

ETUDE E190366 : AMENAGEMENTS DE BOIS DU CURE ET MALASSIS.
EXPERTISE DES ENJEUX ECOLOGIQUES ET DES RISQUES ECO-
MORPHOLOGIQUES SUR LA CURE ASSOCIES A LA GESTION HYDROLOGIQUE
DES AMENAGEMENTS.

Maître d'ouvrage



La Cure en aval d'Asquins

Volet Evaluation des risques

Auteurs : Philippe BARAN
Vincent CORNU

Janvier 2020



352 avenue Roger Tissandé
31600 MURET
Tél : 05 62 20 98 24
ecogea@wanadoo.fr
www.ecogea.fr

Citation

BARAN P., CORNU V. 2019. Aménagements de Bois du Cure et Malassis. Expertise des enjeux écologiques et des risques éco-morphologiques sur la Cure associés à la gestion hydrologique des aménagements. Volet analyse de risques Rapport ECOGEA E190366 pour EDF, 72p.

Table des matières

1.	CARACTERISATION MORPHOLOGIQUE DE LA ZONE D'ETUDE	1
1.1.	Rappels éléments généraux sur la zone d'étude	1
1.1.1.	Justification des limites de la zone d'étude	1
1.1.2.	Rappels des éléments relatifs à l'hydrologie	2
1.1.3.	Géologie	3
1.2.	Caractérisation des tronçons morphologiques du secteur soumis aux éclusées (aval Malassis)	4
1.2.1.	Type de tronçon vue par SYRAH	4
1.2.2.	Découpage en tronçons morphologiquement homogènes	5
2.	RISQUES ECOMORPHOLOGIQUES ASSOCIES AU FONCTIONNEMENT PAR ECLUSEE	13
2.1.	Éléments sur les risques associés aux perturbations hydrologiques induites par les éclusées	13
2.1.1.	Éléments généraux sur la notion de risque	13
2.1.2.	L'aléa	14
2.1.3.	La vulnérabilité	15
3.	OBJECTIFS ET METHODOLOGIE D'EVALUATION DES RISQUES	21
3.1.	Etapes de la méthodologie de diagnostic	21
3.2.	Caractérisation du contexte piscicole	21
3.2.1.	Objectif	21
3.2.2.	Méthodologies	21
3.3.	Caractérisation de la vulnérabilité morphologique	22
3.3.1.	Objectif	22
3.3.2.	Méthodologies	22
3.4.	Caractérisation de l'aléa hydrologique	23
3.4.1.	Objectif	23
3.4.2.	Méthodologies	23
3.5.	Evaluation des risques	24
3.5.1.	Objectif	24
3.5.2.	Etapes de la méthodologie	24
3.5.3.	Evaluation des risques EF, EP et IH	24
4.	RESULTATS	30
4.1.	Contexte et enjeux piscicole	30
4.1.1.	Zonation piscicole	30
4.1.2.	Richesse en espèces par tronçon avec commentaire sur les statuts de certaines espèces	30
4.1.3.	Statut des espèces rencontrées	31
4.1.4.	Besoins biologiques des espèces rencontrées	32
4.1.5.	Structure du peuplement par tronçon	33
4.1.6.	Abondances par espèces	34
4.1.7.	Structure en taille	35
4.1.8.	Variabilité inter-annuelle	36
4.1.9.	Choix des espèces cibles et à enjeux pour l'analyse du risque	38
4.1.10.	Conclusions sur la situation piscicole et les enjeux	39
4.2.	Vulnérabilité morphologique	39
4.2.1.	Vulnérabilité à l'exondation de frayères potentielles (EF)	39
4.2.2.	Vulnérabilité à l'échouage-piégeage (EP)	41
4.2.3.	Vulnérabilité à l'instabilité hydraulique (IH)	43
4.2.4.	Bilan des vulnérabilités retenues pour l'analyse de risque	44

4.3.	Alea Hydrologique	45
4.4.	Évaluation des Risques EP, EF et IH	45
4.4.1.	Risque d'exondation des frayères (EF)	45
4.4.2.	Risque échouage-piégeage (EP)	46
4.4.3.	Risque lié à l'instabilité hydraulique (IH)	46
4.5.	Risque Global ALEVIN	47
4.6.	Risque Global Éclusées	47
4.7.	Caractéristiques des éclusées en période automnale et hivernale	47
5.	SITUATION DANS LE TCC	51
5.1.	Situation morphologique	51
5.1.1.	Type de tronçon vue par SYRAH	51
5.1.2.	Découpage en tronçons morphologiquement homogènes	51
5.2.	Situation biologique	52
5.2.1.	Zonation piscicole	52
5.2.2.	Richesse en espèces par tronçon avec commentaire sur les statuts de certaines espèces	52
5.2.3.	Structure du peuplement	53
5.2.4.	Abondances par espèces	54
5.2.5.	Structure en taille	56
5.2.6.	Variabilité inter-annuelle	57
6.	CONCLUSION	61

Liste des figures

Figure 1:	La zone d'étude	1
Figure 2 :	Débit moyen mensuel de la Cure à Foissy-lès-Vézelay et dans le TCC (aval Crescent).....	2
Figure 3 :	Géologie du bassin versant de la Cure (source BRGM).....	4
Figure 4 :	Représentativité des faciès d'écoulement de la Cure dans le tronçon 1.	6
Figure 5 :	Composition des substrats de la Cure dans le tronçon 1.	6
Figure 6 :	Représentativité des faciès d'écoulement de la Cure dans le tronçon 2.	8
Figure 7 :	Composition des substrats de la Cure dans le tronçon 2.	8
Figure 8 :	Extrait du ROE (version 2017) des deux tronçons de la Cure.....	12
Figure 9 :	Schéma de principe d'une analyse de risques.	13
Figure 10 :	Facteurs de variabilité du régime hydrologique d'un cours d'eau.....	14
Figure 11 :	Illustrations d'un banc d'alluvions en bordure de la Cure dans le tronçon T1.	16
Figure 12 :	Illustrations d'un chenal secondaire de la Cure à sec à 1.5 m ³ /s.	17
Figure 13 :	Illustrations de bordures à substrats grossiers ou héliophytes sur la Cure.	17
Figure 14 :	Illustrations de chenaux au sein de la forêt alluviale dans lesquels l'eau s'écoule au débit maximum turbiné (ici sur la Dordogne, cas non rencontré sur la Cure).....	18
Figure 15 :	Illustrations de deux zones amont de bancs dans des contextes de transport solide différents (faible TS pour les fractions graviers/petits galets à gauche, fort TS pour ces fractions à droite).	18
Figure 16 :	Illustrations d'une zone de frayère potentielle exondée à 1.5 m ³ /s.	19
Figure 17 :	Logigramme d'évaluation du risque global d'exondation de frayères.....	26
Figure 18 :	Logigramme d'évaluation du risque global d'échouage-piégeage.....	27
Figure 19 :	Logigramme d'évaluation du risque global d'instabilité hydraulique.....	28
Figure 20 :	Logigramme d'évaluation du risque global Alevin.....	29
Figure 21 :	Logigramme d'évaluation du risque global Éclusée par secteur d'études.....	29
Figure 22 :	Occurrences des différentes espèces contactées au niveau des 3 stations de pêche.	34
Figures 23 et 24 :	Classes d'abondance observées et théoriques des espèces de poissons des 3 stations de la Cure.....	35
Figures 25, 26, 27 et 28 :	Classes de tailles des barbeaux, chevesnes, truites et vandoises capturés à Asquins entes 2013 et 2018.	36
Figure 29 :	Comparaison des abondances observées pour les espèces contactées tous les ans au niveau de la station de pêche d'Asquins (période 2013-2018).	37

Figure 30 : Comparaison des abondances en 0+ observées pour le barbeau, le chevesne et la truite au niveau de la station de pêche d'Asquins (période 2013-2018).	38
Figure 31 : Position de l'indicateur d'exondation de frayères potentielles du tronçon T1 de la Cure dans les classes définies pour cet indicateur.	40
Figure 32 : Position de l'indicateur d'exondation de frayères potentielles du tronçon T2 de la Cure dans les classes définies pour cet indicateur.	41
Figure 33 : Position de l'IGHS du tronçon T1 de la Cure dans les classes définies pour cet indicateur.	42
Figure 34 : Position de l'IGHS du tronçon T2 de la Cure dans les classes définies pour cet indicateur.	43
Figure 35 : Position de la puissance de la Cure en éclusées pour le tronçon T1 dans les classes définies pour cet indicateur.	43
Figure 36 : Position de la puissance de la Cure en éclusées pour le tronçon 2 dans les classes définies pour cet indicateur.	44
Figure 37 : Débit de base classé pour les éclusées d'automne et d'hiver.	48
Figures 38 et 39 : Hydrogrammes de Foissy-lès-Vézelay en automne-hiver 2015-2016-2017.	49
Figures 40, 41 et 42 : Hydrogrammes de Foissy-lès-Vézelay en automne-hiver 2017-2018-2019.	50
Figure 43 : Distribution des effectifs des différentes espèces contactées au niveau des 3 stations de pêche.	54
Figure 44 : Classes d'abondance observées et théorique des espèces de poisson des 3 stations de la Cure.	55
Figure 45 : Classe de taille des truites capturées au niveau des 3 stations de pêche.	56
Figure 46 : Classe de taille des chabots capturées au niveau des 3 stations de pêche.	57
Figure 47 : Evolution des densités de truites par classes d'âge au niveau de la station de pêche de Lingoult.	57
Figure 48 : Relation entre les densités en 0+ et 1+ des cohortes 2013 à 2017 pour la station du Moulin de Lingoult (la ligne rouge représente une survie de 100%.	58
Figure 49 : Evolution des densités de truites par classes d'âge au niveau de la station de pêche de Saint-André-en-Morvan.	59
Figure 50 : Relation entre les densités en 0+ et 1+ des cohortes 2013 à 2017 pour la station de Saint-André-en-Morvan (la ligne rouge représente une survie de 100%.	60

Liste des tableaux

Tableau 1 : Débits caractéristiques des crues de la Cure au niveau de la zone d'étude.	2
Tableau 2 : Puissance spécifique de la Cure (W/m ²) en fonction des crues caractéristiques du TCC et de la Cure à Foissy.	3
Tableau 3 : Principales caractéristiques des tronçons SYRAH de la Cure entre Malassis et la confluence du Cousin.	5
Tableau 4 : Limites des classes de vulnérabilité à l'exondation des frayères basées sur les Surface Granulométriquement Favorable à la reproduction hors d'eau au débit de base.	22
Tableau 5 : Limites des classes de vulnérabilité à l'échouage-piégeage basées sur les Indices de Bacs et Chenaux Secondaires.	23
Tableau 6 : Limites des classes de puissances hydrauliques au Q90 des éclusées.	23
Tableau 7 : Regroupement des classes de l'indicateur « éclusées » pour l'évaluation de l'aléa.	24
Tableau 8 : Définition des niveaux de risque.	25
Tableau 9 : Niveaux typologiques théoriques calculé en 2012 sur deux stations de la Cure (Bouchard, 2012).	30
Tableau 10 : Bilan des pêches recensées sur les tronçons d'étude.	31
Tableau 11 : Mesure de protection réglementaire des espèces de poissons rencontrées sur la Cure au niveau de la zone d'étude.	32
Tableau 12 : Récapitulatif des exigences bio-écologiques concernant la reproduction des espèces piscicoles capturées au cours des échantillonnages (d'après Poncin, 1996 ; Tissot et Souchon, 2008 ; Bruslé et Quignard, 2001 ; Cowx et Welcomme, 1998 ; Grandmottet, 1983 ; Schlumberger et Elie, 2008 ; Taverny et Elie, 2010 et Pont et al., 2013).	33
Tableau 13 : Enjeu piscicole et périodes de sensibilité aux 3 types de problématiques.	39
Tableau 14 : Bilan des classes de vulnérabilité retenues pour les différentes problématiques pour le calcul l'analyse de risque « éclusées » pour les deux tronçons d'études.	45
Tableau 15 : Résultats de l'indicateur « éclusées » annuel et saisonnier pour les années 2014 à 2018, note retenue et qualification finale de l'aléa pour les éclusées se produisant dans les deux tronçons d'étude.	45

Tableau 16 : Rappel de la vulnérabilité des tronçons d'étude pour l'exondation de frayère et des aléas saisonniers.	45
Tableau 17 : Bilan des risques d'exondation de frayère.	46
Tableau 18 : Rappel de la vulnérabilité des tronçons d'études pour l'échouage-piégeage et des aléas saisonniers.	46
Tableau 19 : Bilan des risques d'échouage-piégeage.	46
Tableau 20 : Rappel de la vulnérabilité des tronçons d'étude pour l'instabilité hydraulique et des aléas saisonniers.	46
Tableau 21 : Bilan des risques liés à l'instabilité hydraulique.	47
Tableau 22 : Risque global alevin.	47
Tableau 23 : Risque global « éclusées ».	47
Tableau 24 : Principales caractéristiques des tronçons SYRAH de la Cure entre le barrage du Crescent et l'usine de Bois-de-Cure.	51
Tableau 25 : Niveaux typologiques théoriques calculé en 2012 sur deux stations de la Cure (Bouchard, 2012).	52
Tableau 26 : Bilan des pêches recensées sur les tronçons d'étude.	53
Tableau 27 : Détermination des classes d'abondance de truite à la station de pêche du Moulin de Lingoult.	55
Tableau 28 : Détermination des classes d'abondance de truite à la station de pêche de Saint-André-en-Morvan.	56

1. CARACTERISATION MORPHOLOGIQUE DE LA ZONE D'ETUDE

1.1. RAPPELS ÉLÉMENTS GÉNÉRAUX SUR LA ZONE D'ÉTUDE

1.1.1. JUSTIFICATION DES LIMITES DE LA ZONE D'ÉTUDE

La zone d'étude couvre les ouvrages de Bois de Cure et de Malassis sur la Cure. Elle comprend le tronçon court-circuité de Bois-de-Cure (aval barrage du Crescent) jusqu'à la restitution de la centrale de Bois-de-Cure (linéaire de 11.3 km) et la Cure en aval de Malassis jusqu'à la confluence du Cousin (linéaire de 16.2 km).

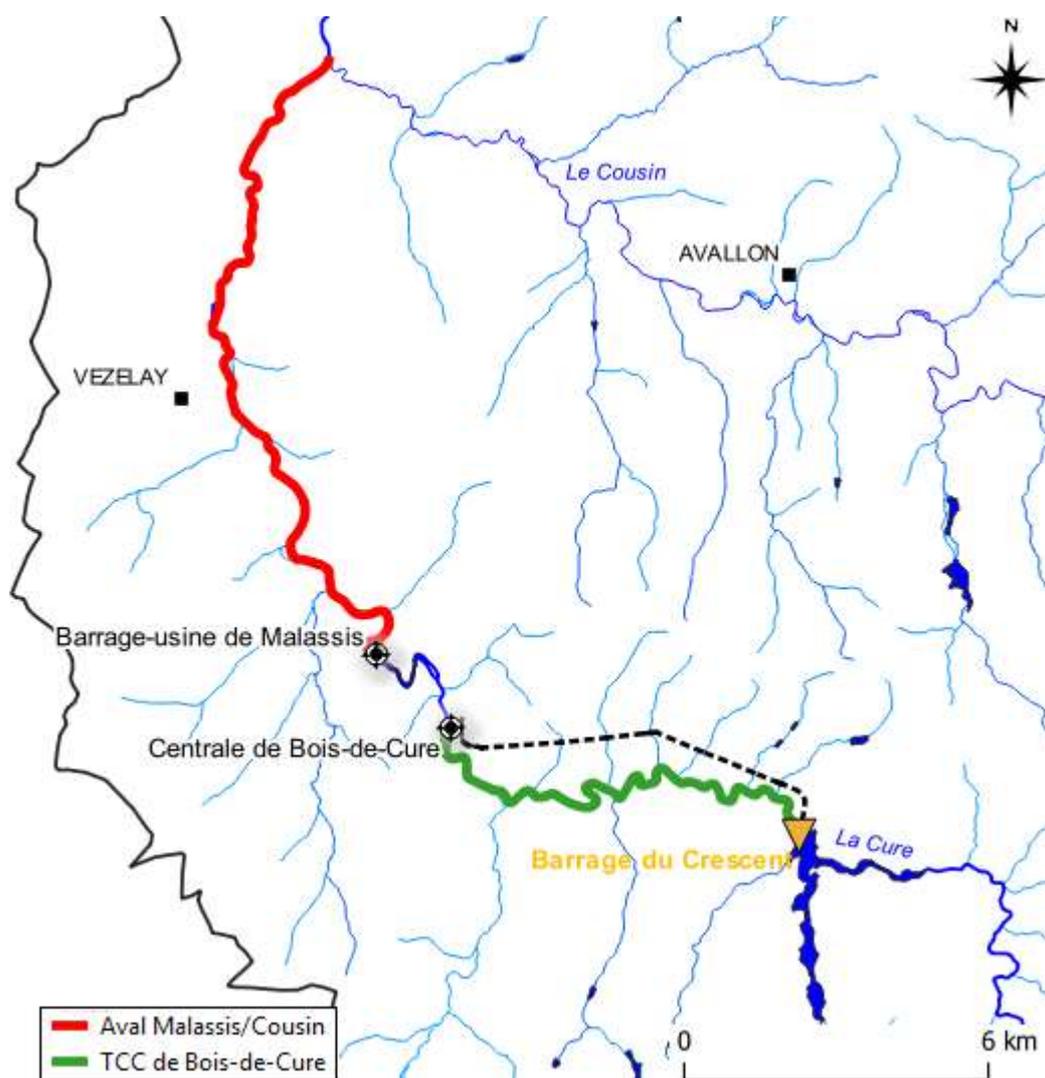


Figure 1: La zone d'étude.

En aval de la confluence du Cousin les altérations de l'hydrologie générées par les deux ouvrages ne sont plus détectées de manière significative par l'indicateur éclusée.

C'est le secteur en aval de Malassis qui fait l'objet de l'étude des risques morphologiques liés au fonctionnement par éclusées des usines de Bois-de-Cure et Malassis.

1.1.2. RAPPELS DES ÉLÉMENTS RELATIFS À L'HYDROLOGIE

1.1.2.1. RÉGIME HYDROLOGIQUE

Le régime hydrologique de la Cure à Foissy-lès-Vézelay est de type pluvial, avec des hautes eaux en hiver et un étiage estival. La période printanière correspond à une baisse des débits qui s'amorce en mars mais qui devient plus marquée en mai et juin. L'effet du soutien d'étiage se fait ressentir au mois d'août et septembre. Le module à Foissy est de 9.4 m³/s.

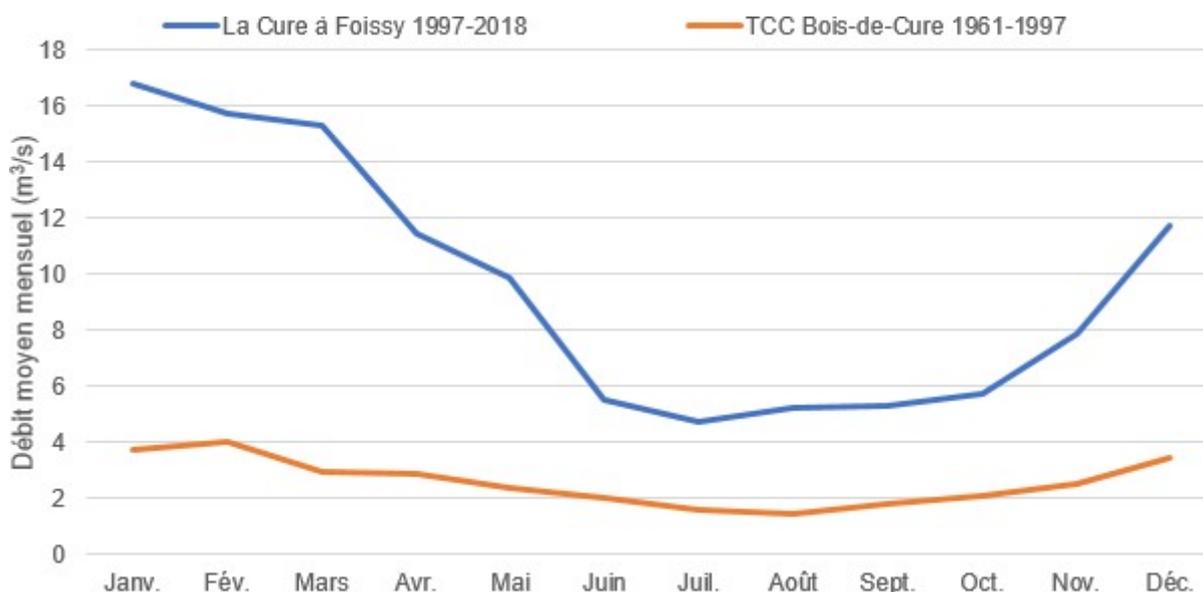


Figure 2 : Débit moyen mensuel de la Cure à Foissy-lès-Vézelay et dans le TCC (aval Crescent).

Le caractère pluvial du régime hydrologique de la partie aval du TCC de Bois-de-Cure est très affaibli par rapport à la station de Foissy. Il y a très peu de débits soutenus durant la période hivernale et une faible variabilité annuelle. Le débit moyen annuel du TCC est de 2.6 m³/s.

1.1.2.2. DÉBIT DE CRUE

Les débits caractéristiques des crues, correspondent à 5.1 fois le module pour la crue biennale, 7 fois le module pour la crue quinquennale et 8.2 fois le module pour la crue décennale.

Tableau 1 : Débits caractéristiques des crues de la Cure au niveau de la zone d'étude.

	Période	Biennale		Quinquennale		Décennale	
		m ³ /s	% du module*	m ³ /s	% du module*	m ³ /s	% du module*
Foissy-lès-Vézelay	1979-2019	48	512%	66	704%	77	821%
Partie aval du TCC Bois-de-Cure	1961-1997	15	157%	39	415%	43	485%

* Module de la Cure à Foissy

Dans le TCC de Bois-de-Cure les crues sont systématiquement plus faibles qu'à Foissy.

E190366 – Risques éco-morphologiques éclusées Bois-de-Cure/Malassis – Evaluation des Risques

1.1.2.3. PUISSANCE COURS D'EAU EN CRUE

Les calculs des puissances du cours d'eau lors des crues ont été effectués avec une largeur de la Cure de 25 m à Foissy et 10.5 m dans le TCC, et une pente de 1.6‰ à Foissy et 8‰ dans le TCC.

Tableau 2 : Puissance spécifique de la Cure (W/m²) en fonction des crues caractéristiques du TCC et de la Cure à Foissy

	Biennale	Quinquennale	Décennale
Foissy-les-Vézelay	30.1	41.4	48.3
Partie aval du TCC Bois-de-Cure	112.1	291.5	321.4

De par ses caractéristiques morphologiques générales et hydrologiques, la Cure a des capacités de mobilité des berges ou des fonds (>35 W/m²) lors des crues quinquennales à Foissy et dès la crue biennale dans le TCC de Bois-de-Cure. Pour autant, l'expression de ces capacités dépendra :

- Pour les fonds, du diamètre médian des substrats, de leur agencement et du niveau éventuel de pavage ou d'armurage,
- Pour les berges, de leur occupation par la végétation et/ou par les substrats minéraux.

1.1.3. GÉOLOGIE

Le bassin versant de la Cure amont est situé sur le massif cristallin (roches plutoniques et magmatiques, parfois métamorphisées).

