



DIPDE\_DE

**DOSSIER ARTICLE R593-40-II - PIÈCE C - BILAN DES RÉPONSES  
ÉCOSYSTÉMIQUES OBSERVÉES SUR LE PARC EN SITUATION DE  
CANICULE**

Référence : D455623044110

Indice : B

Nb de pages : 158

## Résultat de publication



DIPDE\_DE

## DOSSIER ARTICLE R593-40-II - PIÈCE C - BILAN DES RÉPONSES ÉCOSYSTÉMIQUES OBSERVÉES SUR LE PARC EN SITUATION DE CANICULE

Référence : D455623044110

Indice : B

Nb de pages : 88





Applicabilité : GOL, SAL, BUG, TRI

Résumé : Ce document constitue la pièce C du dossier déposé au titre de l'article R593-40-II.

Affaire :

Projet(s) : Convention DIPDE-DPN : lot Environnement

Référence technique :

Rédaction	Contrôle	Approbation	Visa final (*)
			

(\*) La présence de cette icône atteste que le document a été approuvé par un circuit de signature électronique  
Ne peut être transmis à l'extérieur d'EDF/DPI et entités autorisées, que par une personne habilitée.

DIVISION DE L'INGENIERIE DU  
PARC ET DE L'ENVIRONNEMENT

140, AVENUE VITON 13401  
MARSEILLE CEDEX 20

Téléphone : 04.91.74.88.00  
Télécopie : -

[www.edf.com](http://www.edf.com)

EDF - SA au capital de 2 084 365 041  
euros - 552 081 317 R.C.S. Paris  
Siège social : 22-30 avenue de Wagram  
75382 Paris Cedex 08 - France



Code OTP : E233/084261/IENVETUSUPM

Vérification indépendante : NON	Après de (Nom/Société) :
---------------------------------	--------------------------

Pré-diffusion formalisée (indice en cours) :	Oui	
Après de :		
<div style="border: 2px solid red; height: 100px;"></div>		

<i>INDICE</i>	<i>MODIFICATIONS</i>
A	Création du document – annule et remplace la note D455616008189 indice C, pour intégration du REX de la surveillance renforcée mise en œuvre en 2022 à BUG, SAL, TRI et GOL
B	Mise à jour en réponse au courrier ASN CODEP-DCN-2023-048471. Mise à jour du paragraphe sur l'étude cumul Rhône (thermie) Intégration du retour d'expérience de la surveillance 2023 des poissons pour le CNPE de St-Alban. Ajout d'un paragraphe sur l'impact des rejets des sites équipés de tours aéroréfrigérantes (§5.1).

## ORGANIGRAMME DE CLASSEMENT DE LA NOTE

### Première étape : DEFINITION DU CLASSEMENT AIP\* OU NON AIP DE L'ELABORATION DE LA NOTE

Condition 1

L'activité concerne directement une fonction ou un élément identifié comme EIP et peut avoir un impact sur la démonstration de protection des intérêts, ou l'activité ne concerne pas directement une fonction ou un EIP, mais peut avoir un impact indirect sur le maintien d'une fonction d'un EIP (ex. séisme événement, incendie,...)

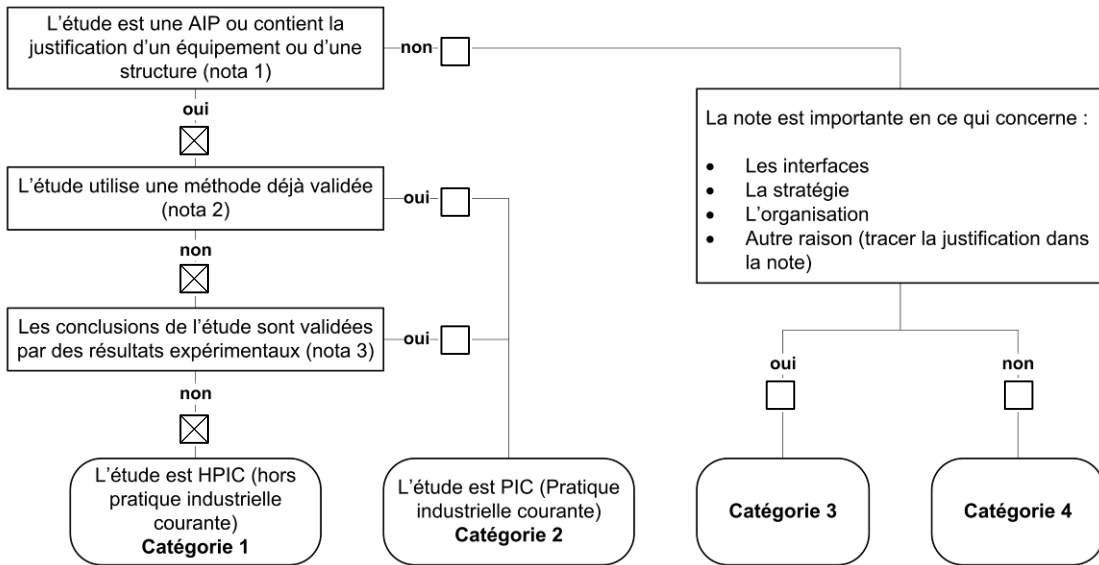
Condition 2

Une erreur liée à cette activité peut conduire, sans possibilité de rattrapage par une activité aval, au non respect de la démonstration de protection des intérêts.

L'élaboration du document constitue une **AIP** (Activité Importante pour la Protection des intérêts)

L'activité n'est pas une AIP  
S'il s'agit d'une note d'étude, tracer la justification (nota 4)

### Deuxième étape : DEFINITION DE LA CATEGORIE DE LA NOTE



**Nota 1 :**

- Justification des performances fonctionnelles ou de la résistance d'une structure,
- Justification du comportement sous sollicitations (par exemple en situation accidentelle),
- Énoncé de règles de conception ou d'installation,
- ... et par extension, énoncé de règles d'exploitation.

**Nota 2 :**

- Méthode déjà utilisée dans une étude traitant du même domaine technique et faisant l'objet d'une note d'étude approuvée.
- Méthodologie faisant l'objet d'une note approuvée.

Si la note fait l'objet de calculs, ceux-ci doivent faire appel à un code validé.

**Nota 3 :**

- Ces résultats doivent faire l'objet d'une note d'étude ou d'un compte rendu d'essais approuvé.
- Le retour d'expérience d'exploitation est un résultat expérimental.

**Nota 4 :**

La décision correspondant à l'application de la condition 2 doit être justifiée et tracée. En particulier, si l'application des exigences AIP\* est reportée sur une activité aval, celle-ci doit être précisément identifiée et la justification tracée.

\*AIP : Activité Importante pour la Protection des intérêts

## SYNTHESE

Ce document constitue la pièce C du dossier de demande de modifications temporaires des prescriptions associées aux rejets thermiques par recours à l'article R593-40-II du code de l'environnement.

Elle s'appuie sur le retour d'expérience du suivi environnemental des CNPE enregistré lors des derniers épisodes caniculaires (2003, 2006, 2015, 2018, 2019 et 2022) et sur le bilan des travaux de recherche sur les liens entre la température et l'hydrobiologie (objet des programmes de recherche Thermie-Hydrobiologie 2008 – 2013 et 2016 - 2020).

Cette pièce a été préparée pour l'ensemble des CNPE pouvant être potentiellement concernés par ce type de demande (quelle que soit la demande formulée en pièces A et B), soit les **CNPE de Golfech, Bugey, Saint-Alban, et Tricastin**.

Elle se base sur le bilan du retour d'expérience du suivi environnemental des CNPE en période caniculaire, notamment :

- les valeurs maximales de température enregistrées durant les canicules de référence (2003, 2006, 2015, 2018, 2019 et 2022) ;
- une description du panache thermique de chaque CNPE permettant de délimiter spatialement la zone aval influencée par les rejets thermiques et d'identifier d'éventuelles zones non touchées par le panache ;
- les réponses biologiques et microbiologiques observées durant ces épisodes dans le cadre du suivi environnemental des CNPE, y compris les résultats de la surveillance renforcée mise en œuvre pour les CNPE de Bugey, Saint-Alban, Tricastin et Golfech lors de la canicule de 2022.

Les programmes de surveillance et les études mis en place notamment pendant et après les canicules de 2003 et 2006 ont permis d'appréhender les répercussions de ces épisodes climatiques exceptionnels sur le fonctionnement des écosystèmes. Depuis, les mesures réalisées lors des épisodes caniculaires plus récents (2015, 2018, 2019 et 2022) sont venues compléter et renforcer les observations de 2003 et 2006.

Les données acquises dans le cadre de la surveillance renforcée des CNPE montrent, pour certains compartiments et certains sites, une modification structurelle temporaire (proportion des espèces) à l'amont et à l'aval, sans que l'équilibre biologique global du peuplement ne soit remis en cause. Par ailleurs, aucune différence significative, entre l'amont et l'aval des CNPE bord de rivière n'a été mise en évidence pour l'ensemble des compartiments, à l'exception de l'été 2022 concernant la structure du peuplement piscicole pour le CNPE de Saint-Alban, où de faibles effectifs et proportions de juvéniles à l'aval ont été observés en août et à l'automne 2022. Compte tenu des informations disponibles, cette différence ne peut toutefois pas être attribuée de façon certaine au fonctionnement du CNPE en période de canicule. Les résultats de la surveillance des poissons en 2023 pour le CNPE de Saint-Alban indiquent un retour à un peuplement habituellement observé et comparable entre l'amont et l'aval. Ces résultats montrent que la situation pour la structure des peuplements de poissons, décrite à l'automne 2022, a été temporaire.

**Ainsi, les éléments disponibles à ce jour ne permettent pas de mettre en évidence un effet supplémentaire des rejets thermiques des CNPE par rapport aux effets potentiels occasionnés par les événements climatiques exceptionnels.**

## SOMMAIRE

<b>SYNTHESE.....</b>	<b>4</b>
<b>SOMMAIRE .....</b>	<b>5</b>
<b>1 INTRODUCTION.....</b>	<b>7</b>
<b>2 DONNEES UTILISEES .....</b>	<b>8</b>
2.1 SITES ETUDIES.....	8
2.2 PERIODES ANALYSEES.....	8
2.3 DONNEES UTILISEES .....	9
<b>3 RETOUR D'EXPERIENCE DES CANICULES ENTRE 2003 ET 2023.....</b>	<b>10</b>
<b>4 CARACTERISATION DES REJETS THERMIQUES DES CNPE .....</b>	<b>12</b>
4.1 GENERALITES SUR LA DILUTION DES REJETS THERMIQUES.....	12
4.2 LES REJETS THERMIQUES DU CNPE DE GOLFECH.....	13
4.3 LES REJETS THERMIQUES DU CNPE DE BUGEY.....	22
4.4 LES REJETS THERMIQUES DU CNPE DE SAINT-ALBAN.....	31
4.5 LES REJETS THERMIQUES DU CNPE DU TRICASTIN.....	43
4.6 ZOOM SUR LES ECHAUFFEMENTS RESIDUELS SUR LE BASSIN DU RHONE....	51
4.7 CONCLUSION.....	57
<b>5 IMPACTS DES REJETS THERMIQUES SUR LES ECOSYSTEMES POUR LES CNPE EQUIPES DE TOURS AEROREFRIGERANTES.....</b>	<b>58</b>
<b>6 REPONSES GLOBALES DES ECOSYTEMES .....</b>	<b>61</b>
6.1 PHYSICO-CHIMIE DES EAUX.....	61
6.1.1 RESULTATS ANTERIEURS A 2022.....	61
6.1.2 RESULTATS 2022.....	62
6.2 BILAN DES REPONSES HYDROBIOLOGIQUES.....	63
6.2.1 REPONSES COURT-TERME .....	63
6.2.2 REPONSES LONG-TERME – ENSEIGNEMENTS DES PROGRAMMES DE RECHERCHE EN THERMIE-HYDROBIOLOGIE.....	68

6.2.3	CONCLUSION SUR LES REPONSES BIOLOGIQUES .....	69
6.3	BILAN DES REPONSES MICROBIOLOGIQUES .....	70
6.3.1	BACTERIES INDICATRICES D'UNE CONTAMINATION FECALE ( <i>ESCHERICHIA COLI</i> ET ENTEROCOQUES).....	71
6.3.2	CYANOBACTERIES.....	72
6.3.3	AMIBES <i>NAEGLERIA FOWLERI</i> .....	73
7	OBSERVATIONS BIOLOGIQUES LOCALES AU REGARD DES TEMPERATURES MAXIMALES RENCONTREES .....	74
7.1	RETOUR D'EXPERIENCE SUR LA GARONNE AU DROIT DE GOLFECH EN 2019 ET 2022 74	
7.1.1	CONDITIONS HYDROMETEOROLOGIQUES DE L'ETE 2019 .....	75
7.1.2	RESULTATS DE LA SURVEILLANCE HYDROECOLOGIQUE RENFORCEE EN 2019 .	76
7.1.3	CONDITIONS HYDROMETEOROLOGIQUES DE L'ETE 2022 .....	76
7.1.4	RESULTATS DE LA SURVEILLANCE HYDROECOLOGIQUE RENFORCEE EN 2022 .	78
7.1.5	CONCLUSION SUR LES OBSERVATIONS BIOLOGIQUES AU REGARD DES TEMPERATURES MAXIMALES RENCONTREES SUR LA GARONNE AU DROIT DU CNPE DE GOLFECH.....	78
7.2	RETOUR D'EXPERIENCE DU RHONE AU DROIT DE BUGEY SUITE A L'ETE 2022	80
7.2.1	CONDITIONS HYDROMETEOROLOGIQUES DE L'ETE 2022 .....	80
7.2.2	RESULTATS DE LA SURVEILLANCE HYDROECOLOGIQUE RENFORCEE EN 2022 .	81
7.3	RETOUR D'EXPERIENCE DU RHONE AU DROIT DE TRICASTIN EN 2022 .....	82
7.3.1	CONDITIONS HYDROMETEOROLOGIQUES DE L'ETE 2022 .....	82
7.3.2	RESULTATS DE LA SURVEILLANCE HYDROECOLOGIQUE RENFORCEE EN 2022 .	84
7.4	CONCLUSION SUR LES OBSERVATIONS BIOLOGIQUES AU REGARD DES TEMPERATURES MAXIMALES RENCONTREES.....	84
8	CONCLUSION .....	85
	ANNEXE 1 : CONDITIONS HYDROMETEOROLOGIQUES, VALEURS PRESENTEES ET CLEF DE LECTURE.....	87
	ANNEXE 2 : « SYNTHESE DU PROGRAMME DE RECHERCHE THERMIE- HYDROBIOLOGIE (2016-2020) » .....	88



## **1 INTRODUCTION**

La présente demande de modification des prescriptions sur les rejets thermiques par recours à l'article R593-40-II du code de l'environnement s'appuie d'une part, sur un retour d'expérience du suivi environnemental des CNPE enregistré lors des épisodes caniculaires entre 2003 et 2022, et d'autre part, sur l'engagement d'EDF à poursuivre des travaux de recherche sur les liens entre la température et l'hydrobiologie (objet des programmes de recherche en thermie-hydrobiologie).

L'importance de la température sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, depuis les processus cellulaires jusqu'aux grandes fonctions des écosystèmes, a été confirmée par le programme de recherche Thermie-Hydrobiologie. La complexité des interactions en jeu dans le milieu naturel rend toutefois difficile l'analyse du seul rôle du paramètre température. L'état d'avancement des connaissances scientifiques actuelles sur les liens entre la température et la biocénose est présenté dans la synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie jointe en annexe de la présente pièce.

Le retour d'expérience du suivi environnemental des CNPE en période caniculaire est l'objet principal de cette pièce, où l'on présente successivement :

- les valeurs maximales de température enregistrées durant les canicules de référence entre 2003 et 2022. Il est ainsi possible de comparer un évènement extrême avec ces épisodes de référence ;
- une description du panache thermique de chaque CNPE permettant de délimiter spatialement la zone aval influencée par les rejets thermiques et d'identifier d'éventuelles zones non touchées par le panache ;
- les réponses biologiques et microbiologiques globales observées durant ces épisodes dans le cadre du suivi environnemental des CNPE ;
- Les observations biologiques locales au regard des températures maximales rencontrées.

## **2 DONNEES UTILISEES**

### **2.1 SITES ETUDIES**

Les sites étudiés sont les CNPE de Golfech, Bugey, Saint-Alban et Tricastin.

### **2.2 PERIODES ANALYSEES**

Les étés 2003, 2006, 2015, 2018, 2019 et 2022 constituent les épisodes caniculaires de référence.

- **Des canicules historiques : 2003 et 2006**

La différence notable entre les épisodes de 2003 et 2006 provient des déficits pluviométriques accumulés entre 2003 et 2005 (source : publication du Conseil Supérieur de la Pêche du 24 juillet 2006 « La situation des milieux aquatiques en France en juillet 2006 »).

**Ces deux canicules restent les épisodes de référence en termes de températures pour la majorité des CNPE, avec notamment des records historiques pour les températures d'eau atteintes en amont des CNPE (Cf. Tableau 1).**

- **Un été 2022 exceptionnellement chaud et sec**

L'été 2022 a été le deuxième été le plus chaud depuis 1900 et le 10<sup>ème</sup> été le plus sec depuis 1959. Il a été marqué par une succession de trois vagues de chaleur. Durant l'été 2022, 33 jours cumulés de vague de chaleur ont été recensés (record depuis 1947 – source Météo-France). Un déficit de précipitations a aussi été observé durant l'été 2022 avec notamment un mois de juillet exceptionnellement sec (mois le plus sec jamais enregistré).

Concernant le fonctionnement des CNPE, l'été 2022 a été marqué par le passage en Situation Exceptionnelle (SE) en lien avec les autorisations temporaires accordées aux CNPE de Bugey, Saint-Alban, Tricastin et Golfech à fonctionner au-delà des limites réglementaires prévues dans leurs autorisations de rejet (limites en conditions climatiques normales<sup>1</sup> - CCN et/ou limites en conditions climatiques exceptionnelles - CCE) en raison de la demande constituant une nécessité publique de maintien de ces CNPE à un maximum de puissance. Ces autorisations temporaires portent notamment sur les limites prescrites sur la température aval.

Il est à noter que le CNPE de Golfech a eu recours dans un premier temps aux limites thermiques fixées en CCE<sup>2</sup> du 15 au 22 juillet 2022 et le 4 août 2022 (sur la base d'un requis RTE à un niveau minimum de puissance).

Les limites réglementaires en conditions climatiques normales (CCN) n'avaient pas été dépassées depuis 2006 (sauf sur Golfech en 2018 – cf. §4.2). Les données acquises dans le cadre du programme de surveillance renforcée déployé durant l'été 2022 permettent d'acquérir des données complémentaires sur les épisodes caniculaires et d'évaluer l'influence d'un fonctionnement des CNPE au-delà des limites fixées en conditions climatiques normales<sup>3</sup>.

---

<sup>1</sup> Du fait des conditions de fonctionnement non prévues par les décisions limites en CCE et/ou d'une demande de fonctionnement à pleine puissance émise par la Direction Générale de l'Energie et du Climat (DGEC – Ministère de la Transition écologique) au-delà du requis de puissance sur le réseau électrique par RTE.

<sup>2</sup> Appélées « situations climatiques exceptionnelles » au titre de l'arrêté de rejet du 18 septembre 2006.



### **2.3 DONNEES UTILISEES**

Les données utilisées pour constituer la présente synthèse comportent :

- Les données thermiques acquises par le CNPE dans le cadre du suivi réglementaire des limites thermiques. Des relevés in-situ (thermographies aériennes, profils de température, mesures en points fixes) complètent ce suivi en caractérisant l'étendue et les caractéristiques du panache thermique ;
- Les données de la surveillance environnementale pérenne des CNPE (i.e. surveillance en conditions climatiques normales) ;
- Les données acquises par l'enclenchement de dispositions propres à la surveillance en cas d'épisode caniculaire. Elles concernent principalement des données acquises pendant ou à la suite de l'épisode caniculaire de 2003.
- Les données acquises lors de la surveillance renforcée mise en œuvre en 2022<sup>3</sup>.

---

<sup>3</sup> D455624010846 [A] [ ] – Bilan du fonctionnement des centrales nucléaires du Blayais, de Saint-Alban-Saint-Maurice, de Golfech, du Tricastin et du Bugey pendant la période estivale 2022.

### 3 RETOUR D'EXPERIENCE DES CANICULES ENTRE 2003 ET 2023

Ce chapitre décrit les températures maximales observées en amont et en aval de chaque CNPE durant les canicules entre 2003 et 2022 qui sont les épisodes caniculaires de référence. Le panache thermique est décrit pour chaque CNPE au chapitre suivant.

Au cours de ces épisodes caniculaires, ont été enregistrées les plus fortes températures des cours d'eau au droit des CNPE sur la période de données disponibles. Les températures maximales sont présentées dans les Tableau 1 (températures amont) et Tableau 2 (températures aval). Les périodes analysées correspondent aux périodes estivales (ces températures maximales ayant toutes été atteintes entre juillet et août).

**Tableau 1 : Températures maximales mesurées en amont (en moyenne journalière) des CNPE situés en bord de rivière lors des étés 2003, 2006, 2015, 2018, 2019 et 2022 (les cases correspondent aux valeurs maximales sur l'ensemble des données disponibles).**

Bassin	CNPE	Eté 2003	Eté 2006	Eté 2015	Eté 2018	Eté 2019	Eté 2022	Eté 2023
Garonne	Golfech	29,6 °C	29,0 °C	27,5 °C	28,1°C	29,2°C	29 ,1°C	29,3°C
Rhône	Bugey	25,9 °C	25,7 °C	24,9 °C	24,7°C	24,4°C	25,2°C	25,0°C
	Saint-Alban	26,5 °C	26,8 °C	26,8 °C	26,9°C	26,6°C	26,6°C	26,3°C
	Tricastin	25,9 °C	26,1 °C	25,6 °C	26,1°C	26,4°C	25,7°C	25,7°C

Les canicules ayant conduit aux températures **en amont** les plus élevées sont celles de :

- 2003 pour les CNPE de Golfech et Bugey;
- 2018 pour le CNPE de Saint-Alban ;
- 2019 pour le CNPE de Tricastin.

Durant l'été 2023, les températures d'eau ont atteint des valeurs importantes sans pour autant dépasser les valeurs rencontrées lors des canicules historiques ; en amont des CNPE de Bugey et de Tricastin, les températures amont ont atteint respectivement 25°C et 25,7°C. Dans le quart sud-ouest, la vague de chaleur d'août 2023 a entraîné une hausse des températures, avec des températures d'eau en amont du CNPE de Golfech supérieures ou égales à 28°C durant 7 jours et une valeur maximale de 29,3°C atteinte le 24 août 2023.

**Tableau 2 : Températures maximales (mesurées ou calculées en moyenne journalière) en aval des CNPE lors des étés 2003, 2006, 2015, 2018, 2019 et 2022 (les cases correspondent aux valeurs maximales sur l'ensemble des données disponibles).**

Bassin	CNPE	Limites sur la température aval <sup>4</sup>		Nature de la donnée	Eté 2003	Eté 2006	Eté 2015	Eté 2018	Eté 2019	Eté 2022	Eté 2023
		CCN <sup>5</sup>	CCE <sup>6</sup>								
Garonne	Golfech	28,0°C	30,0°C	Calcul	29,8°C	28,9°C	27,7°C	28,2°C*	29,2°C*	29,2°C	29,2°C**
Rhône	Bugey	26,0°C	27,0°C	Calcul	25,9°C	25,8°C	25,9°C	25,9°C	25,8°C	26,8°C	25,7°C
	Saint-Alban	28,0°C	29,0°C	Calcul	27,4°C	27,6°C	28,0°C	28,0°C	27,9°C	28,0°C	27,5°C
	Tricastin	28,0°C	29,0°C	Calcul	28,7°C	27,8°C	27,8°C	27,5°C	27,5°C	28,6°C	27,2°C

Les valeurs de températures sont arrondies au dixième de degré.

\* A noter pour Golfech, la température maximale indiquée en 2019 correspond à la valeur maximale **mesurée** en amont car le CNPE était à l'arrêt lors de la période où les températures ont été les plus chaudes (il s'agit donc d'une température non influencée par le CNPE). En 2018, elle correspond à la valeur maximale calculée durant la courte période où le CNPE a utilisé les limites en CCE, en raison de la demande de RTE de maintien en puissance d'un réacteur du CNPE de Golfech à une puissance de 1000 MW. Lors de tous les autres épisodes (mise à part 2015), la température en amont a dépassé au moins une fois le seuil de 28°C associé aux limites en conditions climatiques normales.

\*\* En 2023, les 2 tranches de Golfech sont à l'arrêt (Arrêt à froid Pour Intervention et Attente à chaud) avec un aéroréfrigérant en service qui refroidit la Garonne de 0,1°C en moyenne journalière.

<sup>4</sup> Limites en vigueur au 1er janvier 2020

<sup>5</sup> CCN : Conditions Climatiques Normales.

<sup>6</sup> CCE : Conditions Climatiques Exceptionnelles.

## 4 CARACTERISATION DES REJETS THERMIQUES DES CNPE

Une description des panaches thermiques des CNPE de Golfech, Bugey, Saint-Alban et Tricastin est présentée dans ce chapitre. Elle s'appuie sur l'ensemble des données thermiques recueillies en période estivale (principalement des profils de température et/ou thermographies aériennes). Les échauffements résiduels en champ lointain à l'aval du CNPE de Golfech et des CNPE de la vallée du Rhône sont également présentés.

### 4.1 GENERALITES SUR LA DILUTION DES REJETS THERMIQUES

Les caractéristiques d'un panache thermique (intensité, extension latérale de la veine de rejet, stratification verticale) dépendent de nombreux facteurs. On citera notamment le type de refroidissement (circuit ouvert/fermé), la puissance du CNPE (fonctionnement à pleine charge ou à charge réduite), le type d'ouvrage de rejet (rejet en berge ou conduite multipores), mais également des paramètres environnementaux comme les conditions hydrauliques du cours d'eau récepteur (qui dépendent du faciès d'écoulement dans la portion du milieu récepteur concernée) et dans une moindre mesure, les conditions météorologiques qui conditionnent les échanges thermiques air-eau (température de l'air, vent, nébulosité, humidité de l'air).

Pour les CNPE en bord de rivière, le débit du cours d'eau influe directement sur la dilution des rejets thermiques dans le milieu récepteur, et donc sur l'échauffement après mélange. Sont présentés ci-dessous les débits de référence mesurés pour tous les CNPE de bord de rivière présentés au présent dossier :

**Tableau 3: Débits de référence par CNPE.**

Bassin	CNPE	Période des données utilisées pour l'analyse statistique	QMNA-5 <sup>7</sup>	VCN3-10 <sup>8</sup>	Module
Garonne	Golfech <sup>9</sup>	1967 – 2019	74 m <sup>3</sup> /s	45 m <sup>3</sup> /s	388 m <sup>3</sup> /s
Rhône	Bugey <sup>10</sup>	1920 – 2018	202 m <sup>3</sup> /s	141 m <sup>3</sup> /s	455 m <sup>3</sup> /s
	Saint-Alban <sup>11</sup>	1972 – 2019	356 m <sup>3</sup> /s	233 m <sup>3</sup> /s	1020 m <sup>3</sup> /s
	Tricastin <sup>12</sup>	1952 – 2017	498 m <sup>3</sup> /s	325 m <sup>3</sup> /s	1250 m <sup>3</sup> /s

L'étiage correspond aux situations où la dilution complète est atteinte plus rapidement en aval (le mélange étant meilleur à bas débit), tandis que les échauffements après mélange peuvent être plus élevés<sup>13</sup>. Ces valeurs sont à comparer aux débits observés lors des campagnes de mesure des panaches thermiques présentées ci-après.

<sup>7</sup> QMNA-5 : débit mensuel minimum annuel, de période de retour 5 ans.

