ }^{\circ}\text{C}$ pour Bellebouche et $+3.7\text{ }^{\circ}\text{C}$ pour Fosse Noire (Tableau 7).

Tableau 7: Ecart thermique amont-aval des stations de Bellebouche (3 octobre au 1er novembre) et Fosse Noire (2 novembre au 1er décembre) lors des vidanges

Période de vidange	Ecart thermique amont-aval Bellebouche	Ecart thermique amont-aval Fosse Noire
Moyen	+ 0.31	+ 0.67
Max	+ 1.81	+ 3.70

Etant donnée la période de vidange à l'automne, le réchauffement des eaux est limité à quelques degrés au maximum (ici $3.7\text{ }^{\circ}\text{C}$). Il est à noter que ce réchauffement est principalement un réchauffement des minima du cours d'eau, à savoir quand le cours d'eau se rafraîchit plus rapidement que l'étang. C'est le cas par exemple pour Fosse Noire où l'impact thermique maximal de la vidange a eu lieu lors de la chute de température du cours d'eau à l'amont ($7.8\text{ }^{\circ}\text{C}$) et une température plus élevée de l'étang liée à son inertie ($11.5\text{ }^{\circ}\text{C}$). Les maxima diurnes sont peu modifiés à l'image de la période du 8 novembre au 16 novembre où un écart constant moyen de $+0.8\text{ }^{\circ}\text{C}$ a été mesuré et ce sur une période de 8 jours.

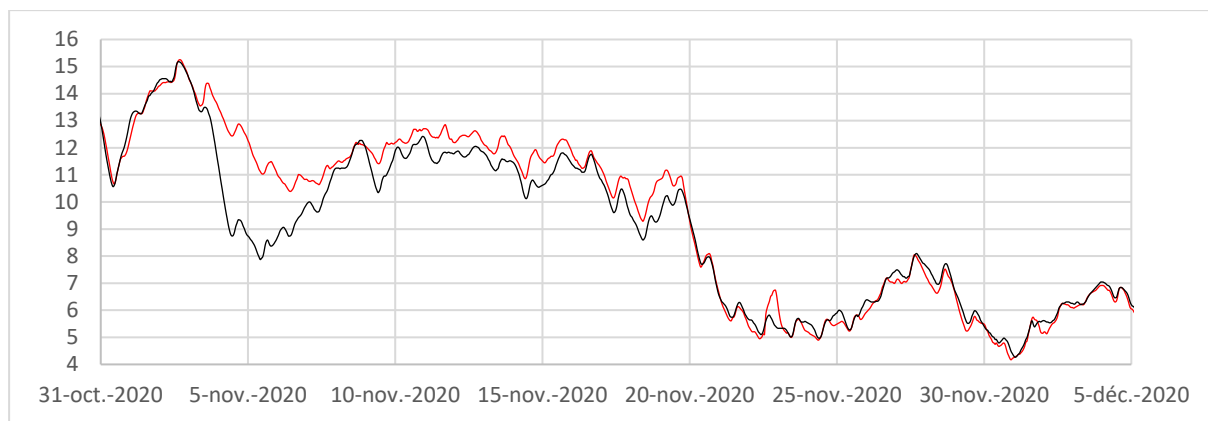


Figure 23: Evolution de la température entre l'amont (noir) et l'aval (rouge) de la chaîne d'étang de Fosse Noire lors de la vidange

Conclusions :

La température de l'eau est un bon indicateur de l'impact des vidanges d'étangs. L'analyse de la température du plan d'eau est un complément intéressant permettant de connaître la stratification du plan d'eau possible avant la vidange et donc les risques de dégradation de la qualité d'eau de fond ou de réchauffement d'eau de surface. La mesure en continu sur l'ensemble des sites est efficace et facile à mettre en œuvre.

Axes d'amélioration :

Aucun axe d'amélioration relevé, possibilité d'augmenter le nombre de stations notamment à l'aval pour évaluer l'expansion de l'onde de vidange à moindre coût.

En matière de gestion, il peut être préconisé de ne pas démarrer la vidange trop tôt dans l'année, en période chaude (septembre notamment). Le risque thermique à l'aval serait plus fort.

4.6 BIOLOGIE

4.6.1 TAXONS

Les listes taxonomiques par prélèvement élémentaire des 6 opérations de prélèvement sont en annexe 2. En analyse préalable, ces listes de taxons déterminés montrent :

- 1) Un nombre de taxons très disparate entre les stations. Les deux stations de Fosse Noire sont très riches alors que les stations hypothétiquement de référence (RTNAE) ne sont pas aussi riches qu'attendu.
- 2) Une variation sur la quantité se dessine entre l'amont et l'aval des sites d'étangs. Le site de Bellebouche amont ressort avec plus de taxons que la station aval (écart moins significatif mais présent pour Fosse Noire)

Tableau 8 - Nombre de taxons déterminés par station

	Nbre de taxons, sur 12 listes (1) - 2020	Nbre de taxons, sur 12 listes (1) - 2021	Nombre de taxons 2020-2021
Bell01	47		
Bell02	37	27	
Foss01	67	51	
Foss02	59	48	
Mour01	47		
Ross01	34		
Total des stations	110	76	120

Légende : (1) : norme XP T 90-388

4.6.1.1 IBGN

Les valeurs des IBGN-équivalent* et de ses indices constitutifs, pour les 6 opérations de prélèvement, sont dans le tableau suivant.

L'IBGN est calculé à partir de :

- de l'indice GI (groupe indicateur), d'après le taxon le plus sensible à la pollution de l'eau
- de la classe de variété taxonomique, déterminé à partir du nombre de taxons présents.

L'indice IBGN varie de 20 (meilleur) à 0 (plus mauvais). Cet intervalle est divisé en 5 niveaux de qualité, reprenant le système de couleurs : bleu, vert, jaune, orange et rouge.

Les couleurs pour l'IBGN, bleu, vert, jaune, orange et rouge en surligné, correspondent aux anciennes classes de qualité, de la meilleure à la plus mauvaise (Guide technique du MEEM, 2016*). Elles sont normalement calculées sur les 3 années d'un « État des lieux » établi par l'État français. Elles sont indiquées dans le tableau 2 pour information, car basées sur une seule année.

Les couleurs pour le Groupe indicateur (GI) et la classe de variété sont proposées dans la présente étude pour visualiser la gradation des valeurs.

Tableau 9 - Valeurs des "IBGN-équivalent"* et indices constitutifs des 8 opérations de prélèvement

Nom Station_code_réseau_date	IBGN-équivalent* /20	GI / 9	Classe de variété /14 (et richesse taxonomique)
Bell01 RTNA	14	7	27 (8)
Bell02 RIM	13	6	26 (8)
Foss01 RTNA	15	6	34 (10)
Foss02 RIM	16	7	35 (10)
Mour01 RTNAE	15	7	31 (9)
Ross01 RTNAE	10	4	23 (7)
Foss01 RTNA	16	7	33 (10)
Foss02 RIM	17	7	37 (11)
Bell02 RIM	12	6	21 (7)

Les notes IBGN sont relativement comparables. A noter la note de la station Ross01, qui ne brille pas par son état écologique et ne peut ainsi pas être considérée comme une référence (RTNAE). Le très bon état atteint par la station aval de Fosse Noire, notamment grâce à une classe de variété taxonomique très riche. Notons le léger déclassement (écart de la note de -1) de la station Bell02 entre les prélèvements de 2020 et ceux de 2021.