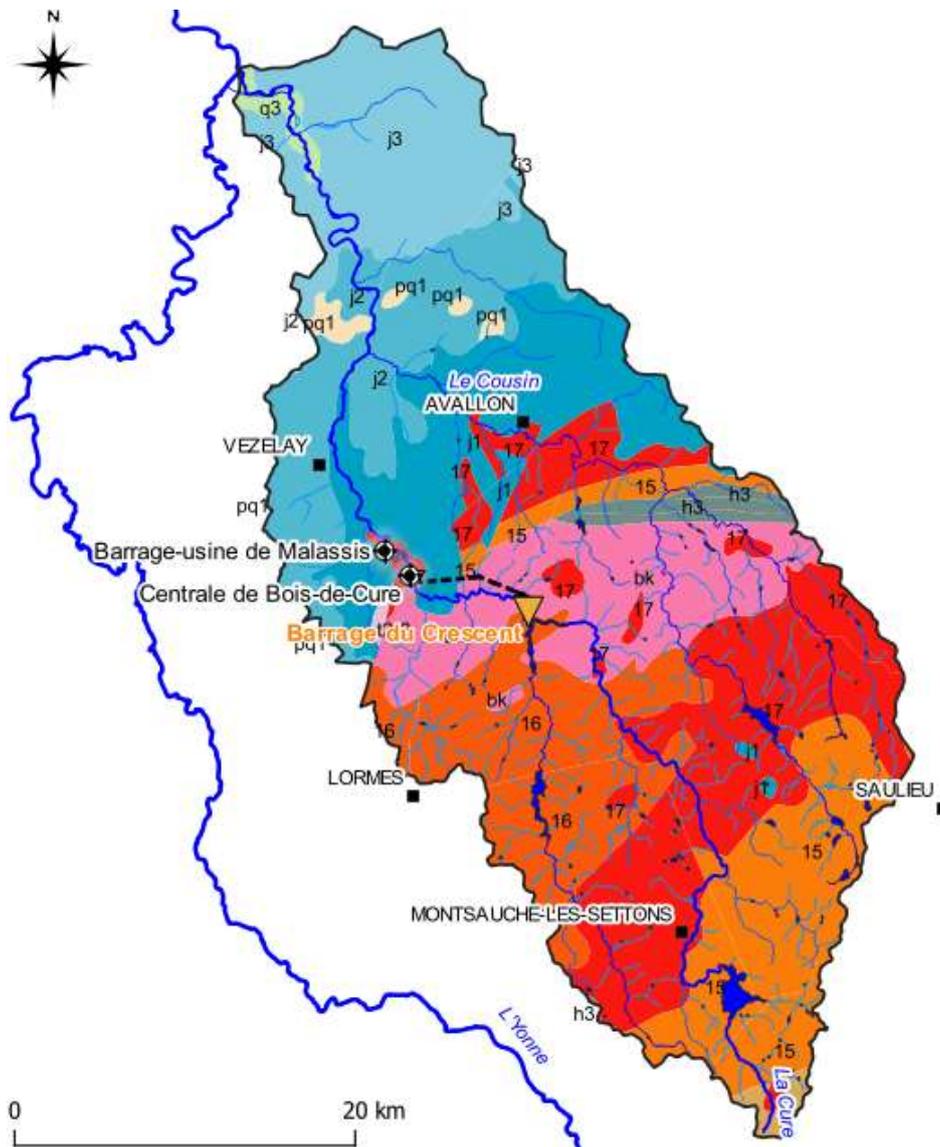


Figure 3 : Géologie du bassin versant de la Cure (source BRGM).

A partir de Pierre-Perthuis, les marnes et calcaires du Jurassique apparaissent à la faveur d'une faille et des alluvions modernes remplissent le fond de la vallée.

1.2. CARACTÉRISATION DES TRONÇONS MORPHOLOGIQUES DU SECTEUR SOUMIS AUX ÉCLUSÉES (AVAL MALASSIS)

1.2.1. TYPE DE TRONÇON VUE PAR SYRAH

Le secteur de la Cure entre Malassis et la confluence du Cousin est inclus dans deux tronçons SYRAH (Valette *et al.*, 2008).

Tableau 3 : Principales caractéristiques des tronçons SYRAH de la Cure entre Malassis et la confluence du Cousin.

ID	Toponyme	Longueur (m)	Pente du lit (%)	Surface BV (km ²)	Largeur fond de vallée (m)	Pente vallée (%)	Largeur plein bord (m)	Rapport d'encaissement
7343	La Cure de la Brinjame au Ru des Goths	7901	0.34	499	98	1.01	14.5	6.75
7344	La Cure du Ru des Goths au Cousin	26097	0.11	618	393	0.31	16	24.55

Les deux tronçons sont différents morphologiquement, avec une pente du lit et de la vallée plus importante sur le tronçon amont, une vallée plus étroite. Par contre la largeur plein bord de la rivière est équivalente.

Le tronçon amont correspond à une morphologie de type « montagnard », avec une vallée encaissée, des versants pentus et un tracé assez rectiligne. Le tronçon aval est de type « à méandres modérés », la pente diminue légèrement et la vallée s'ouvre (Amoros et Petts, 1993).

1.2.2. DÉCOUPAGE EN TRONÇONS MORPHOLOGIQUEMENT HOMOGENES

Ces différences morphologiques ont conduit à diviser le secteur de la Cure entre Malassis et la confluence du Cousin en deux tronçons :

- Tronçon 1 : allant de Malassis à la Roche Percée, de 3 240 m de long avec une pente moyenne de 0.2%, correspondant au secteur de type « montagnard » ;
- Tronçon 2 : allant de la Roche Percée à la confluence du Cousin, de 12 975 m de long avec une pente moyenne de 0.14%, correspondant au secteur de type « à méandres modérés ».

1.2.2.1. CARACTÉRISATION DES SUCCESSIONS DE FACIÈS D'ÉCOULEMENT

Les prospections ont été réalisées entre le 25 et 28 juin 2019. Le débit de la Cure est resté stable, autour de 1.5 m³/s en aval de Malassis.

▪ Tronçon 1 : Malassis/Rocher Percée

Ce tronçon est dominé par les plats (51% du linéaire). Les radiers et les plats courants représentent chacun 19% du linéaire et les profonds 11%. Aucune cascade infranchissable pour la faune piscicole n'a été rencontrée.

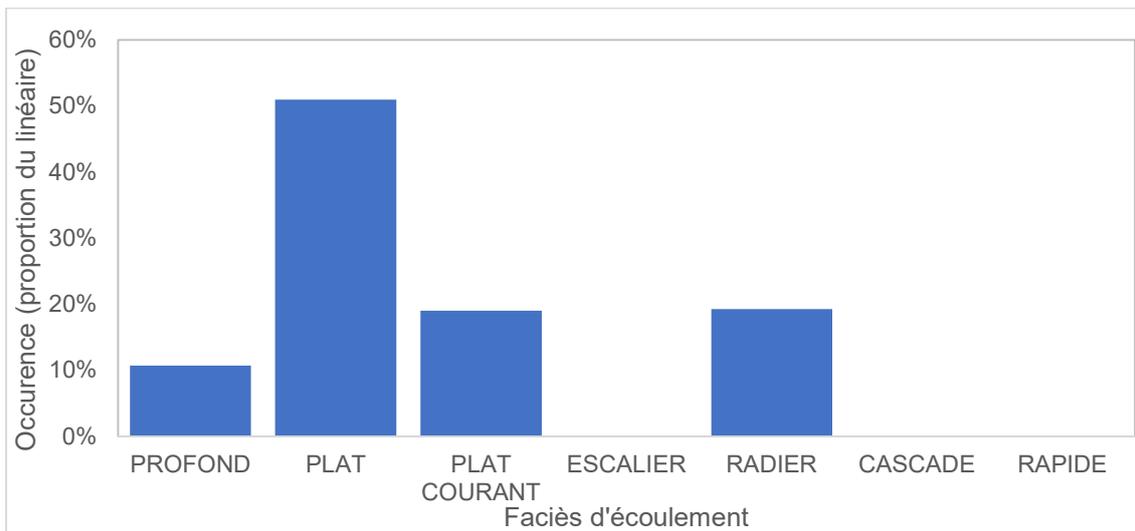


Figure 4 : Représentativité des faciès d'écoulement de la Cure dans le tronçon 1.



Photos 1 et 2 : Illustrations des 2 types de faciès dominants du tronçon (faciès plat et faciès radier).

La granulométrie dominante de ce tronçon est de type gros galet (10-20 cm) et petit blocs (respectivement 45 et 36% des surfaces). On trouve ensuite les gros blocs pour 10% et les petits galets (2-10 cm) pour 7%. La fraction de graviers est quasiment absente.

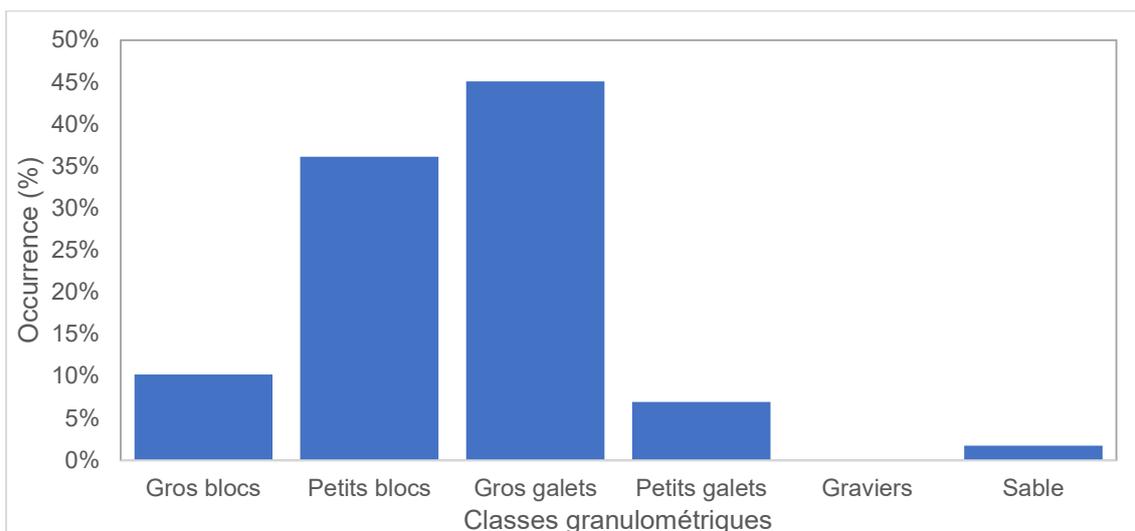


Figure 5 : Composition des substrats de la Cure dans le tronçon 1.



Photo 3 : Illustrations de la composition des substrats dominants du tronçon.

La ripisylve est dense, la Cure s'écoulant dans un environnement quasiment forestier.



Photo 4 : Illustrations de l'environnement forestier du cours d'eau.

▪ **Tronçon 2 : Roche Percée/Cousin**

Ce tronçon est dominé par les plats (64% du linéaire), les plats courants (15%) et les radiers (14%). Aucune cascade infranchissable pour la faune piscicole n'a été rencontrée.

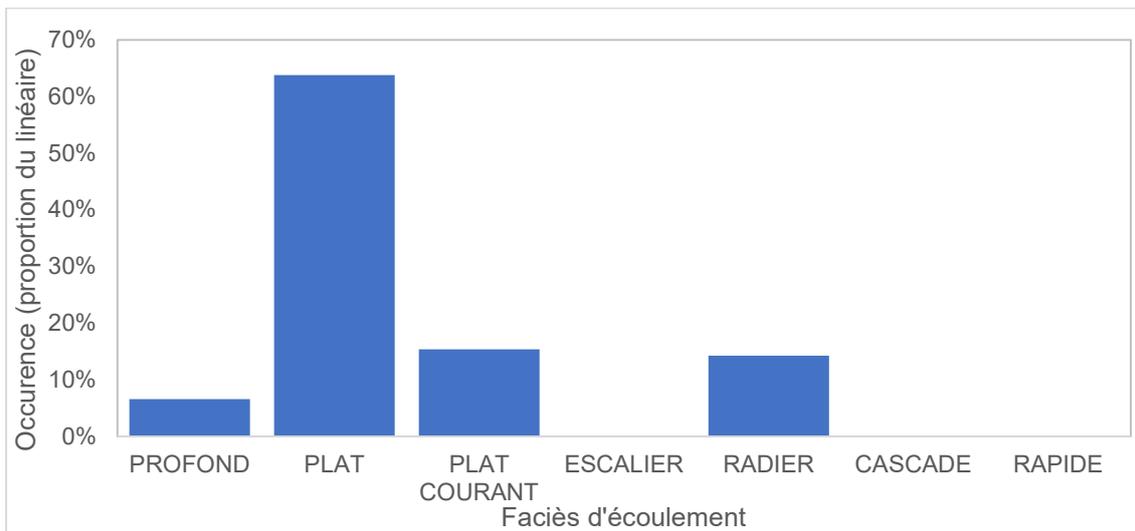


Figure 6 : Représentativité des faciès d'écoulement de la Cure dans le tronçon 2.



Photos 5 et 6 : Illustrations des 2 types de faciès dominants du tronçon (faciès plat et faciès radier).

La granulométrie dominante de ce tronçon est de type gros galet (10-20 cm) avec plus de 60% de la surface. On retrouve ensuite à part quasi équivalente les petits blocs et les petits galets (respectivement 14 et 12% des surfaces). La fraction de graviers est quasiment absente.

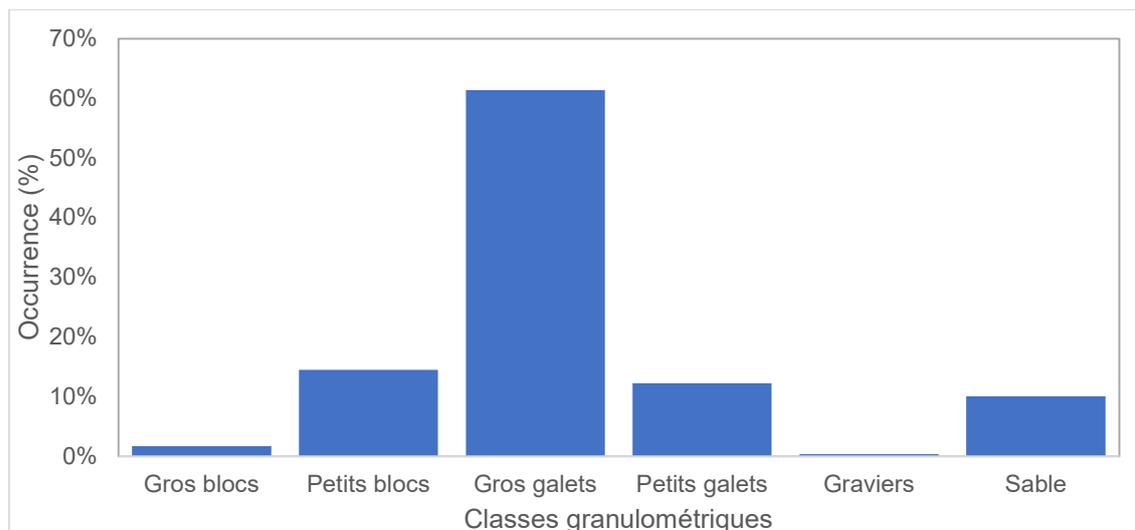


Figure 7 : Composition des substrats de la Cure dans le tronçon 2.



Photo 7 : Illustrations de la composition des substrats dominants du tronçon.

Bien que circulant dans ce tronçon à l'intérieur d'une plaine agricole, la ripisylve reste bien présente et la rivière relativement bien ombragée excepté à la fin du tronçon où un élargissement se produit dans les deux derniers kilomètres.

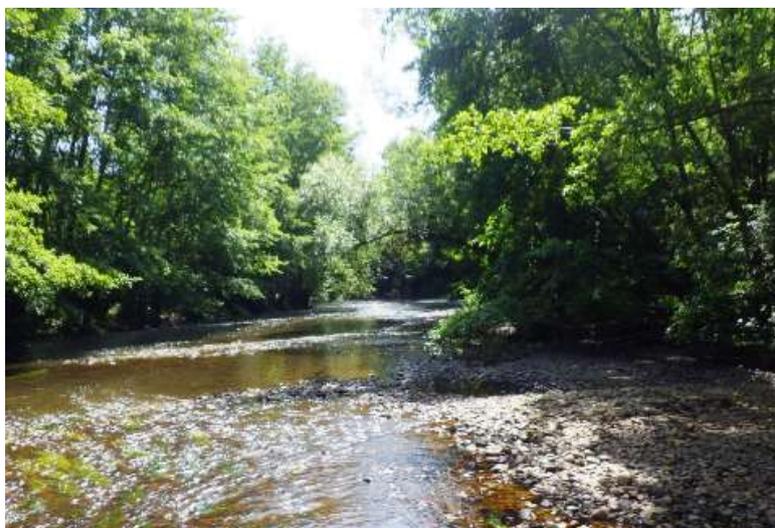


Photo 8 : Illustrations de l'environnement proche du cours d'eau.

1.2.2.2. LES ALTÉRATIONS DE LA MORPHOLOGIE

- **Flottage du bois**

Au 16^{ème} siècle, la croissance continue de la capitale développe les besoins, et particulièrement en combustible. Afin d'exploiter et de transporter le bois issu des forêts morvandelles, le flottage s'effectue à buches perdues sur les parties amont des bassins puis en train pour regagner Paris, à partir des zones de Clamecy sur l'Yonne et de Vermenton sur la Cure. Il s'agit d'utiliser la capacité des cours d'eau à transporter des buches de 1.14 m de long. Ainsi, pour faciliter le flottage du bois, de nombreuses petites retenues ont été construites sur les affluents et des lâchers sont organisés à partir de la fin du mois de février pour favoriser le transport. Sur la Cure le barrage des Settons a été édifié à la fin du 19^{ème} siècle pour augmenter le volumes d'eau des « lâchures » et favoriser le flottage des buches.



Photos 9 et 10 : Illustration du flottage à bois perdu sur la Cure dans sa partie amont puis plus en aval avant le tirage, le tricage et l'empilage (source : PNR du Morvan).

Ainsi le flottage du bois sur la Cure a engendré des modifications morphologiques de la rivière encore visibles de nos jours (mise des blocs en berge, chenalisation du lit).



Photos 11 et 12 : Berge enrochées de la Cure dans le tronçon 2.

Sur le bassin de l'Yonne, les lâchers d'eau ont provoqué l'érosion du lit des cours d'eau de tête de bassin et une baisse de la pente dans les vallées moyennes (Gilet *et al.*, 2016). Bien qu'aucune étude similaire n'ait été réalisée sur la Cure, les données historiques et la présence de nombreux étangs sur le bassin amont laissent à penser que des ajustements similaires ont également eu lieu sur le cours de la rivière Cure.

- **Seuils et barrages**

Cinq seuils sont recensés par le ROE sur cette partie de la Cure.

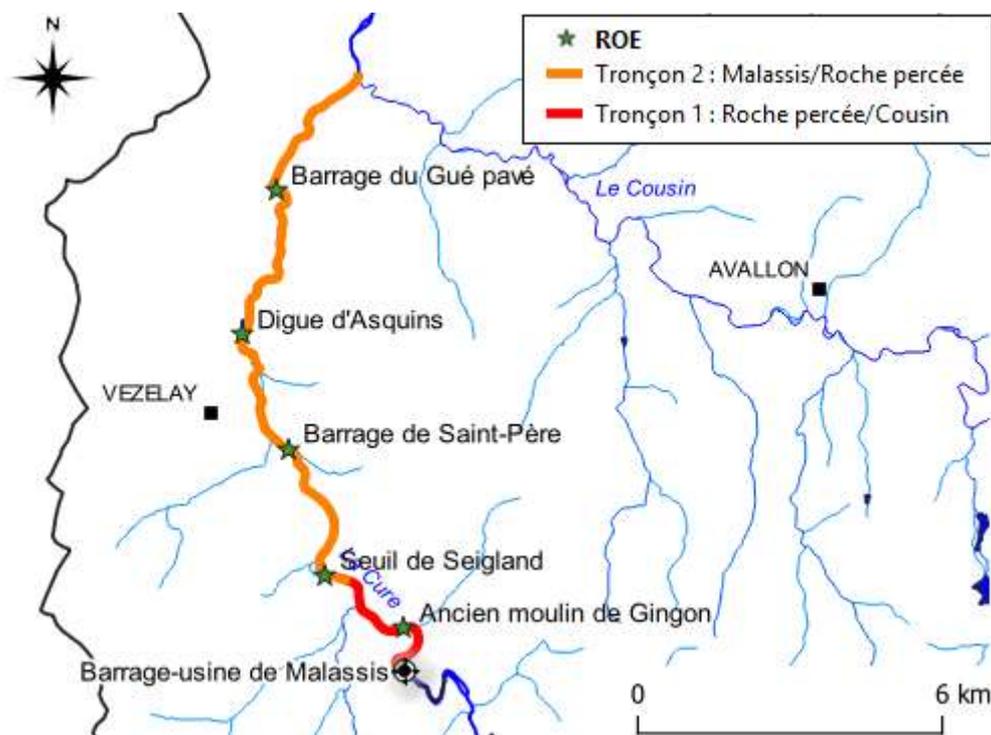


Figure 8 : Extrait du ROE (version 2017) des deux tronçons de la Cure.

Ils sont tous actuellement partiellement ou totalement arrasés. Ainsi, le taux d'étagement de la Cure a été fortement réduit. La pression hydromorphologique associée aux seuils a donc quasiment disparu dans ce secteur ce qui constitue un atout important pour l'état de cette masse d'eau.

2. RISQUES ECOMORPHOLOGIQUES ASSOCIES AU FONCTIONNEMENT PAR ECLUSEE

2.1. ÉLÉMENTS SUR LES RISQUES ASSOCIÉS AUX PERTURBATIONS HYDROLOGIQUES INDUITES PAR LES ÉCLUSÉES

2.1.1. ÉLÉMENTS GÉNÉRAUX SUR LA NOTION DE RISQUE

L'évaluation du risque écologique repose sur une démarche qui vise à croiser des enjeux, une vulnérabilité et un aléa tout cela dans une zone géographique spécifique (Perrodin, 2012).

En écologie aquatique, cette démarche est encore peu utilisée. La majorité des analyses de risques portent sur des problématiques d'écotoxicologie (Babut et Perrodin, 2001 ; Perrodin et al., 2006 et 2011 ; Maltby, 2006). La démarche SYRAH (Système d'Audit Relationnel des Altérations Hydromorphologiques) repose également sur une analyse de risques hiérarchisée depuis les pressions jusqu'aux habitats aquatiques en s'appuyant sur des relations de causalité associées à une approche probabiliste (Valette et al., 2008).

Dans le cas des éclusées, et pour les poissons, les enjeux seront le bon déroulement des cycles biologiques de différentes espèces (les lithophiles se reproduisant en hiver et au printemps étant les plus sensibles en régime pluvial pour les phases reproduction-frayères et jeunes stades de vie).

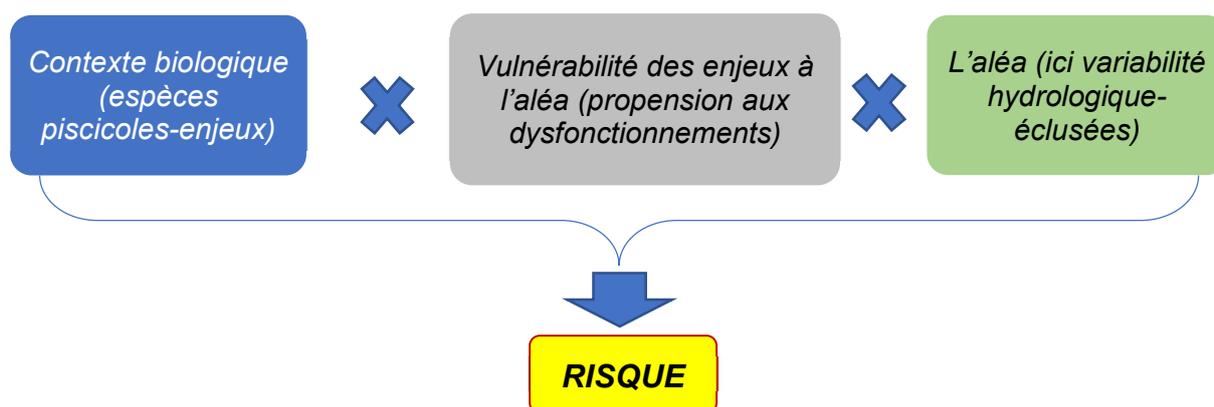


Figure 9 : Schéma de principe d'une analyse de risques.

L'aléa correspond à la variabilité des débits générée par le fonctionnement de l'installation, variabilité des débits qui va engendrer une variabilité des conditions hydrauliques (voir 2.1.2) et des conditions d'habitats physiques pour les poissons.