<sup>8</sup> VCN3-10 : débit moyen des 3 jours consécutifs les plus faibles de l'année, de période de retour 10 ans.

<sup>9</sup> Débit à la station de Lamagistère

<sup>10</sup> Débit à la station de Lagnieu

<sup>11</sup> Débit à la station de Ternay

<sup>12</sup> Débit dans le canal de Donzère (Rhône)

Dans la suite, le panache thermique est caractérisé pour chaque CNPE à l'appui des données thermiques relevées en période estivale. Chaque illustration est accompagnée d'informations sur les conditions de mesure permettant de replacer la donnée dans le contexte de la demande formulée dans le présent dossier.

#### **4.2 LES REJETS THERMIQUES DU CNPE DE GOLFECH**

Le CNPE de Golfech est situé sur la Garonne à 40 km à l'ouest de Montauban. Il est équipé de 2 réacteurs 1300 MW en circuit fermé. Le prélèvement est réalisé au droit du canal de dérivation de Golfech, en aval de la retenue de Malause, et le rejet est réalisé via une conduite multipores (6 asperseurs alignés transversalement dans la Garonne) située à environ 200 m en aval de la confluence du canal de restitution avec la Garonne.

Les échanges thermiques air-eau dans les tours aéroréfrigérantes sont plus efficaces en période estivale en raison d'un air plus sec. Cet accroissement de la performance des tours aéroréfrigérantes avec l'augmentation de la température de l'air contribue aussi à limiter à quelques dixièmes de degré l'échauffement de la Garonne après mélange apporté par le CNPE de Golfech.

- **Caractérisation du panache thermique**

En aval de l'ouvrage de rejet, le panache thermique a été étudié au moyen de plusieurs thermographies aériennes réalisées en août 2006, mars 2007, juillet 2015, août 2018, juillet 2019 et juillet 2022. La thermographie de juillet 2022 a été réalisée alors que le CNPE fonctionnait en conditions climatiques exceptionnelles (température en aval après mélange > 28°C). D'importants moyens de mesure ont également été déployés sur Golfech pour caractériser plus finement l'hétérogénéité spatiale des températures en aval du rejet dans le cadre du Groupe de Travail initié en 2006 par le ministère en charge de l'Environnement, EDF et l'ASN, portant sur l'impact thermique des CNPE en situation de canicule : des campagnes de mesures de température (transects et points fixes) ont ainsi été réalisées lors des étés de 2007 à 2012. Seules les thermographies aériennes réalisées en période estivale sont présentées dans ce paragraphe car elles permettent de décrire précisément les caractéristiques du panache thermique.

Les résultats de ces campagnes ont permis de montrer qu'à côté de la veine d'eau échauffée existent des zones non-échauffées. En situation estivale (dans les conditions rencontrées lors des mesures), la zone située aux abords du CNPE présente une hétérogénéité spatiale des températures (de l'aval immédiat du rejet jusqu'à 1 km environ) en raison :

- de la gestion de l'eau en amont du site, où les températures peuvent être plus élevées qu'au droit des rejets du CNPE (au niveau de la retenue de Malause et sur le Tarn) ;
- de la présence de zones d'eaux peu profondes et d'herbiers où les températures sont plus élevées que les zones d'eaux courantes ;
- de l'apport d'eau froide de la Barguelonne visible en rive droite.

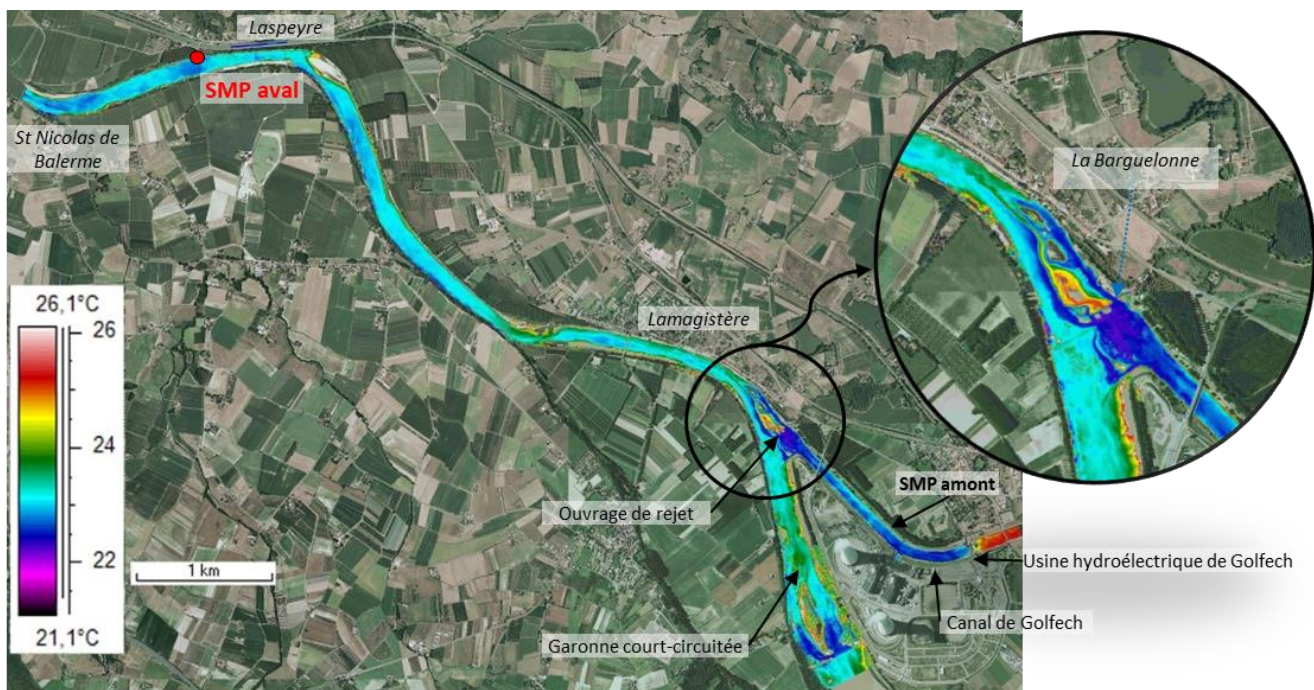
---

13 Notamment pour les CNPE en circuit ouvert. L'échauffement des CNPE en circuit fermé est également dépendant des conditions météorologiques.

- **Données acquises en période estivale**

- **Thermographie du 23 août 2006**

La Figure 1 présente ci-dessous la thermographie aérienne réalisée le 23 août 2006 entre 16h30 et 17h30 pour un débit en Garonne de 47 m<sup>3</sup>/s à Lamagistère. Le CNPE fonctionne à 100 % de puissance (2 réacteurs). L'eau prélevée par le CNPE correspond à l'eau turbinée en fond de canal, plus frais que la Garonne ; elle est mesurée à 23,1°C. En sortie des buses de rejet en Garonne, l'eau est mesurée à 28,3°C et à 26,4°C à 200 m du rejet. A 800 m, la Garonne est relativement homogène à environ 24°C, une température comparable à celle mesurée dans le tronçon court-circuité au droit du CNPE. Cette situation correspond à un échauffement calculé après mélange de 0,75°C. La dilution rapide du rejet thermique est favorisée par le positionnement des diffuseurs dans la prolongation du canal de restitution, plus frais que la Garonne.



**Figure 1 : Thermographie aérienne du panache thermique du CNPE de Golfech durant l'été 2006.  
A gauche : vue globale ; à droite : zoom sur la zone de rejet (conduite multipores).**

- **Thermographie du 28 juillet 2015**

Une thermographie a également été réalisée le 28 juillet 2015 (Figures 2 et 3), pour un débit en Garonne de 71 m<sup>3</sup>/s<sup>14</sup>, avec le réacteur n°2 à 100 % de puissance et le réacteur n°1 à environ 75 %. L'échauffement calculé après mélange est de 0,1 °C (moyenne horaire à 14 h).

Sur la Garonne court-circuitée en amont du CNPE, la température est d'environ 25,5°C. Plus en aval, juste avant la confluence avec le canal de Golfech, la température de surface est comparable à celle du canal au même niveau (entre 25,2°C et 25,3°C). La température du canal augmente depuis l'usine hydro-électrique de Golfech

<sup>14</sup> Débit moyen journalier le 28/07/2015.



(24,7°C) jusqu'à la confluence avec la Garonne (25,2°C) en raison des faibles profondeurs d'eau, plus sensibles aux conditions atmosphériques.

Au niveau de la confluence entre le canal et la Garonne, on observe au milieu du lit des températures naturellement plus élevées (entre 26,0°C et 29,0°C), liée à une zone d'accumulation de sédiments avec des eaux très peu profondes et à la présence de macrophytes partiellement émergés.

Plus en aval, on visualise nettement les buses de rejet au-dessus desquelles la température est comprise entre 30,0°C et 31,6°C (juste au-dessus des exutoires). La température diminue ensuite rapidement entre 26,0°C et 28,0°C sur une zone qui s'étend sur 300 m de long et 100 m de large (Figure 2), la température d'eau restant plus élevée en raison de faible profondeur d'eau dans certaines zones.

Environ 300 m en aval des buses, le panache s'amenuise progressivement pour atteindre une largeur minimum de 15 m et une température de 26,3°C, soit environ 0,8°C de plus qu'en rive gauche où une veine froide est maintenue (hors influence du panache). La rive gauche reste relativement plus fraîche en aval, avec une moyenne de 25,5°C contre 25,9°C en rive droite, à 800 m en aval du pont de Lamagistère. Le courant plus intense en rive gauche explique en partie ces différences.

Après ce méandre de la Garonne jusqu'au niveau de Laspeyre (Figure 3), la température de l'eau varie peu (25,7°C en moyenne). Après Laspeyre et jusqu'à St Nicolas de Balermé, on observe un léger rafraîchissement de la Garonne, avec une température moyenne de 25,4 °C.

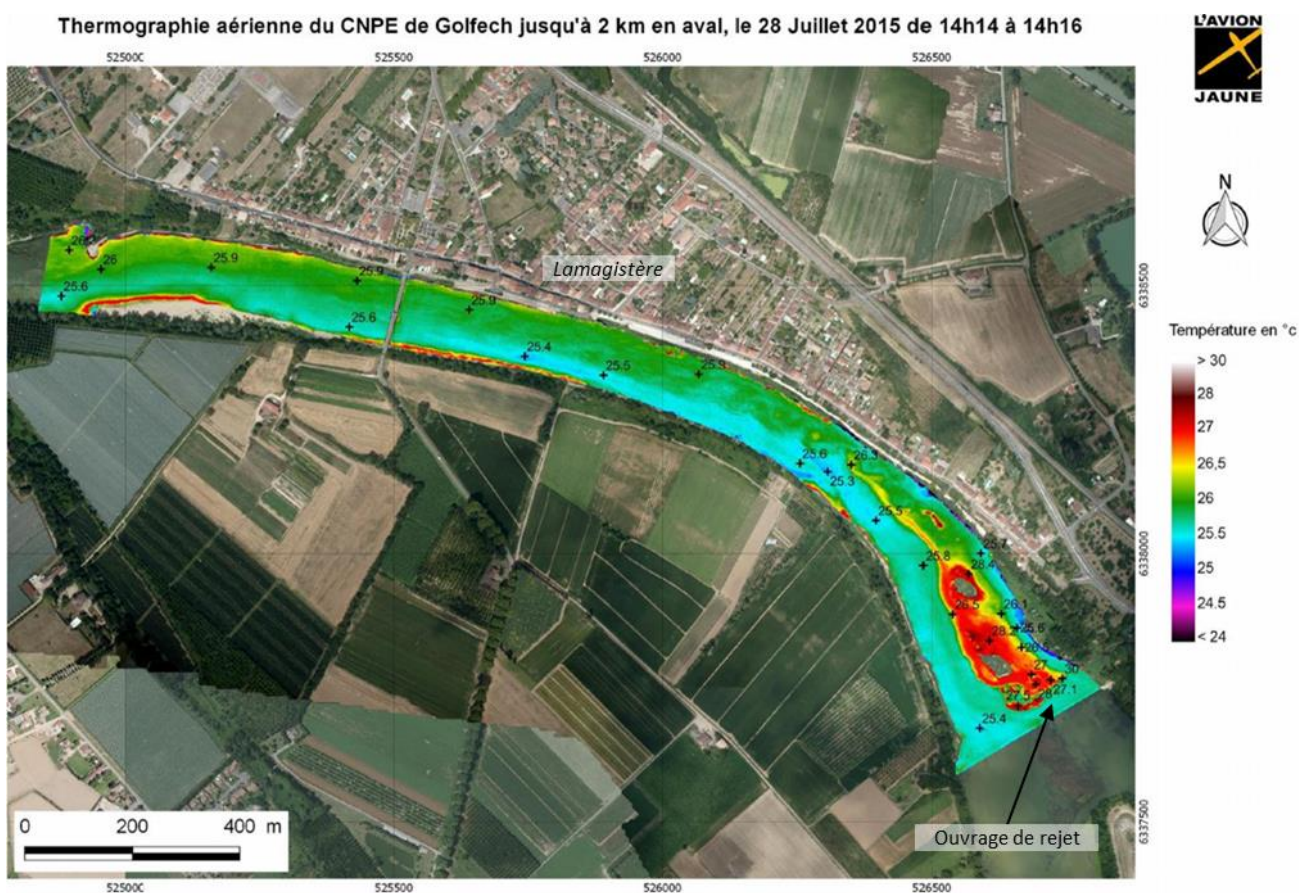
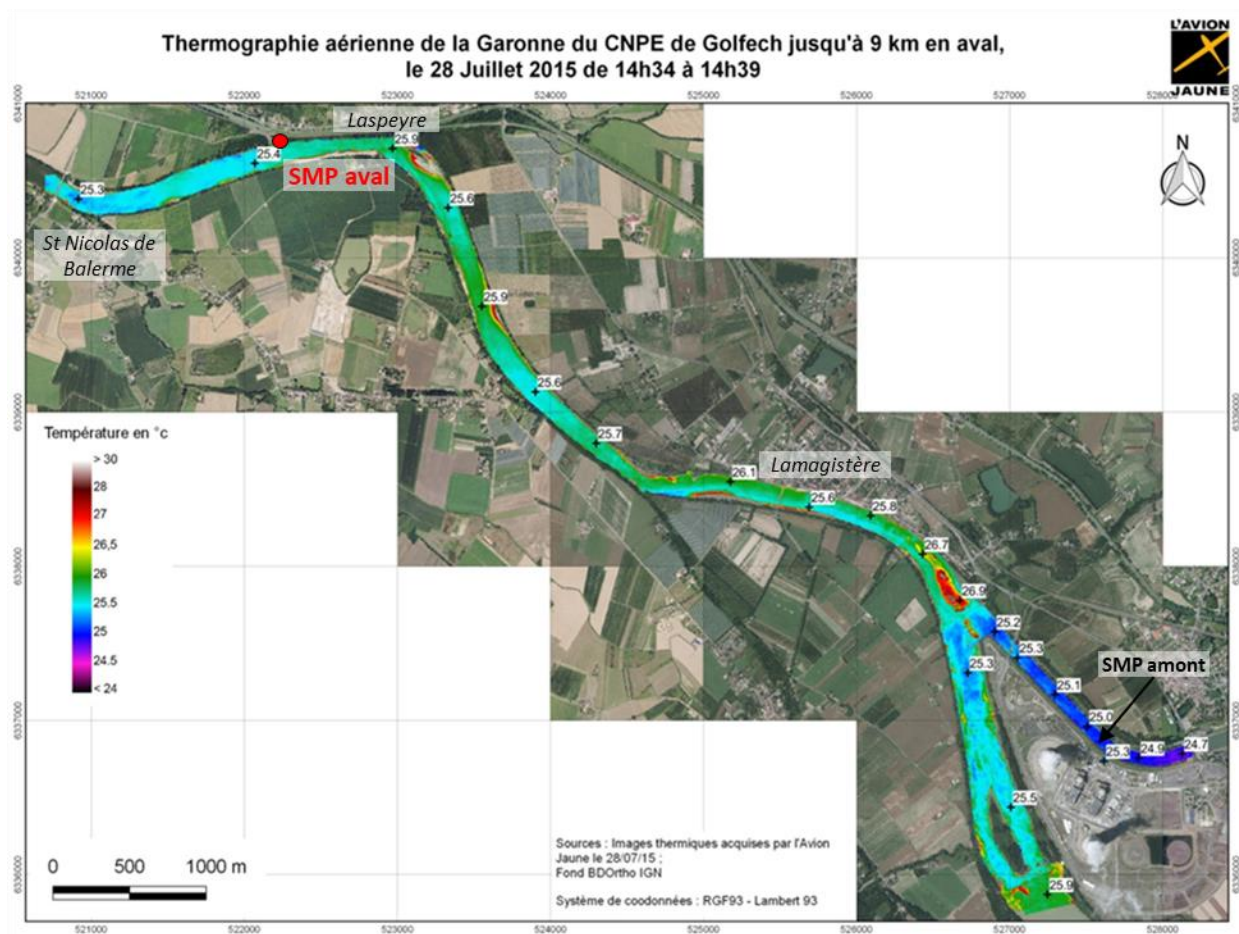


Figure 2 : Thermographie aérienne du panache thermique du CNPE de Golfech durant l'été 2015 (vue sur 2 km).



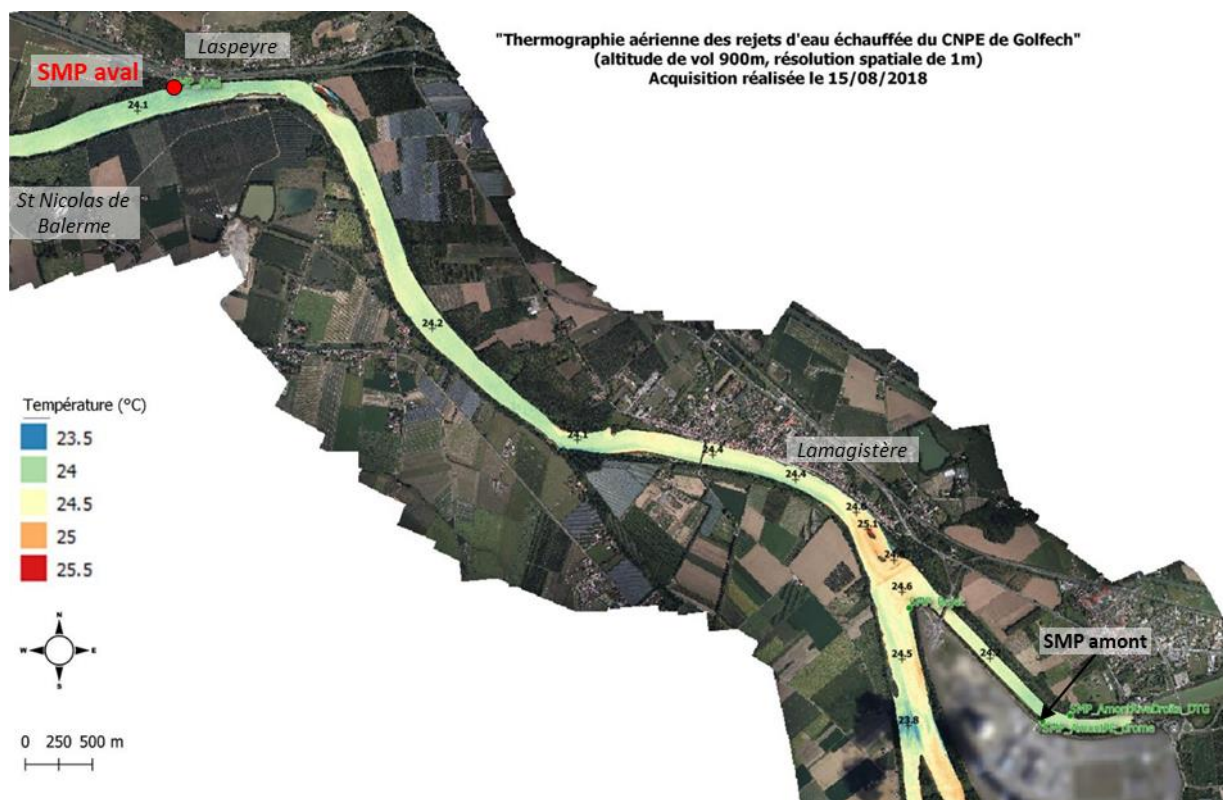
**Figure 3 : Thermographie aérienne du panache thermique du CNPE de Golfech durant l'été 2015 (vue globale).**

**- Thermographie du 15 août 2018**

Une thermographie aérienne a été réalisée le 15 août 2018 pour une puissance nominale de l'ordre de 10% du réacteur n°1 (réacteur 2 à l'arrêt) et pour un débit de la Garonne autour de 140 m<sup>3</sup>/s. Cette campagne a été réalisée suite au passage le 6 et 7 août 2018 du CNPE en conditions climatiques exceptionnelles (limites prévues dans les autorisations de rejet, sur requis RTE), c'est-à-dire avec un dépassement de la limite de température aval de 28°C. Cette première entrée (depuis 2006) en conditions climatiques exceptionnelles (CCE) est associée réglementairement à la réalisation d'une thermographie dans les 15 jours suivant le passage en CCE. Ce dépassement ayant été court (36 heures) et les conditions météorologiques n'ayant pas permis d'effectuer les vols à une date plus proche, la thermographie a été réalisée le 15/08/2018, soit 8 jours après l'entrée en CCE.

Comme pour la précédente thermographie, l'emprise globale est d'environ 12 km, depuis la commune de Golfech jusqu'à celle de Saint-Nicolas-de-la-Balerme. En raison d'un nombre plus limité de données in-situ, le recalage en absolu des températures apparentes en surface n'a pas pu être réalisé. Ainsi, les températures indiquées sur la Figure 4 sont plutôt à considérer de manière relative (c'est-à-dire en considérant les écarts entre mesures et non les valeurs absolues seules).





**Figure 4 : Thermographie aérienne du panache thermique du CNPE de Golfech durant l'été 2018.**

En dehors des valeurs minimales et maximales de températures sur des zones très localisées, les températures d'eau sont relativement homogènes sur l'emprise étudiée, avec des écarts de température inférieurs à 2°C sur l'ensemble de la thermographie. Une zone d'élévation homogène de température est notable sur 500 m en aval de l'ouvrage de rejet, mais qui reste faible, la température atteignant de l'ordre de 0,6°C de plus qu'en amont. À noter aussi la présence de grands herbiers aquatiques qui influencent la température d'eau mesurée dans ces zones (seules les principales zones d'herbiers ont été extraites du thermogramme).

En conclusion, la puissance du CNPE de Golfech étant à seulement 10 % de la puissance nominale le jour de l'acquisition, l'influence des rejets d'eau échauffées était donc très limitée lors de cette campagne.

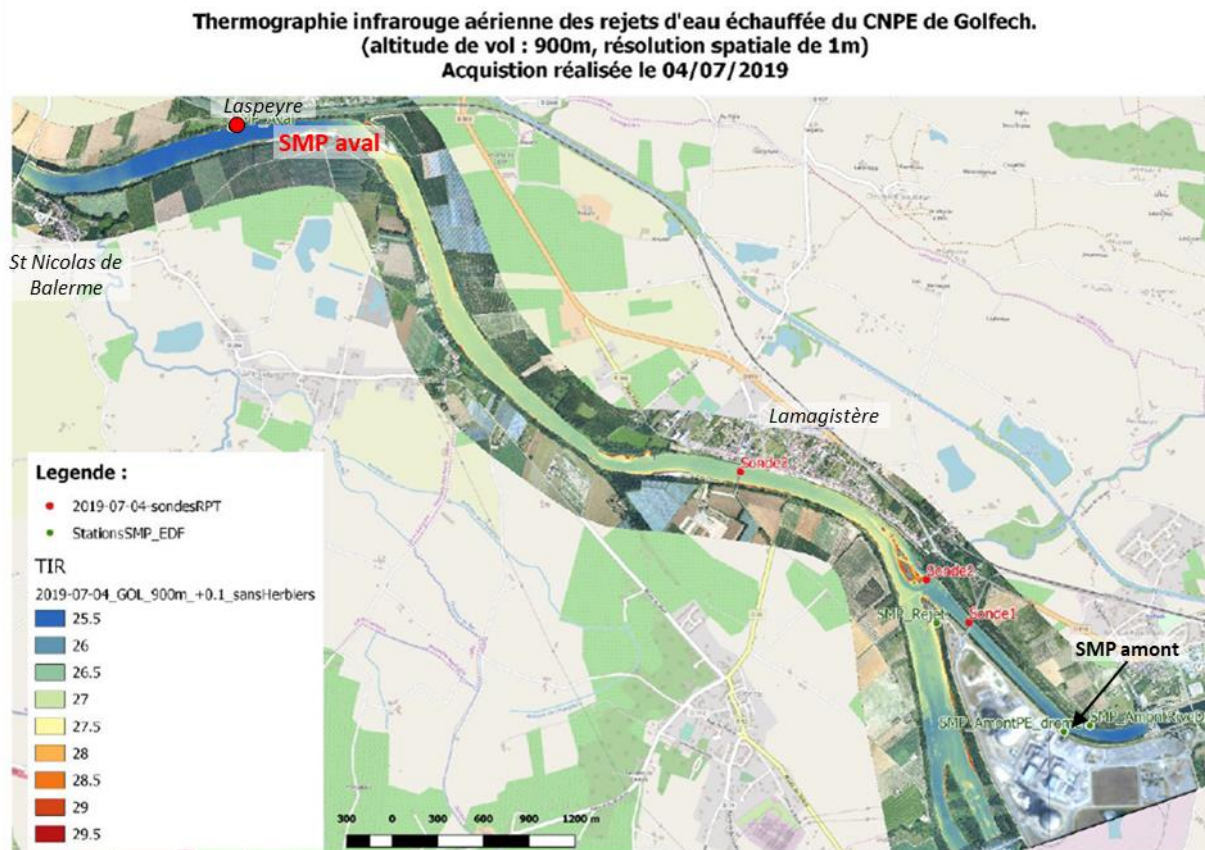
#### - Thermographie du 4 juillet 2019

Une thermographie aérienne a été réalisée le 4 juillet 2019 pour un fonctionnement à pleine puissance des 2 réacteurs et pour un débit de la Garonne autour de 93 m<sup>3</sup>/s. Cette campagne a été réalisée lors de la première vague de canicule de l'été 2019, sans que le CNPE ne soit passé en conditions climatiques exceptionnelles (c'est-à-dire que la température aval est restée inférieure à 28°C). L'objectif était de caractériser le panache pour un fonctionnement à pleine puissance du CNPE, pour des températures en aval approchant 26°C à 28°C.

Comme pour les précédentes thermographies, l'emprise globale est d'environ 12 km, depuis la commune de Golfech jusqu'à celle de Saint-Nicolas-de-la-Balerm.

Malgré un fonctionnement à pleine puissance du CNPE, cette campagne montre que le panache n'influence pas significativement les températures de la Garonne au-delà de quelques centaines de mètres en aval du point de rejet, notamment par comparaison aux températures naturellement atteintes dans le tronçon court-circuité (en

amont des rejets). Cela s'explique par un échauffement amont-aval apporté par le CNPE très faible dans ces conditions estivales : lors de cette campagne, l'échauffement après mélange apporté par le CNPE était de l'ordre de 0,2°C.