Sur le groupe indicateur, aucun taxon très polluosensible n'est présent dans l'ensemble des prélèvements réalisés. Bell02 reste stable entre 2020 et 2021. Notons une légère dégradation sur Foss01. Ross01 ne dispose pas de taxon polluosensible.

Richesse : Les stations 2020 et 2021 de Bellebouché ont des richesses taxonomiques stables. De même pour Fosse Noire, sauf pour la station aval en 2021 qui passe à une classe de variété de 11/14.

Ross01 n'a une richesse taxonomique que moyenne.

En conclusion, L'IBGN*, malgré une érosion sur la station de référence, reste dans la classe orange ou verte pour toutes les stations. Ce résultat ne correspond pas à la modification de la communauté macro-invertébrés. Il apparaît donc ici un artefact bien connu de l'IBGN* : le maintien des taxons* polluosensibles (GI* de 6-7/9) est amélioré par l'augmentation de la richesse taxonomique (cas de Foss02). Or cette dernière ne prend pas en compte la nature des taxons* (les taxons* polluosensibles sont remplacés par des taxons* moins polluosensibles). L'IBGN* est donc peu sensible à la variation de la communauté de macro-invertébrés, et à l'impact des vidanges des étangs.

4.6.1.2 I2M2

L'indice est calculé à partir de 5 métriques, présentés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 10 - Métriques utilisées pour le calcul de l'I2M2. Légende : (1) phase A : 4 substrat marginaux (< 50 % de recouvrement du fond du point de prélèvement), phase B : 4 substrats dominants (> 5 %) et phase C : 4 substrats dominants complémentaires ; (2) indice basé sur moyenne de la polluosensibilité des familles, voir glossaire ; (3) en général, le genre ; (4) voir Armitage et col. 1983*.

Métriques de l'I2M2	Phases de prélèvement de la norme NF T90-333* (1)	Niveau de détermination taxonomique	Type d'abondance utilisée
Diversité de Shannon	A+B	Niveau B (3) de la norme XP 90-388*	log10
Average score per taxon (ASPT)* (2)	B+C	Familles de la version d'origine de l'ASPT (4)	Présence-absence
Richesse taxonomique	A+B+C	Niveau B (3) de la norme XP 90-388*	Présence-absence
Fréquence relative des organismes polyvoltins*	A+B+C	Niveau B (3) de la norme XP 90-388*	log10
Fréquence relative d'organismes ovovipares*	A+B+C	Niveau B (3) de la norme XP 90-388 *	log10

Cependant, pour les cours d'eau que nous étudions, dans les hydro-écorégions n°20 (dépôts argilo-sableux), et pour leurs tailles de cours d'eau « Très petit » à « Moyen », les limites de classes sont les mêmes (voir le tableau 11 ci-dessous).

Tableau 11 - Valeurs inférieures des limites de classes d'état de l'I2M2, par type de cours d'eau pour l'I2M2, d'après l'arrêté ministériel du 27 juillet 2018. Pour les rangs de Strahler : voir Cemagref Lyon, 2006*).

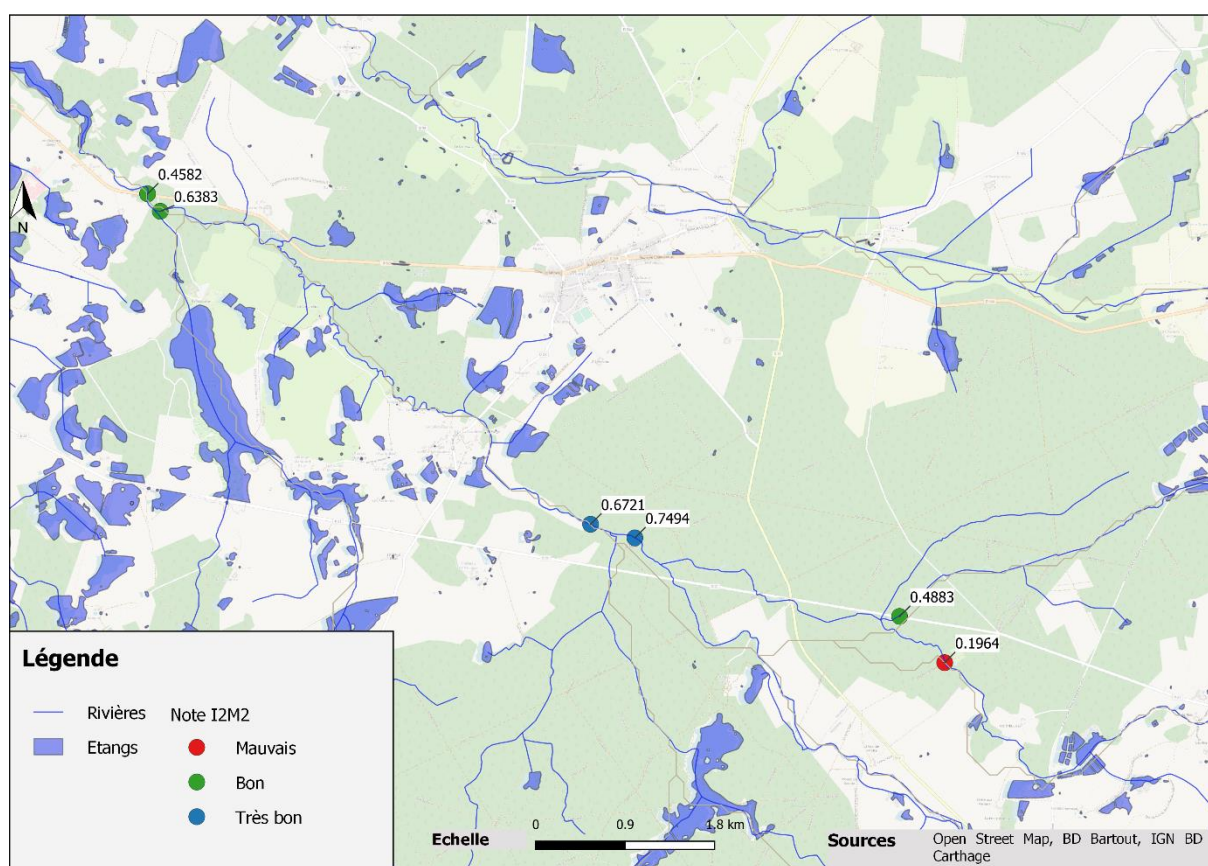
Valeurs inférieures des limites de classes de l'I2M2		Catégorie de tailles de cours d'eau		
n°	Hydro-écorégion (HER)	Moyens (Strahler 4)	Petits (Strahler 3)	Très petits (Strahler 1 à 2)
4	DEPOTS ARGILO SABLEUX	0,665-0,443-0,295-0,148		

L'indice I2M2 varie de 1 (meilleur) à 0 (plus mauvais). Cet intervalle est divisé en 5 niveaux de qualité, reprenant le système de couleurs : bleu, vert, jaune, orange et rouge.