La vulnérabilité, c'est la fragilité, la sensibilité d'un enjeu (donc la possibilité du bon déroulement de la phase biologique) face à un aléa et son intensité. Ici, cette vulnérabilité aux variations de débit du cours d'eau va dépendre d'un certain nombre de caractéristiques morphologiques des tronçons de rivière (positionnement des substrats de fraie, formes fluviales pouvant constituer des pièges pour les jeunes poissons, caractéristiques des habitats des alevins...). La vulnérabilité des enjeux peut être traduite comme la caractérisation morphologique des tronçons en intégrant des grandeurs susceptibles d'influencer la réponse des communautés piscicoles à l'aléa (voir 2.1.3).

Les risques éco-morphologiques liés aux éclusées, évalués dans la présente étude, sont des risques associés à de impacts biologiques en général directs. Ils sont identifiés comme risque d'exondation de frayères (EF) (mortalité des œufs et des larves), risque d'échouage/piégeage (EP) de larves, de juvéniles voire d'adultes de poissons (mortalité directe), et risque d'instabilité hydraulique (IH) (dérive forcée des larves et alevins). Ils sont associés à une période donnée de l'année et une ou plusieurs espèces de poissons.

2.1.2. L'ALÉA

L'aléa retenu dans notre analyse de risques est un aléa hydrologique basé sur les variations infra-journalières des débits.

Les régimes hydrologiques sont naturellement variables à des échelles inter et intra-annuelles (mois, jours) mais également infra-journalières.

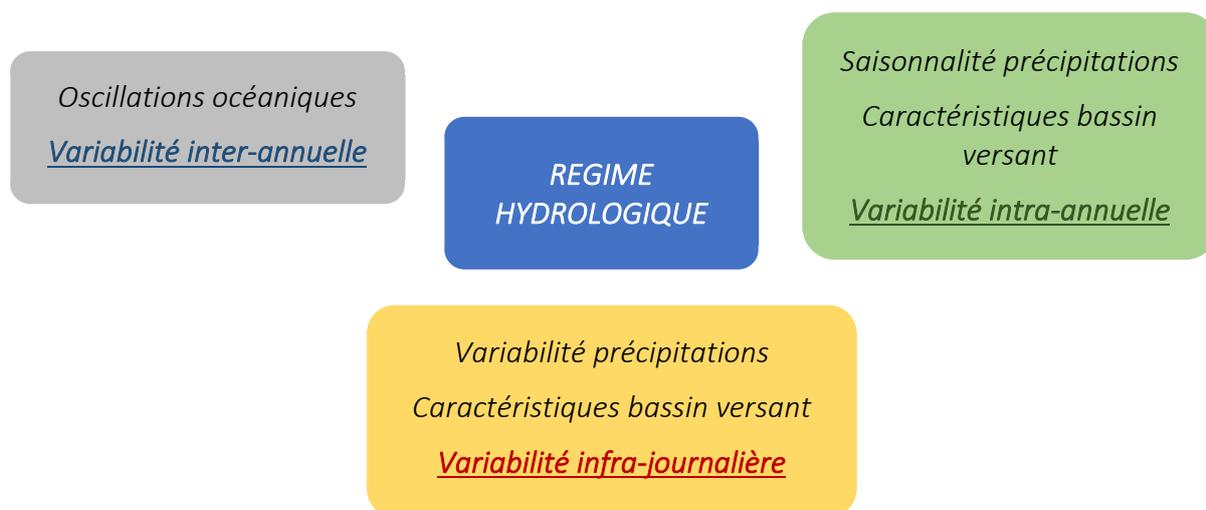


Figure 10 : Facteurs de variabilité du régime hydrologique d'un cours d'eau.

La variabilité des précipitations et les caractéristiques des bassins versants sont à l'origine de cette variabilité naturelle. Le fonctionnement par éclusée vient se surimposer à ces variations.

L'intensité de l'aléa a été caractérisée par le niveau de perturbation induit par le fonctionnement en éclusées sur le régime des débits en aval de la restitution de l'aménagement hydroélectrique. Le niveau de perturbation a été évalué en utilisant la méthode de « l'indicateur éclusées » appliquée par saison et pour **3 années consécutives entre 2015 et 2018** (Courret, 2014).

Cette méthode permet de caractériser des perturbations hydrologiques infra-journalières sur la base **du nombre** de variations de débits, **des amplitudes, des gradients et des débits de base inter-éclusées**.

Ce type d'approche infra-journalière est celle, qui, actuellement, est la plus développée notamment en Europe (Bejarano et al., 2017 ; Carolli et al., 2015 ; Meile et al., 2011 ; Sauterleute et Charmasson, 2014).

2.1.3. LA VULNÉRABILITÉ

Elle va dépendre d'un certain nombre de caractéristiques morphologiques des tronçons de rivière, caractéristiques qui vont entraîner essentiellement **3 types de problématiques** au niveau d'**habitats vulnérables**.

Les 3 problématiques sont : i) l'exondation de frayères, ii) l'échouage-piégeage de jeunes poissons et iii) leur entrainement, leur déstabilisation, leur désorientation par l'instabilité hydraulique.

Les habitats physiques les plus vulnérables aux 3 problématiques sont bien décrits dans la littérature à savoir :

- les bancs d'alluvions, des bras secondaires, des cordons rivulaires pour l'échouage-piégeage (Hunter, 1992 ; Lascaux et Cazeneuve, 2008b ; Cazeneuve et al., 2009a),
- les plages de graviers-petits galets proches des berges pour l'exondation des frayères (Delacoste, 1995 ; Sempeski and Gaudin, 1995a ; Lascaux et al., 2006 ; Lascaux et Cazeneuve, 2008a ; Cazeneuve et al., 2009b ; Melcher and Schmutz, 2010),
- les zones de berges pour la dérive forcée générée par l'instabilité hydraulique (Nehring and Anderson, 1993 ; Ottaway et Forrest, 1983 ; Valentin, 1995 ; Sempeski and Gaudin, 1995b ; Liebig et al., 1998).

Sur la base de ces connaissances, il a été possible de construire une méthodologie capable de décrire ces habitats en utilisant des supports cartographiques (photos aériennes) et des observations de terrain.

2.1.3.1. HABITATS VULNÉRABLES À L'ÉCHOUAGE-PIÉGEAGE

▪ Caractéristiques

L'échouage/piégeage s'observe sur des zones qui sont alternativement immergées et exondées lors des éclusées. Il concerne essentiellement les jeunes stades : larves et alevins <5-7 cm (Bauersfeld, 1997 ; Olson et Metzgar, 1987 ; Beck, 1989 ; Olson, 1990 ; (Hoffarth et al., 2003). Il se traduit par des mortalités directes de ces jeunes stades qui se retrouvent exondés lorsque le débit baisse brutalement (Bradford et al., 1995), des mortalités indirectes si les poissons restent piégés dans des poches d'eau dont la qualité physico-chimique va rapidement se dégrader (forte hausse de la température et des pressions partielles en gaz dissous) ou par un stress physiologique (pertes énergétiques, réduction de la croissance, mortalité différée) si les poissons peuvent se maintenir dans ces « poches » restant en eau (Cunjak et al., 1998 ; Scruton et al., 2008 ; Korman et Campana, 2009). Les mortalités directes et indirectes liées à l'échouage-piégeage peuvent être élevées sur un linéaire de cours d'eau. Sur la Dordogne et la Maronne, 4750 échouages-piégeages d'alevins appartenant à 13 espèces de poissons ont été comptabilisés sur 15 sites et 27 éclusées suivies en 3 années (Lascaux et Cazeneuve, 2008b). Dans un suivi de 10 ans sur les rivières Columbia et Kootaney au Canada, Irvine et al. (2015) ont comptabilisé des échouages pour 28% des éclusées et pour 10% des événements plus de 50 poissons ont été comptabilisés. Sur l'Ain, en aval de l'aménagement d'Allement, des échouages-piégeages ont été observés dans 100% des campagnes de suivis (36 sites sur 3 années) avec des nombres d'alevins variant de quelques individus à plus de 1000 (Aubert et al., 2013).

▪ Variabilité saisonnière

Le phénomène d'échouage-piégeage est variable dans le temps. Cette variabilité dépend des espèces concernées et de leur stade de développement. Sur la Dordogne et la Maronne, les pics des observations d'échouage-piégeage est la période printanière pour les truites et saumons (alevins émergents et post-émergents), un peu plus tard dans la saison pour les ombrets. Les échouages-piégeages estivaux concernent surtout des cyprinidés. Ils sont plus limités pour les salmonidés. En automne et en hiver, le phénomène existe toujours mais il est moindre, les jeunes poissons sont plus grands et changent d'habitats, ils sont moins inféodés aux rives. Dans une synthèse de 10 années de suivis sur la Columbia River, Irvine et al. (2015) montrent que la probabilité d'observer des piégeages >200 poissons évolue avec les saisons avec un maximum en juin et des valeurs faibles en hiver, en fin d'été et en automne.

Cette saisonnalité est très liée aux espèces, au comportement des poissons et à leurs capacités de nage. A partir du début de l'été, les alevins de truites ont un comportement d'utilisation des habitats assez large avec une fréquentation plus marquée du chenal notamment dans les faciès de faibles profondeurs. A l'opposé, au printemps, ils utilisent quasi-exclusivement les zones de bordure ce qui les rend beaucoup plus vulnérables aux variations de niveaux d'eau.

▪ Conditions nécessaires

Trois conditions sont nécessaires pour considérer que des habitats sont vulnérables à l'échouage-piégeage :

- 1) Au moment du « haut débit » de l'écluse, une zone propice à l'installation des jeunes stades d'un point de vue hydraulique et abris,
- 2) Une baisse rapide du tirant d'eau sur la zone,
- 3) Une topographie et/ou une granulométrie des substrats conduisant à la présence de dépressions sur le fond accumulant de l'eau lors de la baisse.

Les zones d'échouage-piégeage sont donc constituées par 3 types de structures morphologiques :

- de bancs d'alluvions surtout en bordure,



Figure 11 : Illustrations d'un banc d'alluvions en bordure de la Cure dans le tronçon T1.

E190366 – Risques éco-morphologiques éclusées Bois-de-Cure/Malassis – Evaluation des Risques

- de chenaux secondaires dans le lit ou dans la ripisylve,



Figure 12 : Illustrations d'un chenal secondaire de la Cure à sec à 1.5 m³/s.

- de bordures constituées soit de substrats grossiers soit d'hélophytes,



Figure 13 : Illustrations de bordures à substrats grossiers ou hélophytes sur la Cure.

En matière de formes fluviales, les zones propices à l'échouage-piégeage sont donc potentiellement plus nombreuses dans les lits en tresse que dans ceux à méandres et ceux à chenal unique (Hunter, 1992).

Les impacts seront d'autant plus marqués que les débits de base des éclusées seront faibles et les amplitudes fortes. Dans leur synthèse sur la Columbia River (7500 m³/s de module), Irvine *et al.* (2015) montrent que la probabilité de piégeage est très liée à la valeur du débit de base. Elle est quasiment nulle pour des débits de base supérieurs à 30% du module et augmente nettement pour des valeurs inférieures à 20% du module. **Ce facteur semble essentiel vis-à-vis du risque.** En second lieu, pour une même valeur de débit de base, les piégeages seront d'autant plus forts que les gradients de variation des débits seront élevés. Sur la rivière Maronne, les densités de poissons piégés sont proportionnelles au gradient de baisse des débits avec des valeurs jugées peu pénalisantes à partir de 2,5% du module par heure (Cazeneuve *et al.*, 2019). Quelques valeurs seuils de gradients de hauteur sont indiquées dans la littérature (10 cm/h (salmonidés – Norvège ; Halleraker *et al.*, 2003) 15 cm/h (cyprinidés – Autriche ; Schmutz *et al.*, (2015)). Selon la topographie, les gradients vont se

traduire par des évolutions plus ou moins rapides des surfaces en eau, évolution caractérisée par des taux de retrait horizontaux (HRR) qui conditionnent fortement le piégeage (Le Coarré, com. pers.).

Deux perturbations hydromorphologiques peuvent aggraver cette problématique :

- un écrêtement des crues fréquentes favorisant le développement d'une végétation arborée très proche voire même dans le lit mineur, couplé à des forts débits maximaux turbinables qui vont s'écouler dans cette végétation arborée et y créer des chenaux propices aux piégeages,



Figure 14 : Illustrations de chenaux au sein de la forêt alluviale dans lesquels l'eau s'écoule au débit maximum turbiné (ici sur la Dordogne, cas non rencontré sur la Cure).

- un déficit du transport sédimentaire notamment pour les fractions de graviers et petits galets conduisant à des bancs recouverts surtout de substrats grossiers (gros galets, petits blocs) qui offrent beaucoup d'anfractuosités et de dépressions piégeuses.



Figure 15 : Illustrations de deux zones amont de bancs dans des contextes de transport solide différents (faible TS pour les fractions graviers/petits galets à gauche, fort TS pour ces fractions à droite).

2.1.3.2. CARACTÉRISTIQUES DES HABITATS VULNÉRABLES À L'EXONDATION DE FRAYÈRES

L'exondation de frayères se traduit par la mise en assec de pontes fixées ou enfouies sur et dans des supports végétaux ou minéraux. Les suivis écologiques de la Dordogne et de ses

affluents ont permis d'observer des dénoiements de pontes d'au moins 8 espèces lithophiles (truite, saumon, ombre, vandoise, chabot, barbeau, vairon, chevesne) et 2 espèces phytophiles (brochet et perche commune ; Cazeneuve et al., 2009a).

Cette problématique peut donc concerner, à l'échelle d'un bassin comme le Lot, un nombre important d'espèces déposant ou enfouissant leurs œufs sur différents supports :

- espèces lithophiles enfouissant leurs œufs dans des substrats minéraux (truite, ombre, barbeau fluviatile),
- espèces lithophiles déposant leurs œufs sur ou sous des substrats minéraux (vandoise, chabot, chevaine, vairon, goujon),
- espèces phytophiles déposant leurs œufs sur des végétaux (brochet, rotengle, perche).

Les zones d'exondation de frayères seront donc essentiellement situées dans des habitats à proximité des berges. Les habitats vulnérables se situeront donc :

- dans des chenaux secondaires,
- à proximité ou au niveau des berges,
- sur des bancs d'alluvions,
- dans des annexes fluviales.



Figure 16 : Illustrations d'une zone de frayère potentielle exondée à 1.5 m³/s.

En matière de formes fluviales, les zones propices à l'exondation de frayères sont donc potentiellement plus nombreuses dans les lits en tresse puis dans ceux à méandres.

Les impacts seront d'autant plus marqués que :

- les amplitudes seront fortes,
- les débits de base des éclusées seront bas.

Ici aussi, certaines perturbations du fonctionnement hydromorphologique normal d'un cours d'eau seront aggravantes. Ainsi, le blocage sédimentaire dans les retenues amont, alors que les crues se déversent au niveau des barrages conduit à ce que les habitats favorables à la

[E190366 – Risques éco-morphologiques éclusées Bois-de-Cure/Malassis – Evaluation des Risques](#)

reproduction des poissons lithophiles qui restent en place sont abrités hydrauliquement ... donc souvent à proximité des berges. Sur la Dordogne, 54% des frayères de salmonidés recensées se situent à moins de 3 m des berges (Cazeneuve et al., 2009a).

2.1.3.3. CARACTÉRISTIQUES DES HABITATS VULNÉRABLES À L'INSTABILITÉ HYDRAULIQUE

L'instabilité hydraulique correspond à de fortes variations des conditions hydrauliques avec la mise en place de fortes valeurs de vitesse et des gradients élevés lors des éclusées.

Biologiquement, elle se traduit surtout par une dérive forcée des jeunes stades lorsque les débits montent (Valentin, 1995 ; Liebig et al., 1998). Cette dérive peut conduire à une mortalité si les alevins ne retrouvent pas rapidement des habitats propices ces nouvelles conditions de forts débits (OFEFP, 2003). Les cyprinidés sont potentiellement plus sensibles à la dérive forcée que les salmonidés (Young et al., 2011).

Tous les habitats des alevins sont sensibles à l'instabilité hydraulique, donc toutes les marges du cours d'eau. La rugosité du lit constituera un facteur important pouvant atténuer le risque (Santos et al., 2004 ; Boavida et al., 2015).

En matière de formes fluviales, les tronçons à chenal unique sont plus sensibles à l'instabilité hydraulique que les styles en tresse.

Les impacts des éclusées se traduiront par :

- un effet des fortes vitesses dans le chenal au moment des éclusées,
- un effet des variations brutales de vitesse dans les habitats des alevins (zones de bordure).

Ils seront d'autant plus marqués que les débits maximums et les gradients d'éclusées seront forts, que le nombre de variations sera important et que, lors des variations, les habitats favorables aux jeunes stades (habitats à faible vitesse) seront disjointes géographiquement entre le débit de base et le débit maximum d'éclusée.

Les perturbations morphologiques dues aux travaux de chenalisation auront un très fort effet sur la problématique d'instabilité hydraulique (Schmutz et al., 2015).

3. OBJECTIFS ET METHODOLOGIE D'EVALUATION DES RISQUES

3.1. ETAPES DE LA MÉTHODOLOGIE DE DIAGNOSTIC

Le travail de diagnostic a été scindé en 4 étapes :

ETAPE 1 : Caractérisation du contexte piscicole

ETAPE 2 : Evaluation de la vulnérabilité morphologique (EP, EF, IH)

ETAPE 3 : Evaluation de l'intensité de l'aléa hydrologique

ETAPE 4 : Evaluation des risques EP, EF et IH et du risque global éclusées

3.2. CARACTÉRISATION DU CONTEXTE PISCICOLE

3.2.1. OBJECTIF

Il s'agit de déterminer les espèces piscicoles présentes (ou potentiellement présentes) dans le secteur d'étude qui constitueront les cibles écologiques pour l'évaluation du risque « éclusées ».

3.2.2. MÉTHODOLOGIES

Nous avons établi, à partir de la typologie des cours d'eau et d'une synthèse des données piscicoles disponibles :

- la liste des espèces piscicoles présentes (richesse spécifique, structure des population, abondances, structure de taille),
- le statut des espèces.

Sur la base des données de structure des peuplements, de statut des espèces et de connaissances de leurs biologies et de la sensibilité du déroulement de leurs cycles vis-à-vis des variations des niveaux d'eau des cours d'eau, nous avons constitué un ensemble d'espèces présentant les plus forts enjeux en matière de risques « éclusées ».

Cette analyse amène pour chaque secteur à caractériser un ou plusieurs enjeux et une ou plusieurs périodes de sensibilité.

3.3. CARACTÉRISATION DE LA VULNÉRABILITÉ MORPHOLOGIQUE

3.3.1. OBJECTIF

Le travail vise à caractériser la vulnérabilité morphologique des tronçons d'étude à l'exondation des frayères, à l'échouage-piégeage des larves et alevins puis à la dérive forcée.

3.3.2. MÉTHODOLOGIES

3.3.2.1. VULNÉRABILITÉ À L'EXONDATION DES FRAYÈRES POTENTIELLES (SURFACES GRANULOMÉTRIQUEMENT FAVORABLES)

La vulnérabilité à l'exondation des frayères potentielles (EF) a été évaluée sur la base des surfaces favorables à la reproduction mesurées sur le terrain. L'évaluation repose sur la surface de granulométrie favorable hors d'eau au débit de base.

La distribution de ces surfaces a été découpée en 3 classes de vulnérabilité sur les 70 secteurs soumis aux éclusées des cours d'eau étudiés en RMC (Baran, 2018)).

Tableau 4 : Limites des classes de vulnérabilité à l'exondation des frayères basées sur les Surface Granulométriquement Favorable à la reproduction hors d'eau au débit de base.

Indices	Bornes	Classe de vulnérabilité
Surface de frayères potentielles hors d'eau	<10%	Faible
	10-30%	Moyenne
	>30%	Forte

3.3.2.2. VULNÉRABILITÉ À L'ÉCHOUAGE-PIÉGEAGE

La vulnérabilité à l'échouage-piégeage (EP) sera appréhendée à travers des 2 indices :

- Indice de bancs (IB) : il correspond au linéaire cumulé de bancs sur le linéaire total du tronçon,
- Indice de chenaux secondaires (ICS) : il correspond au linéaire cumulé de chenaux secondaires sur le linéaire total du tronçon.

Nous avons sommé la valeur des indices IB et ICS pour chaque secteur afin d'obtenir un Indice Global d'Habitats Sensibles aux échouages-piégeages (IGHS).

La distribution de cet indice a été découpée en 3 classes de vulnérabilité sur les 70 secteurs soumis aux éclusées des cours d'eau étudiés en RMC (Baran, 2018).

Tableau 5 : Limites des classes de vulnérabilité à l'échouage-piégeage basées sur les Indices de Bacs et Chenaux Secondaires.

Indices	Bornes	Classe de vulnérabilité
Indice Global d'Habitats Sensibles EP	<0.2	Faible
	0.2-0.4	Moyenne
	>0.4	Forte

3.3.2.3. VULNÉRABILITÉ À L'INSTABILITÉ HYDRAULIQUE

La vulnérabilité à l'instabilité hydraulique (IH) a été évaluée sur la base du calcul de la puissance du cours d'eau à l'échelle des secteurs d'études pondérée par la présence de facteurs susceptibles de constituer des abris et refuges hydrauliques pour les poissons (densités de grosses structures (embâcles, rochers), importance des substrats de blocs, digitation des berges).

$$\omega = (\rho g Q S) / w$$

avec Q le débit (en $m^3.s^{-1}$), w la largeur du lit (en m), S la pente longitudinale (en $m.m^{-1}$), ρ la masse volumique du fluide (en $kg.m^{-3}$) et g l'accélération due à la pesanteur (en $m.s^{-2}$)

Pour le débit, nous avons utilisé le dernier décile (Q90) des débits maximaux d'éclusee issu des calculs de l'indicateur « éclusees ».

Les calculs ont été effectués pour la période printanière et la période estivale. La distribution de ces puissances a été découpée en 3 classes de vulnérabilité sur les 70 secteurs soumis aux éclusees des cours d'eau étudiés en RMC (Baran, 2018).

Tableau 6 : Limites des classes de puissances hydrauliques au Q90 des éclusees.

Indices	Bornes	Intensité
Puissance au Q ₉₀ W/m ²	<35 W/m ²	Faible
	35-100 W/m ²	Moyenne
	>100 W/m ²	Forte

3.4. CARACTÉRISATION DE L'ALÉA HYDROLOGIQUE

3.4.1. OBJECTIF

Caractériser l'aléa qu'engendre les variations hydrologiques induites par le fonctionnement par éclusees des aménagements.

3.4.2. MÉTHODOLOGIES

L'aléa correspond au niveau de perturbation hydrologique défini par l'indicateur « éclusees » (Courret, 2014). Ce niveau de perturbation a été calculé pour chacune des saisons et pour 5 années (2014-2018).

La classe de perturbation hydrologique qui a été retenue correspond à la valeur maximale de l'indicateur observé sur les 3 années et pour chaque saison. Il a donc été décidé de retenir le plus fort niveau de perturbation observé pour chaque saison, lié à chacun des types de problématique (EF, EP, IH).

L'aléa de chaque saison a été évalué en regroupant les classes de l'indicateur « éclusées » (Tableau 7) pour aboutir à 3 classes comme pour les classes de vulnérabilité.

Tableau 7 : Regroupement des classes de l'indicateur « éclusées » pour l'évaluation de l'aléa.

Classe de l'indicateur éclusée	Qualification de l'aléa
1-2	Faible
3	Moyen
4-5	Fort

3.5. EVALUATION DES RISQUES

3.5.1. OBJECTIF

Il s'agit d'évaluer le risque éco-morphologique global induit par le fonctionnement par éclusées des aménagements hydroélectriques de Bois-de-Cure et Malassis sur la Cure.

3.5.2. ETAPES DE LA MÉTHODOLOGIE

Pour chaque secteur d'études, l'évaluation a été réalisée en 3 étapes :

ETAPE 1 : Evaluation des 3 risques EF, EP, IH

ETAPE 2 : Regroupement des risques EP et IH en un risque global ALEVIN

ETAPE 3 : Evaluation d'un risque global

3.5.3. EVALUATION DES RISQUES EF, EP ET IH

3.5.3.1. MÉTHODE GÉNÉRALE D'ESTIMATION DU RISQUE

Pour chaque secteur d'études et pour chaque type de risques, nous disposons :

- d'une ou plusieurs saisons avec différents enjeux piscicoles,
- d'une vulnérabilité, liée à la morphologie de la rivière, évaluée en 3 classes, pour 3 problématiques (exondation de frayères, échouage-piégeage, dérive-désorientation), liées aux cycles biologiques des différentes espèces de poissons,
- d'un aléa « éclusées » évalué en 3 classes pour la ou les saisons à enjeux.