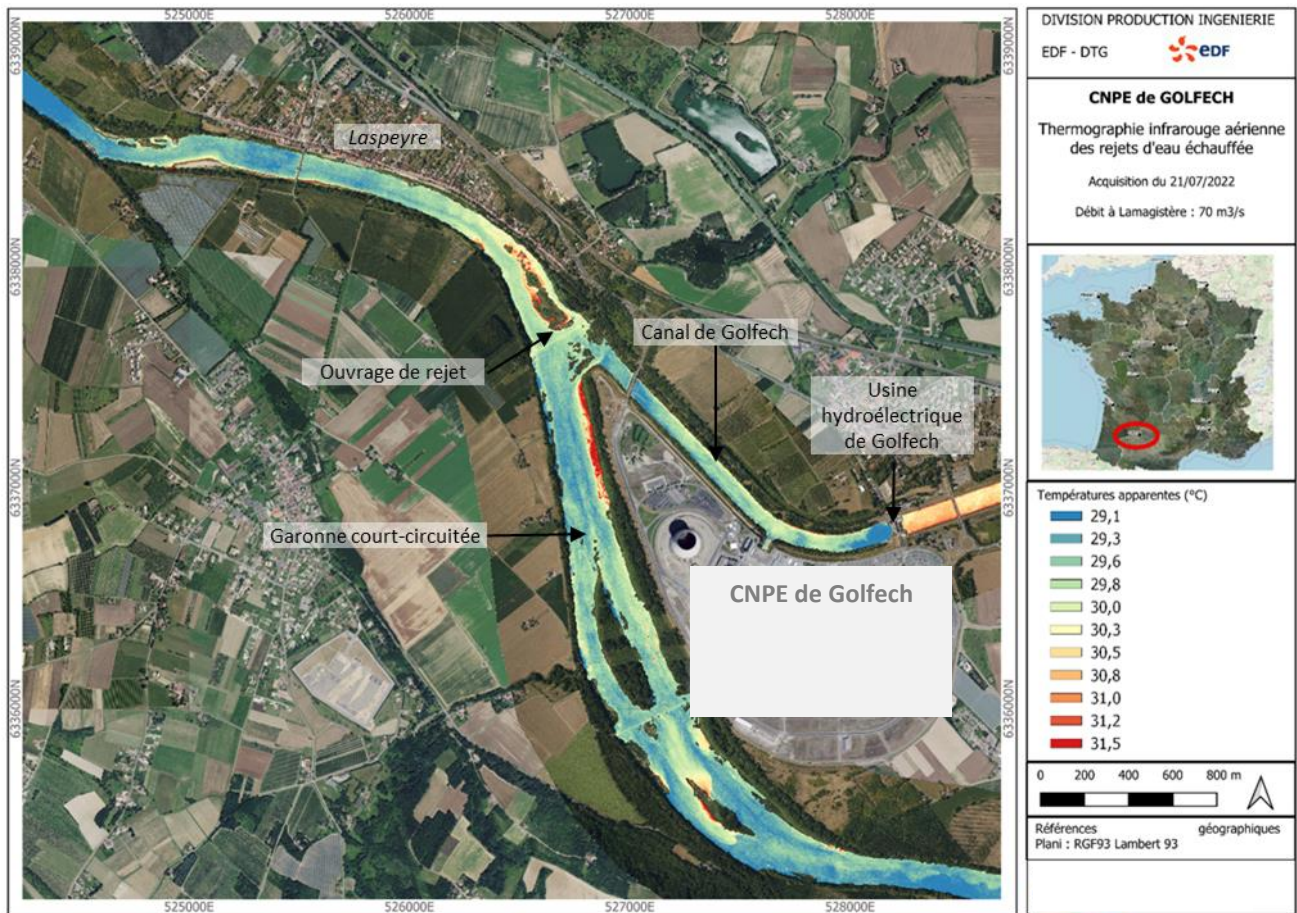
**Figure 5 : Thermographie aérienne du panache thermique du CNPE de Golfech durant l'été 2019.**

#### - Thermographie du 21 juillet 2022

Une thermographie aérienne a été réalisée le 21 juillet 2022 pour un fonctionnement à pleine puissance du réacteur n°2 (réacteur n°1 à l'arrêt) et un débit de la Garonne autour de 66 m<sup>3</sup>/s. Cette campagne a été réalisée lors de la seconde vague de chaleur de l'été 2022, suite au passage en conditions climatiques exceptionnelles (entre le 15 et le 22 juillet 2022). La température aval calculée après mélange était d'environ 28,5°C (en moyenne journalière), avec un échauffement horaire calculé après mélange variant sur la journée de 0,03°C à 0,1°C (échauffement moyen journalier de 0,06°C). A l'heure du vol (vers 16h), la température mesurée à la prise d'eau était d'environ 29°C et l'échauffement calculé après mélange de 0,06°C. L'objectif de cette campagne était de caractériser le panache pour un fonctionnement à pleine puissance d'une des deux tranches en conditions climatiques exceptionnelles (température aval après mélange supérieure à 28°C).

Cette thermographie intègre le tronçon court-circuité (TCC) de la Garonne (linéaire de 3,5 km), le canal de Golfech (linéaire de 2,5 km) et la Garonne en aval de la restitution (linéaire de 3 km).





**Figure 6 : Vue globale de la thermographie réalisée le 21/07/2022 à Golfech vers 16h**

Sur l'emprise des mesures, la thermographie montre des températures d'eau en surface globalement similaires entre les 3 biefs (tronçon court circuité de la Garonne, canal de fuite en aval de l'usine de Golfech et la Garonne en aval de la restitution), avec des températures de l'ordre de 29°C à 30°C.

Des hétérogénéités naturelles sont visibles en surface en différentes zones (berges, îles, herbiers) avec notamment une zone plus chaude en bord de rive droite du TCC au nord (proche de la restitution) liée à la présence d'herbiers (élévation de la température de l'ordre de 1,5°C), ainsi qu'une nappe d'eau plus chaude en surface dans le sillage de la première île (échauffement de plus de 1°C).

L'influence des rejets du CNPE est également visible avec un panache thermique très localisé en aval immédiat de la conduite multipores, avec un échauffement du même ordre de grandeur que les variations naturelles de températures d'eau en surface dans le tronçon court-circuité de la Garonne (de l'ordre de 1,5°C). Au-delà de quelques centaines de mètres, la masse d'eau retrouve rapidement des températures d'eau en surface proches de celles non influencées par l'ouvrage de rejet et équivalentes à celles atteintes dans le tronçon court-circuité de la Garonne. Il est à noter que la présence d'herbiers aquatiques dans la zone située à l'aval immédiat de l'ouvrage de rejet du CNPE rend difficile l'évaluation de l'échauffement maximal atteint en surface, du fait de la modification de l'écoulement de la masse d'eau qui influence les températures de surface.

Enfin, la zone du canal usinier et du canal de fuite montre un contraste plus important des températures d'eau en surface en raison de l'effet de l'usine de Golfech, dont l'effet retenue est visible en amont, avec des températures en aval de l'usine proche de celles atteintes dans le tronçon court circuité de la Garonne.

## ZOOM SUR LES MESURES AUX BOUEES DURANT L'ETE 2022

Entre le 25 juin et le 11 septembre 2022, un suivi de température d'eau de la Garonne en points fixes a également été installé en différents points du cours d'eau : les bouées ont été positionnées dans le canal de fuite en amont de la restitution à la Garonne, dans le TCC en aval du seuil V et en aval immédiat de l'ouvrage de rejet. Ces bouées viennent compléter les mesures réalisées en continu à la prise d'eau du CNPE (SMP amont, située dans le canal de fuite en aval de l'usine de Golfech) et à la SMP aval (située en rive droite à Laspeyres, à environ 6 km en aval de l'ouvrage de rejet du CNPE)

**Il s'agit de mesures ponctuelles spatialement mais s'inscrivant dans la durée et couvrant les différents épisodes de canicule de l'été 2022.**

L'évolution globale des températures mesurées aux différentes bouées (hors proximité des rejets) montre un comportement très similaire des températures d'eau entre le tronçon court-circuité de la Garonne, le canal de fuite, la mesure à la SMP amont (prise d'eau du CNPE) et la SMP aval. Ces évolutions très similaires se traduisent notamment par des températures maximales très proches et un nombre de jours supérieurs au seuil de 28°C quasiment identiques entre les mesures à la prise d'eau, dans le TCC et à la SMP aval.

Les mesures réalisées proches des rejets montrent des températures plus élevées comme attendu, compte tenu de l'influence des eaux échauffées rejetées par le CNPE, en lien avec le fonctionnement des aéroréfrigérants, et de l'effet des herbiers situés à proximité.

**L'ensemble de ces mesures montrent que le suivi en continu associées aux 3 stations multi-paramètres (amont, rejet, aval) est représentatif des températures atteintes dans la Garonne en amont de l'ouvrage de rejet (canal ou tronçon court circuité), à proximité des rejets et en aval de l'ouvrage de rejet après mélange.**

## Conclusion

**Ces différentes thermographies aériennes réalisées en période estivale et à bas débit montrent que les caractéristiques du panache sont similaires quel que soit le débit rencontré et que la conduite multipores favorise une dilution rapide des rejets thermiques. Quelques centaines de mètres en aval, les échauffements maximaux observés sont en effet inférieurs à 1°C et proches des variations naturelles observées entre les deux berges ou dans des zones de faibles profondeurs d'eau.**

**Ces différentes campagnes montrent que le suivi réalisé depuis plusieurs années permet d'avoir une connaissance complète du panache thermique du CNPE de Golfech quelles que soient les conditions hydrauliques rencontrées.**

- **Echauffements résiduels en aval du CNPE de Golfech (champ lointain / échelle régionale)**

L'étude EDF-R&D, réalisée suite à l'été 2003 et basée sur des calculs théoriques par modélisation, a conclu qu'en situation de canicule associée à de faibles débits, la part de l'échauffement naturel (température de l'air et

rayonnement solaire) est rapidement prépondérante sur l'échauffement dû au CNPE. L'échauffement résiduel lié au CNPE s'atténue en effet au fur et à mesure que l'on s'éloigne du CNPE. Dans les conditions de l'été 2003, à 15 km, il persiste environ 55 % de l'échauffement initial après mélange, à 40 km, il n'en persiste plus que 20 %, ce qui est négligeable à l'échelle des variations naturelles de température et de l'incertitude de mesure (l'échauffement après mélange en aval du CNPE étant de l'ordre de 0,1°C à 0,5°C plus de 90% du temps en période estivale).

### **4.3 LES REJETS THERMIQUES DU CNPE DE BUGEY**

Le CNPE du Bugey est constitué de 4 tranches 900 MW. Les eaux de refroidissement sont rejetées en berge en rive droite du Rhône par l'intermédiaire de deux ouvrages principaux : en amont (à proximité de la station de pompage de la tranche 2), le canal de rejet des tranches 4-5 en circuit fermé (aussi utilisé pour le rejet des circuits auxiliaires des îlots nucléaires – circuits SEB et SEC – des tranches 2 à 5) et 650 m plus en aval, le canal de rejet des tranches 2-3 en circuit ouvert.

- **Caractérisation du panache thermique**

A l'échelle locale, toutes les observations réalisées à ce jour – thermographies (voir figures ci-dessous) et transects – montrent que la veine échauffée est localisée en rive droite sur les premiers kilomètres, avec des zones non-échauffées en rive gauche.

- **Données acquises en période estivale**

Le panache thermique du CNPE a été caractérisé par 3 campagnes en période estivale (août 2009, septembre 2012, août 2018). Ces données acquises lors des périodes estivales ont été complétées par la mise en place de capteurs de température durant l'été 2022 pour suivre l'évolution des températures des eaux du Rhône dans la durée suite aux conditions caniculaires de l'été 2022 et au fonctionnement du CNPE du Bugey en situation exceptionnelle.

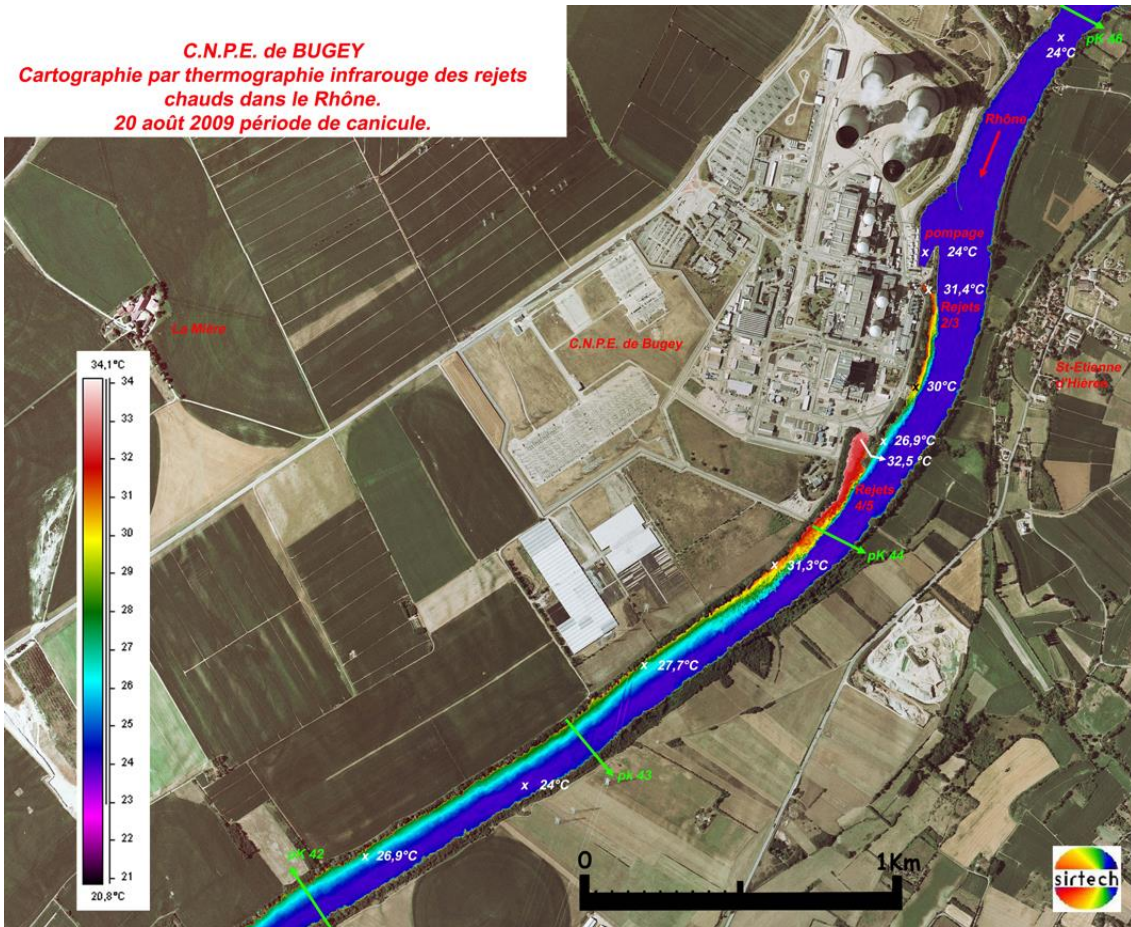
- **Thermographie réalisée en août 2009**

La thermographie réalisée en 2009 (Figure 7) à un débit du Rhône entre 400 et 475 m<sup>3</sup>/s (soit un débit proche du module) montre l'existence d'une veine échauffée en rive droite sur les premiers kilomètres, visible jusqu'à la confluence avec l'Ain. Elle est réalisée en période chaude avec des températures de l'air d'environ 36 °C et une température du Rhône en amont de 22,7 °C. Les réacteurs n°2, 4 et 5 fonctionnent à pleine puissance, le réacteur n°3 est à l'arrêt (1 réacteur sur 2 en circuit ouvert est donc en fonctionnement). Cette situation correspond à un échauffement moyen journalier de 1,1 °C après mélange.

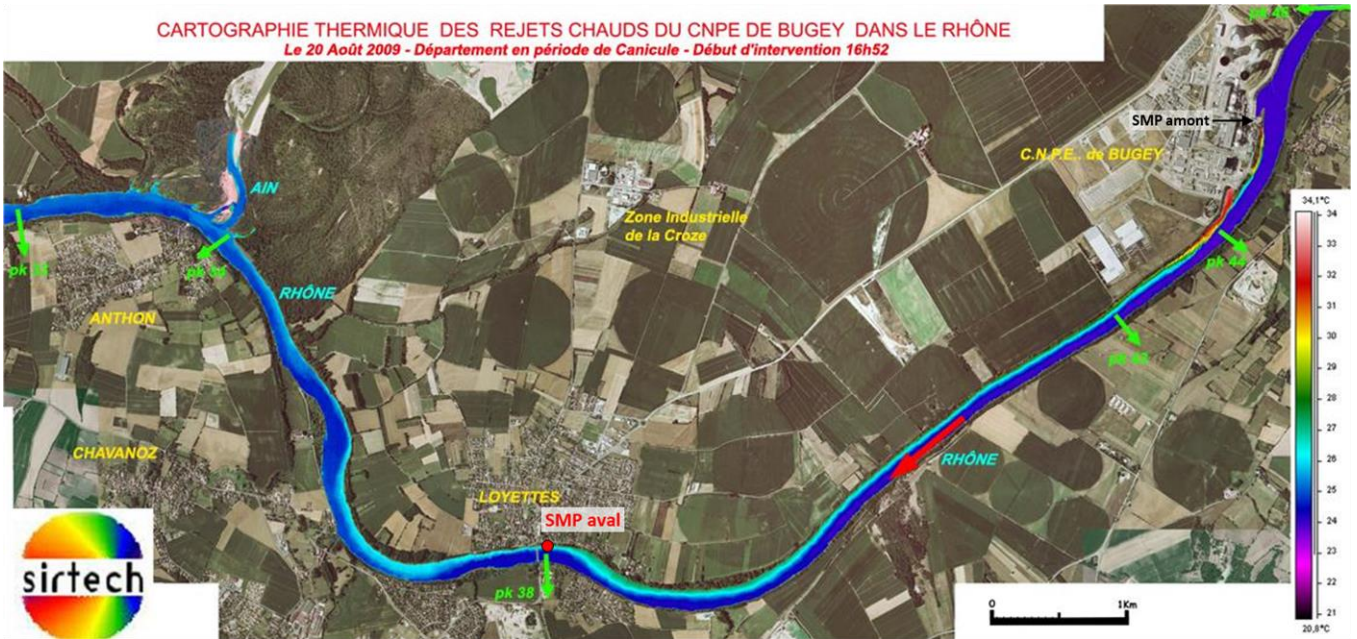
Les transects de température réalisés 2 jours plus tard confirment la présence en rive droite de cette veine échauffée. Le mélange vertical est atteint dès l'aval immédiat du rejet des réacteurs n°2 et 3. Le mélange de la veine est total à l'aval de la confluence avec l'Ain.



**C.N.P.E. de BUGEY**  
**Cartographie par thermographie infrarouge des rejets**  
**chauds dans le Rhône.**  
**20 août 2009 période de canicule.**



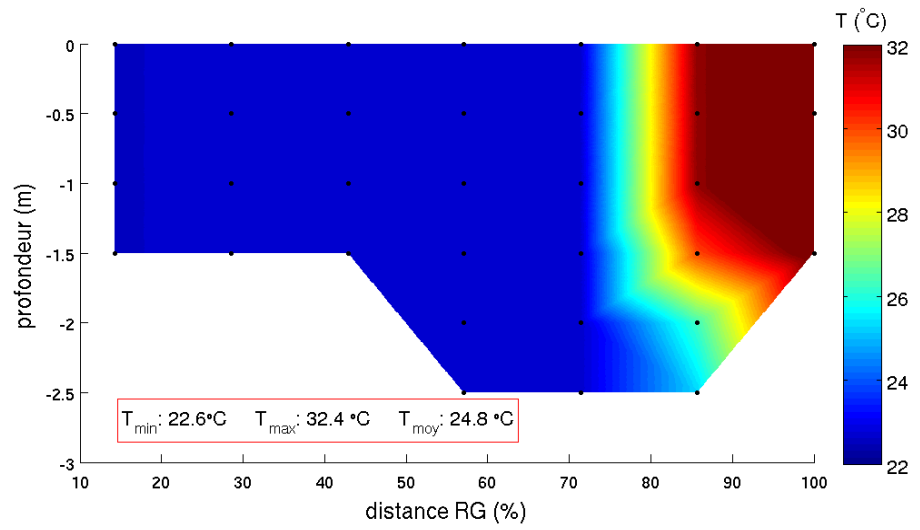
**CARTOGRAPHIE THERMIQUE DES REJETS CHAUDS DU CNPE DE BUGEY DANS LE RHÔNE**  
**Le 20 Août 2009 - Département en période de Canicule - Début d'intervention 16h52**



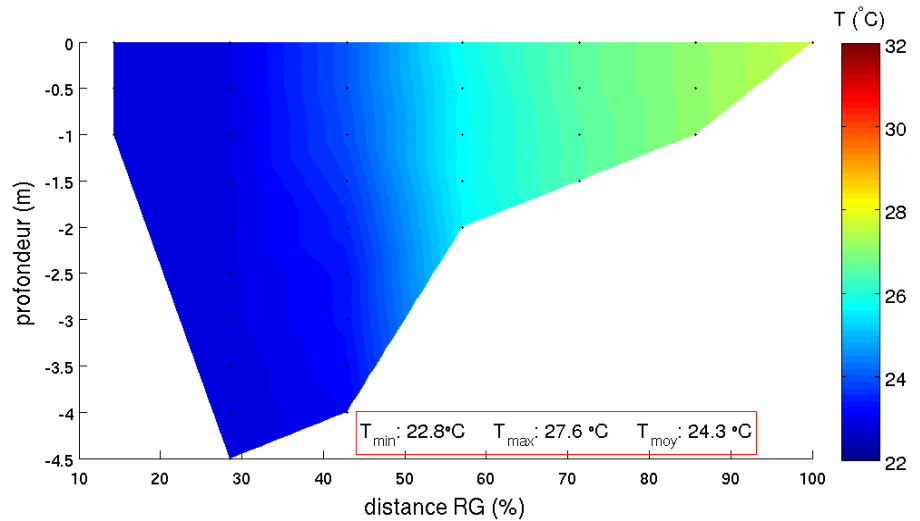
**Figure 7 : Thermographie aérienne du panache thermique du CNPE de Bugey le 20 août 2009.**

**Nota :** contrairement à ce qui est indiqué sur la figure du haut, les rejets des réacteurs n°2-3 en circuit ouvert sont situés en aval des rejets des tranches 4-5 en circuit fermé.

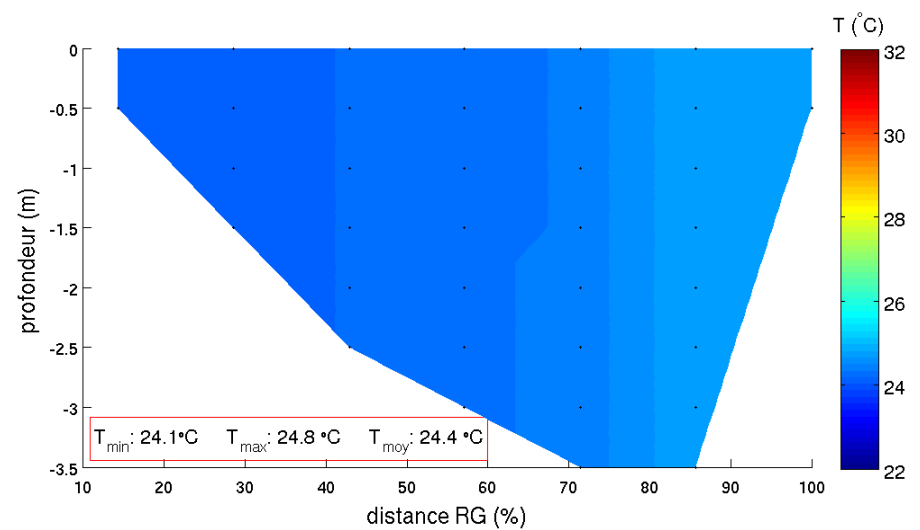
**Aval immédiat du rejet  
des tranches 2 et 3  
(Pk 43)**



**Amont du pont de  
Loyettes (Pk 38)**



**Amont de la confluence  
avec l'Ain (Pk 34)**

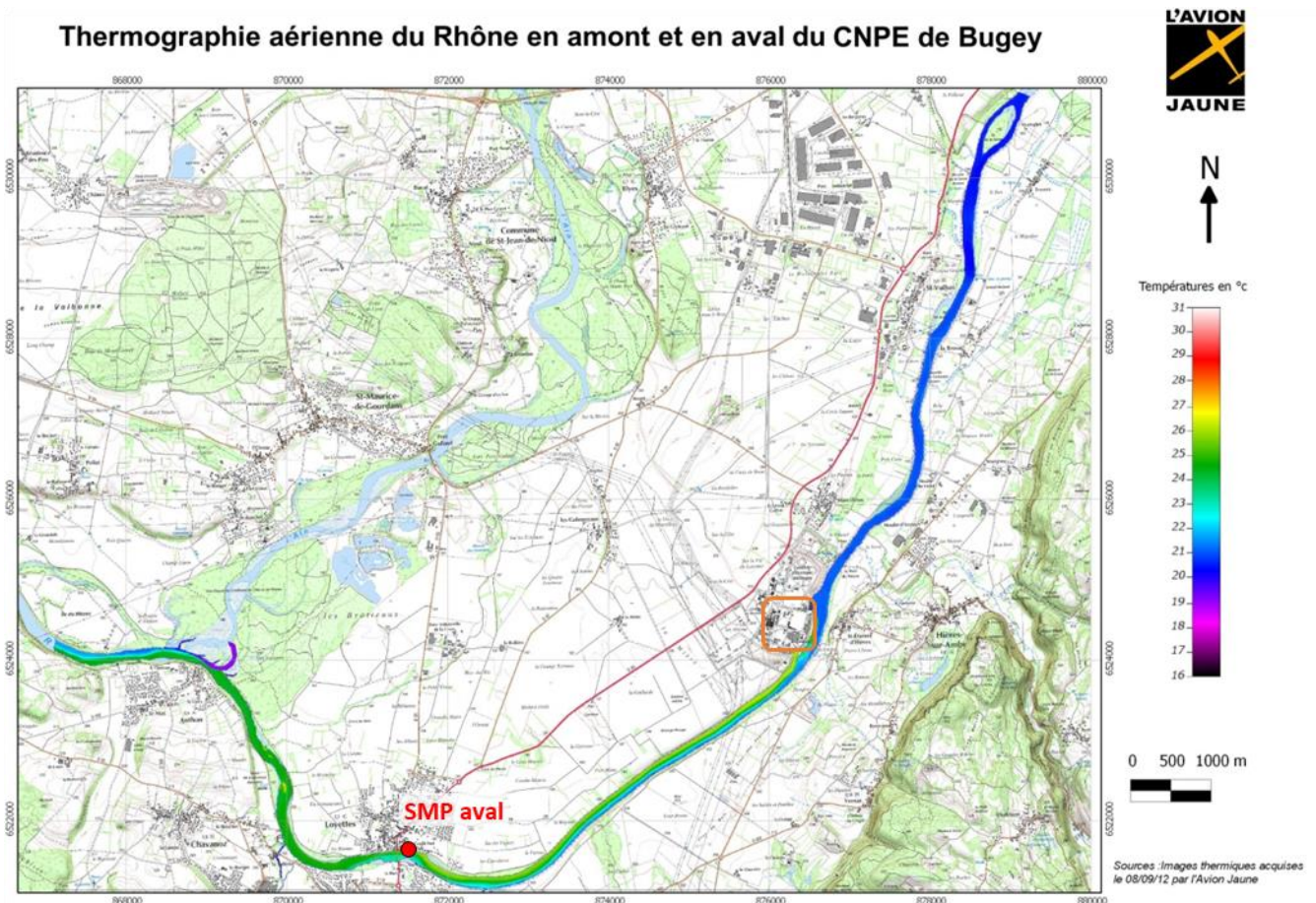


**Figure 8 : Profils thermiques en aval du CNPE de Bugey le 22 août 2009**  
(débit moyen du Rhône de  $364 \text{ m}^3/\text{s}$ , échauffement moyen de  $1,1^{\circ}\text{C}$  après mélange).