Tableau 12 - Indices I2M2

Nom Station_code_ réseau_ date_producteur	Date	I2M2	Indice Shanno n	Average Score Per Taxon	Polyvol tinisme	Ovovivi parité	Richesse
Bell01	04/10/2020	0.6383	0.6429	0.679	0.7539	0.6132	0.4469
Bell02	04/10/2020	0.4582	0.9512	0.6004	0.262	0.2473	0.3073
Foss01	04/10/2020	0.7494	0.8599	0.7368	0.489	0.8176	0.9218
Foss02	04/10/2020	0.6721	0.7259	0.8187	0.429	0.5762	0.8939
Mour01	04/10/2020	0.4883	0.5859	0.639	0.6075	0.1191	0.5307
Ross01	04/10/2020	0.1964	0.3239	0.4804	0	0	0.2235

Figure 24 - Note I2M2 des stations pour l'année 2020



Les conclusions sont identiques à celles de l'IBGN sur les points suivants :

1. Il n'y a pas de changement de classe d'état entre l'amont et l'aval des chenaux de vidange des étangs.
2. La station Ross01 ne peut pas être considérée comme une station de référence (état écologique très dégradé).

Les résultats diffèrent de l'IBGN pour les points suivants :

1. L'I2M2 est plus sévère, en classe de qualité, que l'IBGN pour la station Ross01.
2. La note I2M2 est plus positive pour la station Foss01. Cependant on note une dégradation de 0.06 points entre l'amont et l'aval de Fosse Noire.
3. On note une dégradation de 0.15 point entre l'amont et l'aval de Bellebouche n'engendrant pas de changement d'état.

Note : pour l'IBGN_éq comme pour l'I2M2, il est plus discriminant d'interpréter les valeurs d'indices que les classes de qualité. Les limites inférieures des classes bleues et vertes ont été très abaissées.

L'analyse de l'I2M2 entre l'amont et l'aval des chenaux de vidange montre :

- a) que l'ovoviviparité et la richesse sont les deux éléments qui réagissent le plus entre l'amont et l'aval. Ces deux éléments traduisent des conditions écologiques plus difficiles pour la survie des macro-invertébrés
- b) L'indice de Shannon est légèrement impactant, traduisant la dominance forte d'un nombre limité de taxons. L'ASPT, traduisant une pollution, est aussi plus faiblement impacté.

En conclusion, l'I2M2 est plus sévère d'une classe de qualité que l'IBGN (dans le cas de Ross01), qui ne peut être considéré comme une référence. Une augmentation de l'I2M2 est visible sur les stations autour de Fosse Noire. On note une dégradation entre Fosse Noire aval et Bellebouche amont traduisant des pressions confondantes qui dégradent d'une classe l'état écologique sur l'année 2021. La rivière semble impactée par une pollution dont la nature ne peut être identifiée dans le cadre de cette étude.

D'après l'I2M2, l'impact des étangs et de leur vidange pourrait ainsi s'interpréter de deux manières :

- Sans effet dans la définition des classes d'état
- Négatif dans les notes EQR et sous indices (ovoviviparité et richesse)

Il est donc difficile de déceler un effet direct des vidanges des plans d'eau, car l'effet global dépend également d'autres conditions mésologiques.

4.6.1.3 OUTIL DIAGNOSTIC DE L'I2M2 SUR LES RISQUES DE PRESSIONS

L'outil diagnostic permet de définir les risques de pressions pouvant provoquer une dégradation du milieu. À l'inverse de l'I2M2, les résultats varient de 0 (meilleur) à 1 (plus mauvais). D'après le guide de l'I2M2 (ONEMA, 2014), « *un risque de pression est considéré comme significatif lorsque la valeur de ce risque est supérieure à 0,5* ». Ce risque est surligné dans les tableaux 11 et 13 ci-dessous avec le code couleur suivant (proposé pour cette étude) : de 0,5 à < 0,7 : orange, de 0,7 à < 0,9 : violet, 0,9 et plus : rouge. Le détail des indicateurs est présenté en Annexe 3.

4.6.1.3.1 PRESSION DE QUALITE D'EAU

L'outil diagnostic n'apporte pas d'éléments permettant de mettre en évidence l'impact des plans d'eau (mais il est vrai que la température et les MES* ne sont pas prises en compte). Il ressort plutôt un risque d'impact chimique de type toxique (pesticides et HPA*) et d'impact liés aux nitrates. Ce dernier élément semble être corrélé à la présence d'étangs (les stations amont de 2020 ne ressortent pas).

Tableau 13 - Résultats de l'outil diagnostic macro-invertébrés pour les pressions de qualité de l'eau

Nom Station_code_réseau_date	MATIERES_ ORGANIQUES	MATIERES_ PHOSPHOREES	MATIERES_ AZOTEES	NITRATE S	HAP	PESTICIDES
Bell01	0.4946	0.3392	0.1492	0.4876	0.497	0.6441
Bell02	0.6229	0.5004	0.344	0.5035	0.3909	0.7216
Foss01	0.2588	0.0898	0.0501	0.3648	0.4315	0.8477
Foss02	0.1765	0.0526	0.014	0.5594	0.4861	0.8415
Mour01	0.5281	0.3568	0.1325	0.6592	0.4193	0.8016
Ross01	0.6887	0.5944	0.5291	0.5627	0.5714	0.7468
Foss01	0.1701	0.0966	0.0461	0.6199	0.6032	0.7532
Foss02	0.2533	0.1522	0.0888	0.5426	0.6447	0.7318
Bell02	0.5285	0.5155	0.2972	0.5817	0.5852	0.8896

4.6.1.3.1.1 PRESSIONS DE DEGRADATION PHYSIQUE DE L'HABITAT ET D'UTILISATION DE L'ESPACE

Les risques de pressions de qualité du milieu physique et d'utilisation de l'espace sont présentés dans les tableaux 14 et 15 ci-après.

Tableau 14 - Résultats de l'outil diagnostic macro-invertébrés pour les pressions de dégradation physique de l'habitat et d'utilisation de l'espace – temps

Nom Station_code_réseau_date	RIPISYLVE	VOIES _COMMUNICATION	URBANISATION _100M	RISQUE _COLMATA GE (1)	INSTABI TE_HYDR OLOGIQU E (1)	ANTHROPI SATION _BV
Bell01	0.6532	0.2606	0.3184	0.4903	0.3956	0.6343
Bell02	0.5994	0.2717	0.2909	0.5546	0.6913	0.6915
Foss01	0.7278	0.1813	0.1888	0.421	0.3543	0.8057
Foss02	0.6937	0.1643	0.1736	0.5452	0.3552	0.8651
Mour01	0.6633	0.1696	0.3248	0.609	0.5327	0.7347
Ross01	0.5844	0.3231	0.5007	0.5375	0.598	0.7232
Foss01	0.6539	0.2583	0.3347	0.5382	0.2834	0.8802
Foss02	0.6595	0.3336	0.4653	0.5002	0.5199	0.8404
Bell02	0.6253	0.2634	0.3458	0.646	0.5742	0.9175

En conclusion, l'outil diagnostic sur les risques de perturbations du milieu physique ne permet pas de mettre en évidence l'impact des plans d'eau sur les stations (le risque Instabilité hydrologique apparaît même sur les stations éloignées d'un plan d'eau). Les résultats de l'outil diagnostic sur les risques de pression ne semblent pas facilement exploitables. Seul le risque « anthropisation du bassin versant » se dégage et pourrait être mis en relation avec la gestion de la vidange du plan d'eau de Bellebouche ou des activités anthropiques à proximité liées à la voirie ou loisirs. Aucune affirmation ne peut cependant être émise ici avec les outils à disposition.