Le risque va découler du croisement de la classe de vulnérabilité pour chaque problématique et de celle de l'aléa.

Nous avons choisi un croisement basé sur la définition d'un risque faible lorsque la vulnérabilité ou l'aléa est faible et d'un risque fort lorsque l'un ou l'autre est fort (Baran, 2018).

Tableau 8 : Définition des niveaux de risque.

		VULNERABILITE		
		FAIBLE	MOYEN	FORT
ALEA	FAIBLE	FAIBLE	FAIBLE	FAIBLE
	MOYEN	FAIBLE	MOYEN	FORT
	FORT	FAIBLE	FORT	FORT

3.5.3.2. ÉVALUATION DU RISQUE EF

Le risque EF est issu du croisement de l'aléa hydrologique correspondant à la saison de reproduction et d'incubation des œufs des espèces piscicoles retenues comme enjeux avec la vulnérabilité correspondant à la problématique d'exondation de surfaces de frayères potentielles au débit de base.

Pour la truite, le risque est calculé en automne et en hiver et le risque retenu pour l'espèce correspondant à la valeur la plus élevée de risque. Pour les lithophiles précoces et les lithophiles printaniers, il est calculé au printemps.

Le risque global d'exondation des frayères correspondant à la plus forte valeur de risque pour la truite, les lithophiles précoces et les lithophiles printaniers.

3.5.3.3. ÉVALUATION DU RISQUE EP

Le risque EP est issu du croisement de l'aléa hydrologique correspondant à la saison de développement des larves et alevins des espèces piscicoles retenues comme enjeux avec la vulnérabilité correspondant à l'Indice Global d'Habitats Sensibles (bancs, chenaux).

Pour la truite et les lithophiles précoces, le risque est calculé au printemps. Pour les lithophiles printaniers, il est calculé en été.

Si les enjeux piscicoles concernent à la fois la truite, les lithophiles précoces et les lithophiles printaniers, le risque global d'échouage-piégeage retenu sera le risque le plus élevé entre le printemps et l'été.

3.5.3.4. ÉVALUATION DU RISQUE IH

Le risque IH est issu du croisement de l'aléa hydrologique correspondant à la saison d'émergence et post-émergence des alevins des espèces piscicoles retenues comme enjeux, avec la vulnérabilité correspondant à la puissance hydraulique pondérée (par abris hydrauliques, faciès profonds, substrat de blocs et digitation des berges).

Pour la truite et les lithophiles précoces, le risque est calculé au printemps. Pour les lithophiles printaniers, il est calculé en été.

Si les enjeux piscicoles concernent à la fois la truite, les lithophiles précoces et les lithophiles printaniers, le risque global d'échouage-piégeage retenu sera le risque le plus élevé entre le printemps et l'été.

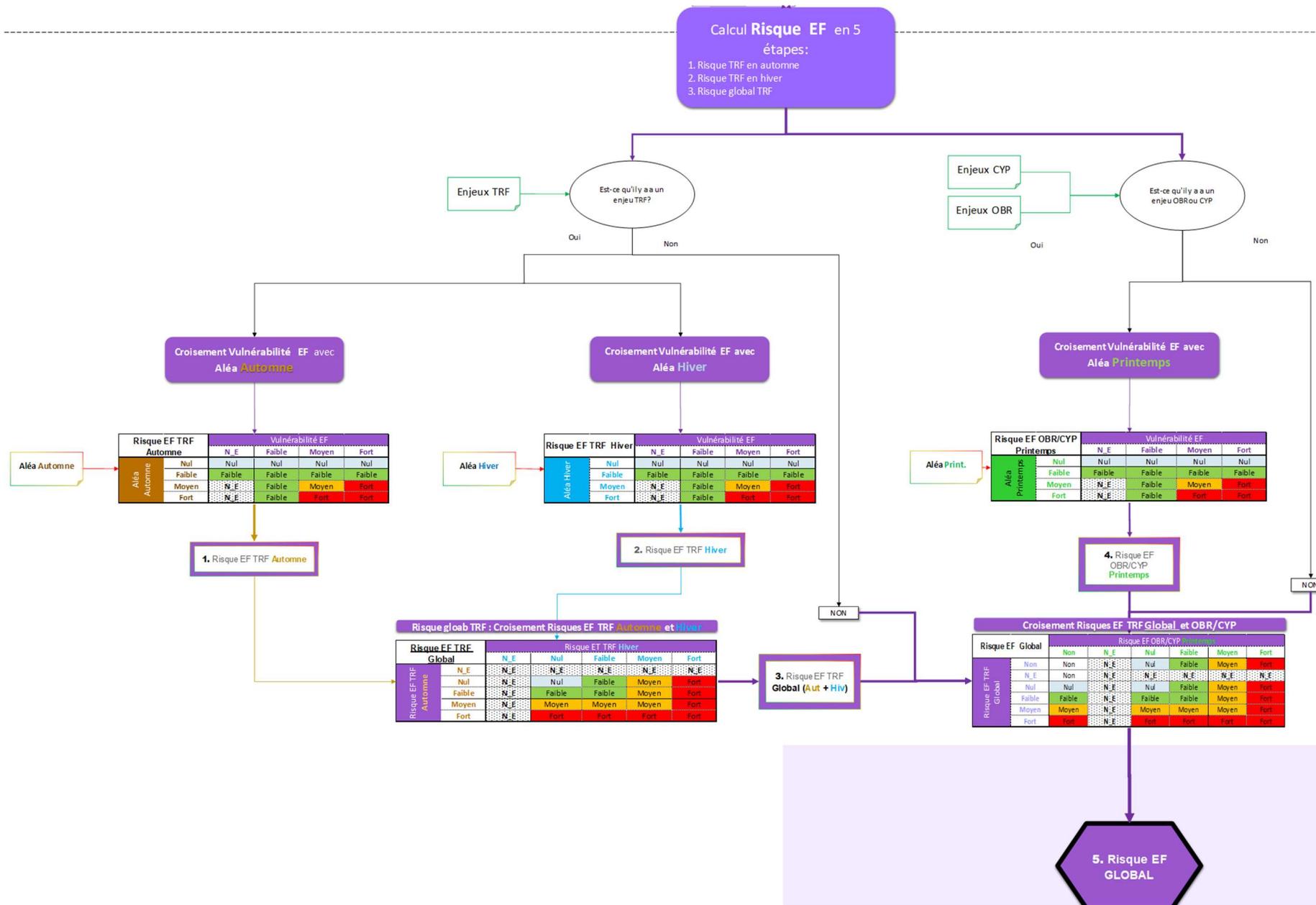


Figure 17 : Logigramme d'évaluation du risque global d'exondation de frayères.

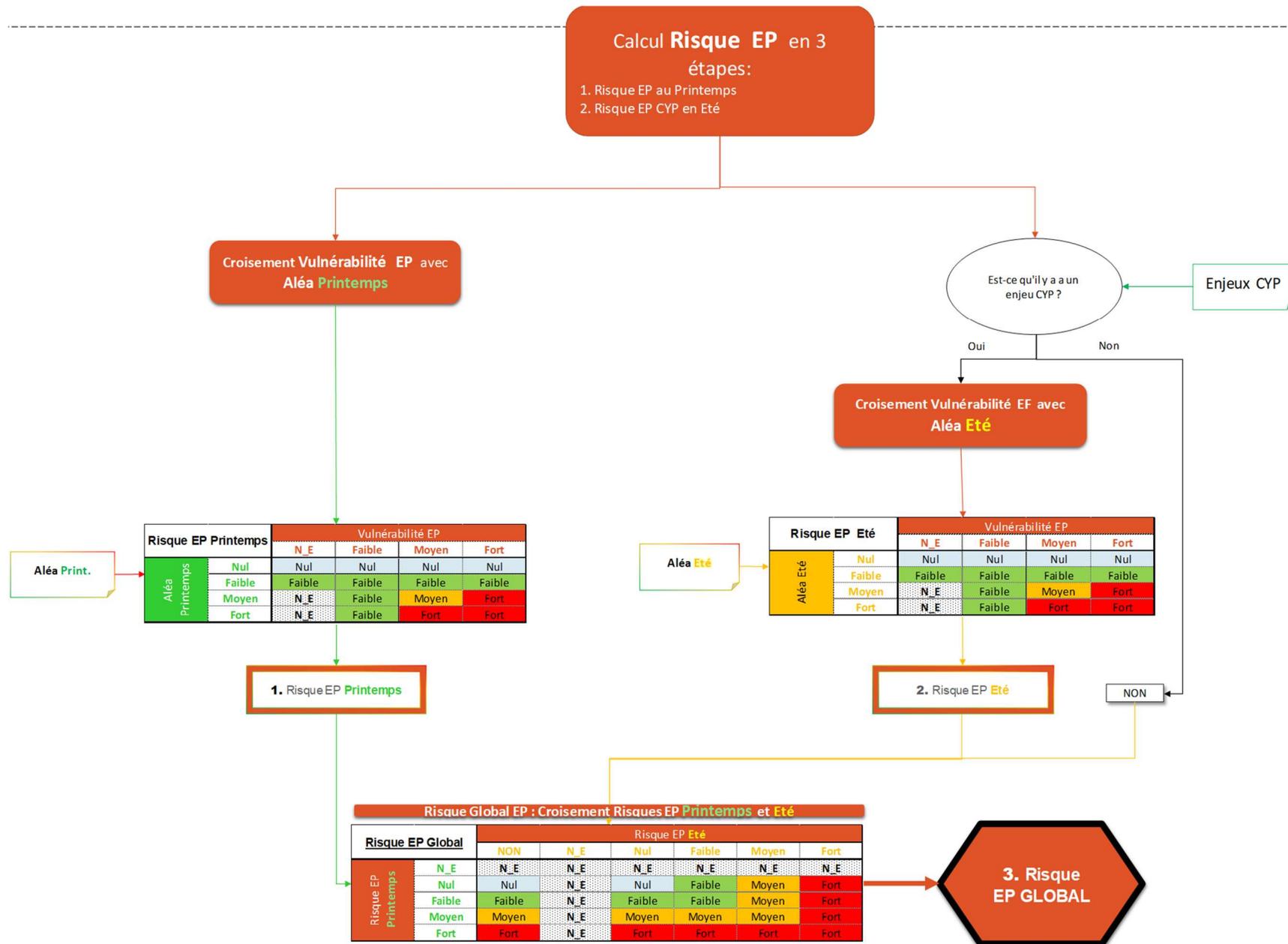


Figure 18 : Logigramme d'évaluation du risque global d'échouage-piégeage.

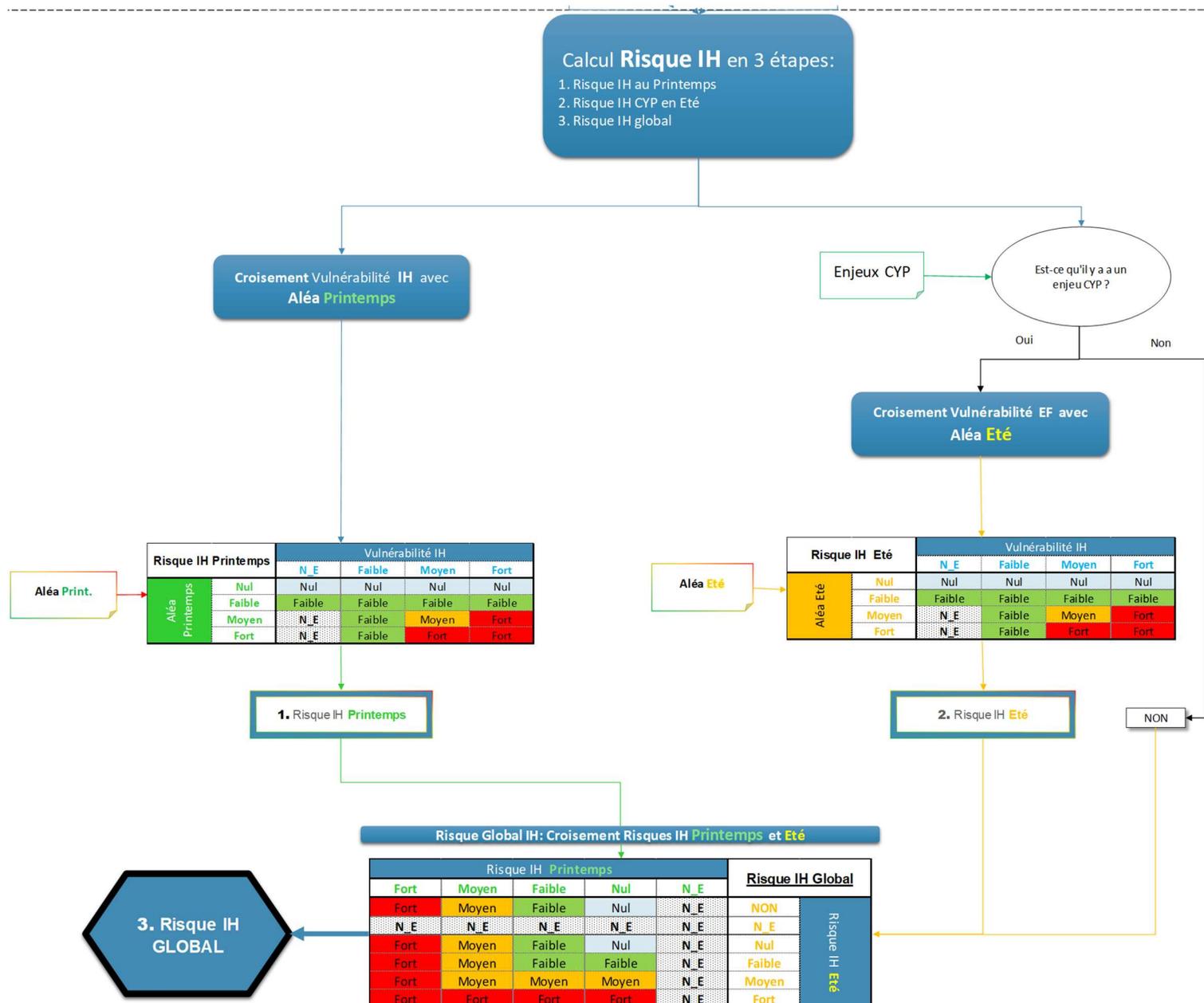


Figure 19 : Logigramme d'évaluation du risque global d'instabilité hydraulique.

3.5.3.5. ÉVALUATION DU RISQUE GLOBAL ALEVIN

Le risque Alevin est issu du regroupement du risque EP et IH qui concerne majoritairement la même phase du cycle biologique des différentes espèces.

Le risque alevin correspond donc à la valeur la plus élevée du risque IH et du risque EP



Figure 20 : Logigramme d'évaluation du risque global Alevin.

3.5.3.6. ÉVALUATION DU RISQUE GLOBAL « ÉCLUSÉES »

Pour chaque secteur d'étude, nous disposons d'un niveau de risque pour l'EF et Alevin. La détermination d'un risque global s'appuie sur le croisement de ces deux risques.

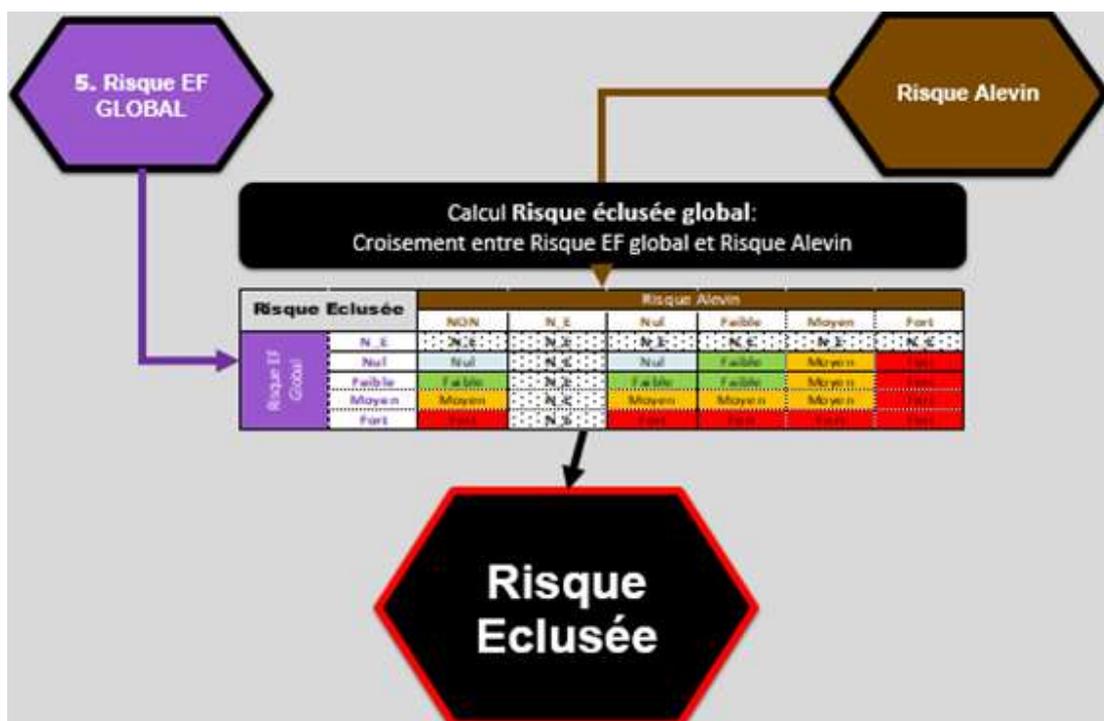


Figure 21 : Logigramme d'évaluation du risque global Éclusée par secteur d'études.

4. RESULTATS

4.1. CONTEXTE ET ENJEUX PISCICOLE

4.1.1. ZONATION PISCICOLE

Dans son étude des peuplements piscicoles de la Cure aval en 2012, l'ONEMA a calculé les niveaux typologiques de la Cure en aval de Bois de Cure et à Foissy-lès-Vézelay.

Tableau 9 : Niveaux typologiques théoriques calculé en 2012 sur deux stations de la Cure (Bouchard, 2012).

Station	T max (°C)	Distance source (km)	Pente (‰)	Largeur à l'étiage (m)	Profondeur à l'étiage (m)	Section mouillée à l'étiage (m ²)	Dureté (mg/l)	NTT	NTT
Aval Bois-de-Cure	18.9	62	1.88	25.7	0.31	8.19	4.6	4.34	B4
Foissy-lès-Vézelay	19.7	70.7	1.6	23	0.6	13.9	3.2	4.86	B4+

Le niveau typologique de la Cure dans la partie amont de la zone d'étude est B4+. Il est très probable, vu le NTT brut (4.86) que le niveau typologique passe en B5 voire plus pour la partie aval de la zone d'étude.

Le peuplement piscicole que l'on peut d'attendre dans ce type de milieu est un peuplement mixte constitué de la truite, de ses petites espèces d'accompagnement (chabot, loche, vairon et lamproie de Planer) et de cyprinidés rhéophiles tels que la vandoise, le barbeau, le goujon, le hotu, le spirilin.

4.1.2. RICHESSE EN ESPÈCES PAR TRONÇON AVEC COMMENTAIRE SUR LES STATUTS DE CERTAINES ESPÈCES

Les données sont issues de 3 stations de pêches par échantillonnage ponctuel d'abondance (EPA) réalisées au niveau de Pierre-Perthuis en 2005 (dans le cadre du DFC de Bois-de-Cure), de Foissy-lès-Vézelay (dans le cadre du Life+ Nature Continuité écologique), et d'Asquins entre 2013 et 2018 (réseau AFB).

Onze espèces de poissons ont été recensées au niveau de Pierre-Perthuis en 2005, 11 à Foissy-lès-Vézelay en 2012 et 16 à Asquins entre 2013 et 2018.

La liste faunistique des stations les plus amont (Pierre-Perthuis et Foissy-lès-Vézelay) est proche du peuplement théorique correspondant à la typologie B4+. Seules la lote de rivière et la lamproie de planer ne sont pas représentées.

A Asquins par contre, des espèces caractéristiques de milieux plus basaux ont été contactées : le brochet et l'ablette (une année sur 6), le gardon et la grémille (une année sur 2) et la perche commune (4 années sur 6). A noter que, contrairement aux stations plus amont l'anguille n'a pas été capturée sur cette station.

Tableau 10 : Bilan des pêches recensées sur les tronçons d'étude.

Localisation		Pierre-Perthuis	Foissy-lès-Vézelay	Asquins
Période		2005	2012	2013-2018
Ablette	ABL			1/6
Anguille	ANG	1/1	1/1	
Barbeau	BAF	1/1	1/1	6/6
Brochet	BRO			1/6
Chabot	CHA	1/1	1/1	6/6
Chevaine	CHE	1/1	1/1	6/6
Gardon	GAR			3/6
Goujon	GOU	1/1	1/1	6/6
Grémille	GRE			3/6
Hotu	HOT	1/1	1/1	3/6
Lamproie Planer	LPP			4/6
Loche franche	LOF	1/1	1/1	6/6
Perche commune	PER			4/6
Spirilin	SPI	1/1	1/1	6/6
Truite commune	TRF	1/1	1/1	6/6
Vairon	VAI	1/1	1/1	6/6
Vandoise	VAN	1/1	1/1	6/6
Richesse spécifique		11	11	16

4.1.3. STATUT DES ESPÈCES RENCONTRÉES

Certaines espèces rencontrées bénéficient de protections règlementaires.

L'anguille et le brochet font partie de la liste rouge de l'UICN France, en tant qu'espèce en danger critique d'extinction pour l'anguille et en tant qu'espèce vulnérable pour le brochet. Pour autant dans cette partie de la Cure, le brochet n'est pas donc sa zone optimale de développement.

Le hotu, la lamproie de planer et le spirilin sont également mentionnés en Annexe III de la convention de Berne.

Le chabot et la lamproie de planer sont mentionnés à l'Annexe II de la directive européenne « Habitats » (1992), le barbeau à l'Annexe V de cette même directive. La directive « Habitats » concerne la préservation des habitats naturels de la faune et de la flore sauvage. L'annexe II regroupe des espèces animales et végétales d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation (ZSC). L'annexe V concerne les espèces animales et végétales d'intérêt communautaire dont le prélèvement dans la nature et l'exploitation sont susceptibles de faire l'objet de mesures de gestion.

La truite et la lamproie de planer sont susceptibles de bénéficier de mesures de protection prises dans le cadre d'arrêtés de protection des œufs et des zones de reproduction (arrêté du 8/12/1988).

La Cure est concernée par un arrêté de biotope du 22/11/2017 pour la protection d'une espèce de bivalve, la mulette épaisse.

Tableau 11 : Mesure de protection réglementaire des espèces de poissons rencontrées sur la Cure au niveau de la zone d'étude.

Nom commun	Nom latin	Code	Statut UICN France	Convention de Berne	Directive européenne "Habitats"	Arrêté protection oeufs (8/12/1988)
Ablette	<i>Alburnus alburnus</i>	ABL	LC			
Anguille	<i>Anguilla anguilla</i>	ANG	CR			
Barbeau fluviatile	<i>Barbus barbus</i>	BAF	LC		Ann V	
Brochet	<i>Esox lucius</i>	BRO	VU			x
Chabot	<i>Cottus gobio</i>	CHA	DD	Ann II	Ann II	
Goujon	<i>Gobio gobio</i>	GOU	DD			
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	GAR	LC			
Grémille	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	GRE	LC			
Hotu	<i>Chondrostoma nasus</i>	HOT	LC	Ann III		
Lamproie de Planer	<i>Lampetra planeri</i>	LPP	LC	Ann III	Ann II	x
Loche franche	<i>Barbatula barbatula</i>	LOF	LC			
Perche commune	<i>Perca fluviatilis</i>	PER	LC			
Spirilin	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	SPI	LC	Ann III		
Truite fario	<i>Salmo trutta fario</i>	TRF	LC			x
Vairon	<i>Phoxinus phoxinus</i>	VAI	DD			
Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i>	VAN	DD			

4.1.4. BESOINS BIOLOGIQUES DES ESPÈCES RENCONTRÉES

La plupart des espèces rencontrées sont des espèces d'eau courante qui utilisent le substrat comme support de ponte.