- Thermographie réalisée en septembre 2012

En septembre 2012 (Figure 9), une thermographie aérienne est réalisée avec les réacteurs n°2-3 (circuits ouverts) et 4 (circuit fermé) à pleine puissance, le réacteur n°5 (circuit fermé) étant à l'arrêt. La veine toujours localisée en rive droite est plus rapidement diluée en aval en raison d'une dilution favorisée par un débit bas du Rhône (environ 180 m<sup>3</sup>/s), inférieur au QMNA-5 (voir Tableau 3). L'apport par l'Ain (46 m<sup>3</sup>/s) d'eau plus fraîche (environ 15 °C) génère une veine plus fraîche en rive droite en aval de la confluence.



**Figure 9 : Thermographie aérienne du panache thermique du CNPE de Bugey le 8 septembre 2012**  
(Le CNPE est localisé par le carré orange).

#### - Profils réalisés en août 2018

Le 7 août 2018 (Figure 10), des profils de température ont été réalisés avec seulement le réacteur n°4 (circuit fermé) à pleine puissance, les réacteurs n°2-3 (circuits ouverts) et 5 (circuit fermé) étant à l'arrêt. Ces profils ont été réalisés en période de canicule (température de l'air comprise entre 27°C et 35°C), avec, durant la campagne, une température moyenne du Rhône en amont de 25,4°C et un débit moyen du Rhône de 420 m<sup>3</sup>/s (variant de 380 à 500 m<sup>3</sup>/s). Cette situation correspond à un échauffement moyen amont-aval calculé de 0,2°C après mélange, les contraintes réglementaires (limite de 26°C sur la température aval) ayant contraint le CNPE à arrêter les 2 réacteurs en circuit ouvert sur cette période (T°aval calculée de 25,6°C en moyenne lors des mesures).

Sept profils ont été réalisés sur une distance de 10 km en aval des rejets depuis l'amont du CNPE jusqu'à la confluence avec l'Ain (Figure 10). Ils illustrent la répartition du panache d'eau échauffée et sa dilution progressive vers l'aval. Dans cette situation, la veine est bien moins échauffée que lors des thermographies présentées ci-dessus, en raison du rejet limité au réacteur n°4 (en aval immédiat du rejet, il apparaît une zone échauffée de 5°C par rapport à l'amont).

Les profils effectués à l'aval du rejet montrent une stratification thermique transversale nette avec une veine d'eau échauffée contenue en rive droite du Rhône et une eau à la température du Rhône en amont du CNPE en rive gauche. Cette stratification s'atténue entre l'aval immédiat des rejets et la commune Loyettes (entre 4 km et 5 km en aval). Le brassage des eaux commence à se faire entre le pont de Loyettes et la confluence avec l'Ain. La masse d'eau peut être qualifiée d'homogène en amont immédiat de la confluence avec l'Ain.

**Ainsi, la veine d'eau chaude reste localisée en rive droite, avec une dilution complète atteinte au niveau de la confluence avec l'Ain. Ces conditions de fonctionnement sont représentatives du fonctionnement du CNPE en CCE (réacteurs n°2 et 3 à l'arrêt) et illustrent ce que serait la veine de rejet dans une telle situation.**

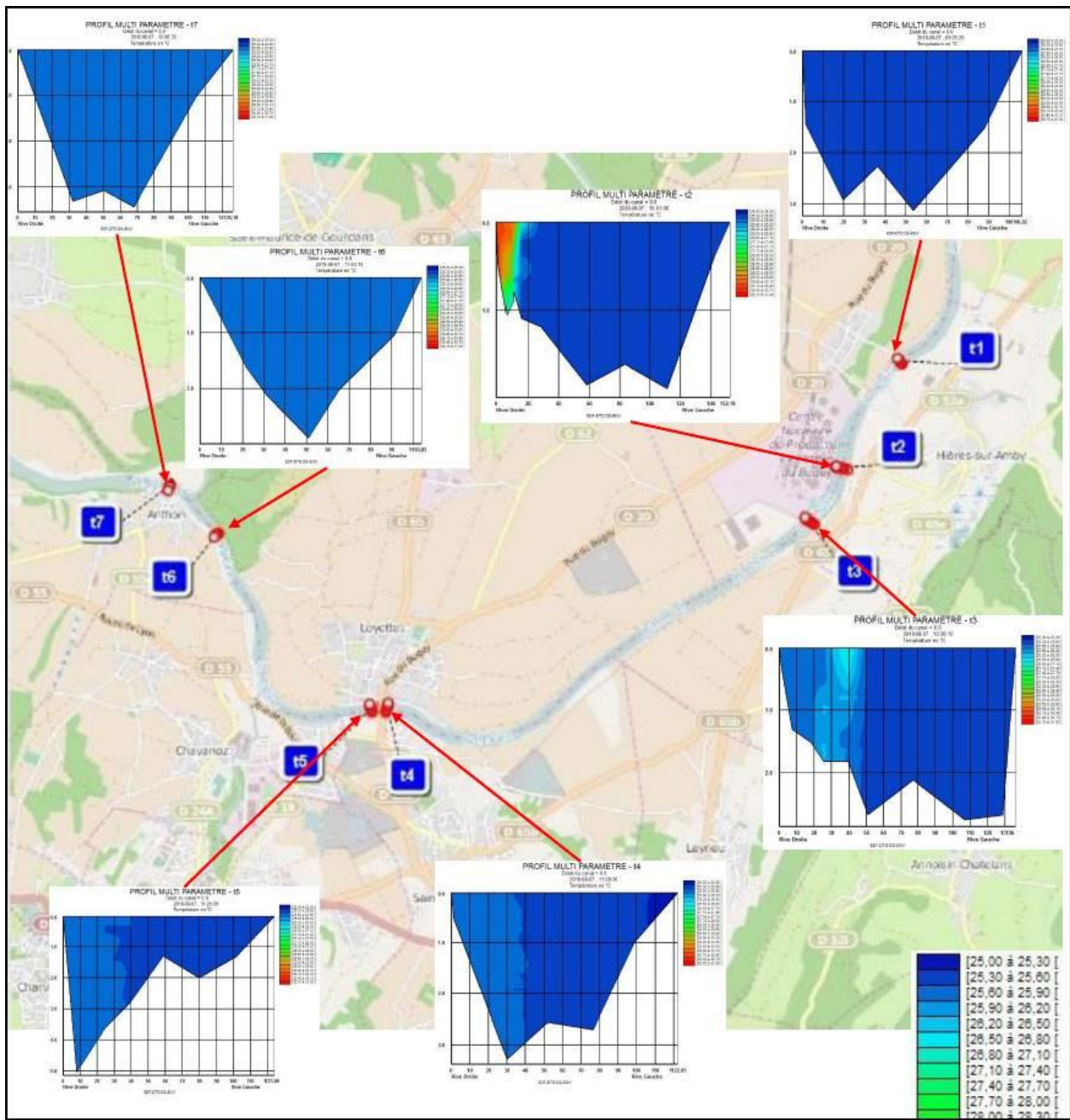


Figure 10 : Profils de température réalisés en aval de Bugey en août 2018

- [Suivi de température d'eau du Rhône en points fixes](#)

Lors de la première vague de chaleur de juillet 2022, un réacteur refroidi en circuit ouvert de Bugey a dû être maintenu en fonctionnement avec une température en aval après mélange au-delà de 26°C suite à un aléa sur une tranche en circuit fermé, conduisant à une demande de modification temporaire des limites pour le réacteur en circuit ouvert afin de pouvoir répondre au minimum de puissance requis par RTE. Une seconde modification temporaire des limites a été accordée durant le mois d'août pour un maintien à puissance maximale d'un réacteur en circuit fermé pour économiser les réserves de gaz et d'eau en prévision de l'hiver.

Afin de suivre cette **situation exceptionnelle de fonctionnement du CNPE du Bugey en période de canicule, plusieurs capteurs de température d'eau ont été installés<sup>15</sup> dans le Rhône entre mi-juillet et mi-septembre 2022.**

*Il est à noter que le capteur installé en rive gauche (capteur « AVAL-RG ») au droit de la SMP de Loyettes a été détérioré le 1<sup>er</sup> août 2022 : seuls 13 jours de mesures de température sont disponibles en ce point. Cette défaillance est liée à une action humaine, indépendante d'une défaillance propre du capteur, malgré un positionnement dans une zone de courant à distance de la berge, via un tronç immergé en grande partie dans le cours d'eau et donc inaccessible sans une embarcation.*

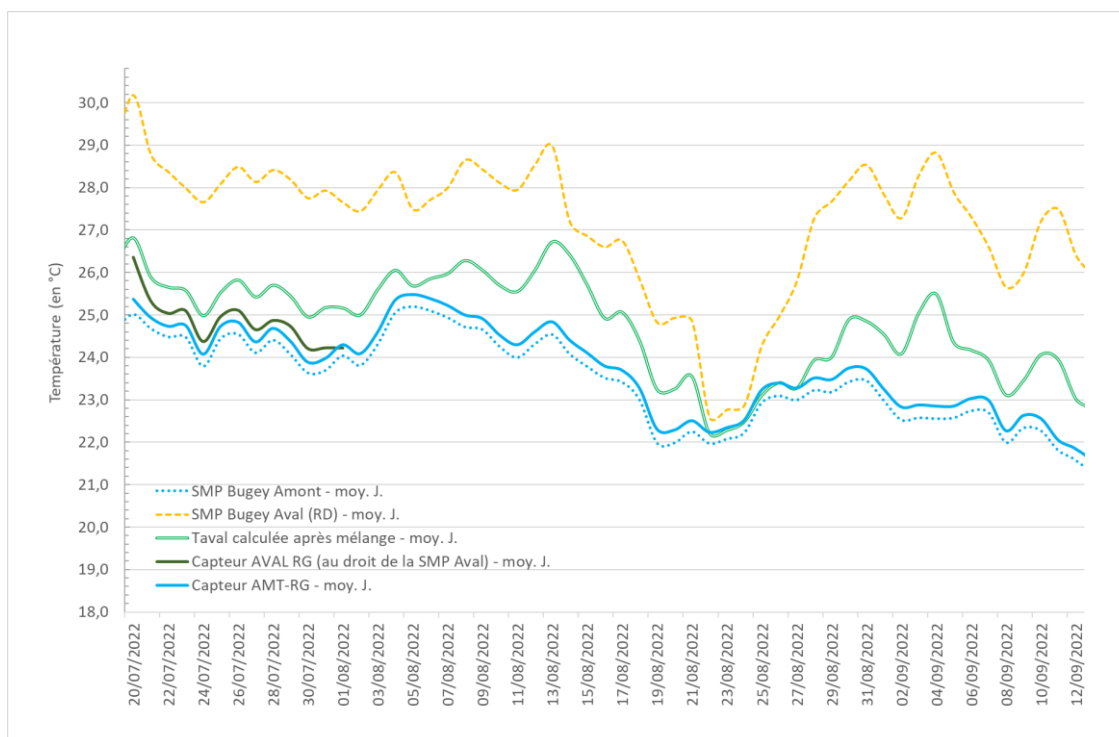
En aval direct du canal de rejet 2-3, l'écart maximal de température entre la rive droite et la rive gauche est de l'ordre de 10°C. Ces écarts de température entre la rive gauche et la rive droite correspondent à des périodes où l'un des deux réacteurs en circuit ouvert est en fonctionnement à pleine puissance (le réacteur n°2 puis le réacteur n°3). Lorsque les réacteurs en circuit ouvert sont à l'arrêt (entre le 22 et le 26 août), les écarts entre la rive droite et la rive gauche sont limités (de l'ordre de 0,2°C). **La rive droite à l'aval proche du canal de rejet est sous influence directe du rejet alors que la rive gauche n'est pas influencée.**

Les données disponibles à 6 km en aval confirment que les rejets thermiques du CNPE ne sont pas complètement mélangés aux eaux du Rhône : les températures mesurées à la SMP aval, localisée en rive droite du Rhône, sont plus importantes que celles mesurées en rive gauche et que la température aval calculée après mélange.

---

<sup>15</sup> 5 capteurs ont été installés : en amont - rive droite et rive gauche, en aval immédiat du rejet – rive droite et rive gauche – et en aval en rive gauche, au droit de la SMP aval.





**Figure 11 : Températures mesurées en rive droite et rive gauche du Rhône à Loyettes (capteur aval RG et SMP aval située en rive droite) comparées à la température aval calculée après mélange et à la température mesurée à la SMP amont (en moyennes journalières) en 2022**

Une différence de température de l'ordre de 3°C à 4°C entre la rive droite et la rive gauche est observée au droit de la SMP aval. De plus, les écarts entre les températures mesurées en amont du CNPE et les mesures en aval en rive gauche sont très faibles (entre 0,3°C et 0,6°C) au regard de l'incertitude des mesures (de l'ordre de 0,3°C). Ainsi, l'influence des rejets thermiques est faible voire négligeable en rive gauche. Ces mesures confirment que la SMP aval permet de suivre la zone influencée par la veine échauffée issue des rejets thermiques du CNPE.

**Les mesures réalisées durant la période estivale 2022 confirment la connaissance du panache thermique issue des données de suivi thermique déjà disponibles. Les caractéristiques du panache sont similaires pour l'ensemble des campagnes réalisées : le panache thermique en aval du CNPE se caractérise par une veine échauffée localisée en rive droite sur les premiers kilomètres, avec des zones non-échauffées en rive gauche.**

**Ces mesures confirment aussi la complémentarité des mesures aux SMP amont et aval pour suivre les températures en zone influencée ou non influencée autour du CNPE car les températures en rive gauche en amont du pont de Loyettes sont proches de celles mesurées à la SMP amont.**

## Conclusion

**Les différentes campagnes de mesures réalisées ont permis de suivre le panache thermique du CNPE du Bugey dans différentes configurations de fonctionnement. L'échauffement du milieu lié au fonctionnement du CNPE dépend essentiellement du type de réacteur en fonctionnement, de la puissance produite, ainsi que du débit du Rhône. Cependant, quelles que soient les conditions rencontrées, les caractéristiques du panache thermique du CNPE du Bugey sont similaires, avec un panache localisé en rive droite sur les premiers kilomètres et qui se dilue progressivement pour atteindre un mélange complet au niveau de la confluence avec l'Ain.**

**Les différentes campagnes montrent ainsi que le suivi réalisé depuis plusieurs années permet d'avoir une connaissance complète du panache thermique du CNPE de Bugey quelles que soient les conditions hydrauliques rencontrées.**

**Nota :** en cas de situation exceptionnelle, selon le niveau de puissance requis pour le CNPE du Bugey et la disponibilité des tranches (ouvert ou fermé), les rejets thermiques du CNPE du Bugey seraient préférentiellement limités à ceux des deux tranches en circuit fermé. Dans cette situation, le panache serait d'une moindre intensité que celui observé sur les deux thermographies aériennes de 2009, 2012 et lors des mesures de 2022 (pour lesquelles au moins une tranche en circuit ouvert était à pleine puissance) et serait plus proche de celui observé lors de la campagne d'août 2018.

En cas de canicule exceptionnelle, se produisant de manière concomitante à une situation d'indisponibilité des tranches en circuit fermé et d'un requis d'un niveau de puissance pour le CNPE du Bugey, le retour d'expérience de l'été 2022 montre qu'un fonctionnement du site avec *a minima* une tranche en circuit ouvert pourrait se produire, conduisant dans ce cas à un panache thermique similaire à celui observé en 2009, 2012 ou 2022.

#### 4.4 LES REJETS THERMIQUES DU CNPE DE SAINT-ALBAN

Le CNPE de Saint-Alban est constitué de 2 réacteurs 1300 MW en circuit ouvert. Les eaux de refroidissement sont restituées au Rhône par un canal situé en rive gauche.

- **Caractérisation du panache thermique**

A l'aval immédiat de l'ouvrage de rejet et sur les premières centaines de mètres en aval, le panache thermique est principalement contenu sur la moitié gauche du Rhône, en raison de la configuration de l'ouvrage de rejet puis le panache s'étend rapidement sur toute la largeur du Rhône, en restant limité à la couche supérieure du plan d'eau pour des débits moyens du Rhône.

Les caractéristiques du panache dépendent du débit du Rhône et des conditions de vent rencontrés. Un débit du Rhône élevé conduit à une veine plus marquée en rive gauche, tandis qu'un débit plus faible favorise l'étalement du panache, principalement en surface, sur toute la largeur du Rhône, ainsi qu'en profondeur. Il est important de souligner que le panache conserve une stratification verticale marquée sur les premiers kilomètres dans la retenue en raison des hauteurs d'eau importantes dans ce tronçon (10 à 12 mètres suivant les transects).

- **Données acquises en période estivale**

- **Campagnes réalisées lors de l'été 2015**

Le panache thermique a été caractérisé au moyen d'une thermographie aérienne (août 2015) et de transects de température (juillet 2015), dans des conditions hydrologiques et thermiques relativement proches (Cf. Tableau 4). Sans être un débit extrêmement faible, le débit du Rhône correspondait à un débit représentatif du débit moyen mensuel du Rhône au mois d'août.

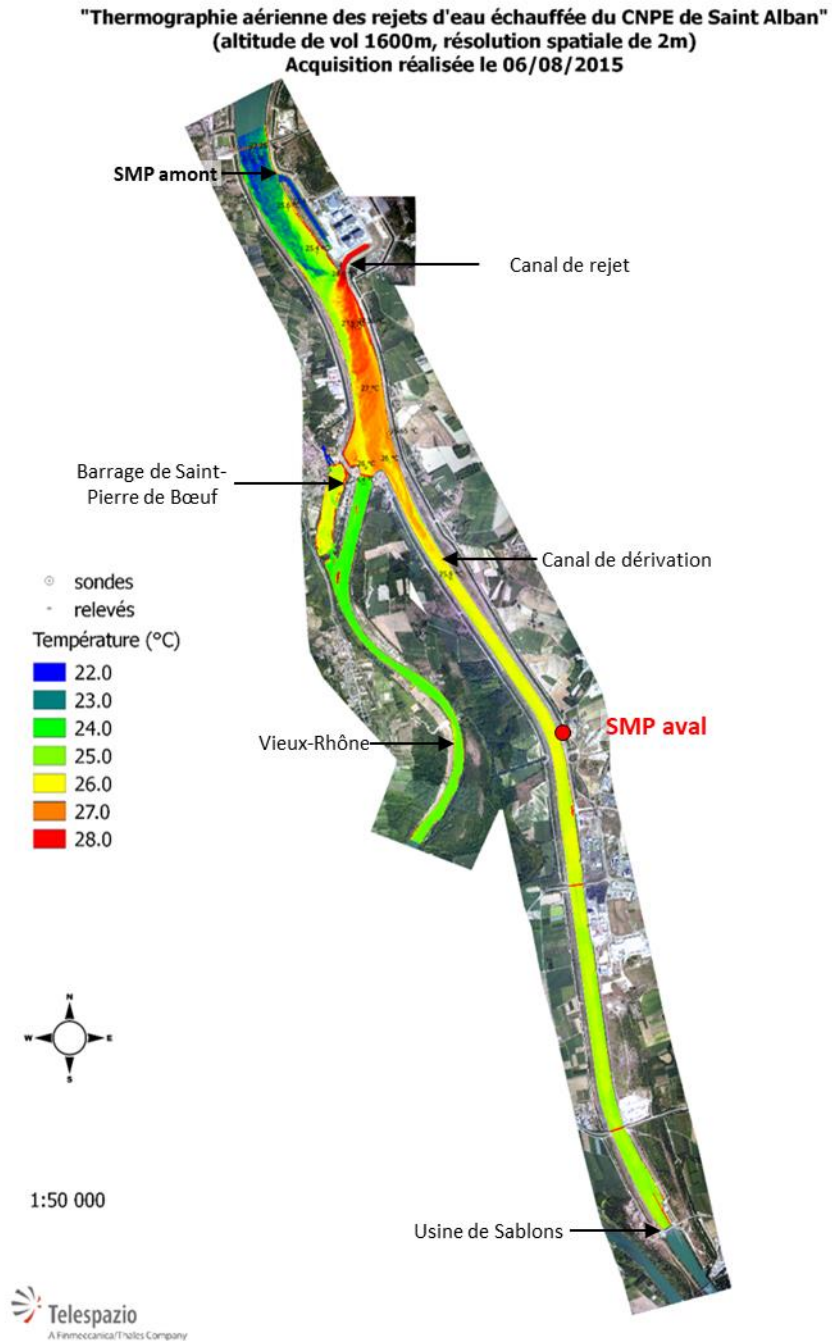
**Tableau 4 : Conditions lors des 2 campagnes thermiques réalisées à Saint-Alban à l'été 2015.**

Conditions rencontrées	Transects de température 7 juillet 2015	Thermographie aérienne 6 août 2015
Débit moyen du Rhône durant la campagne	600 m <sup>3</sup> /s	624 m <sup>3</sup> /s
Puissance du CNPE (2 x 1300 MW)	100 % (2 tranches)	100 % (2 tranches)
Température d'eau en amont durant la campagne	25,5 °C	22,4 °C
Echauffement du Rhône après mélange (valeur moyenne calculée durant la campagne)	1,9 °C	1,8 °C
Température aval calculée après mélange (valeur moyenne calculée durant la campagne)	27,4°C	24,2°C

La thermographie aérienne permet de caractériser le panache thermique en surface (Figure 12). En sortie du canal de rejet, le panache thermique présente, lors de la réalisation de cette campagne, une température en surface d'environ 28°C. Il atteint rapidement la rive droite. Plus en aval, la température est homogène en surface, à environ 27 °C, avec une température qui diminue ensuite progressivement en surface dans la retenue.

À partir de la zone de dérivation, la diminution de la température en surface dans le canal du Rhône est d'environ 2°C à 3°C jusqu'à la limite aval de la thermographie. Le mélange progresse dans le canal de dérivation : il n'est

pas complètement atteint à l'usine de Sablons où la température en surface, d'environ 25°C, reste supérieure à celle attendue après mélange.



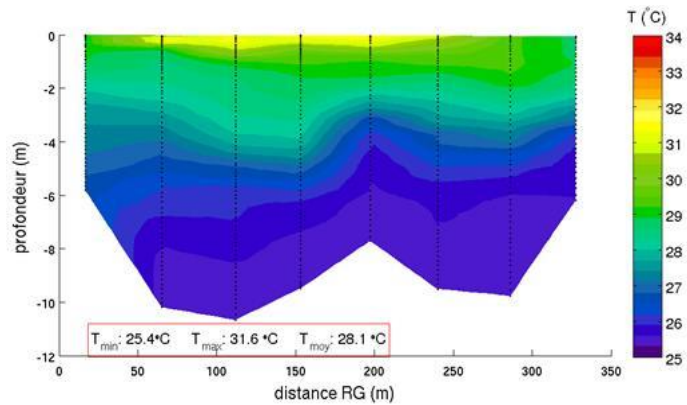
**Figure 12 : Thermographie aérienne du panache thermique du CNPE de Saint-Alban le 6 août 2015 (débit du Rhône d'environ 624 m<sup>3</sup>/s et température amont de 22,4 °C). Le CNPE fonctionne à pleine puissance durant la campagne avec un échauffement calculé après mélange de 1,8 °C.**



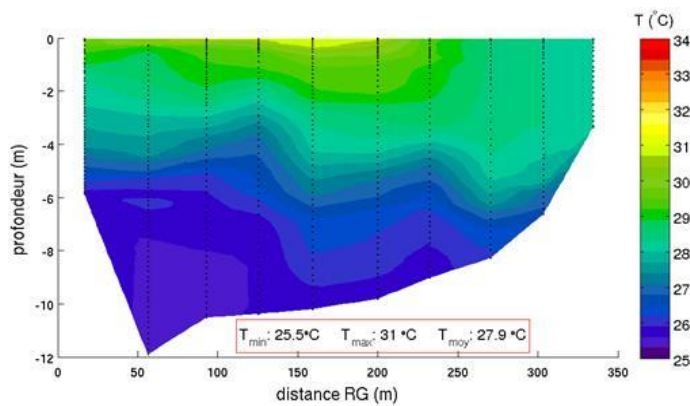
Dans le vieux Rhône (débit réservé de 75 m<sup>3</sup>/s), la température en surface est homogène dès l'aval du barrage (environ 24°C). Elle est supérieure d'environ 2°C par rapport à la température de l'eau en amont du CNPE, soit une élévation de température proche de celle calculée après mélange

Les transects réalisés en juillet 2015 (Figure 13) illustrent la stratification verticale du panache thermique et sa dilution progressive vers l'aval. La température en amont du CNPE est homogène à 25,5°C. A 1 km en aval, l'échauffement maximal sur le profil est de 6,2°C ; à 1,3 km, il est de 5,5°C ; à 2,1 km (dans le canal de dérivation), il n'est plus que de 4,2 °C. Les températures les plus élevées sont mesurées sur la couche supérieure du plan d'eau (les 4 premiers mètres, sur une profondeur totale d'environ 10 mètres).

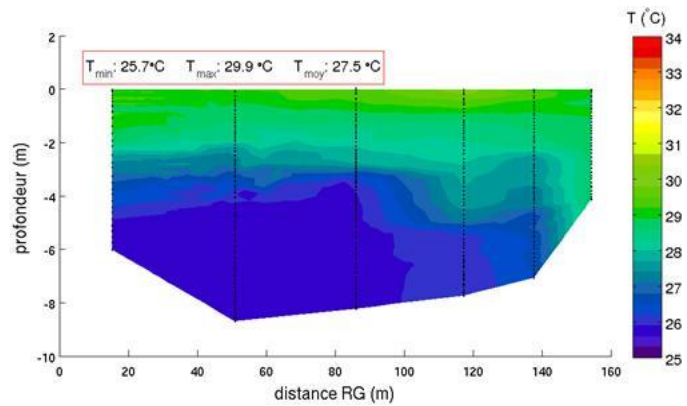
**Profil de température  
à 1,0 km en aval**



**Profil de température  
à 1,3 km en aval**



**Profil de température  
à 2,1 km en aval  
(dans le canal de dérivation)**



**Figure 13 : Transects de température en aval du CNPE de Saint-Alban le 7 juillet 2015 (débit du Rhône de  $600 \text{ m}^3/\text{s}$  et température du Rhône de  $25,5^{\circ}C$  en amont). Le CNPE fonctionne à pleine puissance et l'échauffement calculé après mélange est de  $1,9^{\circ}C$ .**

- [Campagnes réalisées lors de l'été 2016](#)

Les 2 campagnes de l'été 2016 (profils et thermographie aérienne) ont été réalisées pour des conditions de températures et de débit très proches, les profils ayant été réalisés le lendemain de la thermographie aérienne.