Conclusions :

La quantité de taxon semble être un déterminant de l'impact des vidanges d'étangs.

L'IBGN est peu sensible à la variation de la communauté de macro-invertébrés, et à l'impact des vidanges des étangs.

L'outil I2M2 est un outil synthétique permettant d'évaluer en partie les impacts de la vidange des étangs. L'impact est principalement mesuré dans les notes EQR et ses métriques associées d'ovoviviparité et de richesse. En revanche, la simple utilisation de la classe d'état (au sens DCE) ne semble pas varier fortement.

Les outils colmatage, instabilité hydrologique, matières organiques, matières phosphorées et nitrates issus du diagnostic de l'I2M2 peuvent être également utilisés et devraient permettre de détecter la présence de vidange.

Axes d'amélioration :

Il est possible d'évaluer l'impact des vidanges en effectuant un I2M2 avant et après vidange, mais la question de l'instabilité temporelle et de temps de réadaptation reste complexe.

D'autres outils peuvent compléter l'analyse biologique à savoir l'évaluation sur les espèces piscicoles, diatomiques serait très complémentaire par la suite.

4.7 COLMATAGE

4.7.1.1 METHODE DES BATONNETS

L'indice de colmatage a été réalisé à partir de la méthode des bâtonnets issue du protocole Carhyce. Huit bâtonnets ont été installés dans les radiers de chacune des stations du 4 octobre 2020 au 14 novembre 2020. Les hauteurs moyennes de colmatage ont été retranscrites dans le tableau suivant (cf. Tableau 15), avec une moyenne des 8 bâtonnets.

Tableau 15 - Relevés des colmatages des bâtonnets

Nom	Nombre de bâtonnets	Hauteurs (cm)								Moyenne de colmatage (cm)
		E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	
Rossignol	8	30	30	30	30	30	30	30	30	30.0
Bellebouche aval	6	3	10	30	30	30	30			22.2
Moury	8	5	2	2	4	3	30	30	30	13.3
Bellebouche Amont	8	11	5	21	2	6	16	10	30	12.6
Fosse noire amont	6	0	6	6	2	3	30			7.8
Fosse noire aval	6	0	2	30	30	30	30			20.3

La valeur se rapprochant de 30 cm indique une absence de colmatage. A l'inverse, des valeurs proches de 0 indiquent un colmatage potentiel.

Sur les 6 stations, la station du RTNAE- Rossignol montre une absence de colmatage total. La station RIM- Bellebouche aval est également peu colmatée, tout comme RIM- Fosse Noire aval. La station qui semble la plus colmatée par évaluation de la méthode des bâtonnets est celle de RTNA- Fosse Noire amont. Les stations RIM, à l'aval des chaînes d'étangs semblent moins colmatées que celles situées à l'amont. En références, seule Rossignol montre un colmatage très faible.

Cependant cette méthode n'a pas été fiable sur ces sites d'études et reste approximative pour l'évaluation du colmatage (ONEMA, méthode Carhyce, 2010, p.49). Les conditions terrain et la différence de substrat entre les stations ont pu amener à des marges d'erreur conséquentes.

Conclusions :

L'évaluation du colmatage suite aux vidanges n'a pas été efficace avec l'outil des bâtonnets préconisé dans la méthode CARHYCE. La méthodologie ne correspond peut être pas aux conditions terrains.

La méthode de diagnostic de l'I2M2 semble mieux correspondre à l'étude des vidanges.

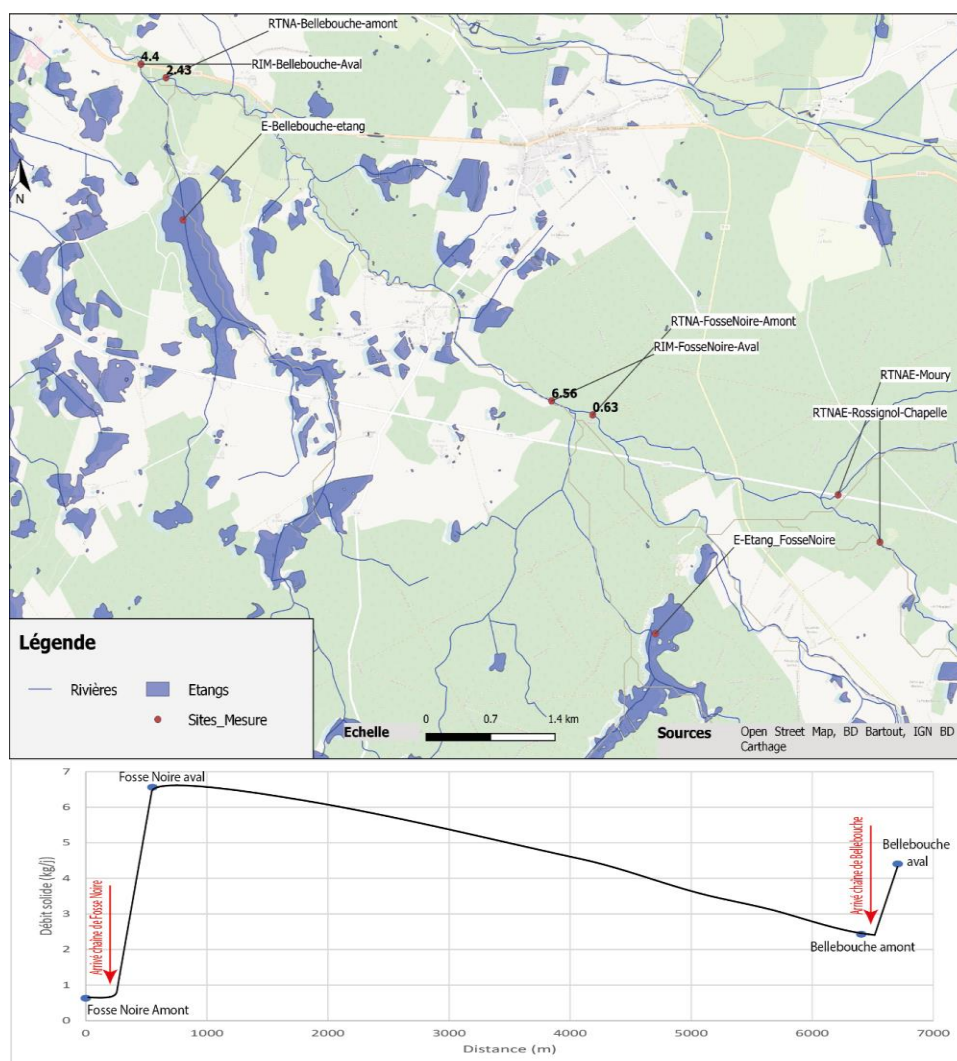
L'hypothèse d'un faible colmatage du fait de la présence d'un chenal de vidange long et de l'apport de quantité d'eau importantes pouvant entraîner un effet de chasse peut être posé également.