Les périodes de reproduction sont variées, elles s'étalent de l'automne pour la truite à l'été pour le spirilin et la grémille.

Si pour certaines espèces les exigences en termes de zone de reproduction sont bien connues et facilement identifiables sur le terrain (truite, vandoise, chevesne, vairon, barbeau, brochet...) pour d'autres on dispose de moins d'informations et la localisation de ces zones *in situ* est moins aisée voire impossible (chabot, goujon, grémille, loche franche...).

Tableau 12 : Récapitulatif des exigences bio-écologiques concernant la reproduction des espèces piscicoles capturées au cours des échantillonnages (d'après Poncin, 1996 ; Tissot et Souchon, 2008 ; Bruslé et Quignard, 2001 ; Cowx et Welcomme, 1998 ; Grandmottet, 1983 ; Schlumberger et Elie, 2008 ; Taverny et Elie, 2010 et Pont et al., 2013).

Espèce	Saison	T (°C)	Habitat de Reproduction	Support de ponte	Mode de Ponte	Profondeur (cm)	Vitesse (cm/s)
Ablette	Printemps	15-16	Eaux stagnantes	Phyto-lithophile	Fractionnée	10	0-20
Barbeau	Printemps	14-16	Eaux courantes	Lithophile	Fractionnée	inf. 30	20-75
Brochet	fin Hiver-début Printemps	6-12	Eaux calmes ou stagnantes	Phytophile	Fractionnée	20-100	0
Chabot	fin Hiver-début Printemps	8-14	Eaux courantes	Lithophile	En une seule fois		20-50
Chevesne	Printemps	14-16	Eaux courantes	Lithophile	Fractionnée	10-30	15-75
Gardon	Printemps	15-20	Indifférent	Phyto-lithophile	En une seule fois	15-45	0-60
Goujon	Printemps	15-17	Eaux courantes	Lithophile	Fractionnée	inf. 30	10-80
Grémille	Printemps-Eté	12-18		Phyto-lithophile			
Hotu	Printemps	8-11	Eaux courantes	Lithophile		20-50	100
Lamproie de Planer	Printemps	8-11	Eaux courantes	Lithophile		<5	<30
Loche franche	Printemps	>10		Phyto-lithophile	Fractionnée		
Perche commune	Printemps	8-12	Eaux calmes ou stagnantes	Phytophile	En une seule fois	<12000	0
Spirilin	fin Printemps-début Eté	12-25	Eaux courantes	Lithophile	Fractionnée		40
Truite commune	fin Automne - Début hiver	2-10.5	Eaux courantes	Lithophile	Fractionnée	10-80	20-80
Vairon	Printemps	15-17	Eaux courantes	Lithophile	Fractionnée	10-25	25-45
Vandoise	fin Hiver-début Printemps	7-10	Eaux courantes	Lithophile	En une seule fois	25-40	20-50

4.1.5. STRUCTURE DU PEUPEMENT PAR TRONÇON

Pour 2 des 3 stations, les données ne sont issues que d'une année d'échantillonnage. Il faut donc rester prudent quant aux interprétations.

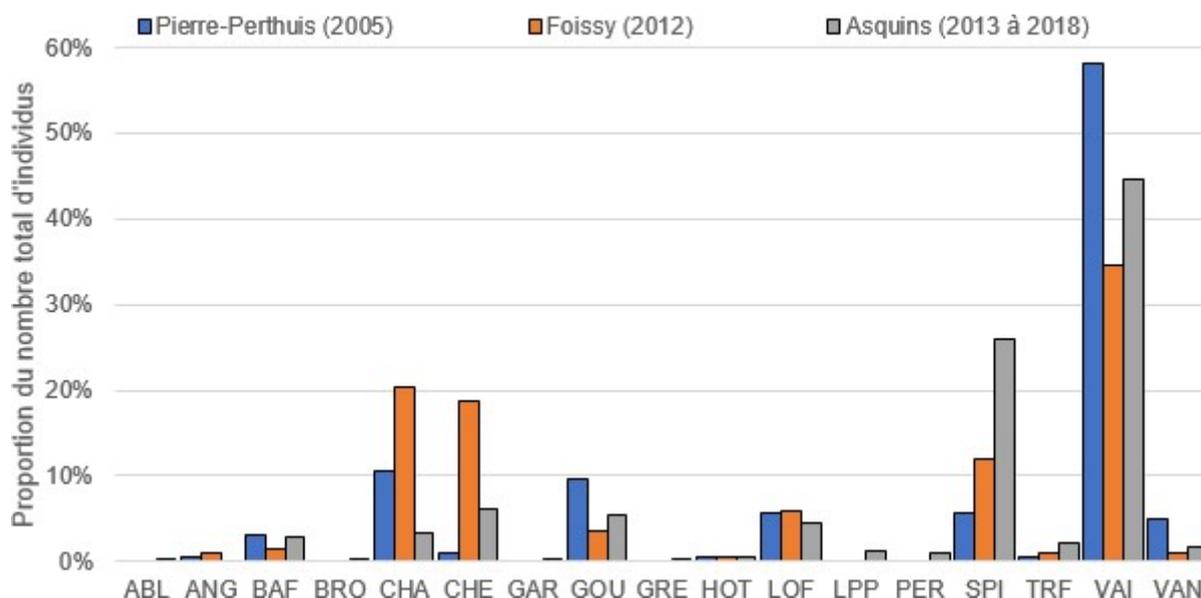


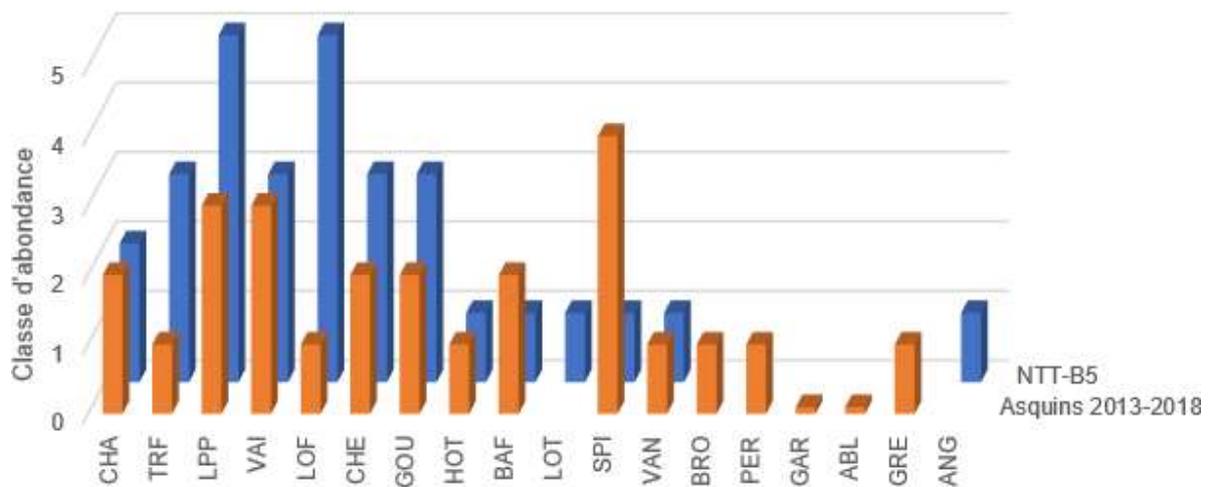
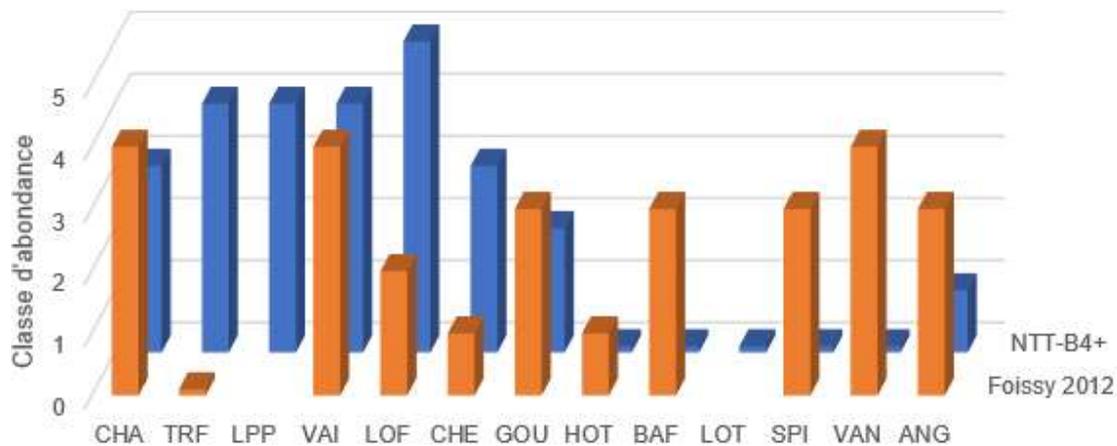
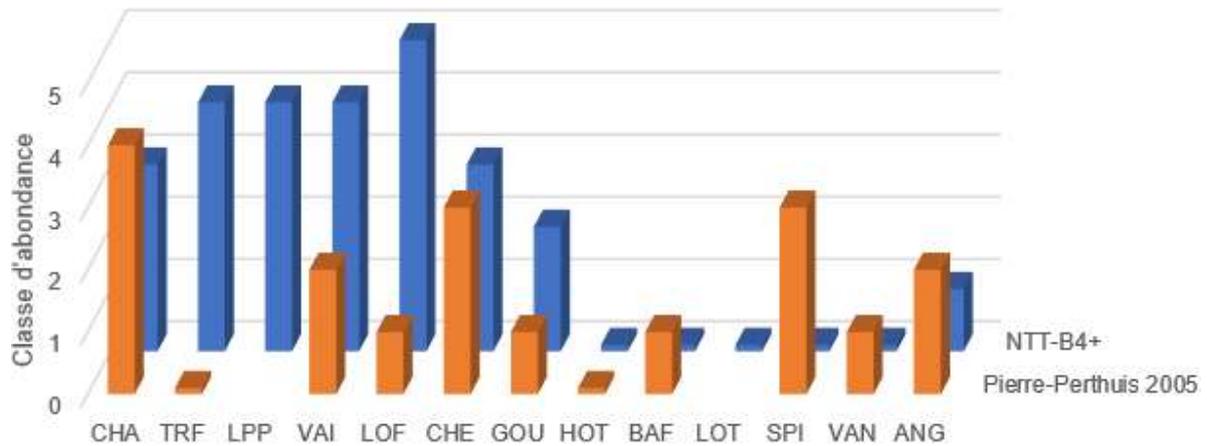
Figure 22 : Occurrences des différentes espèces contactées au niveau des 3 stations de pêche.

Pour les 3 stations, ce sont les vairons qui dominent avec plus de 58% de l'effectif à Pierre-Perthuis, 35% à Foissy-lès-Vézelay et 45% à Asquins.

Les spirilins, chevesnes, goujons, loches et chabots sont également bien représentés au niveau de ces stations. Les autres espèces représentent en général moins de 5% des individus.

4.1.6. ABONDANCES PAR ESPÈCES

En termes d'abondance des différentes espèces, les densités observées sont très en-dessous de ce qui devrait être attendu au niveau des biotypologies pour la loche franche, la truite et la lamproie de planer.



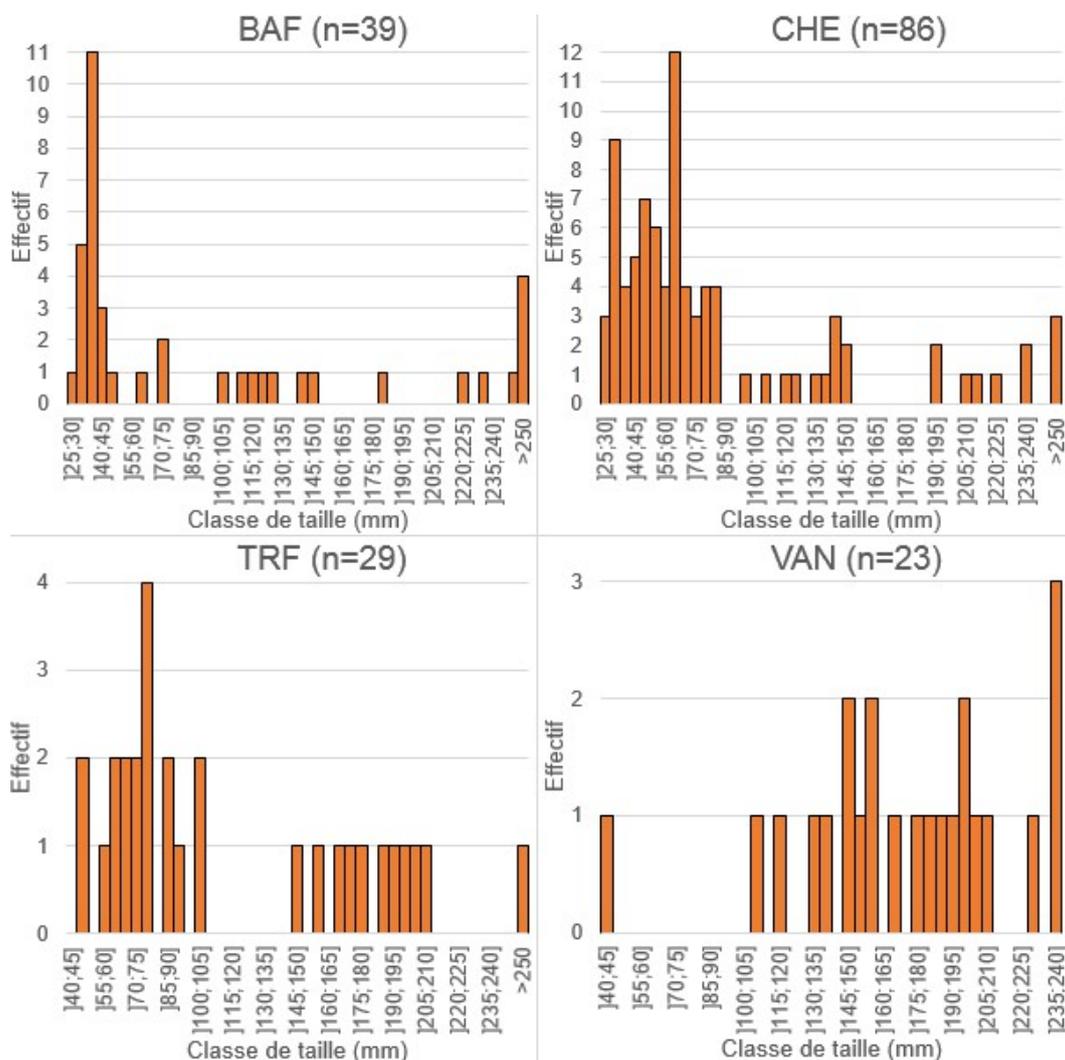
Figures 23 et 24 : Classes d'abondance observées et théoriques des espèces de poissons des 3 stations de la Cure.

A l'opposé, certaines espèces présentent des abondances plus élevées que les références typologiques. C'est le cas du spiralin et du barbeau.

Les abondances sont plutôt conformes pour le chabot et le goujon.

4.1.7. STRUCTURE EN TAILLE

Le regroupement des 6 années de données de la station d'Asquins permet d'étudier la structure en taille de plusieurs espèces.



Figures 25, 26, 27 et 28 : Classes de tailles des barbeaux, chevesnes, truites et vandoises capturés à Asquins entes 2013 et 2018.

Des alevins de l'année (0+) sont bien retrouvés pour le barbeau, le chevesne et la truite. Ils représentent l'essentiel des effectifs capturés. En revanche, pour la vandoise, cette classe d'âge est peu représentée. Ces observations indiquent que le recrutement fonctionne pour le barbeau, le chevine et la truite. Toutefois, les niveaux sont faibles pour la truite.

4.1.8. VARIABILITÉ INTER-ANNUELLE

Les 6 années de pêche à la station d'Asquin permettent d'étudier la variabilité inter-annuelle des abondances des principales espèces rencontrées.

Pour certaines espèces, les abondances sont très fluctuantes, avec des coefficients de variation¹ supérieurs à 75%, pour le barbeau, le chabot et la vandoise.

Pour le chevesne, le goujon, la loche, le spirin et le vairon, les abondances sont fluctuantes (50%<CV<75%).

¹ Le coefficient de variation (CV) est défini comme le rapport entre l'écart type et la moyenne. Plus la valeur du coefficient de variation est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande.

Enfin, les abondances de truites sont assez stables, avec un CV de 28%.

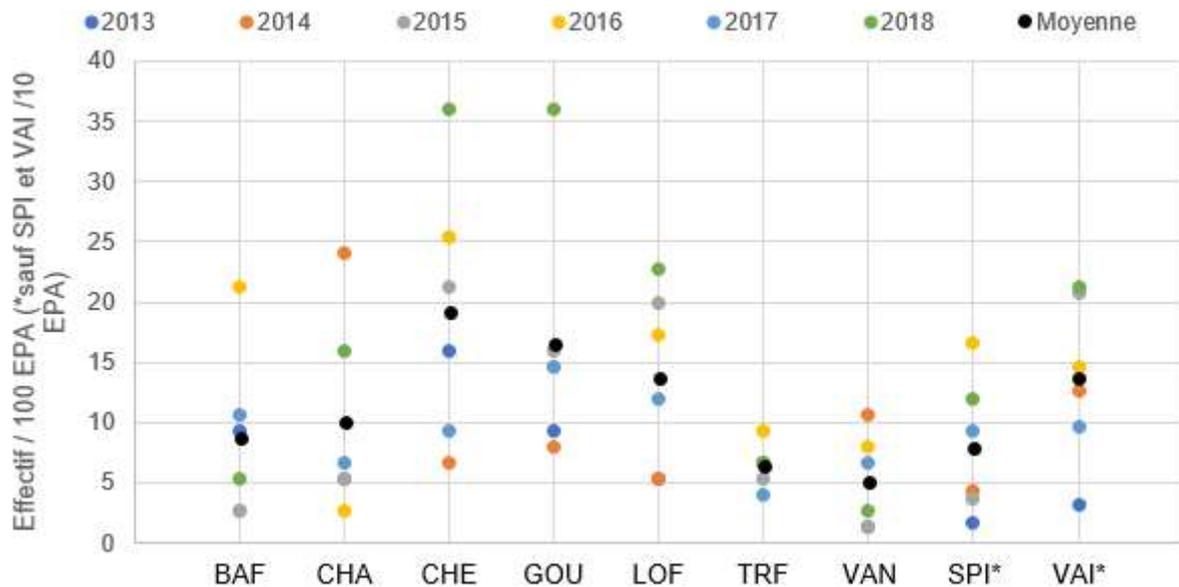


Figure 29 : Comparaison des abondances observées pour les espèces contactées tous les ans au niveau de la station de pêche d'Asquins (période 2013-2018).

Les abondances de truites varient entre 4 et 9.3 individus pour 100 EPA. A titre de comparaison, les densités moyennes en truites sont de l'ordre de 120 ind./100 EPA dans la Cère en aval de Brugales (B5), de 25 ind./100 EPA dans la Dordogne Corrèzienne (B6) et de 10.7 ind./100 EPA dans le Lot en aval de la Truyère (B6).

Du point de vue du recrutement des truites, barbeaux et chevesnes :

- les abondances des 0+ de barbeaux sont très fluctuantes (CV=130%), avec des années sans recrutement (2014 et 2015, mais pour ces deux années, les pêches ont eu lieu en juin, il est donc possible que les 0+ n'aient pas pu être échantillonnés),
- les abondances en 0+ de chevesnes sont également très fluctuantes (CV=74%)
- les abondances en 0+ de truites sont les plus stables, avec un CV de 37%.



Figure 30 : Comparaison des abondances en 0+ observées pour le barbeau, le chevesne et la truite au niveau de la station de pêche d'Asquins (période 2013-2018).

Pour la truite, les effectifs capturés varient entre 1.3 et 5.3 individus pour 100 EPA. A titre de comparaison les densités moyennes en truites sont de l'ordre de 79 ind./100 EPA dans la Cère en aval de Brugales (B5), de 17 ind./100 EPA dans la Dordogne Corrézienne (B6) et de 9.3 ind./100 EPA dans le Lot en aval de la Truyère (B6).

4.1.9. CHOIX DES ESPÈCES CIBLES ET À ENJEUX POUR L'ANALYSE DU RISQUE

Le croisement entre les espèces recensées, les connaissances sur leurs exigences en matière d'habitats au fil du déroulement de leur cycle biologique (reproduction, alevins, juvéniles et les connaissances sur leurs sensibilités vis-à-vis des éclusées (exondations des frayères, échouages-piégeages, entrainement par les forts débits...) nous ont amené à restreindre le nombre d'espèces prises en compte aux **espèces lithophiles** et à les regrouper en fonction de leurs périodes de reproduction. Ainsi **3 enjeux piscicoles** ont été retenus :

- enjeux relatifs à la truite commune,
- enjeux relatifs aux espèces lithophiles précoces (fin d'hiver-début printemps), représentés par la vandoise,
- enjeu relatifs aux espèces lithophiles printannières, représentés par le barbeau, le hotu, le spirilin, et le vairon.

Pour ces 3 enjeux, des périodes de sensibilité, basées sur les cycles biologiques, ont été définies vis-à-vis de leurs vulnérabilités aux exondations de frayère (EF), à l'échouage-piégeage (EP) et à l'instabilité hydraulique (IH).

Tableau 13 : Enjeu piscicole et périodes de sensibilité aux 3 types de problématiques.

Enjeu	Période de vulnérabilité générale EF	Période de vulnérabilité générale EP	Période de vulnérabilité générale IH
Lithophiles hivernaux (truite)	Automne-Hiver	Printemps	Printemps
Lithophiles précoces (vandoise)	Fin hiver-début printemps	Printemps	Printemps
Lithophiles printanniers (barbeau, spirin, vairon, hotu)	Printemps	Printemps-Eté	Printemps-Eté

4.1.10. CONCLUSIONS SUR LA SITUATION PISCICOLE ET LES ENJEUX

Le peuplement piscicole de la Cure en aval de Malassis se caractérise surtout par un déficit de truites et de lamproies de planer. La situation des cyprinidés et notamment des cyprinidés d'eau vive est globalement satisfaisante. Le recrutement en alevins est toujours très faible pour la truite et très fluctuant pour les autres espèces notamment le barbeau et la vandoise.

Les enjeux piscicoles retenus sont ceux relatifs à la truite commune et aux cyprinidés d'eau vive (vandoise, barbeau, hotu, spirin, vairon).

4.2. VULNÉRABILITÉ MORPHOLOGIQUE

4.2.1. VULNÉRABILITÉ À L'EXONDATION DE FRAYÈRES POTENTIELLES (EF)

Les surfaces de frayère potentielles de lithophiles ont été obtenues à l'aide de mesures réalisées sur le terrain par ECOGEA en juin 2019 alors que le débit de la Cure était de l'ordre de 1.5 m³/s. La détermination des surfaces de frayères soumises à l'exondation au débit de base est également issue de ces mesures.

4.2.1.1. TRONÇON 1 : MALASSIS-ROCHE PERCÉE

Dans ce tronçon, 27 zones de frayères potentielles ont été localisées. Elles représentent une surface totale de 628 m², soit 0.9% de la surface totale du tronçon. Parmi ces 27 zones, 17 étaient hors d'eau au débit d'observation, pour une surface totale de 350 m² représentant ainsi 55.7% des surfaces de frayères potentielles.



Photo 13 : Illustration de zones de frayère en eau et de nids de barbeaux creusés dans les graviers-petits galets.

La vulnérabilité morphologique de ce secteur vis-à-vis de la problématique de l'exondation de frayère est forte.

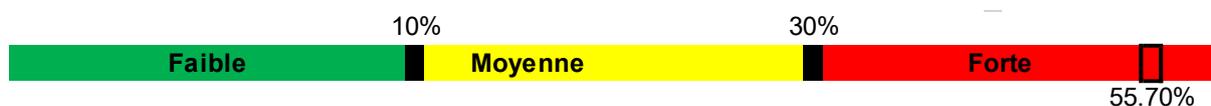


Figure 31 : Position de l'indicateur d'exondation de frayères potentielles du tronçon T1 de la Cure dans les classes définies pour cet indicateur.