**Tableau 5 : Conditions lors des 2 campagnes thermiques réalisées à Saint-Alban à l'été 2016.**

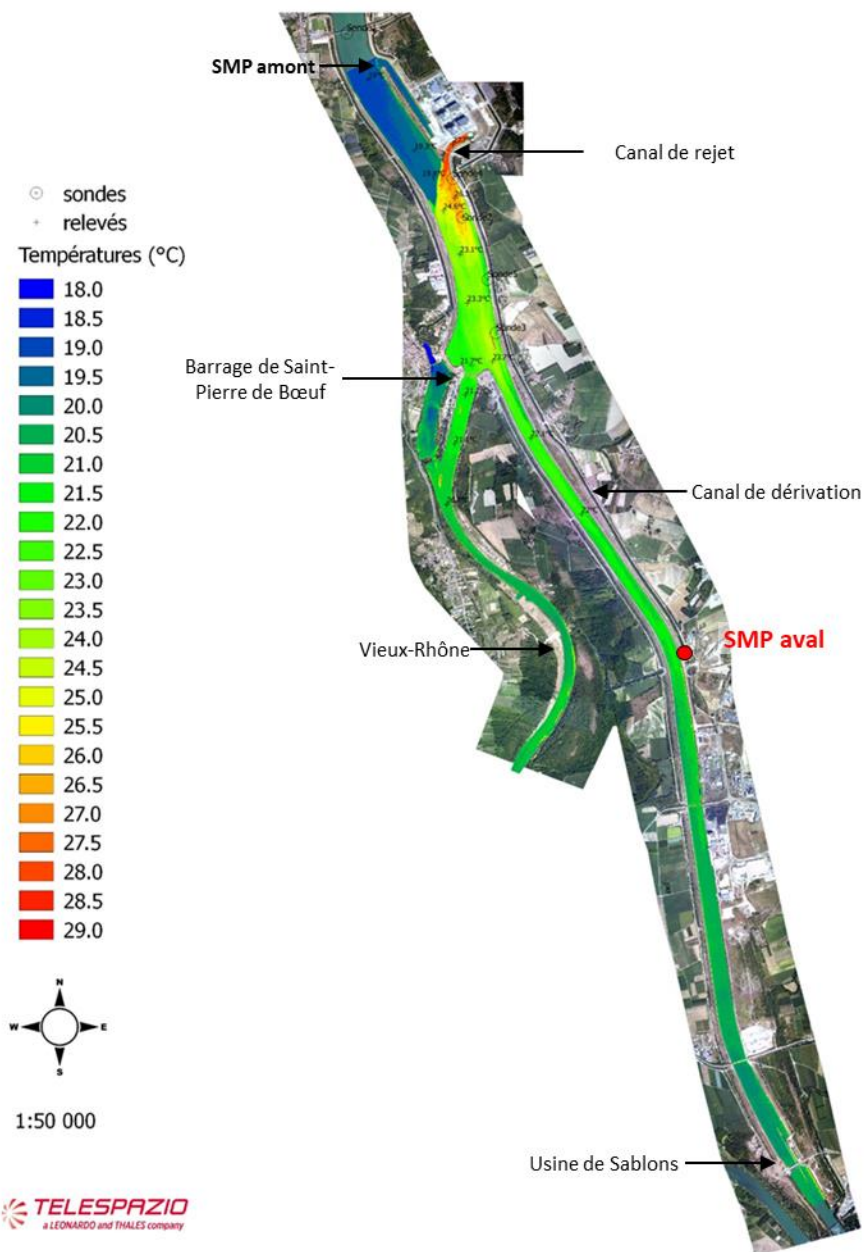
Conditions rencontrées	Transects de température 7 juillet 2016	Thermographie aérienne 6 juillet 2016
Débit moyen du Rhône durant la campagne	892 m <sup>3</sup> /s	860 m <sup>3</sup> /s
Puissance du CNPE (2 x 1300 MW)	95% (2 réacteurs)	95 % (2 réacteurs)
Température d'eau moyenne mesurée à la SMP amont durant la campagne	19,6°C	19,6°C
Echauffement du Rhône après mélange (valeur moyenne calculée durant la campagne)	1,2°C	1,3°C
Température aval calculée après mélange (valeur moyenne calculée durant la campagne)	20,8°C	20,9°C

Sur la thermographie réalisée le 6 juillet 2016 (Figure 14), on observe un échauffement net de la température en surface liée aux rejets du CNPE, avec une élévation de l'ordre de 8,5°C. Puis, le mélange des eaux chaudes et froides s'effectue rapidement en surface entre le CNPE et le barrage de Saint Pierre de Bœuf pour conduire à une température de surface d'environ 22°C en amont de la dérivation, à environ 2 km à l'aval des rejets du CNPE de Saint-Alban (soit environ +3°C par rapport à la température en amont issue de la thermographie).

**Dans le canal de dérivation**, cette diminution est plus lente, même si les températures sont quasiment homogènes en surface dans le canal. La température observée en limite aval de la zone d'étude, à 11 km en aval du CNPE est d'environ 21°C, soit une élévation de température par rapport à l'amont proche de celle calculée après mélange (20,9°C).

**Dans le tronçon court-circuité** (Vieux Rhône), les températures d'eau sont plus faibles (d'environ 1°C) sur les premiers kilomètres en aval du barrage que celle de l'eau du canal au même niveau, avec une élévation de température proche de l'échauffement calculé après mélange (21°C).

**"Thermographie aérienne des rejets d'eau échauffée du CNPE de Saint Alban"**  
 (altitude de vol 1500m, résolution spatiale de 1.6m)  
 Acquisition réalisée le 06/07/2016

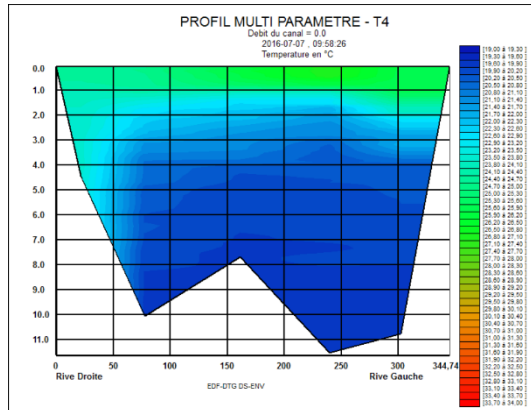


**Figure 14 : Panache thermique acquis par infra-rouge le 06/07/2016 pour un débit moyen du Rhône de 860 m<sup>3</sup>/s et une température amont de 19,6°C. Le CNPE fonctionne à 95 % de puissance.**

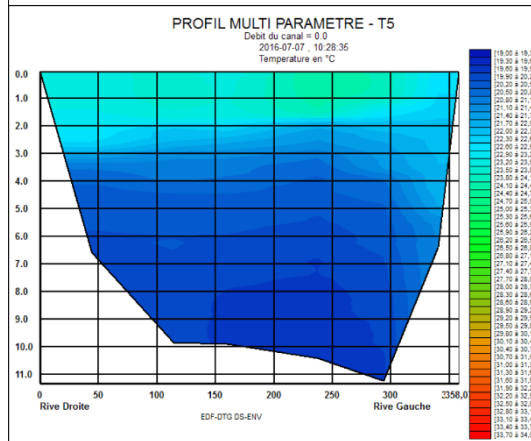
Les transects réalisés en juillet 2016 (Figure 15) illustrent la stratification verticale du panache thermique et sa dilution progressive vers l'aval pour des conditions de débit du Rhône un peu plus élevé qu'en 2015. La température en amont du CNPE est homogène à 19,6°C. A 0,5 km en aval, l'échauffement maximal sur le profil

est de 7,3°C ; à 1,3 km, il est de 4,6°C ; à 2,1 km (dans le canal de dérivation), il est de 4,3 °C avec une stratification qui reste visible sur les 3 à 4 premiers mètres.

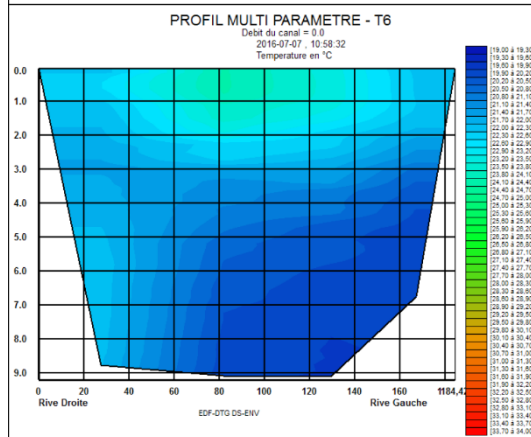
**Profil de température à 0,5 km en aval des rejets**



**Profil de température à 1,3 km en aval (500 m en amont de la dérivation)**



**Profil 2,1 km en aval du rejet (en entrée du canal de dérivation)**



**Figure 15: Transects de température en aval du CNPE de Saint-Alban réalisés le 07/07/2016. Le débit du Rhône est d'environ 900 m<sup>3</sup>/s, le CNPE fonctionne à 95 % de sa puissance nominale.**

- **Profils de température réalisés en août 2018**

Des profils de température ont été réalisés en août 2018 afin de caractériser le mélange du panache thermique sur la profondeur (stratification) dans une gamme de débit plus faible, tout en étant en situation de canicule (cf. Tableau 6). Ces profils ont en effet été réalisés avec des températures en amont d'environ 26°C, proches des valeurs maximales atteintes durant l'été 2018 (Cf. Tableau 1). Cette situation correspond à un échauffement moyen amont-aval calculé de 1,2°C après mélange, les contraintes réglementaires (limite de 28°C sur la température aval) ayant contraint le CNPE à arrêter un des 2 réacteurs refroidi en circuit ouvert.

**Tableau 6 : Conditions des profils de température réalisés à Saint-Alban à l'été 2018**

<b>Conditions rencontrées</b>	<b>Profils de température 2 août 2018</b>
<b>Débit moyen du Rhône durant la campagne</b>	530 m <sup>3</sup> /s
<b>Puissance du CNPE (2 x 1300 MW)</b>	50 % (1 seul réacteur à pleine puissance)
<b>Température d'eau en amont durant la campagne</b>	26°C
<b>Echauffement du Rhône après mélange (valeur moyenne calculée durant la campagne)</b>	1,2°C
<b>Température aval calculée après mélange (valeur moyenne calculée durant la campagne)</b>	27,2°C

Les profils réalisés en aval du rejet (Figure 16) confirment les observations des températures d'eau en surface issue des campagnes précédentes : ils permettent d'observer que la veine chaude se mélange rapidement sur toute la largeur du Rhône et sur les 4 à 5 premiers mètres en profondeur. Les profils réalisés dans la retenue permettent de montrer que dans cette gamme de débit, une veine plus froide reste présente en profondeur. A environ 2 km à l'aval des rejets de la centrale, en amont du canal de dérivation, la masse d'eau est presque totalement homogène.



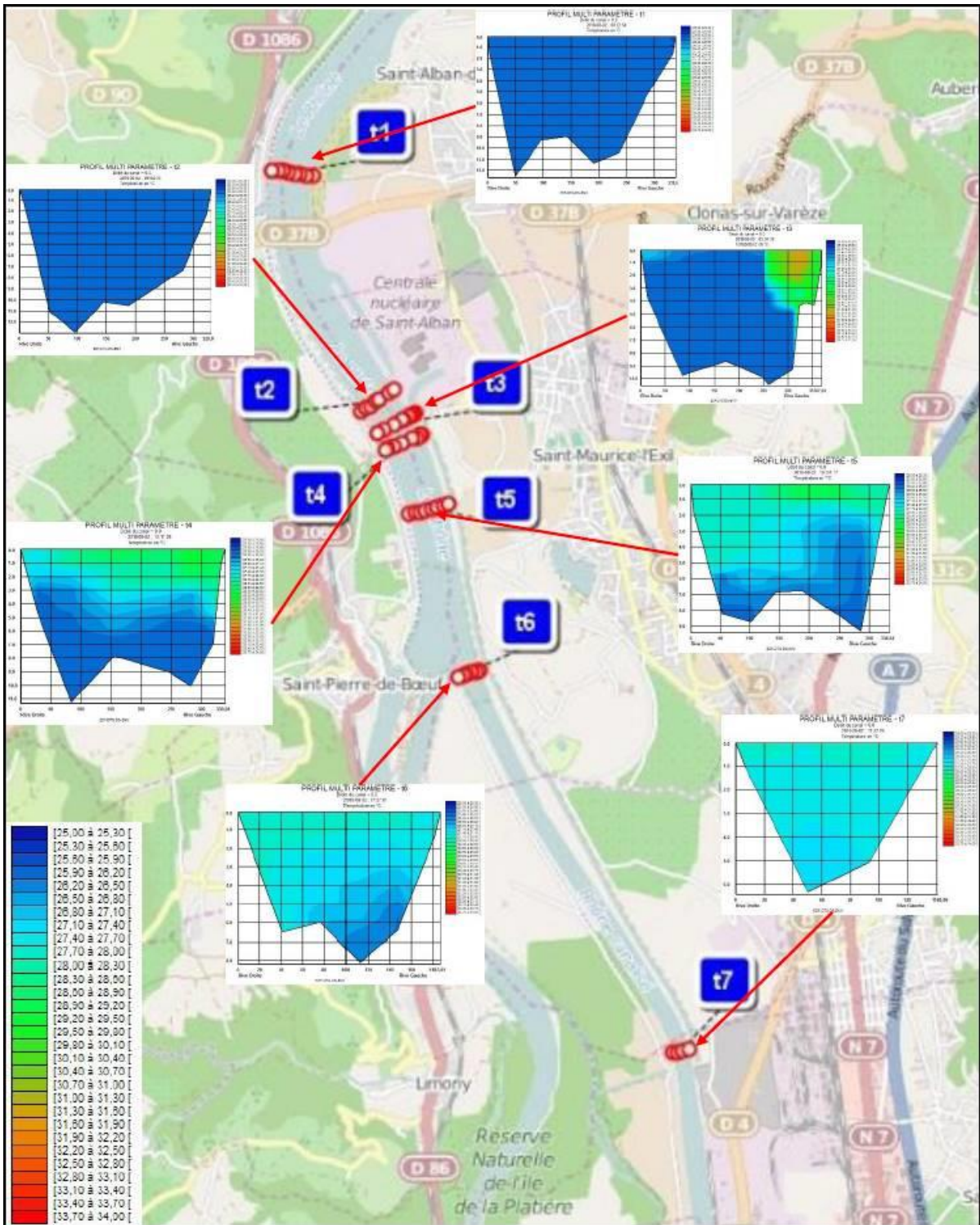


Figure 16 : Profils de température réalisés en aval de Saint-Alban le 02/08/2018. Le débit du Rhône est d'environ 530 m<sup>3</sup>/s, le CNPE fonctionne à 50% de sa puissance nominale.

#### - Profils de température réalisés en août 2022

Des profils de température ont été réalisés en août 2022 afin de suivre le panache thermique en Situation Exceptionnelle. Le CNPE a été en situation exceptionnelle le 12 août avec une température aval calculée après mélange de 28,04°C. Il est à noter que cette valeur reste inférieure à la limite réglementaire prévue par la décision ASN en Conditions Climatiques Exceptionnelles (29°C pour le CNPE de Saint-Alban). La Situation Exceptionnelle était dans ce cas liée aux conditions de fonctionnement non prévues par la Décision « Limites » en CCE (demande de la DGEC de fonctionnement à pleine puissance). La campagne de mesure a été réalisée le 11 août 2022 par EDF DTG. Elle s'est déroulée entre 09h30 et 13h00, pour un débit du Rhône en amont du CNPE de Saint-Alban de l'ordre de 360 m<sup>3</sup>/s (débit mesuré au niveau de l'usine de Vaugris, en moyenne sur la durée de la campagne, et de l'ordre du QMNA 5 – cf. Tableau 3). Ces profils ont été réalisés pour une température d'eau en amont de 26,2°C, proche des valeurs maximales atteintes (26,9°C durant l'été 2018 - Cf. Tableau 1). Dans cette situation avec un réacteur en fonctionnement à pleine puissance, l'échauffement moyen amont-aval calculé était de 1,7°C après mélange.

**Tableau 7 : Conditions des profils de température réalisés à Saint-Alban au mois d'août 2022**

Conditions rencontrées	Profils de température 11 août 2022
Débit moyen du Rhône durant la campagne	360 m <sup>3</sup> /s
Puissance du CNPE (2 x 1300 MW)	50 % (1 seul réacteur à pleine puissance)
Température d'eau en amont durant la campagne	26,2°C
Echauffement du Rhône après mélange (valeur moyenne calculée durant la campagne)	1,7°C
Température aval calculée après mélange (valeur moyenne calculée durant la campagne)	27,9°C

6 profils de température ont été réalisés lors de cette campagne, depuis l'amont du CNPE jusqu'au droit de la SMP aval, à des emplacements proches de ceux choisis lors des campagnes précédentes.

Ces profils montrent que la veine d'eau échauffée se répartit rapidement sur toute la largeur du Rhône dès l'aval immédiat des rejets, tout en restant en surface du fait de sa densité plus faible. Les températures s'homogénéisent ensuite sur la largeur du Rhône (avec une diminution des valeurs maximales) et le panache se mélange progressivement sur la colonne d'eau, tout en conservant une hétérogénéité verticale sur tous les profils.

La stratification verticale observée en 2022 dans le canal de dérivation du Rhône est plus marquée que lors de précédentes campagnes réalisées pour un débit faible du Rhône, notamment sur les profils de température réalisés en 2018. Une des hypothèses envisagées pour expliquer cette stratification serait l'effet probable des modalités de gestion de l'aménagement hydroélectrique sur une période de l'ordre de la journée (effet de stockage engendrant des vitesses d'eau plus faibles dans la retenue et le canal de dérivation).

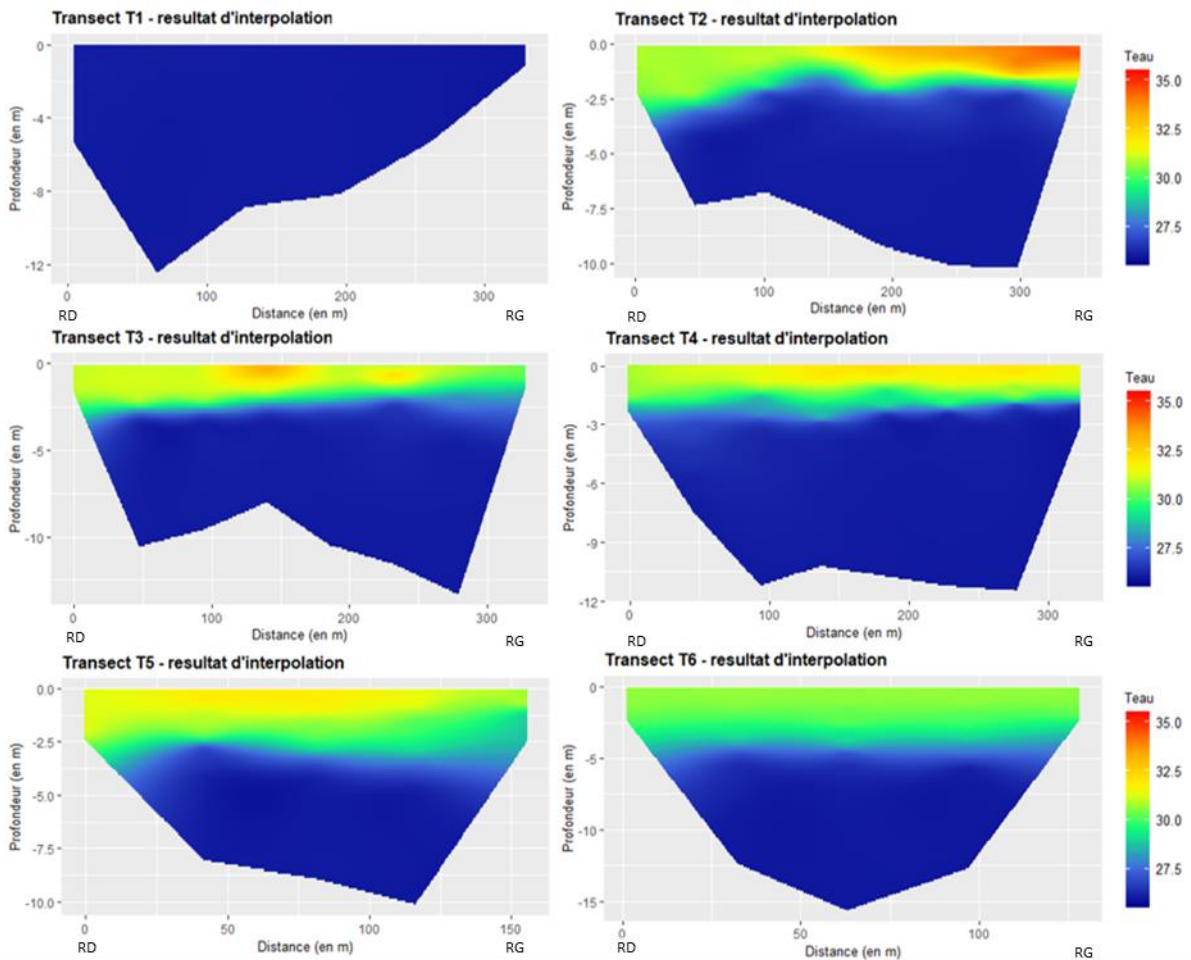


Figure 17 : Profils de température (°C) mesurés lors de la campagne du 11/08/2022

Ainsi, les données acquises durant la journée du 11 août 2022 confirment la représentativité de la SMP aval et sa capacité à mesurer les températures les plus chaudes atteintes dans la veine de rejet au niveau du canal de dérivation, compte-tenu de sa localisation en surface.

Malgré une stratification plus marquée observée dans le canal de dérivation pour cette plage de débit du Rhône, cette campagne confirme les caractéristiques globales du panache déjà observées en aval du CNPE de Saint-Alban, avec notamment une veine chaude en surface dans la retenue et une masse d'eau non influencée localisée en profondeur.

#### - Conclusion

Ces campagnes de suivi du panache thermique ont permis de **caractériser la dilution progressive du panache thermique en aval du CNPE de Saint-Alban en situation estivale** :

- **Dans la retenue**, en amont du barrage de St-Pierre-de-Bœuf : les températures les plus élevées sont mesurées sur la couche supérieure de la retenue, avec une veine chaude qui atteint rapidement toute la largeur du Rhône

(dès 0,3 km en aval des rejets à bas débit). La présence d'une couche non influencée thermiquement reste visible dans la retenue en profondeur dans la gamme des débits observés.

- **Dans le canal de dérivation** : on observe une homogénéisation progressive jusqu'à l'usine des Sablons, située à environ 11 km en aval des rejets, le mélange complet étant toujours atteint en aval de l'usine des Sablons grâce au brassage dû à l'usine.

- **Dans le tronçon court-circuité (Vieux Rhône)** : on observe des températures homogènes en surface, avec une élévation de température moyenne correspondant à l'échauffement attendu après mélange. Cela est probablement lié à la position de la prise d'eau dans la retenue permettant le transfert du débit réservé en aval du barrage de St-Pierre-de-Bœuf et à l'effet de brassage associé.

**Ainsi, suivant le débit du Rhône, le mélange des rejets est considéré comme complet entre 6 km et 11 km en aval des rejets du CNPE.**

**Les différentes campagnes de mesures réalisées ont permis de suivre le panache thermique du CNPE de Saint-Alban dans différentes configurations de fonctionnement.**

**Pour l'ensemble des conditions rencontrées, les caractéristiques du panache thermique du CNPE de Saint-Alban comportent des similarités, avec un panache localisé en rive gauche en aval immédiat du canal de rejet, qui s'étend rapidement sur toute la largeur du cours d'eau et se dilue progressivement pour atteindre un mélange complet en aval de l'usine des Sablons.**

#### **4.5 LES REJETS THERMIQUES DU CNPE DU TRICASTIN**

Le CNPE du Tricastin est constitué de 4 réacteurs 900 MW en circuit ouvert. Les rejets thermiques sont effectués dans un canal de rejet qui rejoint le canal de Donzère-Mondragon en rive droite. Des diffuseurs installés en bout de conduite favorisent le mélange rapide des rejets.

- **Description du panache thermique**

Entre les rejets et l'usine hydro-électrique de Bollène située à 3 km en aval, le panache thermique est situé en rive droite du canal de Donzère-Mondragon. Le brassage créé par l'usine conduit au mélange complet de la veine chaude au-delà de l'usine. Le canal de Donzère-Mondragon rejoint ensuite le Vieux-Rhône environ 10 km en aval de l'usine de Bollène. L'eau du canal subit alors une dilution liée à la confluence avec le Vieux Rhône intégrant les apports de l'Ardèche. Le régime thermique du Vieux-Rhône, fortement influencé par les conditions météorologiques en raison des faibles hauteurs d'eau, est globalement plus chaud l'été et plus frais l'hiver que l'eau du canal de Donzère.

- **Données acquises en période estivale**

- **Campagnes réalisées en 2006**

Deux campagnes de transects (Figure 18) ont permis de caractériser le panache thermique durant l'année 2006. Ces acquisitions ont été réalisées dans deux situations comparables en termes de débit dans le canal :

- Le 12/09/2006 : le CNPE est à 65 % de puissance, le débit est de 700 m<sup>3</sup>/s, et l'échauffement après mélange de 1,6 °C ;
- Le 17/10/2006 : le CNPE est à pleine puissance, le débit est de 700 m<sup>3</sup>/s, et l'échauffement après mélange de 2,9 °C.

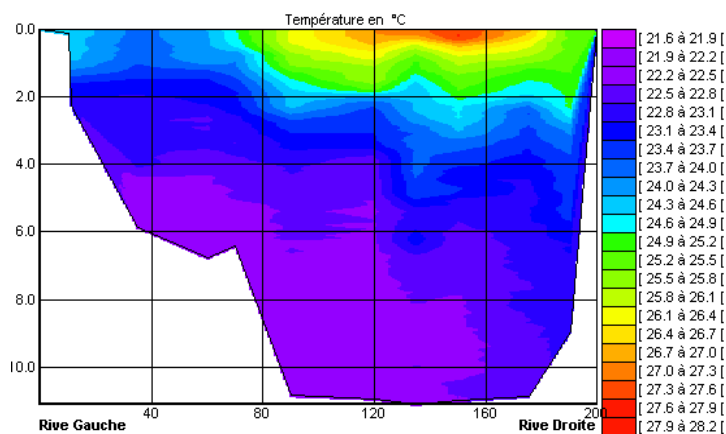
Les profils au point kilométrique 186 indiquent la présence d'une veine chaude en surface dans le canal, dont l'influence est ressentie sur les 4 premiers mètres sous la surface pour une profondeur totale du canal d'environ 11 mètres. En aval de l'usine de Bollène située à 3 km en aval, la dilution du panache thermique est complète avec une différence maximale de température de 0,4 °C sur les profils.



**12/09/2006**

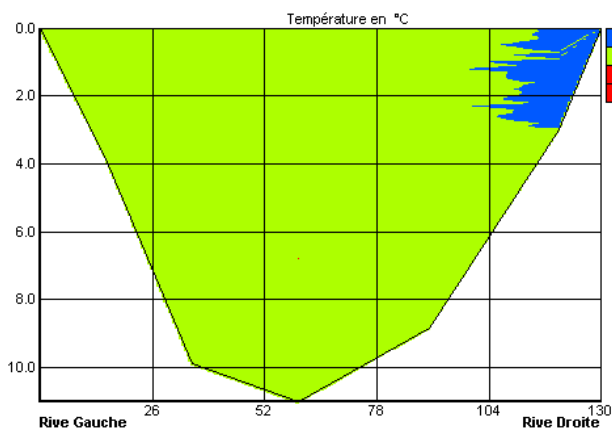
Débit du canal : 700 m<sup>3</sup>/s  
 $\Delta T$  après mélange : 1,6 °C  
CNPE à 65 % de puissance

**1 km en aval des rejets (pk 186)**

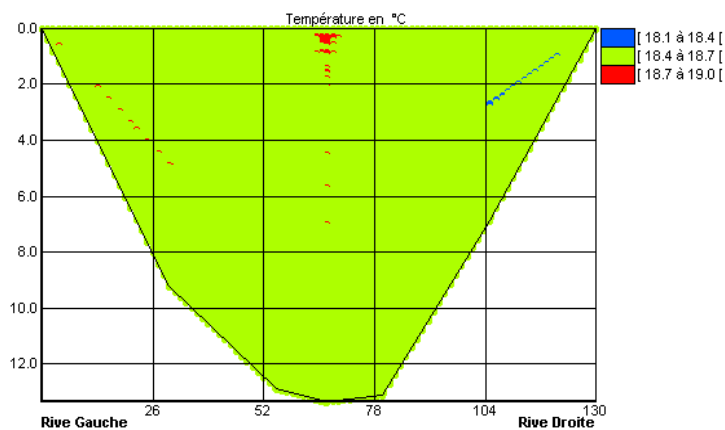


EDF-DTG DS-ENV

**3 km en aval de l'usine de Bollène (pk 192)**



EDF-DTG DS-ENV



EDF-DTG DS-ENV

**Figure 18 : Transects de température en aval du CNPE de Tricastin réalisés en 2006.**

#### - Campagnes réalisées en 2017 et 2018

Le suivi du panache thermique a été également réalisé à travers deux campagnes plus récentes réalisées en 2017 et 2018, comprenant chacune :

- une thermographie aérienne infrarouge sur 12 km afin de connaître la température de l'eau à la surface du Rhône ;
- des profils de température situés en amont et en aval des rejets (sur 15 km environ), afin de connaître la distribution de température dans la colonne d'eau.