5.1 ANALYSE SPATIALE DE L'EFFET DE LA VIDANGE

L'impact d'une vidange d'étangs à une variation spatiale peu étudié. Seules quelques études ont mis en avant l'évolution spatiale de l'impact et sa distance à l'aval (Mathelin, 2003). Cette étude se focalisait sur un affluent avec des étangs en barrage ou dérivation. Dans le cas du protocole présenté ici, les aspects spatiaux peuvent être évalués sur la partie de l'Yoson concernée. La zone à l'aval de la dernière chaîne d'étangs (Bellebouche) n'a pas pu être mesurée car la présence d'un étang en barrage à quelques centaines de mètres ne permet pas d'aller plus à l'aval sans l'influence de l'étang.

En utilisant le débit solide comme outil synthétique de l'onde de vidange (quantité d'eau et MES), on voit que l'on a une influence de la vidange de Fosse Noire le 14 novembre, soit au milieu de celle-ci, jusqu'à plus de 6km à l'aval, à la station de Bellebouche amont. Plus à l'aval, l'arrivée d'eau de la chaîne d'étangs de Bellebouche ne permet pas d'analyser avec plus de précision la distance d'impact de l'onde de vidange.

Figure 25 - Evolution spatiale du débit solide (kg/j) entre Fosse Noire amont et Bellebouche aval lors de la vidange de la chaîne d'étangs de Fosse Noire



Le protocole ne permet pas spécifiquement d'étudier l'évolution spatiale de l'onde de vidange. Seule une station amont et une station aval ont été mises en place pour chaque chaîne d'étangs. Seule la station amont de la chaîne d'étangs de Bellebouché sert de station aval 2 de Fosse Noire. Cependant, la distance de près de 6km ne permet pas d'étudier ce qu'il se passe sur ce linéaire. Elle est également limitée à cette distance et ne peut aller plus loin pour estimer la répartition de l'onde de vidange.

5.1.1 EVALUATION DE L'ONDE DE CRUE A L'AIDE DE LA TEMPERATURE

La température de l'eau est un indicateur permettant de mesurer les distances d'impact car il est perceptible sur plusieurs kilomètres à l'aval des zones impactées et est un des éléments physico-chimiques perceptible le plus loin à l'aval (Touchart, 2007, Choffel et al., 2019). Sur cette étude, la température de l'eau peut être utilisée pour évaluer la distance d'impact de la vidange d'étang de Fosse Noire. A savoir, vu que l'on n'a qu'une seule station, si l'onde de vidange de Fosse Noire et ses caractéristiques sont mesurées à une distance de 6 km à l'aval, au niveau de Bellebouché amont ?

Notre analyse se focalise sur le début de la vidange de Fosse Noire, là où l'impact et les débits sont les plus forts, du 3 novembre 2020 au 10 novembre 2020. A ce moment, les débits de l'Yoson sont assurés à 80% par la vidange de Fosse Noire.

L'impact thermique de la vidange de Fosse Noire est maximal entre RTNA Fosse Noire amont (vert) et RIM Fosse Noire aval (rouge). Cet impact est visible au niveau des stations de Bellebouché, à l'aval et l'amont (noir et bleu). L'impact est perceptible à l'aval, à 6 km, mais il est cependant légèrement réduit (Figure 26 - Evolution thermique des stations de l'Yoson).

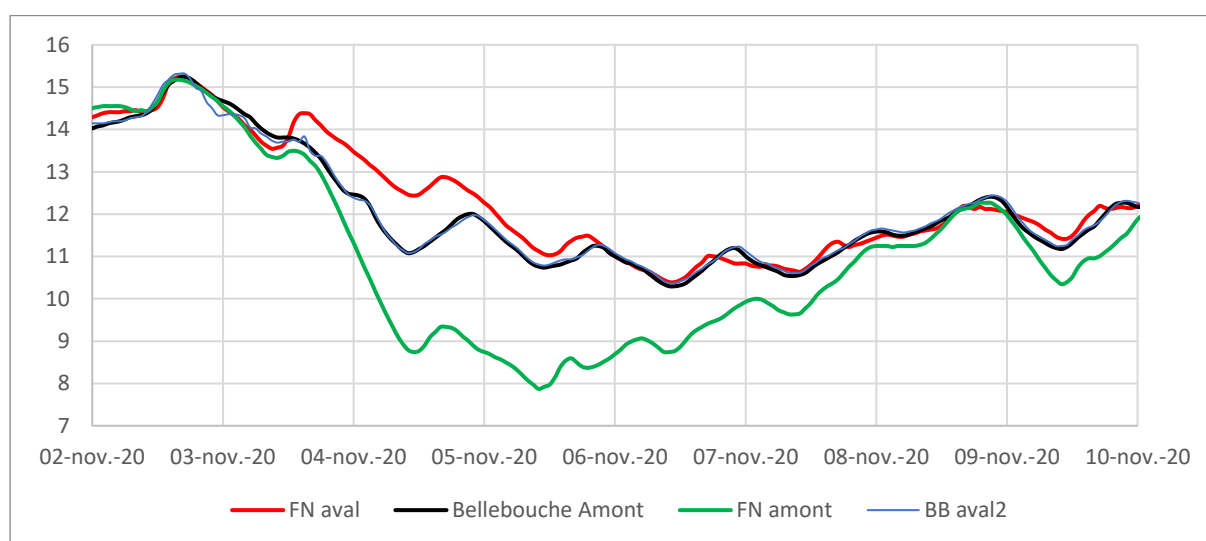


Figure 26 - Evolution thermique des stations de l'Yoson

L'onde de vidange est bien perceptible d'un point de vue thermique plusieurs kilomètres à l'aval. Elle est légèrement diminuée mais l'on voit que celle-ci reste élevée et liée à la vidange de Fosse Noire puisque l'écart entre l'amont et l'aval de Bellebouché est nul.