Photos 14 et 15 : Illustrations de zones de frayère exondées à 1,5 m³/s avec des ennoiements successifs selon les débits.

1.1.1.1 Tronçon 2 : Roche Percée-Confluence Cousin

Dans ce secteur, 98 zones de frayère potentielles de lithophiles ont été localisées. Elles représentent une surface totale de 7 394 m², soit 2.3% de la surface totale du tronçon. Parmi ces 98 zones, 30 étaient hors d'eau au débit d'observation, pour une surface totale de 820 m² représentant ainsi 11.1% des surfaces de frayères potentielles.



Photo 16 : Illustration de zones de frayère en eau et de nids de barbeaux creusés dans les graviers-petits galets.

La vulnérabilité morphologique de ce secteur vis-à-vis de l'exondation de frayère est donc moyenne.



Figure 32 : Position de l'indicateur d'exondation de frayères potentielles du tronçon T2 de la Cure dans les classes définies pour cet indicateur.



Photos 17 et 18 : Illustrations de zones de frayère exondées à 1,5 m³/s.

4.2.2. VULNÉRABILITÉ À L'ÉCHOUAGE-PIÉGEAGE (EP)

Les différents indices ont été obtenus à l'aide de sectorisations réalisées par ECOGEA en juin 2019.

4.2.2.1. TRONÇON 1 : MALASSIS-ROCHE PERCÉE

- Indice de bancs (IB) : le linéaire de bancs dont la configuration entraîne une vulnérabilité vis-à-vis de la problématique échouage-piégeage représente 532 m pour un tronçon de 3 242 m, soit un Indice de Banc (IB) de 0.16,
- Indice de chenaux secondaires (ICS) : le linéaire de chenaux secondaires dont la configuration entraîne une vulnérabilité vis-à-vis de la problématique échouage-piégeage représente de 128 m, soit un Indice (ICS) de 0.04. La majorité des chenaux secondaires inventoriés se situe au niveau des anciens seuils de moulins (moulin de Gingon, Seigland).
- Indice global d'habitats sensibles à l'échouage piégeage : IGHS = IB + ICS = 0.20.

La vulnérabilité morphologique de ce secteur vis-à-vis de l'échouage piégeage est donc moyenne.



Photos 19 et 20 : Banc d'alluvions et chenal secondaire pouvant constitué une zone de piégeage potentielle pour les alevins au printemps.



Figure 33 : Position de l'IGHS du tronçon T1 de la Cure dans les classes définies pour cet indicateur.

4.2.2.2. TRONÇON 2 : ROCHE PERCÉE-CONFLUENCE COUSIN

- Indice de bancs (IB) : le linéaire de bancs dont la configuration entraîne une vulnérabilité vis-à-vis de la problématique échouage piégeage représente 1 295 m, pour un tronçon de 12 972 m, soit un Indice de Banc (IB) de 0.10,
- Indice de chenaux secondaires (ICS) : le linéaire de chenaux secondaires dont la configuration entraîne une vulnérabilité vis-à-vis de la problématique échouage piégeage représente de 963 m, soit un Indice (ICS) de 0.07. Comme en amont, la majorité des chenaux secondaires se situent au niveau des anciens seuils de moulins (Asquins).
- Indice global d'habitats sensibles à l'échouage piégeage : $IGHS = IB + ICS = 0.17$.

La vulnérabilité morphologique de ce secteur vis-à-vis de l'échouage piégeage est donc faible.



Photos 21 et 22 : Banc d'alluvions et chenal secondaire pouvant constitué une zone de piégeage potentielle pour les alevins au printemps.



Figure 34 : Position de l'IGHS du tronçon T2 de la Cure dans les classes définies pour cet indicateur.

4.2.3. VULNÉRABILITÉ À L'INSTABILITÉ HYDRAULIQUE (IH)

Pour le calcul de la puissance brute du cours d'eau propre à chaque secteur d'étude, la largeur moyenne du secteur est issue des mesures réalisées par ECOGEA en juin 2019.

La pente moyenne du tronçon a été déterminée à l'aide des courbes de niveau de la cartographie IGN au 1/25 000^{ème}.

Enfin, pour le débit, le dernier décile (Q_{90}) des débits maximaux d'éclusées issu des calculs de l'indicateur « éclusées » de la station hydrométriques de la Cure à Foissy-lès-Vézelay fournis par la Banque HYDRO (débit à pas de temps variable) a été utilisé.

Les éléments de pondération de la puissance brute (occurrence des faciès profonds, digitation des berges, substrat et présence d'abris hydrauliques), ont été déterminés par des mesures terrains réalisées par ECOGEA en 2019.

4.2.3.1. TRONÇON 1 : MALASSIS-ROCHE PERCÉE

La pente moyenne du secteur d'étude est de 0.20% et la largeur moyenne de 22 m.

Le Q_{90} des éclusées printanières est de 22 m³/s. La puissance brute du cours d'eau au niveau de cette station pour les éclusées printanières est donc de 19.9 W/m².

Le Q_{90} des éclusées estivales est de 17 m³/s. La puissance brute du cours d'eau au niveau de cette station pour les éclusées estivales est donc de 15.4 W/m².

La puissance brute des éclusées est classée faible pour les éclusées printanières et estivales.

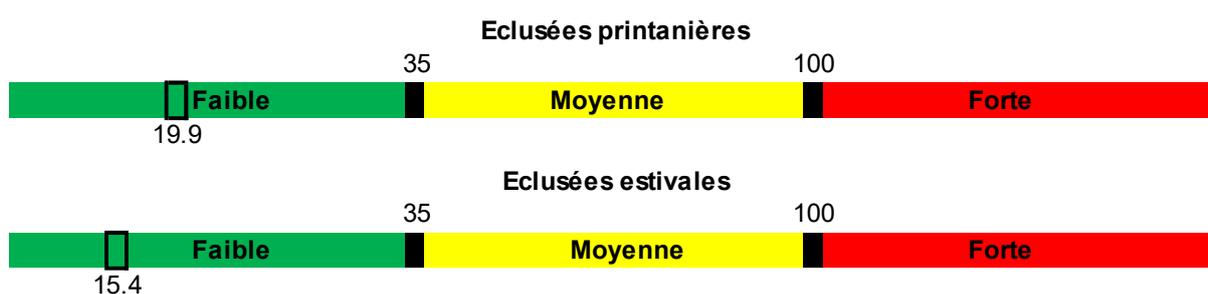


Figure 35 : Position de la puissance de la Cure en éclusées pour le tronçon T1 dans les classes définies pour cet indicateur.

Pour ce tronçon, aucun des paramètres de pondération de la puissance hydraulique ressort de l'analyse comme un élément fort de pondération. Les critères de pondération apparaissent comme des éléments moyens de pondération (abris hydrauliques : 27.5 abris/km ; faciès profond : 11% du linéaire, représentativité des blocs = 39% du substrat) ou faibles (forte digitation des berges : <50% du linéaire). **La classe d'intensité de la puissance hydraulique n'est donc pas à pondérer.**

4.2.3.2. TRONÇON 2 : ROCHE PERCÉE- CONFLUENCE DU COUSIN

La pente moyenne du secteur d'étude est de 0.14% et la largeur moyenne de 25 m.

Le Q_{90} des éclusées printanières est de 22 m³/s. La puissance brute du cours d'eau pour les éclusées printanières est donc de 12.5 W/m².

Le Q_{90} des éclusées estivales est de 17 m³/s. La puissance brute du cours d'eau pour les éclusées estivales est donc de 9.7 W/m².

La puissance brute des éclusées est faible pour les éclusées printanières et estivales.



Figure 36 : Position de la puissance de la Cure en éclusées pour le tronçon 2 dans les classes définies pour cet indicateur.

Pour ce secteur, aucun des paramètres de pondération de la puissance hydraulique ressort de l'analyse comme un élément fort de pondération. Les paramètres de pondération apparaissent comme des éléments faibles de pondération (abris hydrauliques : 6.7 abris/km, faciès profonds : 6.6% du linéaire, forte digitation des berges : <50% du linéaire, représentativité des blocs = 12.6% du substrat). **La classe d'intensité de la puissance hydraulique n'est donc pas à pondérer.**



Photo 23 : illustration des écoulements de la Cure à 20 m³/s.

4.2.4. BILAN DES VULNÉRABILITÉS RETENUES POUR L'ANALYSE DE RISQUE

La vulnérabilité est forte pour l'exondation des frayères pour le tronçon amont et moyenne pour l'aval. La vulnérabilité à l'échouage-piégeage est moyenne en amont. Toutes les autres vulnérabilités sont faibles.

Tableau 14 : Bilan des classes de vulnérabilité retenues pour les différentes problématiques pour le calcul l'analyse de risque « éclusées » pour les deux tronçons d'études.

	Vulnérabilité					
	EF	EP	IH Printemps	IH Eté	IH Printemps Pondérée	IH Eté Pondérée
Tronçon 1 : Malassis-Roche percée	Fort	Moyen	Faible	Faible	Faible	Faible
Tronçon 2 : Roche percée-Cousin	Moyen	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible

4.3. ALEA HYDROLOGIQUE

La station utilisée pour réaliser les calculs est la station hydrométrique de la Cure à Foissylès-Vézelay gérée par la DREAL Bourgogne. Les données sont sous formes de débit à pas de temps variable.

Tableau 15 : Résultats de l'indicateur « éclusées » annuel et saisonnier pour les années 2014 à 2018, note retenue et qualification finale de l'aléa pour les éclusées se produisant dans les deux tronçons d'étude.

	Annuel	Automne-Hiver	Printemps	Eté
2014	2-	2-	1	1
2015	1	1	2-	0
2016	2-	2-	1	1
2017	1	1	2-	1
2018	3-	3+	2+	1
Retenu	3-	3+	2+	1
Qualification de l'aléa	Moyen	Moyen	Faible	Faible

Nous retiendrons un aléa hydrologique moyen en hiver et faible pour les autres saisons.

4.4. ÉVALUATION DES RISQUES EP, EF ET IH

4.4.1. RISQUE D'EXONDATION DES FRAYÈRES (EF)

Le calcul du risque EF est issu du croisement entre la vulnérabilité des secteurs d'études à l'exondation des frayères et l'aléa hydrologique saisonnier.

Tableau 16 : Rappel de la vulnérabilité des tronçons d'étude pour l'exondation de frayère et des aléas saisonniers.

	Vulnérabilité	Aléa	
	EF	Automne- Hiver	Printemps
Tronçon 1 : Malassis-Roche percée	Fort	Moyen	Faible
Tronçon 2 : Roche percée-Cousin	Moyen	Moyen	Faible

Le tronçon 1 présente donc un risque fort et le tronçon 2 un risque moyen pour l'exondation des frayères et ce uniquement pour la truite commune.

Tableau 17 : Bilan des risques d'exondation de frayère.

	Risque EF			
	EF TRF Automne-Hiver	EF TRF Global	EF lithophiles précoces et printaniers	EF Global
Tronçon 1 : Malassis-Roche percée	Fort	Fort	Faible	Fort
Tronçon 2 : Roche percée-Cousin	Moyen	Moyen	Faible	Moyen

Le risque global EF est Fort pour le tronçon 1 et Moyen pour le tronçon 2.

4.4.2. RISQUE ÉCHOUAGE-PIÉGEAGE (EP)

Le calcul du risque EP est issu du croisement entre la vulnérabilité des secteurs d'études à l'échouage piégeage et l'aléa hydrologique saisonnier.

Tableau 18 : Rappel de la vulnérabilité des tronçons d'études pour l'échouage-piégeage et des aléas saisonniers.

	Vulnérabilité	Aléa	
	EP	Printemps	Eté
Tronçon 1 : Malassis-Roche percée	Moyen	Faible	Faible
Tronçon 2 : Roche percée-Cousin	Faible	Faible	Faible

Le risque global d'échouage-piégeage est faible pour les deux secteurs d'études quelle que soit la saison où ce risque a été évalué.

Tableau 19 : Bilan des risques d'échouage-piégeage.

	Risque EP		
	EP Printemps	EP Ete	EP Global
Tronçon 1 : Malassis-Roche percée	Faible	Faible	Faible
Tronçon 2 : Roche percée-Cousin	Faible	Faible	Faible

4.4.3. RISQUE LIÉ À L'INSTABILITÉ HYDRAULIQUE (IH)

Le calcul du risque IH est issu du croisement entre la vulnérabilité saisonnière des secteurs d'études à l'instabilité hydraulique et l'aléa hydrologique saisonnier.

Tableau 20 : Rappel de la vulnérabilité des tronçons d'étude pour l'instabilité hydraulique et des aléas saisonniers.

Vulnérabilité		Aléa	
IH Printemps	IH Eté	Printemps	Eté

Tronçon 1 : Malassis-Roche percée	Faible	Faible	Faible	Faible
Tronçon 2 : Roche percée-Cousin	Faible	Faible	Faible	Faible

Le risque global lié à l'instabilité hydraulique est faible pour les deux secteurs d'études pour les deux saisons considérées.

Tableau 21 : Bilan des risques liés à l'instabilité hydraulique.

	Risque IH		
	IH Printemps	IH Ete	IH Global
Tronçon 1 : Malassis-Roche percée	Faible	Faible	Faible
Tronçon 2 : Roche percée-Cousin	Faible	Faible	Faible

4.5. RISQUE GLOBAL ALEVIN

Le risque global alevin est faible pour les deux secteurs d'études.

Tableau 22 : Risque global alevin.

	Risque ALEVIN
Tronçon 1 : Malassis-Roche percée	Faible
Tronçon 2 : Roche percée-Cousin	Faible

4.6. RISQUE GLOBAL ÉCLUSÉES

Le risque global « éclusées » est fort pour le tronçon amont et moyen pour le tronçon aval.

Tableau 23 : Risque global « éclusées ».

	Linéaire	Risque Global Eclusées
Tronçon 1 : Malassis-Roche percée	7%	Fort
Tronçon 2 : Roche percée-Cousin	28%	Moyen
Secteur Cousin-Yonne	75%	Faible

Le risque global est essentiellement dû au risque d'exondation de frayère de la truite pour les deux secteurs.

4.7. CARACTÉRISTIQUES DES ÉCLUSÉES EN PÉRIODE AUTOMNALE ET HIVERNALE

L'analyse de risque a identifié la période d'automne et d'hiver comme présentant des risques d'exondation de frayères de truites. Afin de préciser ce risque, nous avons analysé plus en détail les caractéristiques des éclusées durant cette période afin d'identifier les événements présentant les risques les plus forts.

Ces évènements se caractérisent par un débit de base plutôt faible exondant des plages de graviers et des débits d'éclusee soutenus mettant en eau les zones favorables. Les gammes de débits de base à risque se situent à des valeurs <4-5 m³/s.

Durant la période de novembre à mars, le nombre d'éclusées est en moyenne de 17 avec un maximum de 21. Parmi ces éclusées :

- 10% présentent un débit de base de 2 m³/s à Foissy-lès-Vézelay correspondant probablement au débit réservé de 1,5 m³/s à Malassis,
- 40% se déroulent sur un débit de base de moins de 5 m³/s.

Sur l'ensemble des évènements, les éclusées automnales et hivernales susceptibles de dénoyer des frayères sont de l'ordre de 7 par an en moyenne.

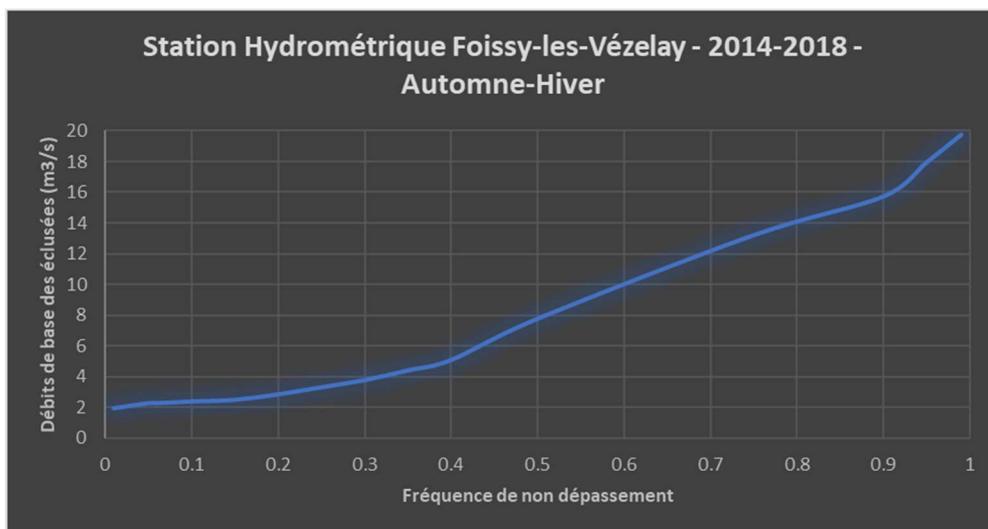
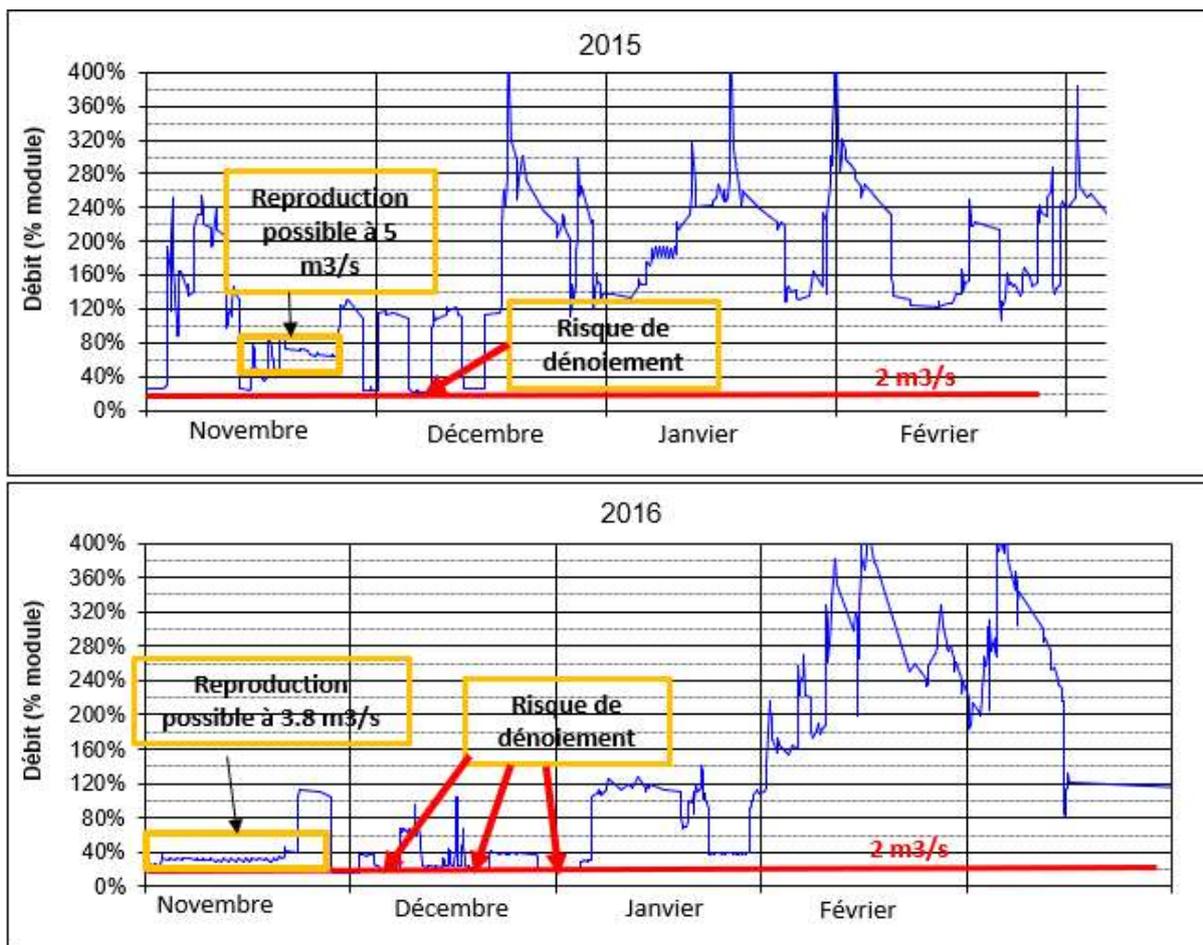
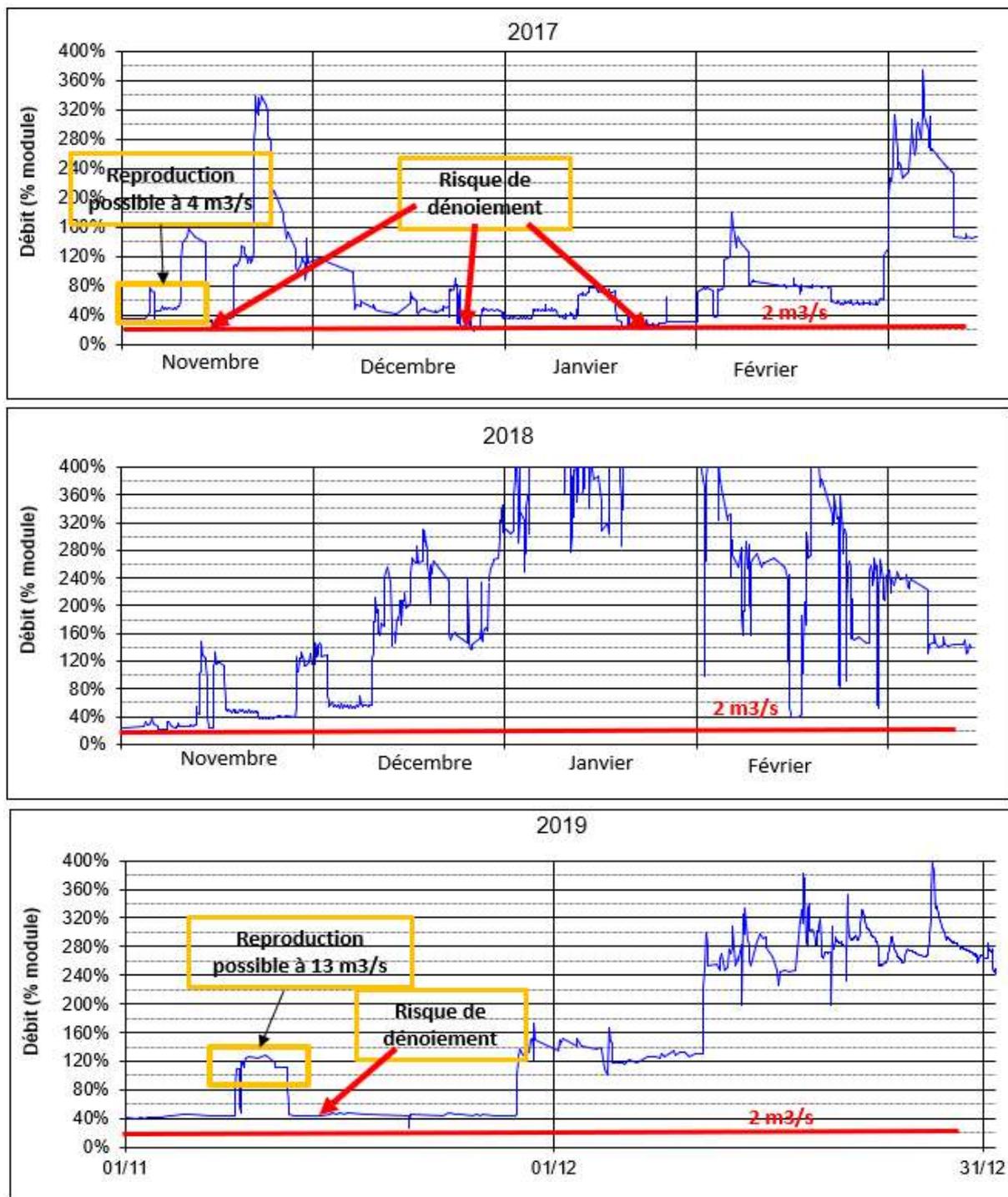


Figure 37 : Débit de base classé pour les éclusées d'automne et d'hiver.

Nous avons examiné sur les 5 dernières années, le nombre de situations à risque détectées.