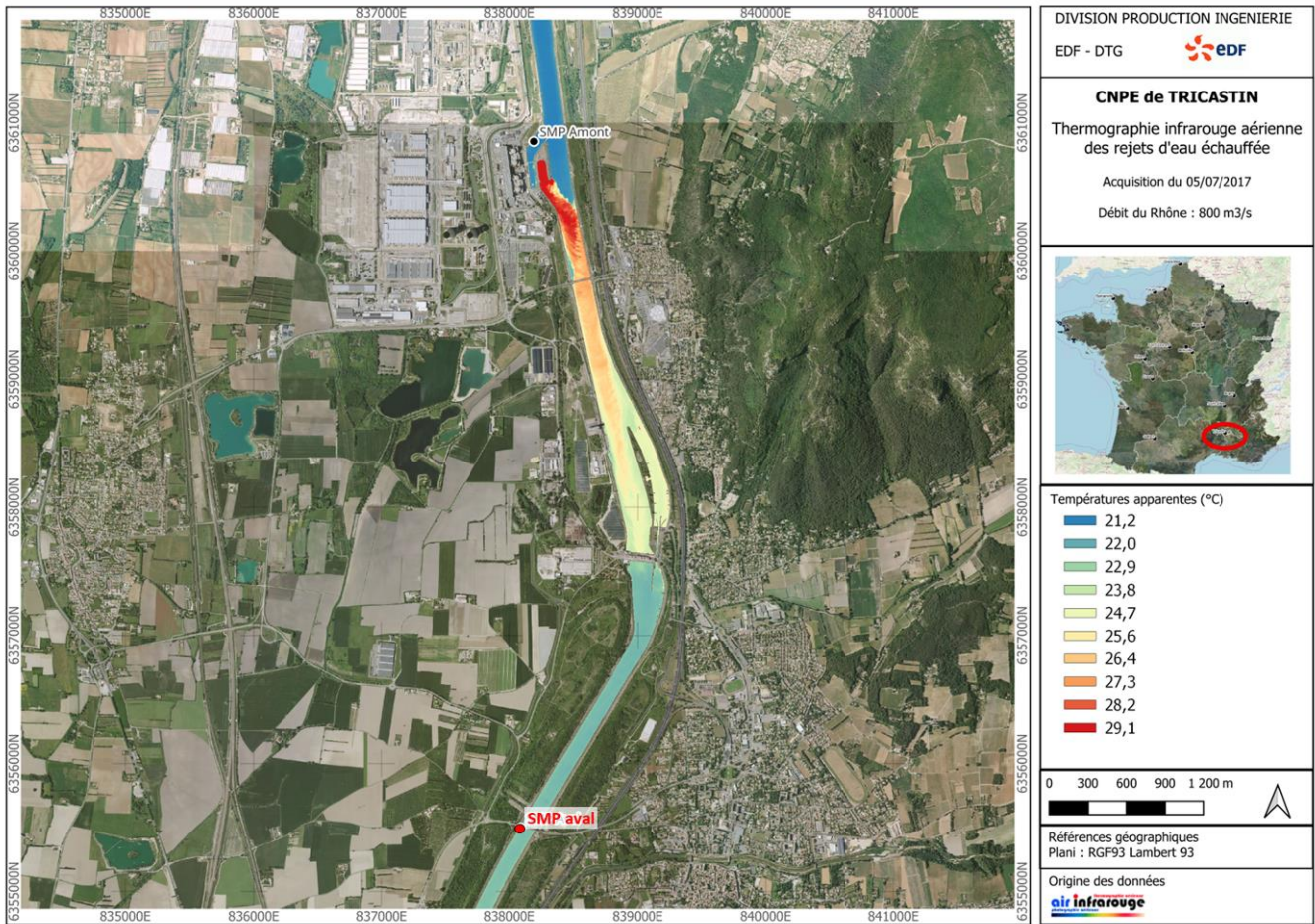
Ces deux types d'acquisition sont complémentaires et permettent une description complète du panache thermique. Seuls les résultats de la campagne de 2017 sont présentés ici car réalisée en période estivale et pour un plus faible débit du Rhône. La campagne réalisée en 2018 a eu lieu en avril pour un débit du Rhône autour de 1500 m<sup>3</sup>/s : elle montre une dilution rapide de la veine de rejet, avec un mélange quasi homogène dès l'amont de l'usine de Bollène.

#### **En 2017**

Une campagne de thermographie aérienne a été réalisée le 5 juillet 2017 pour une puissance du CNPE de l'ordre de 75% de la puissance maximale (soit 3 réacteurs à pleine puissance et un à l'arrêt) et pour un débit moyen du Rhône lors des mesures de l'ordre de 790 m<sup>3</sup>/s (le débit réel variant au pas horaire entre 660 m<sup>3</sup>/s et 880 m<sup>3</sup>/s). L'emprise globale était d'environ 12 km depuis le pont situé à 3,8 km en amont des rejets jusqu'à environ 5,5 km à l'aval de l'usine de Bollène. L'échauffement amont-aval théorique était de 2,3°C (en moyenne journalière).

Les conditions météorologiques le 5 juillet 2017 étaient proches d'une situation de canicule avec des températures d'air comprises entre 27°C et 33°C et des températures d'eau dans le Rhône en amont du site de l'ordre de 21°C.

Une augmentation de l'ordre de 8°C à 9°C entre les températures dans le canal de rejet et la zone en amont du CNPE est observée sur cette thermographie (Cf. Figure 19). En aval immédiat de la jonction entre canal de rejet et canal du Rhône, cet échauffement reste plus élevé en rive droite, puis le mélange s'effectue ensuite rapidement en aval sur la quasi-totalité de la section. L'impact est plus faiblement visible en aval de l'usine avec des températures de surface de l'eau qui sont supérieures à celles de l'amont de l'ordre de 1°C.



**Figure 19 : Thermographie réalisée le 5 juillet 2017 en aval du CNPE du Tricastin. Le débit du Rhône est d'environ 790 m<sup>3</sup>/s, le CNPE fonctionne à 75% de sa puissance nominale.**

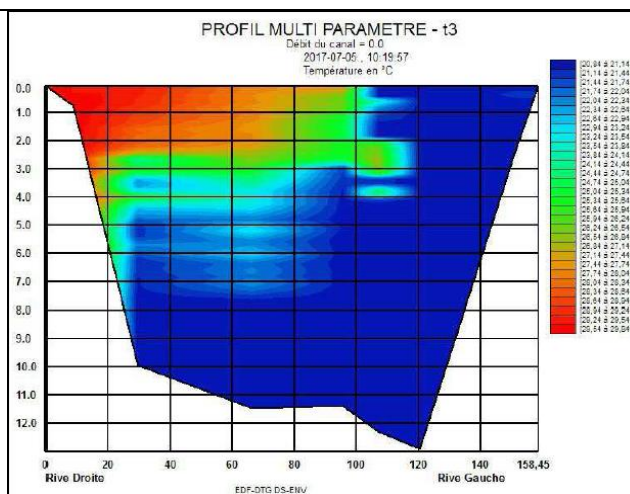
En parallèle de cette thermographie, 9 profils de températures ont été réalisés sur le Rhône, avec 2 profils réalisés en amont des rejets, 7 profils réalisés en aval des rejets dont 4 profils situés entre les rejets et l'usine de Bollène et 2 profils dans le canal de fuite en aval de l'usine. Le dernier profil a été réalisé en aval de la restitution dans le Rhône.

Les résultats de ces profils (Figure 20) confirment les résultats observés en surface :

- Les températures sont **homogènes** sur les transects réalisés **en amont du rejet** de la centrale.
- Les profils effectués à l'aval du rejet permettent d'observer que l'eau du rejet touche rapidement en surface tout le canal. La veine d'eau plus chaude initialement située en rive droite se diffuse ensuite sur toute la largeur du canal. Une **stratification thermique** est observée en aval des rejets, avec une veine d'eau échauffée flottant sur une veine à une température similaire à celle en amont des rejets. Cette veine se mélange ensuite progressivement sur toute la section jusqu'à l'usine de Bollène ;
- Les profils réalisés en aval de l'usine confirment que la masse d'eau est **homogène plus en aval**.

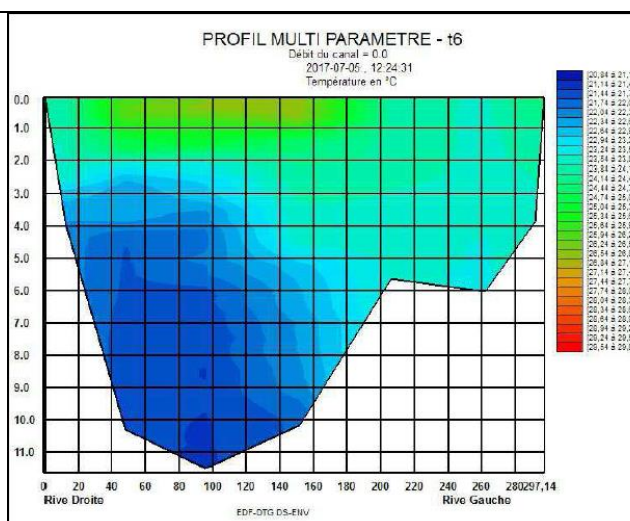
### Profil en aval immédiat des rejets

La veine d'eau chaude du rejet s'est dispersée en rive droite sur une centaine de mètres de largeur.



### Profil situé en amont de l'usine de Bolène (1,6 km en aval des rejets)

La veine de rejet s'est propagée sur toute la largeur du canal ; la masse d'eau reste hétérogène, avec une eau plus chaude en surface (jusqu'à 5 à 6 mètres de profondeur).



### Profil situé en aval de l'usine de Bolène

La masse d'eau est totalement homogène.

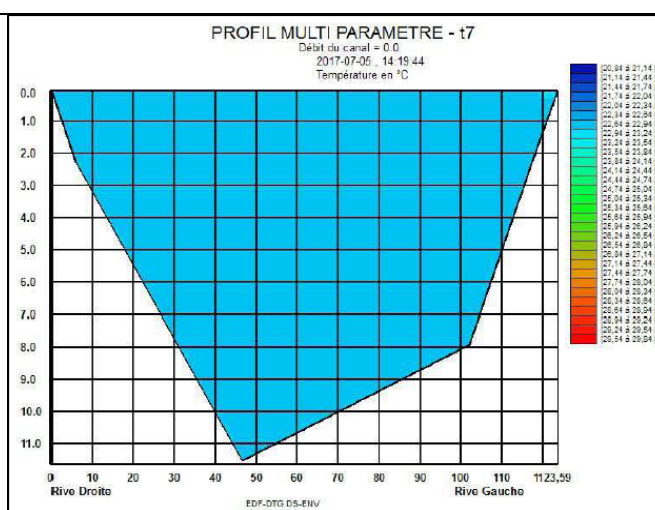


Figure 20 : Profils de température réalisés en aval de Bugey le 05/07/2017. Le débit du Rhône est d'environ 790 m<sup>3</sup>/s, le CNPE fonctionne à 75% de sa puissance nominale.



- Campagne réalisée en 2022

Durant l'été 2022, la surveillance renforcée du panache thermique a été réalisée à partir de profils de température d'eau. Ce type de mesure est adapté à la configuration du site (hauteurs d'eau importantes notamment) et permet de rendre compte de l'évolution longitudinale et transversale des zones échauffées, depuis le canal de rejet jusqu'au droit de la SMP aval, pour un fonctionnement du CNPE en Situation Exceptionnelle.

Lors de cette campagne de mesure, le 10 août 2022, les réacteurs n°1, 2 et 4 étaient en fonctionnement avec :

- une température amont du Rhône de 24,9°C,
- une température calculée en aval après mélange de 28,1°C (moyenne journalière) et un échauffement de 3,2°C.
- un débit du Rhône dans le canal de Donzère compris entre 350 et 400 m<sup>3</sup>/s.

Les six profils de température réalisés sont localisés :

- à 3,8 km en amont des rejets,
- entre les rejets et l'usine hydroélectrique de Bollène,
- en aval de l'usine de Bollène, au droit de la SMP aval.

Les mesures réalisées montrent que :

- La veine d'eau échauffée se répartit très rapidement sur toute la largeur du canal. L'échauffement est plus important en rive droite en aval immédiat des rejets, même si la veine chaude est déjà visible sur toute la largeur de la section.
- Dans cette masse d'eau échauffée, les températures s'homogénéisent rapidement sur la largeur du canal et les valeurs maximales observées diminuent à mesure que l'on s'éloigne des rejets.
- La veine de rejet présente une stratification verticale nette à l'aval des rejets et se mélange lentement, en conservant cette hétérogénéité verticale sur l'ensemble des profils situés à l'amont de l'usine de Bollène.
- Au niveau de la station SMP aval, située en aval de l'usine hydroélectrique de Bollène, la masse d'eau est totalement homogène.

Les données acquises pour un fonctionnement du CNPE de Tricastin en Situation Exceptionnelle confirment les observations réalisées dans le passé lors des différentes campagnes de mesures : la veine chaude est totalement mélangée en aval de l'usine de Bollène et les mesures de températures d'eau à la SMP aval sont représentatives des températures aval après mélange.

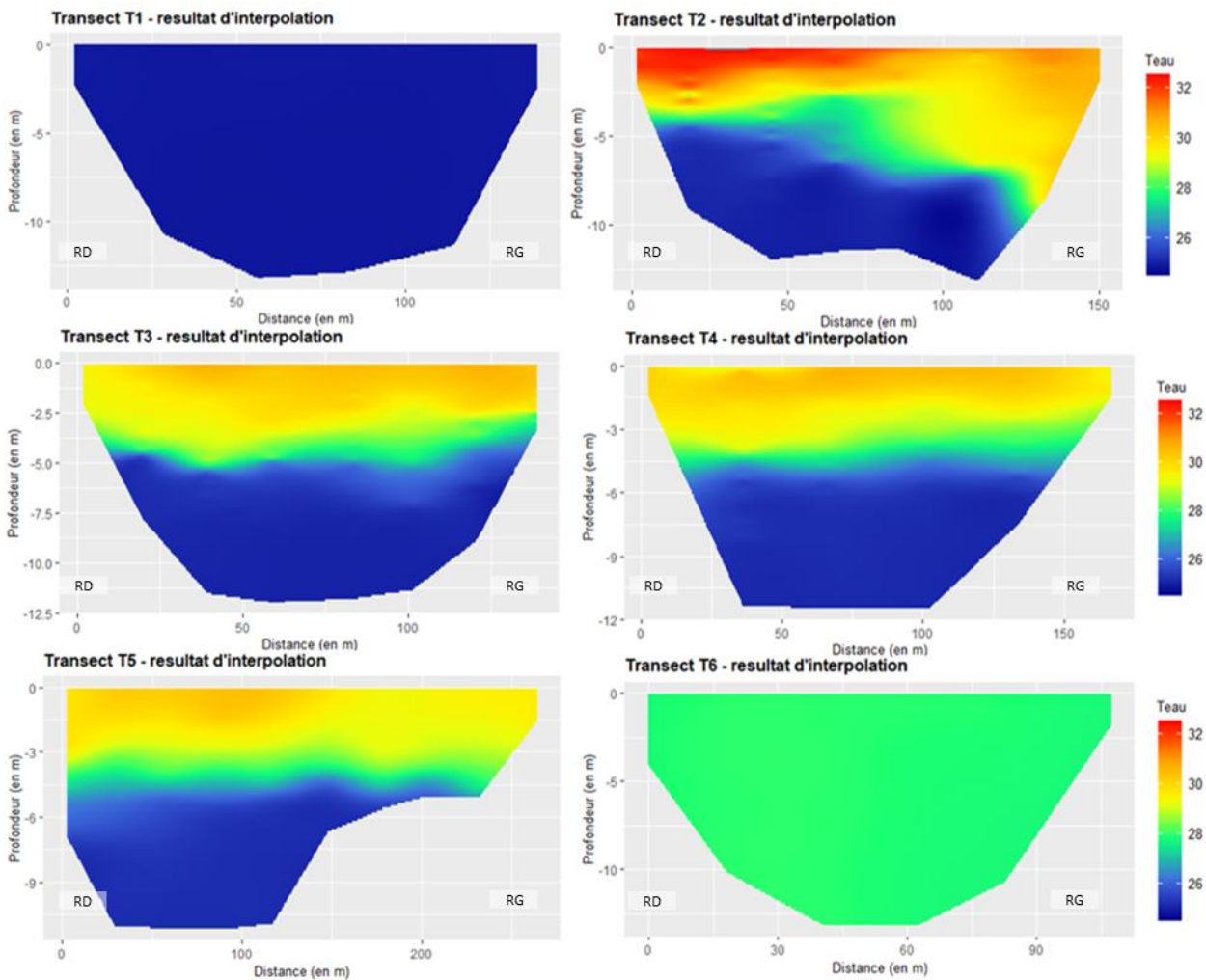


Figure 21 : Profils de température (°C) mesurés lors de la campagne du 10/08/2022

### - Conclusion

Ces campagnes ont permis de caractériser le panache thermique du CNPE du Tricastin en période estivale, pour des débits du Rhône plutôt faibles et pour des situations de fonctionnement variées du CNPE, avec notamment une campagne réalisée en Situation Exceptionnelle.

Ces différentes campagnes de mesure confirment que les conditions hydrauliques en aval du CNPE sont favorables à la dilution dans le Rhône et que les caractéristiques du panache thermique sont similaires quelles que soient les conditions de débits et de température du Rhône. Ainsi :

- la veine de rejet s'étend rapidement sur toute la largeur du Rhône, le positionnement des rejets en rive droite conduisant à un mélange progressif sur toute la largeur du canal jusqu'à l'usine de Bollène,



- la section en aval de l'usine de Bollène est considérée comme homogène d'un point de vue thermique.
- le mélange complet des rejets est observé en aval de l'usine de Bollène, au droit de la SMP aval, située à 5 km en aval des rejets du CNPE.
- compte tenu des débits du Rhône, la dilution des rejets du CNPE dans le canal est donc relativement rapide à l'échelle du cours d'eau et de l'aménagement à ce niveau (le canal usinier mesure 17 km et le canal de restitution de l'usine est long de 11 km).

**Ainsi, quel que soit le débit du Rhône, le mélange des rejets est considéré comme complet à 5 km en aval des rejets du CNPE, ce qui correspond à une distance de dilution relativement rapide à l'échelle du Rhône.**

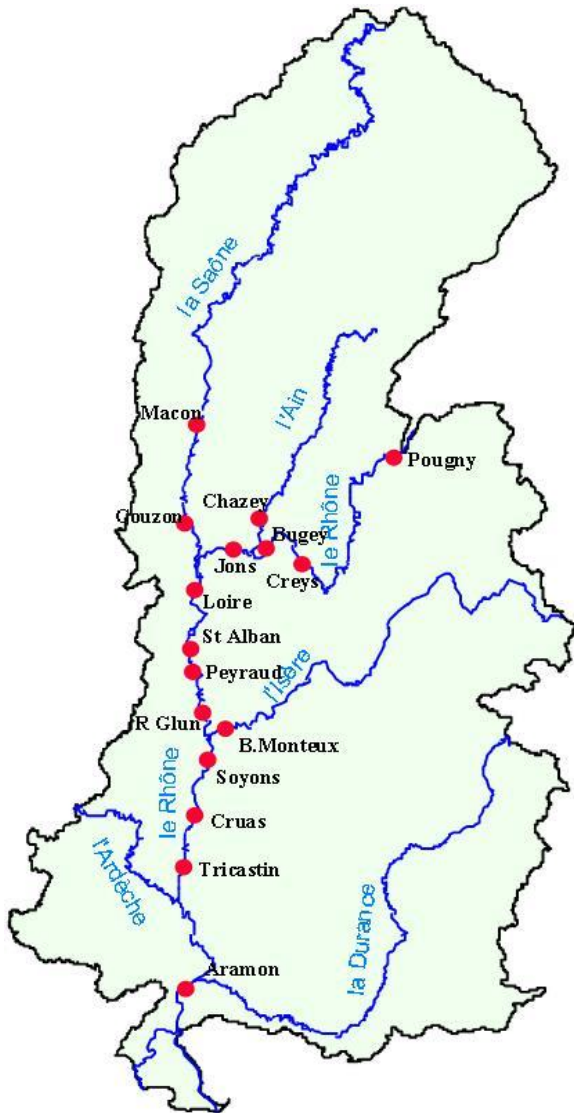
**Ces différentes campagnes montrent que le suivi réalisé depuis plusieurs années permet d'avoir une connaissance complète du panache thermique du CNPE de Tricastin quelles que soient les conditions hydrauliques rencontrées.**

#### **4.6 ZOOM SUR LES ECHAUFFEMENTS RESIDUELS SUR LE BASSIN DU RHONE**

L'échauffement après mélange d'un CNPE se propage vers l'aval du cours d'eau et diminue au cours de sa propagation en raison des échanges thermiques avec l'atmosphère et des éventuels apports d'eau fraîche par les affluents. La décroissance de cet échauffement dit « échauffement résiduel » dépend entre autres du débit du milieu récepteur et des conditions météorologiques (température de l'air, ensoleillement, humidité, vent).

La propagation vers l'aval des échauffements des CNPE de Bugey, Saint-Alban et Tricastin (CNPE munis de circuits de refroidissement ouverts) a été caractérisée au cours de la phase II de l'Étude Thermique Rhône.

- Étude Thermique Rhône



Cette étude a permis de rappeler les grands facteurs qui influent sur la température de l'eau du Rhône : les transferts amont-aval d'eau, la discontinuité du lac Léman et dans une moindre mesure : les conditions météorologiques locales (température de l'air), la dilution par les affluents et les échauffements des CNPE.

Par ailleurs, les échauffements liés aux rejets des CNPE ne s'additionnent pas d'amont en aval, mais se conjuguent : lorsque le Rhône reçoit un échauffement supplémentaire, celui-ci n'est pas cumulé, mais dissipé en partie en fonction des conditions météorologiques. Il subsiste ainsi un échauffement résiduel en aval qui s'atténue progressivement. Lors de l'étude thermique Rhône, l'échauffement moyen lié à la contribution des CNPE a été évalué sur la période 1988-2010.

Sur les périodes les plus chaudes, les résultats de cette étude indiquent un échauffement résiduel lié au CNPE (en moyenne sur les 18 jours les plus chauds de l'année) de :

- 0,7°C à l'amont de Saint-Alban (issu des échauffements apportés par le CNPE de Bugey) ;
- 0,8°C à l'amont de Tricastin (issu des échauffements résiduels associés au CNPE de Bugey et Saint-Alban) ;
- 1,6 °C à Aramon (échauffement résiduel résultant de la contribution des CNPE en amont).

A l'échelle régionale, l'étude thermique du Rhône a montré, à partir de l'analyse statistique des mesures, qu'une variation de l'échauffement lié :

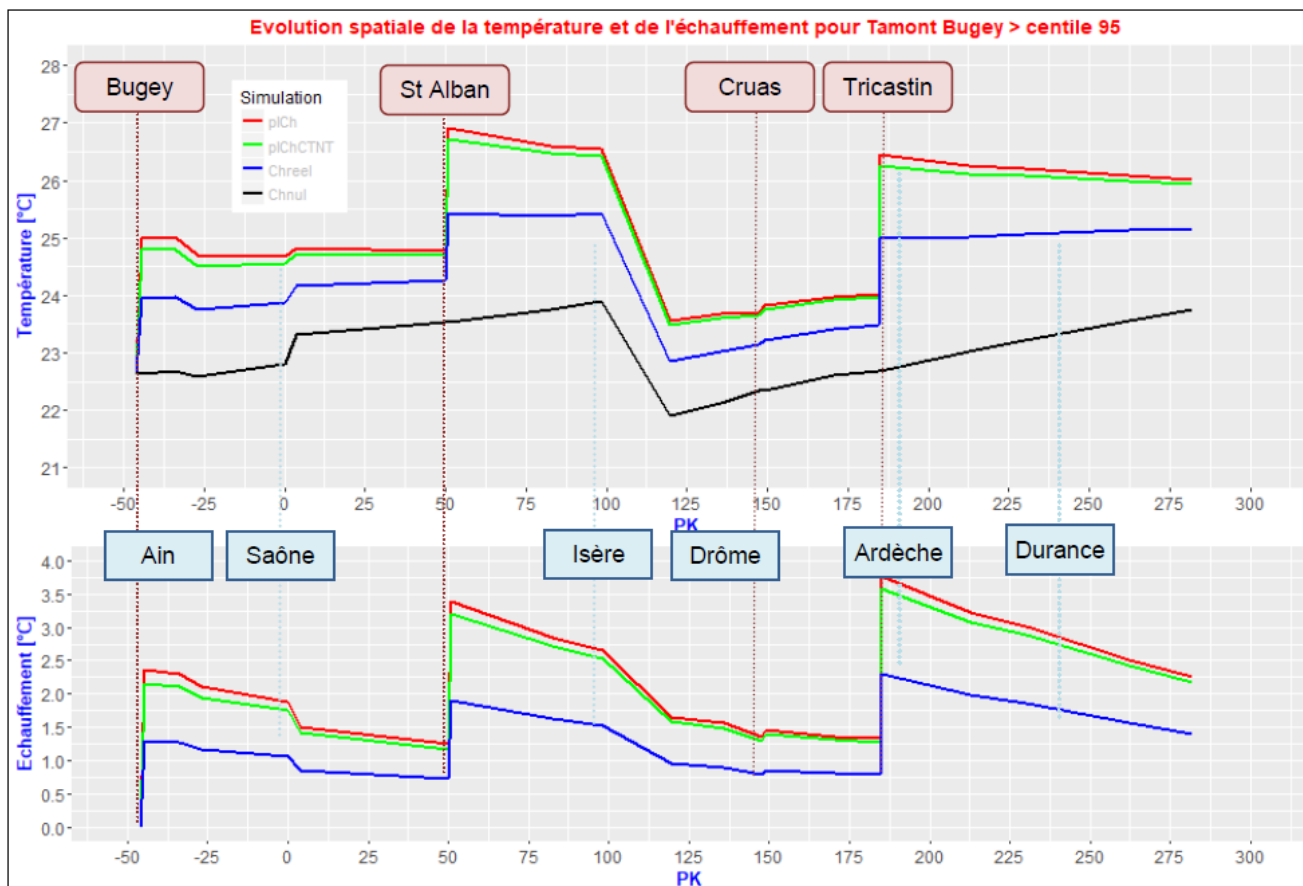
- au CNPE de Bugey met environ 2 jours pour se propager jusqu'à Jons et plus d'une semaine pour atteindre Aramon.
- au CNPE de Saint Alban met environ 2 jours pour se propager jusqu'à La Roche de Glun et 3 jours pour atteindre Aramon. **L'échauffement issu du CNPE de Saint-Alban est principalement atténué par la confluence avec l'Isère, rivière plus froide que le Rhône.**
- au CNPE du Tricastin met environ trois jours pour se propager jusqu'à Aramon, 70 km en aval du Tricastin.

- **Modélisation des échauffements résiduels le long du Rhône**

À la suite de l'été 2015, une modélisation complète du Rhône a été réalisée par EDF R&D. Celle-ci permet de modéliser la température du Rhône en différents points du fleuve jusqu'à Arles, en tenant compte de l'apport des différents affluents du Rhône, des phénomènes météorologiques rencontrés le long du fleuve, ainsi que de la propagation des échauffements apportés par les CNPE, via la modélisation du fonctionnement de leur source froide.