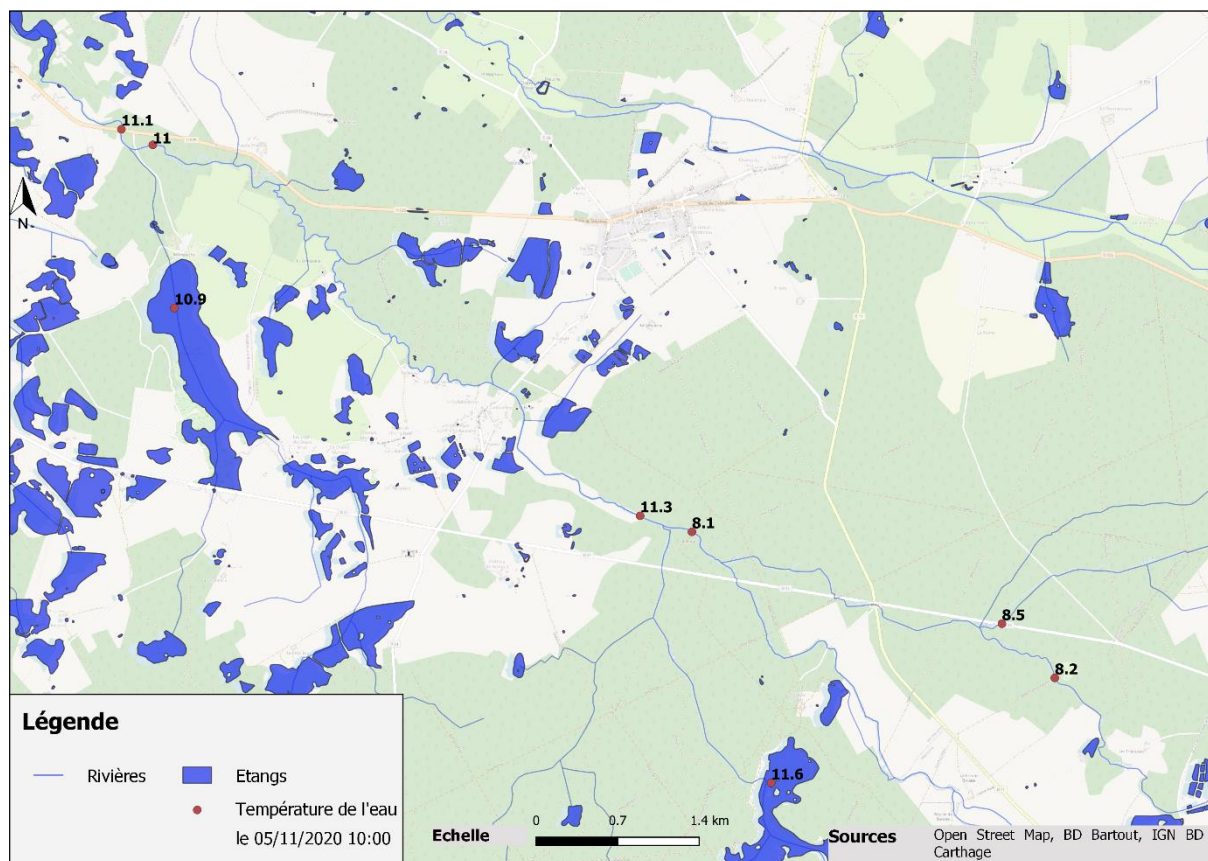


Figure 27 - Carte de la température instantanée sur les stations le 5 novembre 2021 à 10:00, moment de l'écart maximum de température amont-aval à Fosse Noire

L'onde de vidange est perceptible à plusieurs kilomètres à l'aval, notamment au début et lorsque la quantité d'eau est maximale. Cependant, l'installation de stations de mesures intermédiaires permettrait de réduire cette zone d'inconnu entre les deux stations. Il peut être envisagé dans la suite du protocole d'évaluer l'onde de vidange et sa répartition à l'aval en multipliant les stations de mesure le long du linéaire.

5.2 ANALYSE SYNTHETIQUE PAR ELEMENTS MESURES

Le tableau ci-après permet de récapituler et faire une analyse des différents indicateurs mesurés dans la phase 1 du protocole, ainsi que les axes d'amélioration possibles.

Tableau 16 - Evaluation des indicateurs utilisés dans la phase 1 du protocole

	Indicateur mesuré	Intérêt pour l'étude de vidange	Axes d'améliorations
Ecologie	I2M2	+	A réaliser directement avant et après une vidange puis quelques mois après pour évaluer la capacité de récupération du milieu
	IBGN	+	Lier avec des données additionnelles de qualité d'eau précises Ajouter une étude complémentaire sur la faune piscicole ou mollusques
Physico-chimie	pH	-	
	Température	++	
	Oxygène dissous	++	A évaluer en continu et également au sein du plan d'eau
	TDS	+	
	Conductivité	+	A évaluer en continu car très variable
	ORP	-	
Sédiments	MES	+++	A évaluer en continu mais peu de méthodes fiables en continu
	Charge de fond	+++	A évaluer en continu mais peu de méthodes fiables en continu
	Débit solide	+++	Affiner la méthode en ajoutant le carbone organique dissous
	Colmatage	+	Etudier d'autres méthodes afin de pallier les approximations de la méthode des bâtonnets prescrits dans le protocole Carhyce
Hydrologie	Débit liquide	++	A évaluer en continu et évaluer les vitesses lors de la vidange

La première phase de l'élaboration d'un protocole de l'effet de vidanges sur le milieu récepteur a permis de mettre en avant de nombreux éléments. L'apport le plus novateur réside dans la comparaison avec une crue dite naturelle. Cette approche permet de mieux comprendre et appréhender la vidange comme une crue. Les caractéristiques sont cependant différentes, avec un débit plus réparti dans le temps, sur une période souvent plus longue, ainsi qu'avec des débits solides différents. Les vidanges sont principalement composées de matières en suspension et ne charrient que très peu de charge de fond. Leur composante physico-chimique semble cependant proche de celle d'une crue.

Les éléments mesurés sont globalement efficaces pour évaluer les effets des vidanges d'étangs. L'aspect le plus important reste la fréquence et la temporalité des mesures. Ce protocole a mis en avant la nécessité d'effectuer plus de mesures sur la période de vidange mais aussi d'effectuer des mesures toute l'année. La variabilité temporelle de la qualité des cours d'eau est forte, et évaluer une vidange en prenant un seul point antérieur, à savoir juste avant la vidange, et un seul point postérieur à la vidange peut entraîner des marges d'erreur fortes. Il est nécessaire d'avoir plusieurs points avant, pendant et après vidange afin de réduire cette marge d'erreur et d'éviter d'utiliser une ou deux valeurs comme références.

L'utilisation d'une référence spatiale dans cette première phase n'a pas été concluante et a mis en avant le fonctionnement très différent entre les milieux aquatiques étudiés. L'utilisation d'une seule référence spatiale, en prenant un autre cours d'eau, est très risqué et risque d'amener à des erreurs considérables. Dans cette étude, deux références ont été utilisées et il a été tout de même compliqué de garder cette approche dans le protocole. La difficulté de trouver ces références, de les caractériser et de suivre leur fonctionnement, souvent très diverse, n'amène pas à une approche fiable pour l'étude des vidanges d'étangs. Une référence temporelle (crue) est à favoriser plutôt qu'une référence spatiale (cours d'eau externe).

La localisation des points de mesure sur le cours d'eau récepteur, en amont et aval des confluences avec le chenal de vidange semble la meilleure option pour ces configurations. Il est préférable de considérer dans un premier temps le chenal de vidange comme une boîte noire et de se focaliser sur le cours d'eau. L'étude uniquement à l'aval de l'étang, dans le chenal de vidange peut amener à une mauvaise extrapolation de l'impact sur le cours d'eau aval. L'installation ici de stations en cours d'eau permet de comprendre l'impact réel après mélange et donc dilution. C'est une des raisons pour lesquelles les impacts mesurés semblent ici plus faibles que ceux étudiés dans la bibliographie scientifique et technique.