Figures 38 et 39 : Hydrogrammes de Foissy-lès-Vézelay en automne-hiver 2015-2016-2017.



Figures 40, 41 et 42 : Hydrogrammes de Foissy-lès-Vézelay en automne-hiver 2017-2018-2019.

Des risques de dénoïements de frayères sont potentiellement apparus au cours de 4 années sur 5 entre 2015 et 2019. Ces risques apparaissent lorsque les truites sont susceptibles de pondre à des débits entre 4 et 13 m³/s et qu'au cours de la vie sous gravier, le débit va revenir ponctuellement à la valeur minimale de 2 m³/s.

5. SITUATION DANS LE TCC

5.1. SITUATION MORPHOLOGIQUE

5.1.1. TYPE DE TRONÇON VUE PAR SYRAH

Le secteur de la Cure entre le barrage du Crescent et l'usine de Bois-de-Cure est inclus dans deux tronçons SYRAH.

Tableau 24 : Principales caractéristiques des tronçons SYRAH de la Cure entre le barrage du Crescent et l'usine de Bois-de-Cure.

ID	Toponyme	Longueur (m)	Pente du lit (%)	Surface BV (km ²)	Largeur fond de vallée (m)	Pente vallée (%)	Largeur plein bord (m)	Rapport d'encaissement
7342	La Cure du Crescent à la Brinjame	9605	0.92	422	92	2.47	14.5	6.31
7343	La Cure de la Brinjame au Ru des Goths	7901	0.34	499	98	1.01	14.5	6.75

Les deux tronçons diffèrent principalement par la pente de leur lit et de leur vallée, plus importantes dans le tronçon amont. Leur largeur plein bord, la largeur du fond de vallée et le rapport d'encaissement sont proches

Ces deux tronçons correspondent à une morphologie de type « montagnarde », avec une vallée encaissée avec des versants pentus et un tracé assez linéaire (Amoros et Petts, 1993).

5.1.2. DÉCOUPAGE EN TRONÇONS MORPHOLOGIQUEMENT HOMOGENES

5.1.2.1. CARACTÉRISATION DES SUCCESSIONS DE FACIÈS D'ÉCOULEMENT

Une caractérisation morphologique du TCC a été réalisée par ASCONIT consultants et ARALEP dans le cadre du dossier de demande de concession (2006) pour un débit réservé au 1/40^{ème} du module. Dans les 2/3 amont du TCC et avec ce débit, la succession des faciès était dominée les faciès plat lentique représentant plus de 32% du linéaire. On retrouvait ensuite par ordre d'importance décroissante, on trouve ensuite les faciès de type radier (27,1%), plat lotique (près de 20%) et mouille (15,2% du linéaire). Actuellement, les faciès plats lenticques sont encore présents mais ce sont les plats lotiques qui sont devenus dominants (40%) avec l'augmentation des débits. Les substrats sont dominés par les blocs et le sable. Les graviers et petits galets sont quasiment absents. Le lit est très fixé par la végétation rivulaire en relation avec la régulation des débits. Certaines zones centrales du lit se sont boisées constituant ainsi des îlots.

A l'aval de la confluence de la Brinjame, les faciès sont plus courants, ce qui se traduit par une baisse significative de l'importance relative du faciès plat lentique qui ne représente plus que 1,3% du linéaire, au profit des mouilles (29,1%), des radiers (36,2%) et des escaliers (14%). La pente du cours d'eau reste cependant faible et les îles végétalisées sont moins nombreuses. La largeur du lit mineur est légèrement plus importante (10 à 15 m) et l'ambiance générale reste forestière. Les embâcles restent relativement nombreux, mais du fait de l'élargissement du lit, ils ne barrent plus tout le cours d'eau. On les retrouve généralement le long des berges. Le substrat est relativement comparable à celui décrit sur le secteur précédent. La présence de graviers/petits galets reste très faible.

5.1.2.2. LES ALTÉRATIONS DE LA MORPHOLOGIE

▪ Flottage du bois

Cette partie de la Cure a également été utilisée pour le flottage du bois (voir □).

▪ Seuils et barrages

Aucun ouvrage n'est recensé par le ROE sur cette partie de la Cure.

La retenue du Crescent, de par son volume important piège la totalité des sédiments provenant de l'amont du bassin. Il a de plus un effet de régulation des débits, son volume lui permettant l'amortissement des crues.

5.2. SITUATION BIOLOGIQUE

5.2.1. ZONATION PISCICOLE

Dans son étude des peuplements piscicoles de la Cure aval en 2012, l'ONEMA a calculé les niveaux typologiques de la Cure en aval de Bois de Cure et à Foissy-lès-Vézelay.

Tableau 25 : Niveaux typologiques théoriques calculé en 2012 sur deux stations de la Cure (Bouchard, 2012).

Station	T max (°C)	Distance source (km)	Pente (‰)	Largeur à l'étiage (m)	Profondeur à l'étiage (m)	Section mouillée à l'étiage (m ²)	Dureté (mg/l)	NTT	NTT
Saint-André-en-Morvan	13.6	57	8	10.5	0.26	2.73	4.5	2.66	B3
Aval Bois-de-Cure	18.9	62	1.88	25.7	0.31	8.19	4.6	4.34	B4

Le niveau typologique de la Cure dans le TCC du Crescent va de B3 à B4.

Le peuplement piscicole que l'on peut d'attendre dans ce type de milieu est un peuplement mixte constitué de la truite, de ses petites espèces d'accompagnement (chabot, loche, vairon et lamproie de Planer), et, à moindre mesure, de cyprinidés rhéophiles tels que le goujon et le chevesne.

5.2.2. RICHESSE EN ESPÈCES PAR TRONÇON AVEC COMMENTAIRE SUR LES STATUTS DE CERTAINES ESPÈCES

Les données exprimées ici sont issues de 3 stations de pêches réalisées au niveau du moulin de Lingoult de 2013 à 2018, de Saint-André-en-Morvan de 2013 à 2018, et de l'aval de Bois-de-Cure en 2012 et 2016.

Neuf espèces de poissons ont été recensées au Moulin de Lingoult, 13 à Saint-André-en-Morvan en 2012 et 15 à Bois-de-Cure.

La liste faunistique de la station la plus amont (Moulin de Lingoult) est proche du peuplement théorique correspondant à la typologie B3 pour les espèces contactées tous les ans. Seuls le vairon et la loche franche ne sont pas représentés. Certaines années des espèces représentatives de peuplements plus basaux sont capturées, comme la perche et la brème, et plus exceptionnellement le goujon, le gardon, la vandoise et le silure. Il est probable qu'elles soient issues du barrage du Crescent ou d'étangs du chevelu amont.

E190366 – Risques éco-morphologiques éclusées Bois-de-Cure/Malassis – Evaluation des Risques

A Saint-André-en-Morvan, toutes les espèces correspondant à la typologie théorique sont présentes tous les ans. Là aussi des espèces de milieux plus basaux sont capturées certaines années, avec en plus des espèces listées au Moulin de Lingoult, le recensement du chevesne, de la perche soleil et du rotengle.

Tableau 26 : Bilan des pêches recensées sur les tronçons d'étude.

Localisation		Moulin de Lingoult	St-André-en-Morvan	Bois-de-Cure
Période		2013-2018	2013-2018	2012 et 2016
Brême	BRE	3/6	1/6	2/2
Chabot	CHA	6/6	6/6	2/2
Chevesne	CHE		2/6	2/2
Gardon	GAR	2/6	2/6	2/2
Goujon	GOU	1/6	1/6	2/2
Loche France	LOF		6/6	1/2
Lamproie de Planer	LPP	6/6	6/6	1/2
Ombre commun	OBR			1/2
Perche commune	PER	5/6	4/6	2/2
Perche soleil	PES		1/6	1/2
Rotengle	ROT		1/6	1/2
Silure	SIL	1/6		
Spirin	SPI			1/2
Truite commune	TRF	6/6	6/6	2/2
Vairon	VAI		6/6	2/2
Vandoise	VAN	1/6	2/6	2/2
Richesse spécifique		9	13	15

Enfin, à Bois de Cure, toutes les espèces correspondant à une typologie B4 sont présentes. Notons la présence d'ombre commun, inféodé à cette typologie mais introduit car historiquement non présent sur le bassin. Des espèces plus basales ont été systématiquement été échantillonnées : la brême, le gardon, la perche commune et la vandoise. D'autres espèces de milieux plus basaux ont également été contactées une année sur deux : la perche soleil, le rotengle et le spirin.

5.2.3. STRUCTURE DU PEUPEMENT

Il faut rester prudent quant aux interprétations des résultats de la station de Bois-de-Cure car elle ne représente qu'une année.

Pour les 3 stations ce sont les chabots qui dominent les peuplements, avec plus de 76% de l'effectif au Moulin de Lingoult et plus de 53% à Saint-André-en-Morvan et à l'aval de Bois-de-Cure (Figure 22).

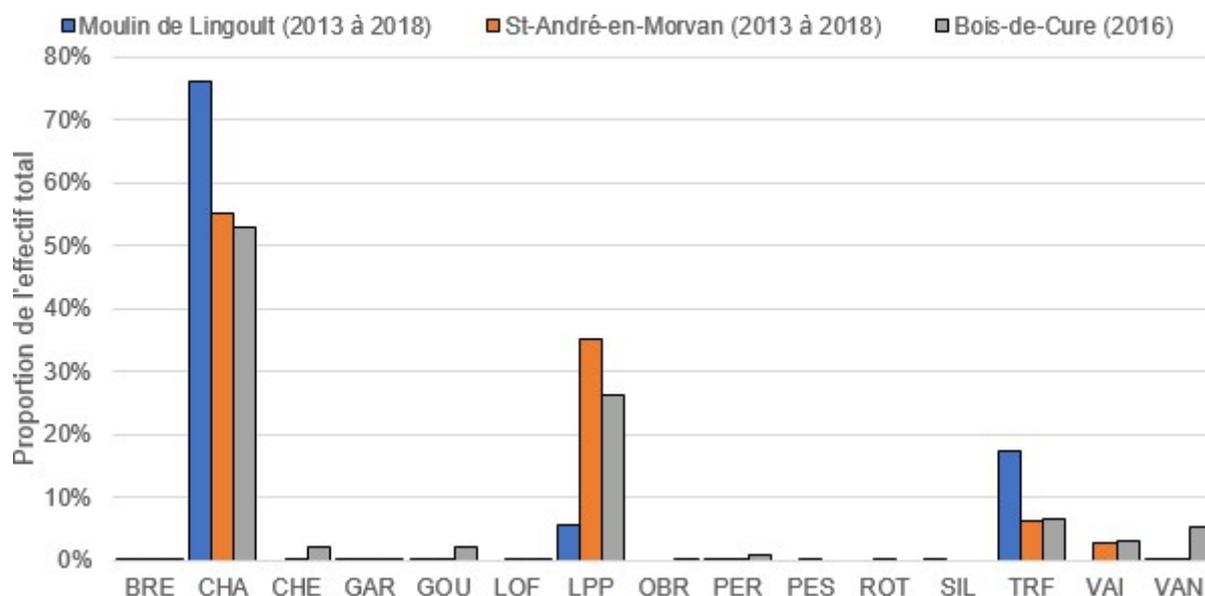


Figure 43 : Distribution des effectifs des différentes espèces contactées au niveau des 3 stations de pêche.

Les lamproies de planer et la truite commune sont également bien représentés au niveau de ces stations. Les autres espèces représentent en général moins de 5% des individus contactés.

5.2.4. ABONDANCES PAR ESPÈCES

En termes d'abondance des différentes espèces, les densités observées sont en accord avec les abondances théoriques pour le chabot et la lamproie de planer Figures 23.

Par contre les abondances sont très en dessous de ce qui devrait être attendu pour la loche franche, la truite et le vairon. La faiblesse des abondances du vairon et de la loche est très probablement liée au régime thermique de printemps avec des températures proches ou inférieures aux seuils de reproduction des deux espèces. Pour la truite, l'analyse des causes des niveaux d'abondance doit être conduite de manière plus détaillée notamment au niveau de la dynamique des classes d'âge.

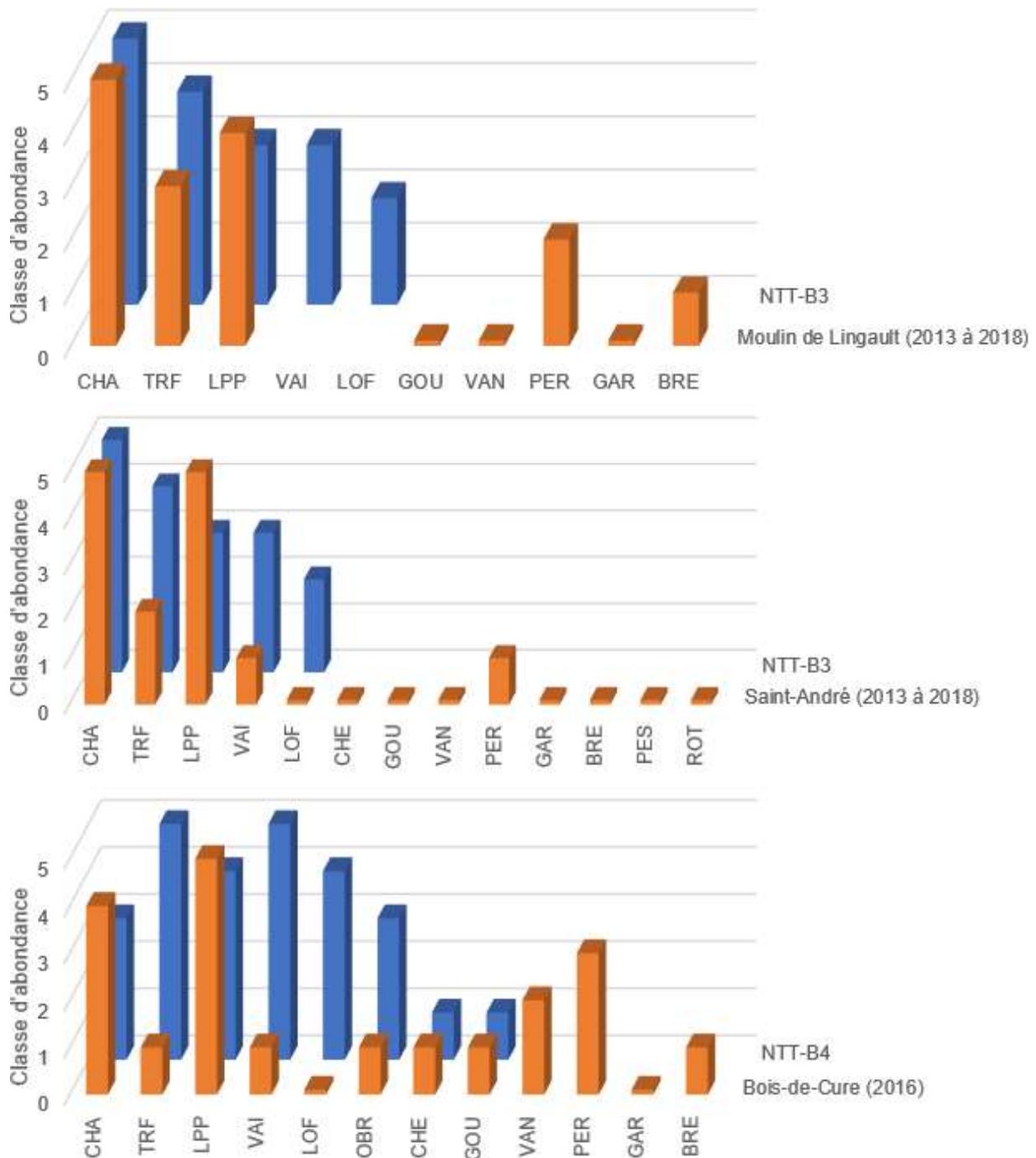


Figure 44 : Classes d'abondance observées et théorique des espèces de poisson des 3 stations de la Cure.

Les densités de truite vont de 1963 ind/Ha au Moulin de Lingault à 851 ind./Ha à Saint-André-en-Morvan ce qui constitue pour le Morvan des densités faibles à moyennes.

Tableau 27 : Détermination des classes d'abondance de truite à la station de pêche du Moulin de Lingault.

Lingault	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Ind/Ha	1222.00	2321.00	2250.00	1521.70	2744.40	1716.20
kg/Ha	62.80	75.60	103.20	94.70	71.10	74.70
nb/100m	112.07	227.68	204.55	158.26	287.07	183.64
kg/100m	5.58	7.50	9.70	9.49	7.29	7.64

Tableau 28 : Détermination des classes d'abondance de truite à la station de pêche de Saint-André-en-Morvan.

St-André	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Ind/Ha	580.00	970.00	721.50	869.00	1072.80	895.10
kg/Ha	46.20	40.70	31.10	52.40	39.40	40.70
nb/100m	76.64	146.43	100.00	117.14	141.83	116.00
kg/100m	6.11	4.90	4.09	6.76	2.91	5.06

Pour Bois-de-Cure, la densité de truite était de 500 ind/Ha en 2016 soit une valeur faible.

5.2.5. STRUCTURE EN TAILLE

Les données sont suffisamment nombreuses pour étudier les classes de taille des populations de chabot et de truite commune. Pour les lamproies de Planer, l'étude des classes de taille n'est pas pertinente de par la très faible capturabilité des petits individus (en dehors de pêches spécifiques).

5.2.5.1. LA TRUITE COMMUNE

Au moins 3 à 4 classes de taille de truites sont représentées attestant du fonctionnement du cycle biologique de l'espèce dans le TCC.

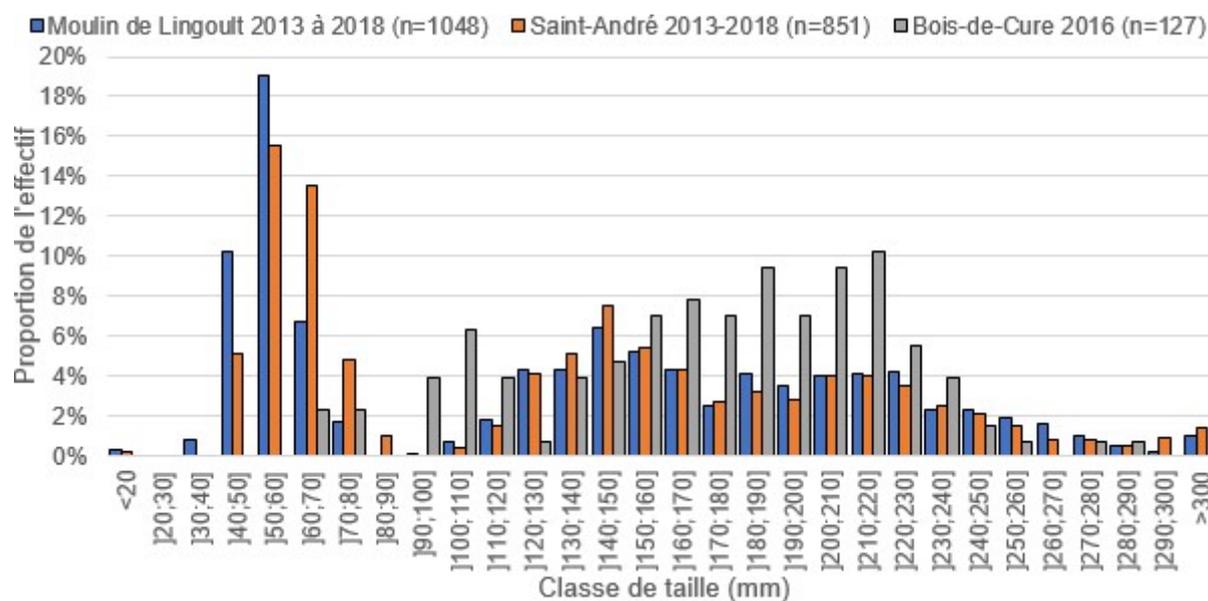


Figure 45 : Classe de taille des truites capturées au niveau des 3 stations de pêche.

Les individus 0+ représentent 40% de l'effectif des deux stations amont et 20 % de l'effectif de la station aval.

5.2.5.2. LE CHABOT

Les chabots capturés appartiennent également à toutes les classes de taille.

Pour cette petite espèce il est délicat de séparer les cohortes avec ce niveau de précision de mesure de la taille totale.

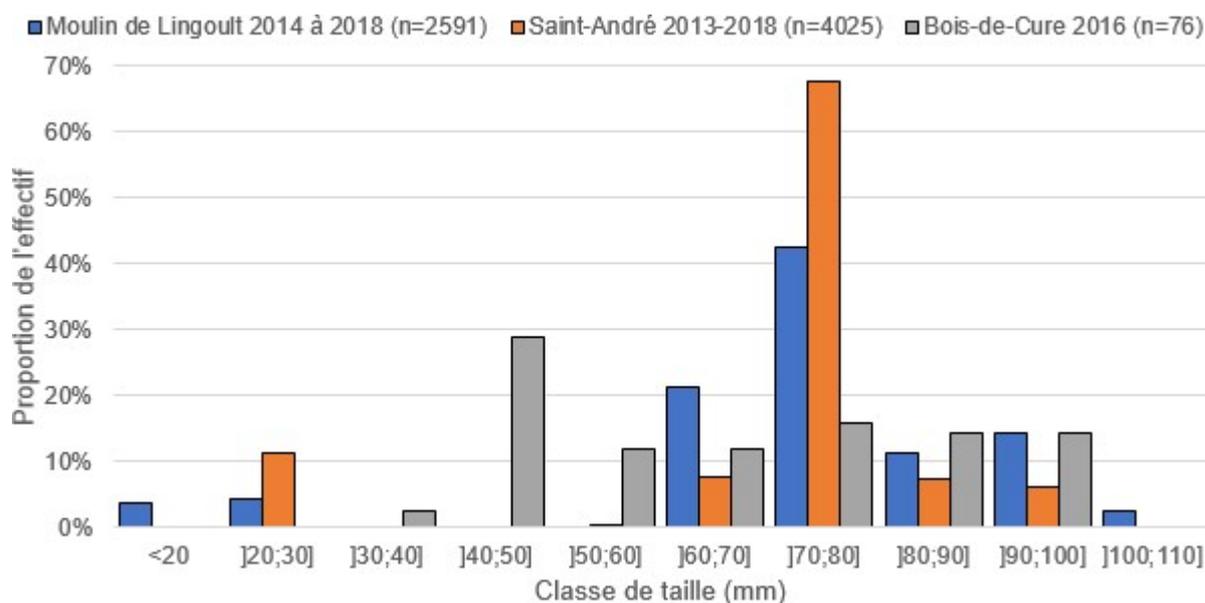


Figure 46 : Classe de taille des chabots capturées au niveau des 3 stations de pêche.

Au niveau de la station du Moulin de Lingoult, 3 modes semblent se dessiner dont un correspondant au juvéniles de l'année. Sur la station de Saint-André-en-Morvan, on retrouve également des juvéniles de l'année d'une taille similaire. A Bois-de-Cure les juvéniles de l'année sont également présents mais de taille plus importante (en rapport, comme pour la truite, avec la thermie et la période de pêche).

5.2.6. VARIABILITÉ INTER-ANNUELLE

5.2.6.1. MOULIN DE LINGOULT

Les densités de truite des différentes classes d'âge varient plus ou moins fortement d'une année sur l'autre. Au cours des 6 années de suivi, le coefficient de variation des densités totales est de 35% (de 1521 à 2744 ind/Ha), pour une moyenne de 1963 ind/Ha.



Figure 47 : Evolution des densités de truites par classes d'âge au niveau de la station de pêche de Lingoult.

Les fluctuations du recrutement en alevins (0+) sont modérées (coefficient de variation de 57%) inférieurs à de nombreuses situations rencontrées dans d'autres rivières du Morvan (80-120% de variation).

Sur la base de tous les inventaires existants en amont de la prise d'eau, on constate qu'en moyenne, **la population est plutôt équilibrée** avec un effectif d'alevins de l'ordre de 49%, valeur conforme à ce qu'il devrait y avoir dans ce type de cours d'eau (45-50%) :

- alevins : 48.6% des effectifs,
- juvéniles d' 1 an : 27.2% des effectifs,
- adultes : 24.1% des effectifs.

Pour les 5 cohortes suivies, la mortalité apparente entre les stades 0+ et 1+ est très variable (de +7% à -66% selon les années).