Des simulations complètes ont été réalisées sur la période 1977-2015 pour différents scénarios de fonctionnement des CNPE. La différence de températures d'eau atteinte en un point donné du Rhône, entre un scénario avec ou sans fonctionnement CNPE, permet de déterminer **l'échauffement résiduel** résultant de l'influence cumulée des rejets thermiques des CNPE situés en amont.

Concernant les périodes de plus fortes températures du Rhône, une analyse a été menée sur les périodes où la température d'eau en amont de Bugey est supérieure au centile 95%, soit **sur les périodes estivales les plus chaudes** (correspondant à 18 jours en moyenne par an, pour des températures en amont de Bugey > 21,5°C), en considérant différents états de fonctionnement des CNPE du Rhône (voir Figure 22). La propagation des échauffements en aval, **dans ces situations estivales les plus chaudes**, montre un échauffement moyen après mélange en aval de Bugey de 1,3°C à 2,4°C suivant le scénario de fonctionnement du CNPE, ce qui conduit à un échauffement moyen de 0,7°C à 1,3°C en amont de Saint-Alban. L'échauffement ajouté par le CNPE de Saint-Alban conjugué à l'échauffement résiduel de Bugey est ensuite atténué par les apports de l'Isère et se traduit par un échauffement résiduel moyen dans ces situations estivales de 0,8°C à 1,4°C en amont de Cruas, similaires à ceux atteints en amont du CNPE de Tricastin. À l'aval du Rhône, l'échauffement résiduel moyen cumulé **dans ces situations estivales les plus chaudes** est de 1,4°C à 2,2°C à Arles, en considérant l'échauffement supplémentaire apporté par le CNPE de Tricastin.

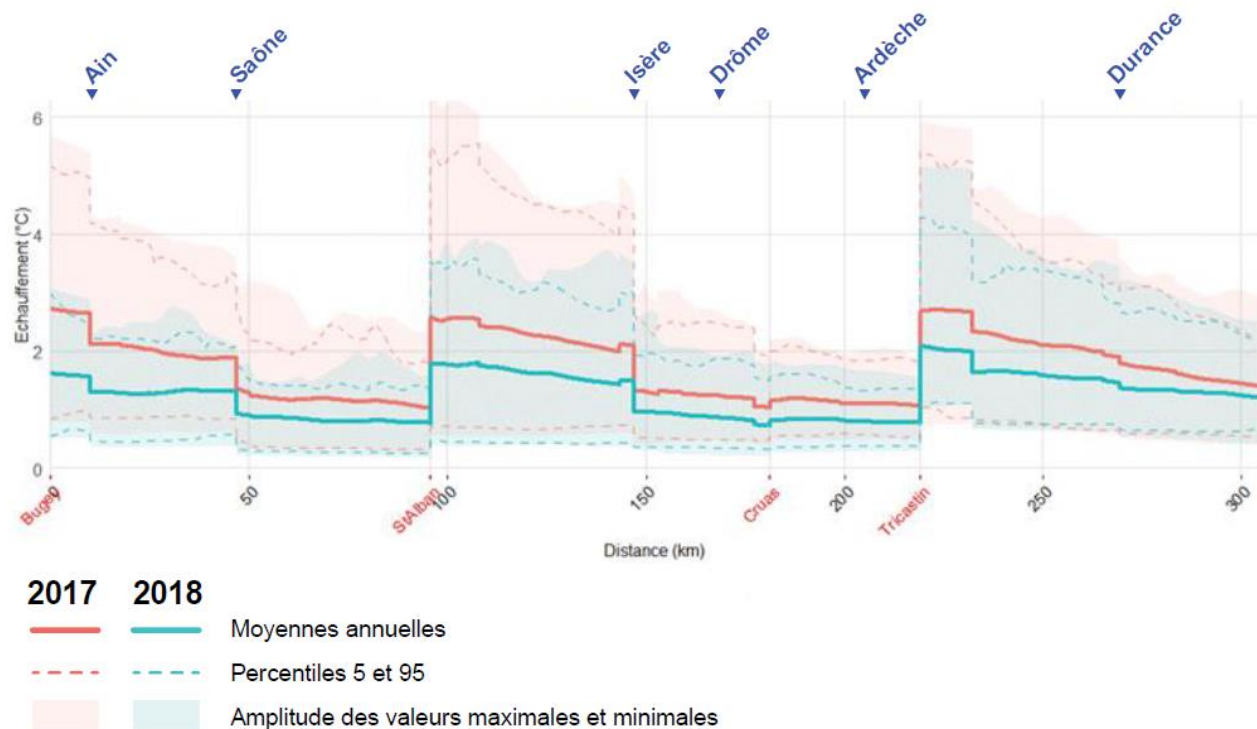


**Figure 22 : Evolution spatiale des températures et échauffements résiduels lors des périodes où la température du Rhône à l'amont du Bugey est supérieure au quantile 95 sur la période 1977-2015** (en noir, température de référence sans influence des CNPE, en bleu, scénario de fonctionnement des CNPE à puissance réelle produite sur la période simulée, en vert, scénario à puissance maximale avec respect des limites en conditions climatiques normales, en rouge, scénario à puissance maximale, au-delà des limites autorisées en CCN).

En 2023, une nouvelle étude a été réalisée à l'échelle du Rhône afin de calculer les impacts cumulés des rejets liquides réels des CNPE et des sites d'EDF situés sur le bassin<sup>16</sup>. Deux années ont été retenues sur le bassin du Rhône pour réaliser cette étude d'incidence cumulée : 2017 et 2018. Cette étude s'appuie sur le même modèle numérique d'EDF R&D que celui utilisé pour les simulations réalisées sur la période 1977-2015 et sur une démarche équivalente, à savoir le calcul des échauffements résiduels par différence entre la température de l'eau du Rhône calculée lorsque les réacteurs sont en production et la température de l'eau calculée si toutes les centrales étaient à l'arrêt.

<sup>16</sup> Le résumé de cette étude est disponible sur le site internet d'EDF à cette adresse : [https://www.edf.fr/sites/groupe/files/2023-12/RNT\\_Incidencescumul%C3%A9es\\_Rhone\\_2023\\_IndB.pdf](https://www.edf.fr/sites/groupe/files/2023-12/RNT_Incidencescumul%C3%A9es_Rhone_2023_IndB.pdf)

La figure suivante présente les valeurs moyennes annuelles des échauffements résiduels calculés le long du linéaire du Rhône, ainsi que les variations autour de ces moyennes (au travers des valeurs minimales et maximales et des percentiles sur les 2 années simulées). Les flèches en bleu représentent la position des principaux affluents.



**Figure 23 : Valeurs moyennes annuelles des échauffements résiduels calculés le long du linéaire du Rhône pour les années 2017 et 2018**

Ce graphe montre que les échauffements résiduels sont plus élevés en 2017 (moyennes entre 1,1°C et 2,6°C) qu'en 2018 (moyennes entre 0,8°C et 1,8°C), en lien avec des débits du Rhône plus faible en 2017. Les échauffements résiduels obtenus sont du même ordre de grandeur que ceux issus de l'étude précédente.

**Les échauffements résiduels moyens atteints à Beaucaire (point le plus aval considéré, proche d'Arles et en aval du CNPE du Tricastin) varient sur les deux années simulées de 1,2°C à 1,5°C en moyenne annuelle**, avec des variations liées aux évolutions de fonctionnement des CNPE, ainsi qu'aux évolutions de débit du Rhône à l'échelle saisonnière (valeurs plus faibles au printemps et plus élevées à l'automne). Enfin, en se focalisant sur les périodes de fortes chaleurs ou de faibles débits, il ressort de cette étude que **les échauffements résiduels moyens le long du Rhône n'augmentent pas en lien avec les périodes de fortes chaleurs. En revanche, les échauffements résiduels sont plus élevés en périodes de faibles débits du Rhône.**



## Conclusion

La température de l'eau du Rhône est influencée par plusieurs grands facteurs, principalement les transferts d'eau amont-aval et la discontinuité du lac Léman et, dans une moindre mesure, par les conditions météorologiques locales, la dilution par les affluents et par les échauffements apportés par les CNPE.

Par ailleurs, les échauffements liés aux rejets des CNPE ne s'additionnent pas de manière arithmétique d'amont en aval, mais ils s'atténuent progressivement : lorsque le Rhône reçoit un échauffement supplémentaire, celui-ci est dissipé progressivement en aval en fonction des conditions météorologiques et de l'apport des affluents, notamment de la Saône et de l'Isère.

#### 4.7 CONCLUSION

Ces données montrent que les caractéristiques des panaches thermiques varient principalement en fonction de la conception du circuit de refroidissement, de l'ouvrage de rejet et des conditions d'écoulement. Ainsi, la dilution du panache des rejets thermiques pour les CNPE dépend **de la puissance thermique rejetée** (i.e. du niveau de puissance du CNPE) **et du débit du cours d'eau** en bord de rivière, et non des températures d'eau atteinte dans le milieu.

Ainsi, le panache thermique est très peu visible pour les CNPE qui fonctionnent en circuit fermé en situation de canicule, les conditions estivales, et plus particulièrement les épisodes de canicule, étant favorables aux performances des tours aéroréfrigérantes.

Dans tous les cas, les données collectées en période estivale et présentées ci-dessus sont considérées représentatives des caractéristiques du panache thermique dans des situations d'écoulement similaires, même si les températures étaient amenées à être plus élevées. Cette représentativité des données collectées depuis plusieurs années, durant différents épisodes de canicules est confirmée par les campagnes de surveillance du panache thermique réalisées durant l'été 2022 sur les sites de Golfech, de Bugey, Tricastin et dans une moindre mesure pour le CNPE de Saint-Alban.

Le tableau ci-dessous présente site par site le bilan de la surveillance du panache thermique réalisée.

Bassin	CNPE	Méthode de suivi	Mesures réalisées (O/N)			Bilan des campagnes de suivi thermique disponibles
			Canicule	CCE	SE	
Garonne	GOL	TIR & points fixes (+ profils)	O	O	O*	Le suivi réalisé depuis plusieurs années permet d'avoir une connaissance complète du panache thermique du CNPE de Golfech quelles que soient les conditions hydrauliques rencontrées (panache rapidement dilué en aval).
Rhône	BUG	TIR & Profils + points fixes	O	N	O*	Le suivi réalisé depuis plusieurs années permet d'avoir une connaissance complète du panache thermique du CNPE de Bugey quelles que soit les conditions hydrauliques rencontrées (veine chaude localisé en rive droite puis mélange progressif entre Loyettes et la confluence avec l'Ain).
	SAL	TIR & Profils	O	N	O**	Le suivi réalisé depuis plusieurs années permet d'avoir une bonne connaissance du panache thermique du CNPE de Saint-Alban quelles que soient les conditions hydrauliques rencontrées. La réalisation de profils de température complémentaires pourrait permettre de mieux appréhender les facteurs qui conditionnent la dilution du panache dans le canal de dérivation pour des faibles débits conjugués avec des températures élevées.
	TRI	TIR & Profils	O	N	O	Le suivi réalisé depuis plusieurs années permet d'avoir une connaissance complète du panache thermique du CNPE du Tricastin quelles que soient les conditions hydrauliques rencontrées (mélange complet en aval de l'usine de Bollène).

\* suivi en SE réalisé à partir de mesures en points fixes (juillet à septembre 2022)

\*\* profils de température réalisés 1 jour avant le passage en SE

## **5 IMPACTS DES REJETS THERMIQUES SUR LES ECOSYSTEMES POUR LES CNPE EQUIPES DE TOURS AEROREFRIGERANTES**

Le CNPE de Golfech et deux réacteurs du CNPE du Bugey (n°4 et 5) sont refroidis par l'intermédiaires de tours aéroréfrigérantes. Ces installations réduisent les rejets thermiques dans le milieu naturel par rapport aux réacteurs refroidis en circuits ouverts (Saint-Alban, Tricastin, Bugey n°2-3).

En période de canicule, la performance des tours aéroréfrigérantes est maximisée, car les conditions atmosphériques (température de l'air et hygrométrie) sont favorables à l'évaporation de l'eau à refroidir dans la tour aéroréfrigérante. Cette évaporation plus importante refroidit plus efficacement l'eau (phénomène endothermique). **L'échauffement entre la prise d'eau et le rejet est donc faible dans les conditions de canicule, pour les circuits équipés de tours aéroréfrigérantes.**

Ces rejets thermiques limités, et les caractéristiques physiques de leur dilution dans le milieu naturel rendent négligeables l'échauffement du milieu naturel, comme précisé ci-dessous.

### **CNPE de Golfech :**

Les données présentées au §4.2 pour le CNPE de Golfech montrent que l'influence du panache thermique du CNPE est très limitée sur deux aspects :

- la différence de température entre la zone sous influence des rejets thermiques et les zones non-influencées (amont, rive gauche de la Garonne) sont faibles, de l'ordre de 1°C.
- la zone d'influence en aval du CNPE est **géographiquement très limitée, de l'ordre de quelques centaines de mètres en aval** de la clarinette de rejets et uniquement en rive droite.

La différence de température constatée entre zone échauffée et zone non-échauffée peut être considérée comme négligeable au regard des variations de température naturellement présentes dans le cours d'eau à l'amont et à l'aval de la zone de mélange :

- Les variations de température entre le jour et la nuit sont de l'ordre de 0,6°C en période estivale.
- Les variations de température entre différents points d'une même section sont de l'ordre de 0,5°C à 1,5°C selon les situations hydroclimatiques, que ce soit à l'amont du CNPE ou en aval de la zone de dilution des rejets.

Ainsi **l'échauffement apporté par le fonctionnement du CNPE de Golfech en période de canicule est géographiquement très limité. Il est par ailleurs du même ordre de grandeur que les variations naturelles (spatiale et temporelle) de température du cours d'eau à l'échelle du secteur.** L'écosystème de la Garonne est donc adapté à ces faibles variations de température, y compris lors des périodes les plus chaudes déjà rencontrées.

### **CNPE du Bugey :**

Les profils de températures réalisés en 2018 sont représentatifs du fonctionnement d'un réacteur refroidi en circuit fermé en situation de canicule. Les résultats montrent que le panache thermique est, dans ces conditions de fonctionnement, de faible amplitude. A 800 mètres des rejets, l'échauffement maximal est de l'ordre de 1,5°C, sur une partie limitée de la section du fleuve.

La surveillance horaire de la température de l'eau montre que l'amplitude journalière de la température est de l'ordre de 1°C en période estivale. Ainsi **l'échauffement apporté par le fonctionnement des réacteurs refroidis en circuit fermé du CNPE du Bugey est à un niveau proche de la variation naturelle de la température du fleuve entre le jour et la nuit.** L'écosystème du Rhône est donc adapté à ces variations de température, y compris pendant les périodes les plus chaudes.

En complément, la concentration en oxygène au rejet est stable toute la journée pour les CNPE équipés de tours aéroréfrigérantes, grâce aux échanges forcés entre air et eau dans ces installations. La zone immédiatement en aval du rejet reste dans ce cas toujours bien oxygénée.

**En conclusion, au-delà des effets naturels de l'épisode de canicule, au regard des caractéristiques physiques des panaches thermiques du CNPE de Golfech et de Bugey (pour un fonctionnement des réacteur n°4 et 5), l'influence des rejets thermiques du CNPE en Situation Exceptionnelle ne sera pas**

significative pour les écosystèmes de la Garonne et du Rhône dans l'environnement de ces deux CNPE.

## 6 REPONSES GLOBALES DES ECOSYSTEMES

Les paragraphes ci-dessous décrivent pour chaque compartiment de l'écosystème qui fait l'objet d'une surveillance renforcée en période de canicule (CCE ou SE), les réponses **court-terme** observées :

- lors des étés caniculaires 2003, 2006, 2018 et 2019 ; ces années constituent les épisodes caniculaires de référence. On notera que Golfech a réalisé une surveillance renforcée dans le cadre d'un fonctionnement en CCE en 2018.
- Lors de l'été 2022, première année de mise en œuvre du programme de surveillance en Situation Exceptionnelle, qui plus est de manière conséquente (plusieurs semaines de surveillance renforcée). Du fait du caractère exceptionnel de l'été 2022 au regard de la surveillance mise en œuvre, les résultats de cette année sont mis en évidence dans un paragraphe dédié pour chaque compartiment.

Le paragraphe traitant des réponses biologiques à **long-terme** s'appuie, quant à lui, sur plusieurs études (Etude thermique Rhône, Programme de recherche Thermie-Hydrobiologie), basées sur l'analyse de chroniques longues (couvrant généralement plusieurs décennies).

### 6.1 PHYSICO-CHIMIE DES EAUX

#### 6.1.1 Résultats antérieurs à 2022

L'hydrologie est un paramètre déterminant de la variabilité de la physico-chimie des eaux. En période de sécheresse, les faibles débits exerceront donc une influence directe sur les concentrations en éléments minéraux. Par ailleurs, la température contrôlant les réactions métaboliques, elle agit indirectement sur les cycles biogéochimiques et donc sur le contrôle des éléments minéraux nécessaires au développement des organismes.

En 2003, les variations des paramètres physico-chimiques dues aux changements hydrologiques et thermiques ont été plus ou moins visibles selon les bassins hydrographiques voire selon les sites d'un même bassin. Ces variations sont restées, dans l'ensemble, modérées par rapport aux gammes de variations connues pour ces paramètres.

Selon les sites, les faibles débits peuvent avoir une incidence plus ou moins marquée sur les concentrations des différentes substances suivies, de par l'effet de moindre dilution. Sur le bassin du Rhône, on a observé soit une tendance à la baisse de la concentration en matières azotées, soit une absence d'évolution significative (p. ex : Bugey). Sur le bassin de la Garonne à hauteur du CNPE de Golfech, les faibles débits de l'été 2003 ont entraîné une augmentation des concentrations en éléments azotés et phosphorés par rapport aux années antérieures. Cependant, en 2018 et 2019, les concentrations en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) sont restées faibles malgré des conditions hydrologiques contrastées (débits élevés en 2018 et faibles en 2019).



En période de canicule, à l'aval des CNPE de Bugey, Saint-Alban, Tricastin et Golfech<sup>17</sup>, les concentrations en oxygène dissous en moyenne journalière sont toujours restées supérieures à 5 mg/L, seuil retenu par le Code de l'Environnement (art. D. 211-10) comme valeur-guide pour les eaux cyprinicoles.

Pour l'ensemble des CNPE, aucune différence sur la qualité des eaux n'a été observée entre l'amont et l'aval des CNPE lors des épisodes caniculaires antérieurs à 2022. Sur tous les bassins, le retour à des valeurs normales des paramètres physico-chimiques a été observé au plus tard lors de l'apparition des pluies automnales qui marque la fin de l'épisode de canicule/sécheresse. La physico-chimie des eaux n'a donc pas été durablement modifiée lors des épisodes caniculaires.

### **6.1.2 Résultats 2022**

Les résultats du suivi renforcé mis en œuvre en 2022 sur les sites de Bugey, Saint-Alban, Tricastin et Golfech n'ont pas mis en évidence d'influence du fonctionnement des CNPE en période de canicule sur les paramètres suivis (pH, conductivité, oxygène dissous, matières en suspension, ammonium pour l'ensemble des CNPE, ainsi que DCO et DBO5 pour Tricastin et Golfech).

En ce qui concerne le suivi réalisé en CCN, le suivi réalisé à Bugey et Saint-Alban montre que les résultats de 2022 restent globalement dans les gammes de valeurs observées des dix dernières années. De manière attendue et comme observé sur la période 2003-2019 (cf. §6.1.1), il est constaté une diminution de l'ammonium et des nitrates en période estivale en lien avec la consommation biologique de ces ions. De manière concomitante a été observée à cette période une baisse du TAC<sup>18</sup>, TH<sup>19</sup> et des hydrogénocarbonates (et corrélativement de la conductivité) via la moindre solubilité du CO<sub>2</sub> et la précipitation d'HCO<sub>3</sub> engendrée par l'élévation saisonnière de la température. L'influence de l'alcalinité sur les teneurs en silice a été particulièrement marquée en 2022 avec des valeurs estivales très faibles, ≤ 2mg/L et globalement < 3 mg/L entre juin et septembre. Les moyennes 2022 en silice sont ainsi toutes inférieures à celles des diverses chroniques, quelle que soit la station.

Pour le CNPE de Golfech les valeurs de DCO observées en période estivale sont dans les mêmes gammes de valeurs que les mesures réalisées hors période estivale (entre 8 et 10 mg O<sub>2</sub>/L), à quelques exceptions près (quelques valeurs ponctuellement entre 11 et 14 mg O<sub>2</sub>/L aux SMP). La DBO5 a tendance à être légèrement supérieure en période estivale avec quelques valeurs entre 2 et 3 mg O<sub>2</sub>/L, tandis qu'elle est < 2 mg O<sub>2</sub>/L entre janvier et mai et en novembre. Les concentrations en ammonium sont plus élevées les premiers jours d'août et retrouvent des valeurs équivalentes au reste de l'année dès le début du mois d'août.

---

<sup>17</sup> Le 31/7/2006, la moyenne calculée à l'aval du CNPE de Golfech était de 4,5 mg O<sub>2</sub>/L. En raison d'un indisponibilité temporaire de la sonde de mesure, cette valeur ne prenait en compte que les données de la nuit, les plus pénalisantes.

<sup>18</sup> Titre Alcalimétrique Complet (teneur en hydroxydes, en carbonates et en bicarbonates).

<sup>19</sup> Titre hydrotimétrique (dureté de l'eau)

Les concentrations en oxygène dissous à l'aval des 4 CNPE sont restées supérieures à 5 mg/L en moyenne journalière pendant tout l'été 2022.

Lors de l'épisode caniculaire 2022, la physico-chimie du secteur (amont et aval) n'a pas été durablement modifiée et aucune différence sur la qualité des eaux n'a été observée entre l'amont et l'aval des CNPE.

## **6.2 BILAN DES REPONSES HYDROBIOLOGIQUES**

Les réponses biologiques lors des épisodes caniculaires résultent de l'interaction d'un ensemble de paramètres physiques et biologiques. Le nombre important d'interactions rend l'interprétation des évolutions observées particulièrement complexe. Il reste donc encore difficile aujourd'hui de dresser un lien direct entre un paramètre physique donné (la température) et les réponses biologiques et particulièrement lors d'épisodes caniculaires qui restent des épisodes peu fréquents et donc mal connus.

### **6.2.1 Réponses court-terme**

Ce paragraphe reprend les observations qui ont été faites entre l'été et l'automne des années caniculaires depuis 2003. Pour l'ensemble des compartiments biologiques, les observations en situation caniculaire sont comparées à celles des années antérieures issues des surveillances en conditions climatiques normales.

#### **6.2.1.1 Plancton, diatomées et macrophytes**

##### **6.2.1.1.1 *Résultats antérieurs à 2022***

A hauteur de la plupart des CNPE, il n'a pas été globalement observé de biomasse planctonique (phytoplancton et zooplancton) inhabituelle, malgré les températures plus élevées. Seul le Rhône à hauteur des sites de Saint-Alban et Tricastin a connu un développement planctonique plus important à l'amont et à l'aval en 2003. Des modifications de composition de ces communautés (type et nombre d'espèces, densité par espèce...) ont pu être observées en amont et en aval des CNPE.

Des observations identiques ont été faites pour les diatomées ou les macrophytes, avec des modifications de composition de certaines communautés mais pas de développement accru de ces compartiments. Seul le Rhône à Tricastin a vu un développement macrophytique plus élevé que lors des années sans épisode caniculaire marqué.

Pour le plancton, les diatomées et les macrophytes, les années de canicule et/ou de sécheresse ont été caractérisées par une précocité des cycles biologiques de ces compartiments par rapport aux autres années.

A minima pour les macrophytes, il semble que ce soient les conditions printanières qui fixent le degré de développement des espèces, les conditions estivales n'ayant que peu d'influence sur la biomasse d'une année donnée.

Pour l'ensemble des CNPE, il n'a pas été relevé de différence significative entre l'amont et l'aval sur les compartiments planctons, diatomées ou macrophytes. L'effet du rejet thermique des CNPE n'a pas été plus marqué pendant les périodes caniculaires antérieures à 2022..

#### **6.2.1.1.2 Résultats 2022**

Les résultats de la surveillance renforcée mise en œuvre en 2022 sur le site du Bugey ne mettent pas en évidence de différence notable entre l'amont et l'aval sur les compartiments planctons et diatomées. Ils sont caractérisés par la présence de taxons affiliés aux milieux eutrophes sur l'ensemble du tronçon suivi (amont comme aval) en lien avec les conditions de canicule et d'étiage.

En dépit de conditions hydroclimatiques estivales potentiellement favorables en 2022, les teneurs en pigments chlorophylliens sont restées très faibles à Bugey et Saint-Alban (< 2 µg/L à Bugey et < 7 µg/L à Saint-Alban).

A Saint-Alban, la surveillance renforcée de l'été 2022 ne met pas en évidence de différence notable entre l'amont et l'aval sur les compartiments planctoniques (phyto- et zoo-plancton). Le peuplement de diatomées benthiques est globalement comparable entre les deux stations, avec une diminution de l'indice diatomées en août, plus prononcée à l'aval qu'à l'amont. Cette dégradation peut s'expliquer pour les deux stations en partie par une légère eutrophisation du milieu plus sensible avec l'évolution des conditions hydrologiques estivales, et un possible effet d'amplification en aval en lien avec l'échauffement, ou par la situation de la station aval, dans le canal de fuite de l'usine hydroélectrique CNR de Sablons, qui est fortement influencée par les éclusées lors des périodes de débit plus faible, ce qui aboutit alors à la mise à sec régulière de la frange littorale où se développent les diatomées. Toutefois, les résultats observés au mois de novembre confirment la tendance habituelle de la station aval éloignée qui présente la richesse la plus élevée et un peuplement à nouveau diversifié et équilibré. En ce qui concerne les macrophytes, les conditions hydrologiques et thermiques du printemps et de l'été 2022 (étiage marqué et prolongé et températures de l'eau élevées) ont favorisé le développement de la végétation aquatique, sauf pour le Potamot pectiné et les algues filamenteuses pour lesquels une régression est notée sur tout le secteur rive gauche de la retenue située en aval du CNPE entre les relevés de mi-juin et ceux de début août.

A Tricastin, aucune différence notable entre l'amont et l'aval n'a été mise en évidence sur le compartiment phytoplanctonique. Malgré quelques différences ponctuelles entre l'amont et l'aval en termes de densité et de richesse du zooplancton ou en termes de richesse et d'IBD pour les diatomées benthiques, il n'est pas mis en évidence d'influence notable du fonctionnement du CNPE en période de canicule sur ces deux compartiments.

A Golfech, la surveillance du phytoplancton montre une production algale plus élevée à l'aval du CNPE, et présentant un maximum fin août. La richesse du peuplement était aussi plus élevée à l'aval. Ces observations pourraient être liées à la présence d'un aménagement hydraulique entre la station amont et la station aval, particulière à ce site (en termes de positionnement des stations vis-à-vis de l'aménagement), sans lien avec le fonctionnement du CNPE. Le zooplancton présentait une richesse plus élevée à l'aval lors des 3 campagnes estivales, avec une structure du peuplement comparable entre les deux stations. La

densité était plus élevée début août en aval, mais était comparable lors les campagnes suivantes. La richesse des diatomées benthiques était temporairement plus faible en août sur l'ensemble du secteur d'étude. L'IBD calculée à l'aval immédiat des rejets du CNPE était également plus faible en août par rapport aux autres stations avant de retrouver des valeurs comparables aux autres stations en septembre. Ainsi, il ne peut être exclu un effet des températures élevées sur les populations de diatomées benthiques à l'aval immédiat (Lamagistère) au mois d'août. Toutefois, les résultats de septembre confirment que cette éventuelle influence présente un caractère ponctuel dans le temps et démontrent la résilience du compartiment diatomique. Enfin, le suivi en CCN des macrophytes met en évidence une richesse spécifique plus élevée par rapport aux années précédentes à l'amont comme à l'aval, les conditions hydrologiques et thermiques de 2022 ayant certainement favorisé le développement macrophytique. La note IBMR est supérieure à l'amont par rapport à l'aval, de manière cohérente avec les résultats du suivi des années précédentes.