Axes d'améliorations :

Cette étude est la première phase d'un protocole visant à mettre en place une méthodologie pour évaluer de la manière la plus complète et la plus synthétique possible l'effet des vidanges d'étangs. Des choix ont été effectués et il est important d'ajouter des éléments supplémentaires et d'affiner la méthodologie de ceux mesurés. De fait, nous préconisons pour la suite d'intégrer les analyses des cycles de l'azote et du phosphore dans les prochaines analyses. Des mesures sur toute l'année devront être envisagées. L'un des principaux manquements de cette étude est la prise de données ponctuelles. Ces dernières, plus facile à effectuer ont été privilégiées aux données continues dans cette première phase. En revanche, il sera nécessaire par la suite de tester les données en continu afin d'évaluer et de caractériser la variabilité de chacun des éléments mesurés. Il pourra ainsi être préconisé d'utiliser de préférence des données en ponctuel ou en continu selon leur rapport coût/bénéfice.

Enfin, une des originalités de cette phase 1 de l'étude est la prise en compte précise du débit liquide et solide afin de mieux préciser les impacts en termes de flux et pas uniquement concentration. Il sera donc intéressant de prolonger et d'affiner cette analyse en évaluant l'impact morphologique des vidanges à l'aval. Le déversement d'une quantité conséquente d'eau peut être comparé à une petite crue et sa capacité morphogène dépend du milieu récepteur. Une analyse plus fine de l'hydromorphologie permettrait d'apporter des éléments de réponse à la capacité des vidanges à avoir une capacité morphogène.

BIBLIOGRAPHIE

AGENCE FRANÇAISE POUR LA BIODIVERSITE, 2017 – Comment étudier le cumul des impacts des retenues d’eau sur les milieux aquatiques ? – Proposition d’une démarche et d’éléments de méthodes issus d’une expertise scientifique collective . IRSTEA-AFB, 101p

ARMITAGE P., MOSS D., WRIGHT J., FURSE M., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites - *Water Research* 17, 333-347.

ATKINSON Ed., 1990. Accuracy of sediment measurements in rivers and canals. In: Workshop on sediment measurement and control, and the design of irrigation canals. / Brabben T. (ed.), Lahore, Pakistan. *Overseas Development U, HR Wallingford*, U.K, 15 p

ONGLEY E., 1996, Chapter 13 – Sediment measurements, WHO, Disponible sur Internet: http://www.who.int/docstore/water_sanitation_healthy/wqmonitor/ch15.htm [consulté le 10.11.2003]

POIREL A., 2001, La gestion des sédiments par chasse : retour d’expérience sur quelques aménagements hydrauliques alpins, synthèse, *EDF-DTG*

RAMEZ Philippe, 1995, Érosion et transport solide en rivière, CEMAGREF, Tome 1 : Guide pour la compréhension des phénomènes, *Etudes :Gestion des milieux aquatiques* n°8, 130 p

GRANIER, J-P. , 1963., La mesure in situ du débit solide des cours d’eau. *Conservatoire National des Arts et Métiers. Ecole supérieure des Géomètres Topographes*. 128p.

TAMISIER V., RAUFASTE S., GOB F., THOMMERET N. et BILODEAU C., 2017 – Caractérisation hydromorphologique des cours d’eau français d’outremer (Carhyce). Spécificités, modalités d’application et valorisation des données Carhyce pour la construction d’un outil d’aide à la gestion des cours d’eau. *Rapport scientifique CNRS (LGP-LADYSS)/Université de Paris PanthéonSorbonne/ESGT/AFB, 128 p AFNOR, NF T 90-350:2004 - Qualité de l'eau – Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN)*.

WASSON J.G., CHANDESRIIS A., PELLA H., & BLANC L., 2002 — Les hydro-écorégions de France métropolitaine. Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. *CEMAGREF*

AFNOR, NF T 90-333:2016 - Qualité de l'eau - Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes.

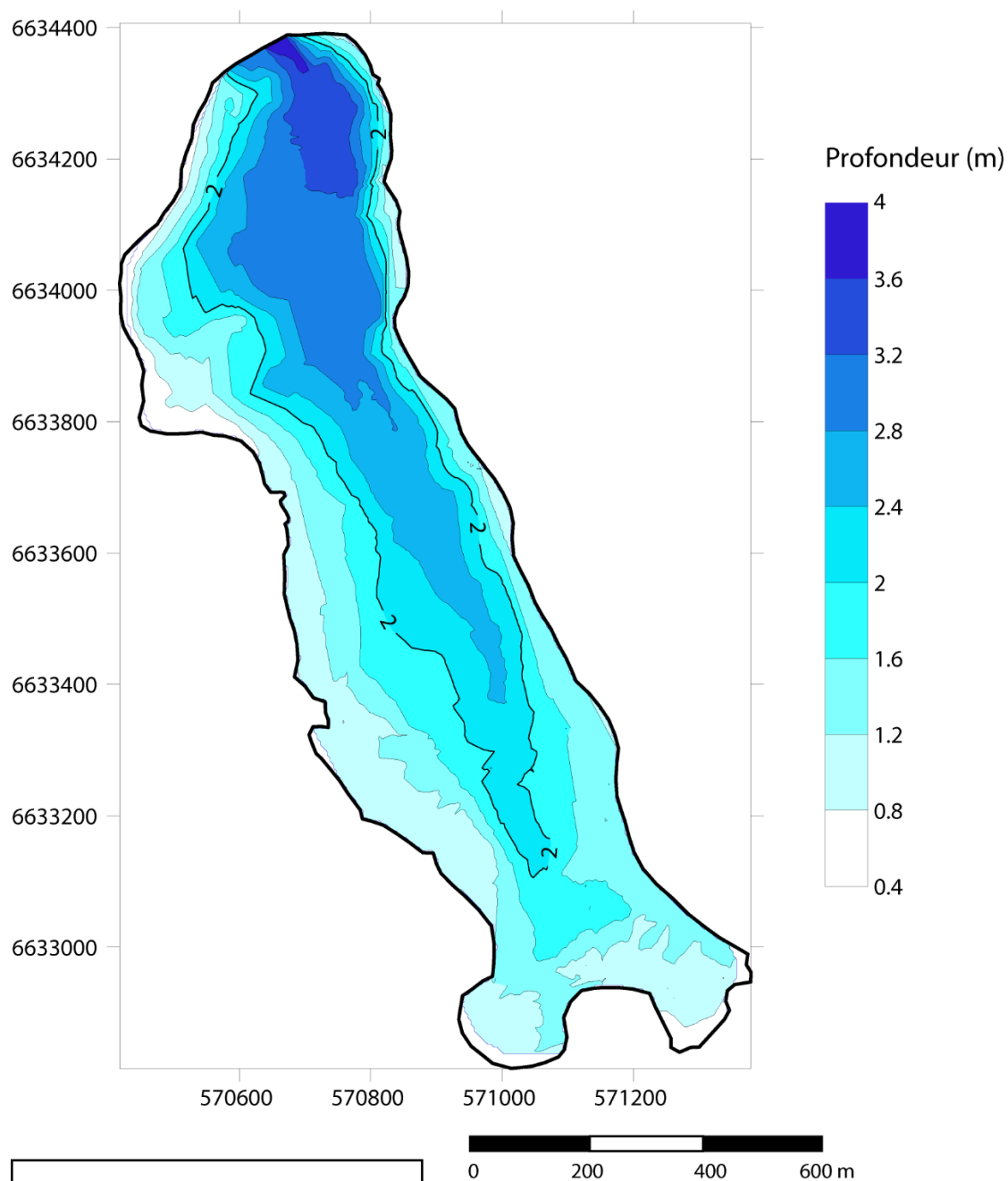
AFNOR, XP T 90-388:2010 - Qualité de l'eau - Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau.