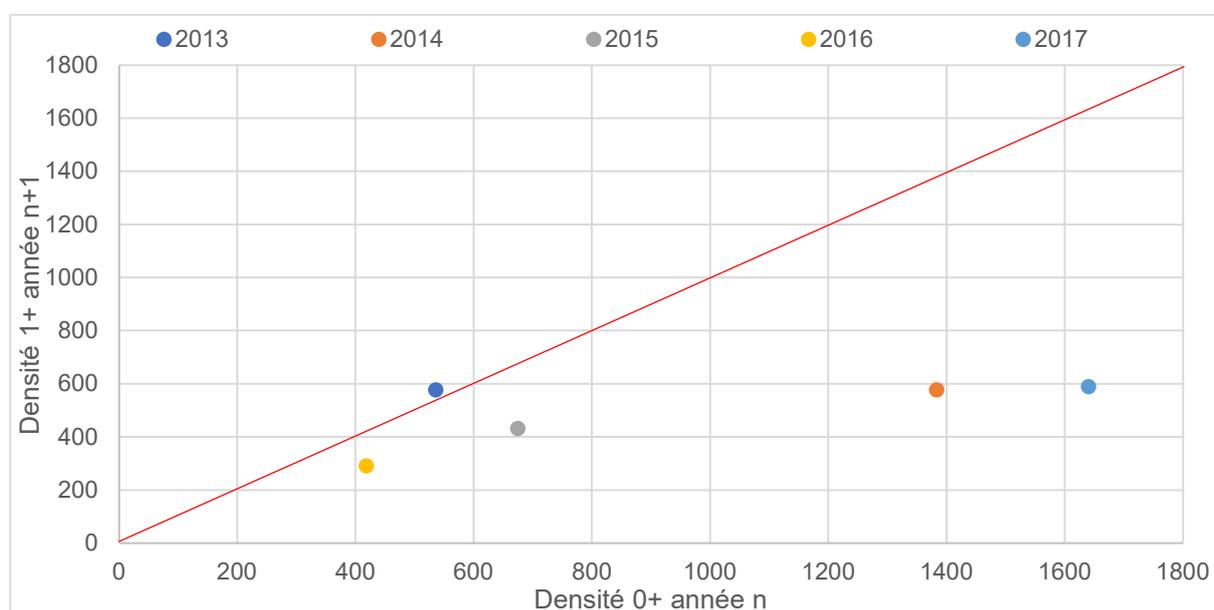


Figure 48 : Relation entre les densités en 0+ et 1+ des cohortes 2013 à 2017 pour la station du Moulin de Lingoult (la ligne rouge représente une survie de 100%).

Les 2 années avec les densités en 0+ les plus fortes (>1300 ind/ha en 2014 et 2017) correspondent au taux de mortalité les plus fortes (55 et 66%) Entre l'année 2013 et 2014, on observe une mortalité positive avec des abondances de juvéniles supérieures à celles des alevins de l'année précédente. Il paraît difficile en l'état d'expliquer les raisons des mortalités très élevées pour les années 2014-2015 et 2017-2018.

5.2.6.2. SAINT-ANDRÉ-EN-MORVAN

Les densités de truite varient plus ou moins fortement d'une année sur l'autre. Au cours des 6 années de suivi, le coefficient de variation des densités totales est de 19% (de 580 à 1072 ind/Ha), pour une moyenne de 851 ind/Ha.

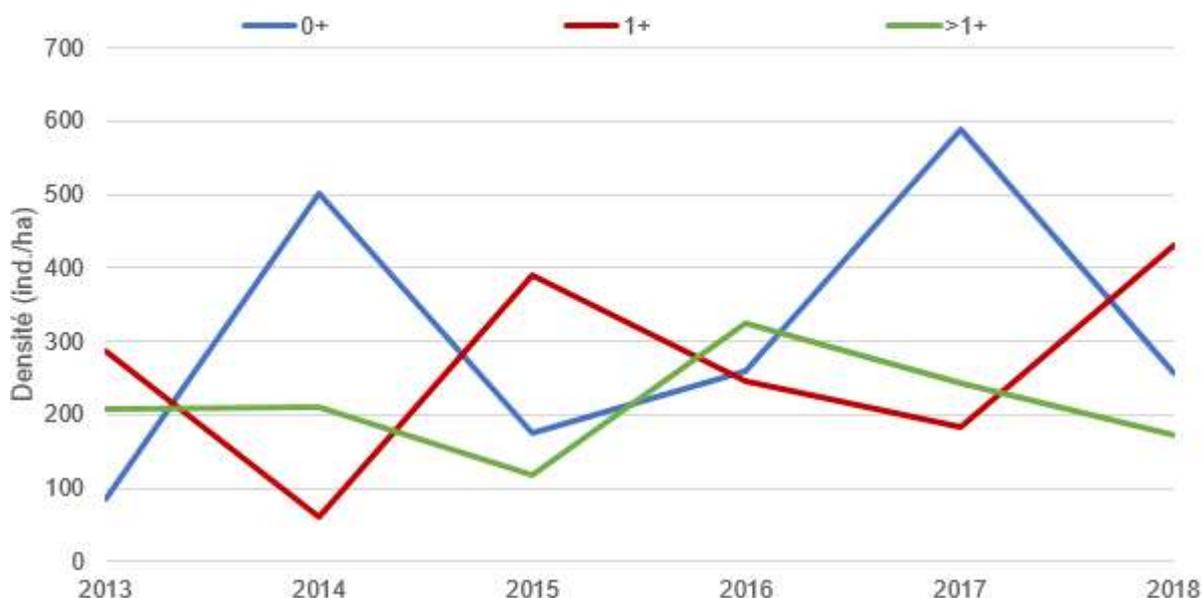


Figure 49 : Evolution des densités de truites par classes d'âge au niveau de la station de pêche de Saint-André-en-Morvan.

Les fluctuations du recrutement en alevins (0+) sont plus marquées qu'en amont (coefficient de variation de 62%). Elles génèrent l'année suivante une variation similaire chez les juvéniles et très souvent la poursuite des variations 2 années plus tard pour les adultes.

Sur la base de tous les inventaires existants en amont de la prise d'eau, on constate qu'en moyenne, **la population est légèrement déséquilibrée** avec un effectif d'alevins de l'ordre de 40%, légèrement en deçà des valeurs attendues pour ce type de cours d'eau (45-50%) :

- alevins : 39.4% des effectifs,
- juvéniles d' 1 an : 33.7% des effectifs,
- adultes : 26.9% des effectifs.

Pour les 5 cohortes suivies, la mortalité entre les stades 0+ et 1+ est moyenne à faible (33% en moyenne, excepté en 2015) et assez stable (CV=35%).

La cohorte 2015 a donné plus de poisson d'un an qu'il n'y en avait en l'année précédente. C'était l'année avec le recrutement le plus faible de la chronique (176 0+/ha). Cela pourrait traduire une compensation du déficit par une arrivée d'1+ issus des affluents du TCC. Sur cette station, on peut émettre l'hypothèse qu'une augmentation du recrutement en alevins se traduirait par des abondances plus fortes de juvéniles l'année suivante probablement d'adultes 2 années après.

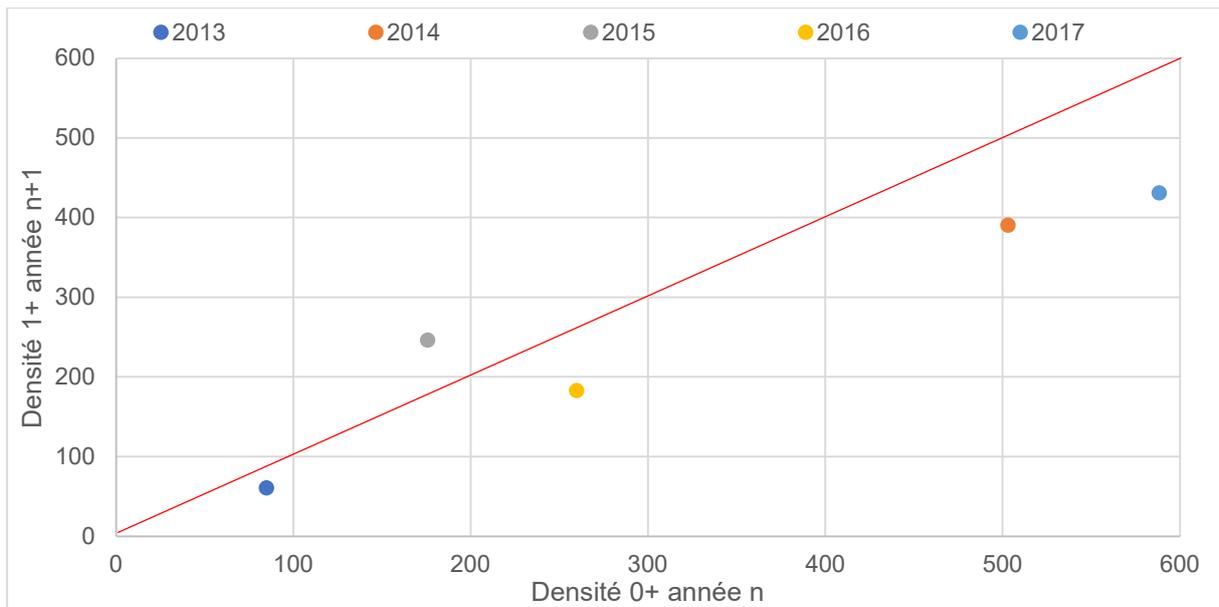


Figure 50 : Relation entre les densités en 0+ et 1+ des cohortes 2013 à 2017 pour la station de Saint-André-en-Morvan (la ligne rouge représente une survie de 100%).

La population de truite du TCC présente des variations inter-annuelles plutôt moyennes à faibles indiquant une stabilité des conditions environnementales dans ce secteur. Un facteur limitant non identifié semble intervenir dans la partie amont du TCC limitant la survie des juvéniles les années de recrutement plus abondants. En revanche, en aval, il semble que ce soit le niveau de recrutement qui conditionne les abondances de juvéniles et d'adultes. Or ces abondances d'alevins apparaissent faibles en relation très probablement avec les surfaces de frayères très limitées.

6. CONCLUSION

L'évaluation des risques éco-morphologiques liés au fonctionnement par éclusées de centrales influençant l'hydrologie de la Cure a été conduite au niveau de deux tronçons de la Cure en aval du barrage-usine de Malassis.

La méthodologie développée croise un aléa correspondant à un niveau de perturbation saisonnière du régime hydrologique (application de l'indicateur éclusée de Courret, 2014) avec une vulnérabilité correspondant à des caractéristiques morphologiques et hydrauliques des tronçons de cours d'eau (linéaire de bancs alluviaux, de chenaux secondaires, surface de frayères potentielles, puissance hydraulique).

Trois groupes d'espèces rencontrées sur la Cure au niveau des aménagement ont été considérés pour l'analyse. Il s'agit de la truite commune (lithophile hivernal), de la vandoise (lithophile précoce) et d'un groupe de lithophiles printaniers (barbeau, chevesne, hotu, spirin et vairon). Les cas du chabot et de la lamproie de planer n'ont pu être traités avec la méthode déployée.

Les risques d'exondation de frayère a été évalué comme fort sur le tronçon le plus amont (Malassis/Roche percée) et moyen sur le tronçon aval (Roche percée/Cousin), et ce uniquement pour la truite. Les risques d'échouage-piégeage et la dérive forcée des alevins ont été évalués comme faibles. Pour l'échouage-piégeage, le tronçon amont apparaissait comme moyennement vulnérable, c'est l'aléa, classé comme faible sur les saisons considérées qui a fait passer le risque à un niveau faible. Vu les surfaces potentiellement dénoyées au retour à 1.5 m³/s, il conviendrait de confirmer ces résultats à l'aide d'observations de terrain.

Tous ces risques permettent de qualifier les risques globaux liés au fonctionnement des aménagements de ces deux tronçons comme forts pour le tronçon Malassis/Rocher percée et moyen pour le tronçon Roche percée/Cousin.

Au niveau du TCC, la population de truite présente des abondances faibles à moyennes dont le fonctionnement semble pénalisé par la faiblesse du recrutement induit par des surfaces de frayères très réduites.

BIBLIOGRAPHIE

Amoros, C., Petts, G.E., 1993. Hydrosystèmes fluviaux, Collection d'écologie 24. Masson, Paris.

Aubert, S., Langon, M., Roset, N., 2013. Suivi des échouages et piégeages de 2009 à 2012 sur la basse rivière d'Ain en lien avec le fonctionnement hydroélectrique par éclusées en aval du barrage d'Allement. ONEMA, Délégation régionale Rhône-Alpes.

Babut, M., Perrodin, Y., 2001. Evaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage. Cemagref - ENTPE.

Baran, P., 2018. Etude E170723 : caractérisation des risques éco-morphologiques associés au fonctionnement par éclusées des masses d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse. ECOGEA pour AEAG RMC.

Bauersfeld, K., 1977. Effects of peaking (stranding) of Columbia River dams on juvenile anadromous fishes below Dalles Dam, 1974 and 1975. (No. Technical Report No. 31). Department of Fisheries, Olympia.

Beck, R.W., 1989. Skagit River salmon and steelhead fry stranding studies. Seattle City Light Environmental Affairs Division.

Bejarano, M.D., Sordo-Ward, Á., Alonso, C., Nilsson, C., 2017. Characterizing effects of hydropower plants on sub-daily flow regimes. *Journal of Hydrology* 550, 186–200. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.04.023>

Boavida, I., Santos, J.M., Ferreira, T., Pinheiro, A., 2015. Barbel habitat alterations due to hydropeaking. *Journal of Hydro-environment Research* 9, 237–247. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2014.07.009>

Bouchard, J., 2012. Etude des peuplements piscicoles de trois stations de la Cure. LIFE + Nature Continuité Ecologique (No. LIFE10 NAT/FR/192). ONEMA.

Bradford, M.J., Taylor, G.C., Allan, J.A., Higgins, P.S., 1995. An Experimental Study of the Stranding of Juvenile Coho Salmon and Rainbow Trout during Rapid Flow Decreases under Winter Conditions. *North American Journal of Fisheries Management* 15, 473–479. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1995\)015<0473:AESOTS>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1995)015<0473:AESOTS>2.3.CO;2)

Bruslé, J., Quignard, J.-P., 2013. Biologie des poissons d'eau douce européens. 2e édition, TEC & DOC. Lavoisier, Paris.

Carolli, M., Vanzo, D., Siviglia, A., Zolezzi, G., Bruno, M.C., Alfredsen, K., 2015. A simple procedure for the assessment of hydropeaking flow alterations applied to several European streams. *Aquatic Sciences* 77, 639–653. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0408-5>

Cazeneuve, L., Lagarrigue, T., Lascaux, J.M., 2009b. Etude de l'impact des éclusées sur la rivière Dordogne. Analyse des pressions exercées par les phénomènes d'éclusées sur les écosystèmes de la rivière Dordogne et proposition de solutions susceptibles de les atténuer. Rapport final de la phase 2. ECOGEA pour EPIDOR.

Cazeneuve, L., Lascaux, J.-M., Mennessier, J.M., 2009a. Impact du fonctionnement par éclusées du barrage du Sablier sur la Dordogne et de l'usine hydroélectrique de HautePAGE sur la Maronne : suivi des échouages piégeages de poissons en 2008. ECOGEA pour MIGADO.

Courret, D., 2014. Caractérisation de la perturbation hydrologique induite par les régimes d'éclusées hydroélectriques et définition d'un indicateur. Réflexion sur les mesures de mitigation des impacts des éclusées sur les populations de poissons. Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse.

E190366 – Risques éco-morphologiques éclusées Bois-de-Cure/Malassis – Evaluation des Risques

- Cowx, I.G., Welcomme, R.L., 1998. Rehabilitation of rivers for fish. Fishing News Books.
- Cunjak, R.A., Prowse, T.D., Parrish, D.L., 1998. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in winter: “the season of parr discontent”? 55, 22.
- Delacoste, M., 1995. Analyse de la variabilité spatiale de la reproduction de la truite commune (*Salmo trutta* L.). Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse.
- Gilet, L., Gob, F., Gautier, E., Vermoux, C., 2016. Historical and current uses of the Morvan’s rivers (Central France): impacts on bedload transport and fluvial morphology. Proceeding of the international symposium on river sedimentation (ISRS), Stuttgart, Germany, September 19 – 22 8.
- Grandmottet, J.P., 1983. Principales exigences des Téléostéens ducicoles vis-à-vis de l’habitat aquatique. *Annls Univ. Fr. Comté Biol. An.* 4, 3–32.
- Halleraker, J.H., Saltveit, S.J., Harby, A., Arnekleiv, J.V., Fjeldstad, H.-P., Kohler, B., 2003. Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications* 19, 589–603. <https://doi.org/10.1002/rra.752>
- Hoffarth, P., Fowler, A., Brock, W., 2003. 2003 Evaluation of Juvenile Fall Chinook Salmon Stranding in the Hanford Reach of the Columbia River.
- Hunter, M.A., 1992. Hydropower Flow Fluctuations and Salmonids: A Review of the Biological Effects, Mechanical Causes and Options for Mitigation. (No. Technical Report No. 119). State of Washington, Department of Fisheries.
- Irvine, R.L., Thorley, J.L., Westcott, R., Schmidt, D., DeRosa, D., 2015. Why do fish strand? An analysis of ten years of flow reduction monitoring data from the Columbia and Kootenay rivers, Canada: Analysis of ten years of Columbia and Kootenay fish stranding data. *River Research and Applications* 31, 1242–1250. <https://doi.org/10.1002/rra.2823>
- Korman, J., Campana, S.E., 2009. Effects of Hydropeaking on Nearshore Habitat Use and Growth of Age-0 Rainbow Trout in a Large Regulated River. *Transactions of the American Fisheries Society* 138, 76–87. <https://doi.org/10.1577/T08-026.1>
- Lascaux, J.-M., Cazeneuve, L., 2008a. Etude de l’impact des éclusées sur la rivière Dordogne. Analyse des pressions exercées par les phénomènes d’éclusées sur les écosystèmes de la rivière Dordogne et proposition de solutions susceptibles de les atténuer. Rapport final de la phase 1. ECOGEA pour EPIDOR.
- Lascaux, J.-M., Cazeneuve, L., 2008b. Etude de l’impact des éclusées sur les échouages d’alevins de salmonidés sur la Dordogne. Suivi 2007 et synthèse des données acquises depuis 2005. ECOGEA pour MIGADO.
- Lascaux, J.M., Vandewalle, F., Lagarrigue, T., 2006. Synthèse des données 1999-2006 de la reproduction des grands salmonidés migrateurs sur le bassin de la Dordogne en aval du barrage du Sablier. Bilan pour cours d’eau. ECOGEA pour MIGADO.
- Liebig, H., Lim, P., Belaud, A., 1998. Influence du débit de base et de la durée des éclusées sur la dérive d’alevins de truite commune : expérimentations en canal semi-naturel. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 337–347. <https://doi.org/10.1051/kmae:1998009>
- Maltby, L., 2006. Environmental Risk Assessment, in: *Chemicals in the Environment : Assessing and Managing Risk*. pp. 84–101.
- Meile, T., Boillat, J.-L., Schleiss, A.J., 2011. Hydropeaking indicators for characterization of the Upper-Rhone River in Switzerland. *Aquatic Sciences* 73, 171–182. <https://doi.org/10.1007/s00027-010-0154-7>

Melcher, A.H., Schmutz, S., 2010. The importance of structural features for spawning habitat of nase *Chondrostoma nasus* (L.) and barbel *Barbus barbus* (L.) in a pre-Alpine river. *River Systems* 19, 33–42. <https://doi.org/10.1127/1868-5749/2010/019-0033>

Nehring, A., Anderson, R.M., 1993. Determination of population-limiting critical salmonid habitats in Colorado streams using the physical habitat simulation system. *River* 1–19.

OFEFP, 2003. Conséquences écologiques des éclusées. Etude bibliographique. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne.

Olson, F.W., 1990. Downramping regime for power operations to minimize stranding of salmon fry in Sultan River, Snohomish County, Bellevue.

Olson, F.W., Metzgar, R.G., 1987. Downramping to minimize stranding of salmonid fry. Clowes BW (ed) *Waterpower 87*, international conference on hydropower. American Society of Civil Engineers, New York.

Ottaway, E.M., Forrest, D.R., 1983. The influence of water velocity on the downstream movement of alevins and fry of brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology* 23, 221–227. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1983.tb02897.x>

Perrodin, Y., 2012. Evaluation des risques écologiques : développement prioritaires et recherches concomitantes. *Vertigo* - la revue électronique en science de l'environnement 17.

Perrodin, Y., Babut, M., Bedell, J.-P., Bray, M., Clement, B., Delolme, C., Devaux, A., Durrieu, C., Garric, J., Montuelle, B., 2006. Assessment of ecotoxicological risks related to depositing dredged materials from canals in northern France on soil. *Environment International* 32, 804–814. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.003>

Perrodin, Y., Boillot, C., Angerville, R., Donguy, G., Emmanuel, E., 2011. Ecological risk assessment of urban and industrial systems: A review. *Science of The Total Environment* 409, 5162–5176. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.053>

Poncin, P., 1996. Reproduction chez nos poissons. ASBL.

Pont, D., Delaigue, O., Belliard, J., Marzin, A., Logez, M., 2013. Programme IPR+. Révision de l'indice poisson rivière pour l'application de la DCE. ONEMA - IRSTEA.

Santos, J.M., Godinho, F., Ferreira, M.T., Cortes, R., 2004. The organisation of fish assemblages in the regulated Lima basin, Northern Portugal. *Limnologica* 34, 224–235. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80047-1](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80047-1)

Sauterleute, J.F., Charmasson, J., 2014. A computational tool for the characterisation of rapid fluctuations in flow and stage in rivers caused by hydropeaking. *Environmental Modelling & Software* 55, 266–278. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.02.004>

Schlumberger, O., Elie, P., 2008. Poissons des lacs naturels français. Ecologie des espèces et évolution des peuplements., Quae. ed. Versailles.

Schmutz, S., Bakken, T.H., Friedrich, T., Greimel, F., Harby, A., Jungwirth, M., Melcher, A., Unfer, G., Zeiringer, B., 2015. Response of Fish Communities to Hydrological and Morphological Alterations in Hydropeaking Rivers of Austria: HYDROPEAKING IN ALPINE RIVERS. *River Research and Applications* 31, 919–930. <https://doi.org/10.1002/rra.2795>

Scruton, D.A., Pennell, C., Ollerhead, L.M.N., Alfredsen, K., Stickler, M., Harby, A., Robertson, M., Clarke, K.D., LeDrew, L.J., 2008. A synopsis of 'hydropeaking' studies on the response of juvenile Atlantic salmon to experimental flow alteration. *Hydrobiologia* 609, 263–275. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9409-x>

Sempeski, P., Gaudin, P., 1995a. Habitat selection by grayling-I. Spawning habitats. *Journal of Fish Biology* 47, 256–265. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1995.tb01893.x>

Sempeski, P., Gaudin, P., 1995b. Habitat selection by grayling-II. Preliminary results on larval and juvenile daytime habitats. *Journal of Fish Biology* 47, 345–349. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1995.tb01903.x>

Taverny, C., Elie, P., 2010. Les Lamproies en Europe de l'Ouest, Cémagref, Cirad, Ofremer, Inra. ed, Guide pratique. Quae.

Tissot, L., Souchon, Y., 2008. Etat des connaissances sur les préférences thermiques des principales espèces de poissons des eaux continentales françaises. EDF R&D - CEMAGREF.

Valentin, S., 1995. Variabilité artificielle des conditions d'habitat et conséquences sur les peuplements aquatiques: Effets écologiques des éclusées hydroélectriques en rivière. Université Claude Bernard, Lyon.

Valette, L., Chandesris, A., Mengin, N., Malavoi, R., Souchon, Y., Wasson, J.-G., 2008. SYstème Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau SYRAH CE. Principes et méthodes de la sectorisation hydromorphologique. ONEMA - Cemagref.

Verneaux, J., Leynaud, G., 1974. Introduction à la définition d'objectifs et de critères de qualité des eaux courantes. CTGREF, Besançon.

Young, P.S., Cech, J.J., Thompson, L.C., 2011. Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 21, 713–731. <https://doi.org/10.1007/s11160-011-9211-0>