AFNOR, FD T 90-733:2017 - Guide d'application de la norme NF T 90-333.

Arrêté ministériel du 25 janvier 2010 (modifié 27/07/2018) relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R212-10, R212-11 et R212-18 du code de l'environnement.

ANNEXES

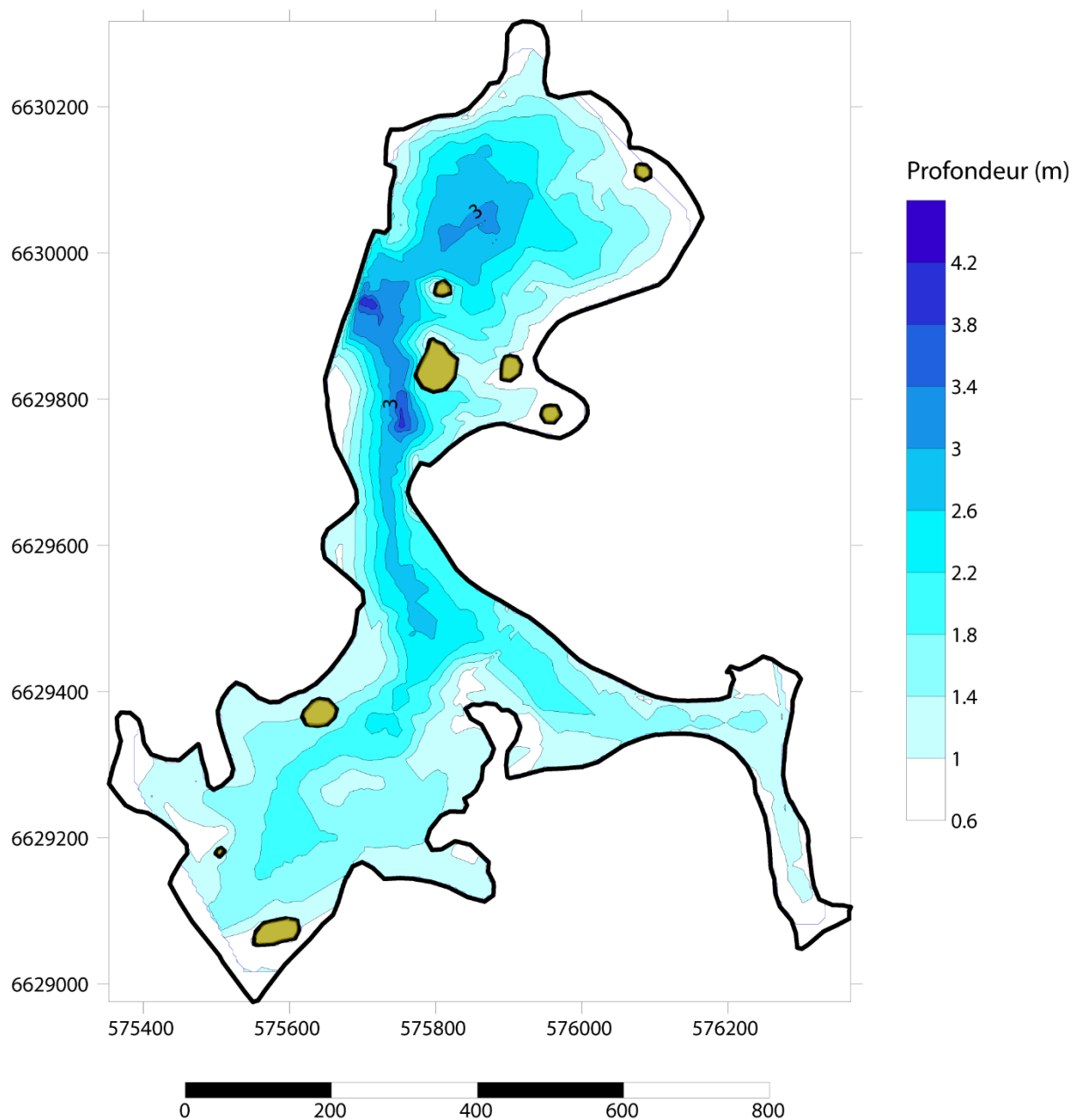
Etang de Bellebouche, Indre



Volume: 1 027 300 m³
Superficie: 542 504 m²
Profondeur maximale: 3.7 m



Etang de Fosse Noire, Indre



Volume: 649 000 m³
Superficie: 370 000 m²
Profondeur maximale: 4,2 m

Annexe 2 : Classes de vitesse I2M2

Classes de vitesse du courant prélevées lors des deux campagnes de prélèvements des 6 stations étudiées

Station -->	Bell01	Bell02	Foss01	Foss02	Mour01	Ross01
Vitesse Saison -->						
Rapide (> 75 cm/s)						
Moyenne (25 à 75 cm/s)			2	4		1
Lente (5 à 25 cm/s)	3	3	3	5		4
Nulle (< 5 cm/s)	9	9	7	3	12	7

Annexe 3 : Indicateurs de pressions sur la qualité de l'eau- outil diagnostic I2M2

Code	Pression de qualité de l'eau	Pression utilisée dans l'I2M2
WQ1	Matières organiques et oxydables (COD, DBO5, DCO, NH4+ et NK, O2d, et %O2)	OUI
WQ2	Matières azotées (hors nitrates)	OUI
WQ3	Nitrates	OUI
WQ4	Matières phosphorées	OUI
WQ5	Matières en suspension (MES)	OUI
WQ6	Acidification	OUI
WQ7	Micro-polluants minéraux	OUI
WQ8	Pesticides	OUI
WQ9	Hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP)	OUI
WQ10	Micro-polluants organiques	OUI

Code	Pression de dégradation physique de l'habitat et d'utilisation de l'espace	Pression utilisée dans l'I2M2
HD1	Voies de communication (taux, dans le lit mineur)	OUI
HD2	Ripisylve (taux, corridor de 30 m de part et d'autre de la rivière)	OUI
HD3	Urbanisation (dans la zone de 100 m de part et d'autre de la rivière à l'échelle du sous-tronçon)	OUI
HD4	Risque de colmatage (érosion des sols)	OUI
HD5	Risque d'instabilité hydrologique (dans le bassin versant : taux d'irrigation + taux de volume d'eau retenue)	OUI
HD6	Rectification (à l'échelle du sous-tronçon)	OUI
HD7	Niveau d'anthropisation du bassin versant (pour le bassin versant : % urbanisé, % en agriculture intensive et % en surface naturelle)	OUI