### **6.2.1.2 Invertébrés**

#### **6.2.1.2.1 Résultats antérieurs à 2022**

Peu d'évolutions ont été relevées pour les invertébrés pendant l'épisode caniculaire de 2003 ou lors de l'automne qui a suivi. De manière similaire aux macrophytes, plancton et diatomées, des modifications de la composition des communautés d'invertébrés ont été observées, sans différence notable entre l'amont et l'aval. Sur le Rhône à Bugey, Saint-Alban et Tricastin, le développement préférentiel d'espèces à caractère thermophile a été observé.

Globalement, les conditions automnales ont permis un retour à des communautés d'invertébrés plus classiquement observées les années précédentes. D'autre part, aucune différence sur les communautés d'invertébrés n'a été relevée pendant les périodes caniculaires entre l'amont et l'aval des CNPE.

#### **6.2.1.2.2 Résultats 2022**

Pour l'année 2022, la surveillance réalisée pour les CNPE de Bugey, Tricastin et Golfech n'a pas mis en évidence d'effet particulier des conditions climatiques singulières (étiage marqué et canicule) de la période estivale 2022 sur la macrofaune benthique.

A Saint-Alban, une baisse progressive de la richesse est constatée à l'aval éloigné et dans le RCC à l'aval du CNPE (milieux les plus lotiques, i.e. courants) depuis plusieurs années. La richesse totale annuelle 2022 à l'aval immédiat et à l'aval éloigné suit cette tendance et est plus faible qu'à la station amont. La stabilité hydrologique de 2022 a profité à la station RCC en aval du CNPE, pour laquelle la richesse totale annuelle est en nette augmentation par rapport à 2021 (54 taxons contre 40 en 2021). L'année 2021 a en effet été caractérisée par une hydraulité élevée, notamment en période de reproduction, phénomène défavorable pour le peuplement d'invertébrés benthiques.

### **6.2.1.3 Poissons - Structure du peuplement**

#### **6.2.1.3.1 Résultats antérieurs à 2022**

Quel que soit le CNPE considéré, les suivis réalisés pendant les épisodes caniculaires n'ont jamais mis en évidence de mortalité piscicole. De la même manière, en 2003, 2006 et 2018, de façon similaire aux autres compartiments, le seul effet qui a pu être observé ponctuellement pour le compartiment piscicole est une modification temporaire de sa composition. En 2018 à Golfech, la modification observée du peuplement (légère baisse de densité en aval immédiat) n'a pu être attribuée au seul effet de la canicule étant données les valeurs élevées de débits qui ont pu également jouer un rôle important dans la répartition des peuplements piscicoles et leur capturabilité en pêche électrique.

En 2003, sur les cours d'eau relativement froid comme le Rhône à Bugey, les espèces d'eau froide (truite, vairon, loche franche et blageon) ont été moins pêchées que les années précédentes mais sont apparues de nouveau à l'automne. Ceci laisse supposer pour ces espèces une capacité d'évitement du Rhône devenu plus chaud au profit d'affluents restés plus frais (effet d'un couvert végétal plus important ou effet des apports de nappe).

Si d'un bassin-versant à un autre les espèces favorisées par les périodes caniculaires changent, le cortège d'espèces thermophiles concerné reste relativement restreint à une dizaine d'espèces. Les deux effets les plus nets sont une meilleure survie des juvéniles en fin d'été (effectifs automnaux plus importants) et une croissance plus importante.

#### **6.2.1.3.2 Résultats 2022**

Pour l'année 2022, les éventuelles différences observées dans la structure des peuplements lors des périodes de CCE/SE (effectifs plus faibles à l'aval à Bugey) sont globalement limitées à la période estivale et un retour à des résultats habituels (sans différence notable amont/aval) est constaté à l'automne, à l'exception du CNPE de Saint-Alban. Pour ce CNPE, les résultats du suivi de la structure du peuplement piscicole indiquaient un moindre effectif total, un moindre effectif de juvéniles et une moindre proportion de ces juvéniles dans le peuplement à la station aval par rapport à la station amont pendant la période estivale ainsi qu'à l'automne, tout en restant dans les valeurs déjà rencontrées à cette station. Ces résultats pourraient s'expliquer par un comportement d'évitement de certaines espèces vis-à-vis de la zone échauffée, couplé à des conditions défavorables d'habitat et de courantologie dans le canal de fuite, n'offrant pas de zone de refuge thermique. Les résultats obtenus à la fin d'été 2023 dans le secteur du CNPE de Saint-Alban ont montré que les effectifs totaux, les effectifs de juvéniles et leur proportion dans l'assemblage ont augmenté par rapport à la fin d'été 2022, plus particulièrement à l'aval qu'à l'amont. Ces résultats montrent que la situation pour la structure des peuplements de poissons, décrite à l'automne 2022, a été temporaire.

En complément, les résultats de la surveillance piscicole à Saint-Alban montrent une variabilité naturelle inter-annuelle des effectifs totaux de poissons. Pour illustrer cette variabilité, on peut noter en particulier l'année 2021 pendant laquelle ont eu lieu des événements hydrologiques majeurs sur le Rhône : opération



d'Abaissement Partiel du Verbois – APAVER en mai-juin, suivi d'une crue estivale importante tant par son amplitude que par sa durée, mais aucun épisode de canicule. Dans ces conditions hydroclimatiques très différentes de l'année 2022, les effectifs à la fin de l'été 2021 étaient particulièrement faibles.

Plus spécifiquement, à Tricastin les conditions de stabilité hydrologique se sont avérées favorables pour la reproduction des poissons, la survie des jeunes stades, et la croissance estivale des juvéniles des espèces phytophiles (exemple : le brochet), phyto-lithophiles (brème bordelière, gardon) et lithophiles (chevaine, hotu, spirilin, toxostome). Des données complémentaires acquises dans le cadre de travaux de recherche ont permis de montrer que les tailles atteintes en septembre par les jeunes chevaines ont été moindres en regard de la longue période de températures supérieures à 12°C. Il est probable que les fortes températures de l'été et le nombre de jours successifs pendant lesquels la température a excédé 25°C ont été des facteurs de stress au cours de cette période de croissance.

#### 6.2.1.4 Poissons – état sanitaire

Les pêches automnales en 2003 et, dans une moindre mesure, celles des épisodes caniculaires de 2018 et 2019 à Golfech, et en 2022 à l'aval à Tricastin ont pu mettre évidence des développements parasitaires plus importants sur quelques individus, sans incidence notable sur la survie des individus et globalement du peuplement piscicole. En 2019, à Golfech, des parasites ont été observés (lernées) avec le CNPE à l'arrêt pour respect des limites thermiques réglementaires (température de la Garonne autour de 29°C). Dans l'ensemble des observations faites lors des épisodes caniculaires entre 2003 et 2019, aucune différence notable n'a été relevée dans les communautés de poissons entre l'amont et l'aval des CNPE.

Le développement des parasites de poissons bien qu'en partie lié à la température (qui conditionne la dynamique des hôtes et des parasites), dépend surtout de la mise en présence des hôtes et des parasites. La probabilité d'infestation des hôtes pourrait ainsi être augmentée d'une part, par une accélération de la dynamique de population des parasites et d'autre part, par un ralentissement des vitesses d'écoulement consécutif à la diminution des débits. L'origine de la charge parasitaire est donc sans doute multifactorielle (température, hydrologie...) (EDF, 2017<sup>20</sup>). **Ainsi, dans l'état actuel des connaissances, il n'est pas possible de conclure quant à l'effet de l'augmentation des températures sur le risque sanitaire pour les poissons d'eau douce en raison de la complexité des mécanismes sous-jacents en lien avec l'adaptation et la sensibilité thermique à la fois des hôtes et des parasites. Le suivi de ce paramètre n'apparaît donc pas pertinent dans l'objectif d'évaluer l'influence sur l'écosystème du fonctionnement des CNPE en période de canicule.**

#### 6.2.1.5 Poissons migrateurs

L'effet de la canicule de l'été 2003 sur quatre espèces de grands migrateurs (le saumon atlantique, l'alose, l'anguille et la lamproie marine) de la Garonne et de la Dordogne a été analysé à partir des données de

---

<sup>20</sup> Maire A. (2017) Synthèse bibliographique sur l'influence de la température sur l'état de santé de la faune piscicole. Rapport EDF No. 6125-3313-2017-00186-FR.

passage des migrateurs en utilisant les résultats des comptages à hauteur des dispositifs de franchissement de Golfech et de Tuilières et à partir de diverses observations réalisées lors de cet épisode caniculaire.

Pour ces deux sites d'étude, les températures élevées (autour de 24°C) semblent avoir été à l'origine de l'arrêt de la montaison des salmonidés. Cependant l'alose et l'anguille ont circulé autant que les années antérieures, et la lamproie marine a atteint des records à l'ascenseur de l'usine hydroélectrique de Golfech. Pour les aloses, la forte élévation de température du mois de juin 2003 semble avoir entraîné un arrêt précoce de la reproduction.

La similarité des phénomènes observés sur la Garonne à Golfech et la Dordogne à Tuilières montre que ces observations illustrent les conséquences globales d'un épisode de canicule-étiage exceptionnel, indépendamment du fonctionnement du CNPE.

En complément, une étude réalisée dans le cadre du programme Thermie-hydrobiologie 2016-2020 a permis de relier l'évolution conjointe de la température et du débit des grandes rivières françaises sur les 20-40 dernières années aux exigences écologiques des principales espèces de poissons migrateurs amphihalins. Les changements constatés dans l'hydrologie et la thermie des cours d'eau, notamment les étiages prolongés de plus en plus fréquents, peuvent fortement menacer la réalisation des étapes clés du cycle de vie des espèces amphihalines, en particulier les processus automnaux telles que la montaison des saumons et la dévalaison des aloses et lamproies. Ces phénomènes naturels sont amplifiés en condition d'étiage sévères, sans lien direct avec le fonctionnement des CNPE.

### **6.2.2 Réponses long-terme – Enseignements des programmes de recherche en Thermie-Hydrobiologie**

Ce paragraphe reprend les observations réalisées dans le cadre de plusieurs études (Etude thermique Rhône, Programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2008-2013, validé par l'IRSTEA (aujourd'hui INRAe) et EDF R&D et approuvé par le Ministère en charge de l'écologie et l'ASN, Programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020), basées sur l'analyse de chroniques longues (couvrant généralement plusieurs décennies). Les informations existantes sur les évolutions à long-terme des compartiments biologiques concernés, suite aux épisodes caniculaires, sont plus restreintes notamment en raison du faible nombre de canicules au cours de la période d'étude.

Les programmes de surveillance du milieu aquatique dans l'environnement des CNPE depuis leur mise en service fournissent des chroniques long-termes (depuis les années 80-90) pour plusieurs compartiments de l'écosystème (plancton, invertébrés, poissons notamment) et pour plusieurs cours d'eau.

Sur l'ensemble des études, il ressort que les tendances évolutives majeures des peuplements suivent celles des paramètres environnementaux au cours des 30-40 dernières années. Notamment, l'allongement des périodes de températures favorables à la faune et la flore (printemps précoce et automne plutôt doux) explique certaines évolutions biologiques constatées sur plusieurs compartiments (développement précoce des individus, taille plus importante...). **Dans ces chroniques, les canicules ne correspondent pas nécessairement à des épisodes de rupture ou à des points atypiques.**

Sur le Rhône, les peuplements d'invertébrés ont fortement évolué entre 2003 et 2004 et dans une moindre mesure entre 2006 et 2007. Cependant, ces évolutions, correspondant principalement à l'arrivée de nouvelles espèces exogènes ne sont pas totalement imputables aux températures élevées des étés 2003 et 2006 puisque d'une part, les débits ont également été faibles pendant ces étés et d'autre part, l'hiver 2003-2004 a connu des crues exceptionnelles sur le Rhône. Les crues, au travers de la connexion des bassins versants du Rhône et du Danube (par les canaux de navigation) ont favorisé la dispersion et l'implantation de ces espèces qui ont alors trouvé des conditions favorables à leur maintien dans le Rhône (principalement en aval de Lyon) en raison de l'augmentation de sa température moyenne.

Pour les poissons du Rhône, les plus fortes ruptures sont concomitantes aux fortes crues, notamment pour le bas-Rhône (à l'aval de Lyon). Les crues de 1994 et 1995 ont amené des changements nets dans la dynamique des peuplements piscicoles tout particulièrement chez les juvéniles (effectifs en nette augmentation). On note également que pour certaines années caniculaires les forts effectifs de juvéniles en fin d'années caniculaires ne sont pas suivis par des années à plus d'effectifs dans les classes d'âge supérieures. Cette forte abondance de juvéniles ne semble donc pas se transmettre d'une année à l'autre (ou même quelques années plus tard).

Dans le cas de l'analyse de chroniques de données à long terme, l'analyse de l'effet de la température seule est très complexe. Les conclusions du Programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020 indiquent que les évolutions long-terme des écosystèmes aquatiques en France sont influencées par la hausse des températures moyennes des eaux, la diminution des débits moyens des cours d'eau, l'amélioration de la qualité de l'eau, en particulier la diminution de l'eutrophisation, mais aussi l'apparition d'espèces invasives. Les conséquences de ces évolutions sont une forte diminution de l'abondance du phytoplancton et un développement important des macrophytes. Concernant les compartiments supérieurs du réseau trophique (invertébrés benthiques et poissons), les changements observés sont concordants avec une augmentation de la diversité des peuplements et de l'abondance de nombreuses espèces. Ils témoignent aussi du remplacement d'espèces septentrionales à affinité pour les eaux fraîches par des espèces méridionales, thermophiles et historiquement non-présentes sur ces stations.

De manière systématique, aucune différence significative n'a été observée entre les tendances biologiques observées sur les stations localisées à l'amont des CNPE et celles localisées à l'aval, que ce soit pour le phytoplancton, les invertébrés benthiques ou les poissons. Les changements globaux sont les déterminants principaux des évolutions biotiques constatées.

### **6.2.3 Conclusion sur les réponses biologiques**

Quel que soit le paramètre ou le compartiment considéré, l'effet du rejet d'eau chaude n'a pas été plus marqué pendant les épisodes caniculaires de 2003 à 2019 par rapport aux années précédentes : aucune différence biologique entre les stations amont et aval des surveillances hydroécologiques n'a pu être mise en évidence.

En ce qui concerne l'année 2022, les résultats du suivi renforcé mis en œuvre à Bugey, Saint-Alban, Tricastin et Golfech ne mettent pas en évidence d'influence notable du fonctionnement des CNPE sur la

physico-chimie. Si des différences temporaires ont pu être observées entre l'amont et l'aval des CNPE pour certains paramètres décrivant les peuplements du phytoplancton, du zooplancton ou des diatomées benthiques, ces paramètres étaient de nouveau similaires entre stations à l'automne. Ainsi, ces résultats ne mettent pas en évidence d'influence notable du fonctionnement des CNPE concernés sur ces compartiments. De même, des différences temporaires ont pu être observées ponctuellement concernant l'état sanitaire ou la structure du peuplement des poissons pour le CNPE du Bugey, avant un retour à des situations comparables entre stations amont et aval à l'automne. Pour les CNPE de Golfech et Tricastin, aucune différence notable n'a été constatée concernant les poissons. Le fonctionnement de ces trois CNPE n'a donc pas eu d'influence notable sur le compartiment piscicole. Pour le CNPE de Saint-Alban, aucune influence notable sur l'état sanitaire des poissons n'a été mise en évidence. Les résultats du suivi de la structure du peuplement piscicole indiquaient une différence, persistante à l'automne, entre les stations amont et aval, pouvant s'expliquer par un comportement d'évitement de certaines espèces vis-à-vis de la zone échauffée, couplée à des conditions défavorables d'habitat et de courantologie dans le canal de fuite (station aval). Les résultats de surveillance des poissons en 2023 pour le CNPE de Saint-Alban indiquent un retour du peuplement à des densités habituellement observées et comparables entre l'amont et l'aval. Ces résultats montrent que la situation pour la structure des peuplements de poissons, décrite à l'automne 2022, a été temporaire.

**Les liens directs entre température et réponse biologique ne sont pas aisés à établir étant donnée la nature multifactorielle du contrôle du fonctionnement des communautés biologiques.** Les dernières études scientifiques sur les liens entre température et biologie (cf. Annexe) ont principalement permis de confirmer le rôle fondamental de tout un ensemble de paramètres du milieu, dont la température, sur les peuplements aquatiques, leur fonctionnement et les processus écologiques auxquels ils contribuent. Les résultats de ces études sont cohérents avec les résultats clés des programmes de recherche précédents, et les complètent, notamment concernant les déterminants environnementaux des processus migratoires des poissons et les échanges trophiques au sein des écosystèmes aquatiques.

De manière attendue, les observations lors des canicules et les analyses long-termes confirment la sensibilité des espèces d'eau froide aux canicules. Parmi les espèces piscicoles, les espèces migratrices sont les espèces les plus sensibles au moment des épisodes caniculaires.

**De manière systématique, les études à long terme (cf. Annexe 2) ont montré qu'aucune différence significative dans les tendances biologiques n'est observable entre les stations localisées à l'amont des CNPE et celles localisées à l'aval, que ce soit pour le phytoplancton, les invertébrés benthiques ou les poissons (migrateurs compris). Les changements globaux sont les déterminants principaux des évolutions biotiques constatées.**

### **6.3 BILAN DES REPONSES MICROBIOLOGIQUES**

L'échauffement des cours d'eau lié à un épisode caniculaire peut entraîner des modifications structurelles et fonctionnelles du compartiment microbien aquatique. Au sein de ce compartiment, certains micro-organismes peuvent être potentiellement pathogènes pour l'Homme ou peuvent être indicateurs d'un risque

sanitaire ou environnemental. Ils peuvent alors nécessiter une surveillance du milieu, d'une part au regard des activités nautiques et de baignade et d'autre part au regard du risque d'eutrophisation.

### **6.3.1 Bactéries indicatrices d'une contamination fécale (*Escherichia coli* et entérocoques)**

Les agents pathogènes d'origine fécale peuvent être présents dans l'eau, principalement via les rejets des stations d'épurations d'eaux usées et le lessivage de matières fécales animales (en lien avec les activités d'élevage) par les eaux de pluie. La contamination de l'eau de surface par des matières fécales est un facteur de risque sanitaire pour les usages anthropiques de l'eau (potabilisation d'eau, baignade). Les espèces pathogènes étant très variées, potentiellement présentes en très faibles quantités et complexes à détecter, des indicateurs de la contamination de l'eau par des matières fécales ont été définis. Ainsi, pour les eaux de surface utilisées pour la baignade et pour les eaux utilisées pour la production d'eau potable, la réglementation applicable en France impose la surveillance de deux indicateurs : la bactérie *Escherichia coli* et le groupe des entérocoques intestinaux (ensemble d'espèces bactériennes). Ce suivi est réglementaire pour EDF en conditions climatiques exceptionnelles pour les sites concernés par ce dossier.

Les bactéries pathogènes d'origine fécale et les indicateurs associés ne sont généralement pas des bactéries libres, mais des espèces dont le développement dépend d'un hôte (humain ou animal par exemple). Les cours d'eau ou circuits de refroidissement ne sont ainsi pas les biotopes naturels des espèces pathogènes et des indicateurs d'origine fécale. Dans l'eau de surface et dans les circuits de refroidissement, ces espèces ne se développent pas. Leur survie dépend de différents paramètres (température, luminosité, qualité de l'eau, présence d'espèces prédatrices)<sup>21</sup>. La surveillance n'est donc pertinente qu'au point d'usage (site de baignade, captage d'eau potable), et est de la responsabilité du gestionnaire de ce site.

De manière générale, la température est un facteur affectant négativement la survie de ces espèces dans l'eau de surface<sup>19</sup> à l'inverse de ce qui est observé dans leur biotope naturel ou dans des conditions de laboratoires. Ainsi, **les conditions de canicule ne représentent pas des conditions favorables au développement des espèces pathogènes d'origine fécale** (et des indicateurs associés) dans l'environnement. L'élévation de température à l'aval des CNPE n'est donc pas de nature à augmenter le risque sanitaire lié à la présence d'espèces pathogènes d'origine fécale dans les eaux de surface. Les concentrations mesurées dans l'environnement des CNPE lors des étés 2003, 2006, 2015, 2018, 2019 et 2022 sont du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées lors des autres étés (dans les deux cas de l'ordre de 100 UFC/100mL et 10 UFC/100mL pour *Escherichia coli* et les entérocoques intestinaux, respectivement). De plus, les résultats ne montrent pas, en moyenne, de différences significatives entre les concentrations amont et aval lors de ces périodes. Des variations ponctuelles ont parfois été constatées, le plus souvent associées à des épisodes pluvio-orageux (apport par lessivage de sols agricoles et saturation de la capacité de traitement des stations d'épuration).

---

<sup>21</sup> OMS, *Directives de qualité pour l'eau de boisson : 4e éd. intégrant le premier additif*, ISBN 978-92-4-254995-9, 2017

A noter qu'en 2019, des mesures ont été réalisées dans l'environnement du CNPE de Golfech, en période de canicule, hors période de fonctionnement du CNPE. Les concentrations en *Escherichia coli* et entérocoques intestinaux mesurées à 7 stations étaient toutes inférieures à 100 UFC/100mL. Les analyses des bactéries indicatrices de contamination fécale n'ont ainsi pas mis en évidence de concentrations élevées liées à cet épisode, indépendamment du fonctionnement du CNPE et conformément aux connaissances.

**Ainsi le retour d'expérience de la surveillance ne permet pas d'identifier d'impact du fonctionnement des CNPE en condition de canicule sur les concentrations en flores indicatrices d'une contamination fécale.**

### **6.3.2 Cyanobactéries**

Les cyanobactéries sont des bactéries photosynthétiques dont certaines espèces peuvent produire des cyanotoxines, potentiellement toxiques pour l'Homme. Leur prolifération peut être favorisée par l'échauffement des milieux, en conditions nutritives et hydrauliques favorables (stabilité de la masse d'eau)<sup>22,23</sup>. Ces proliférations font l'objet d'une surveillance par les gestionnaires des sites d'eaux de baignade<sup>24</sup>, de zone de pêche et de captages d'eau pour potabilisation, selon les recommandations de la Direction Générale de la Santé. Enfin, leur surveillance contribue au suivi de l'eutrophisation des milieux aquatiques.

Ce suivi est réglementaire pour EDF en conditions climatiques exceptionnelles pour les sites concernés par le présent dossier.

Les résultats disponibles pour Bugey, Saint-Alban et Tricastin montrent que le Rhône, dans l'environnement de ces sites, n'est pas favorable à la présence de cyanobactéries. Cela s'explique notamment par l'absence de zones lenticues (absence de stabilité de la masse d'eau) et par la turbidité importante (absence de pénétration de la lumière). Les résultats disponibles pour les étés 2003 et 2022 montrent des concentrations (exprimées en cellules par mL) toujours très faibles, très inférieures à 20 000 cell./mL, valeur retenue pour informer l'OFB en cas de canicule, et correspondant à un seuil de gestion pour les sites de baignade jusqu'en 2021.

Pour le CNPE de Golfech, les résultats disponibles pour les étés 2003 et 2022 montrent aussi des concentrations faibles (toujours inférieures à 500 cell./mL) au regard du seuil d'information de l'OFB. Le milieu semble toutefois légèrement plus favorable à la présence de cyanobactéries. La présence de la retenue de Malause favorise notamment le développement des cyanobactéries (milieu lentique), influençant notablement les résultats obtenus à l'aval de la retenue et du CNPE.

---

<sup>22</sup> Avis de l'Anses, Saisines n° 2016-SA-0165 et 2015-SA-0207 ; *Évaluation des risques liés aux cyanobactéries et leurs toxines dans les eaux douces*, 2020

<sup>23</sup> OMS, *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*, 1999

<sup>24</sup> Instruction DGS/EA4/EA3/2021/76 du 6 avril 2021 relative à la gestion en cas de prolifération de cyanobactéries dans les eaux douces de baignade et de pêche récréative.



**Ainsi, le REX des canicules de 2003 à 2022 ne met pas en évidence d'impact du fonctionnement des CNPE concernés par ce dossier, en période de canicule, sur les cyanobactéries.**

### **6.3.3 Amibes *Naegleria fowleri***

L'amibe *Naegleria fowleri* est naturellement présente dans les eaux de surface, en concentration très faibles. Elle peut trouver des conditions de développement favorable (la température élevée et la recirculation d'eau brute) dans les circuits de refroidissement fermés des CNPE de bord de rivière., dans les circuits de refroidissement. Les sites concernés par le présent dossier et présentant un risque de rejet de *Naegleria fowleri* dans l'environnement sont donc Bugey et Golfech.

La décision ASN « Risques Microbiologiques » n°2016-DC-0578 cadre pour ces deux CNPE les modalités de surveillance à l'aval des sites : la fréquence d'analyse est *a minima* mensuelle. La concentration est toutefois mesurée quotidiennement dans l'installation en fonctionnement, entre le 15 avril et le 15 octobre. Ces résultats d'analyses permettent de calculer quotidiennement la concentration en amibes à l'aval du site. L'ensemble de ces dispositions et le respect de la concentration seuil de 100 Nf/L permet de maîtriser le risque sanitaire.

L'ANSES<sup>25</sup> a évalué le risque lié à la présence de *N. fowleri* dans les eaux de baignade<sup>26</sup>. Les conclusions du groupe de Travail de l'ANSES sont que :

- La température du milieu est un facteur influençant positivement la détection de *N. fowleri* dans l'environnement.
- La détection de *N. fowleri* est plus fréquente pour des températures supérieures à 25-27°C.
- Une température supérieure à 25-27°C n'est pas un paramètre suffisant à la détection de *N. fowleri*.

Pour les CNPE de Bugey et Golfech, en Situation Exceptionnelle, la température après mélange dépasse 25-27°C. Pour ces sites, dont des circuits de refroidissement peuvent rejeter des amibes *N. fowleri*, la température à l'aval du site en Situation Exceptionnelle serait donc plus à risque.

Des mesures d'amibes *Naegleria fowleri* ont été réalisées lors des périodes caniculaires de 2003 à 2022 dans l'environnement des CNPE de Golfech et Bugey. *Naegleria fowleri* est détectée dans moins de 50% des échantillons à l'aval des CNPE, avec des concentrations toujours inférieures à la limite réglementaire de 100 Nf/L (2 à 15 Nf/L à l'aval des CNPE).

**Ainsi, le REX des canicules entre 2003 et 2022 ne met pas en évidence d'impact du fonctionnement des CNPE concernés par ce dossier, en période de canicule, sur les amibes *N. fowleri*.**

---

<sup>25</sup> Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

<sup>26</sup> Avis de l'Anses, Saisine n°2011-SA-0190, Analyse des risques sanitaires liés à la présence d'amibes *Naegleria fowleri* dans les eaux de baignade. 2014

## **7 OBSERVATIONS BIOLOGIQUES LOCALES AU REGARD DES TEMPERATURES MAXIMALES RENCONTREES**

L'objectif de ce paragraphe est de donner des éléments concernant la réponse des compartiments biologiques en période de canicule au regard des températures maximales déjà rencontrées au droit des CNPE et des épisodes prolongés à une température élevée de l'eau, supérieure à 25°C. La valeur de 25°C a été retenue car c'est une valeur communément admise dans la littérature scientifique comme décrivant des températures élevées pour le milieu aquatique d'eau douce. L'annexe 1 illustre, à l'aide d'un schéma, les différentes valeurs retenues pour contextualiser les campagnes de surveillance renforcée.

Les situations retenues correspondent aux périodes de canicules pendant lesquelles les températures maximales observées ont dépassé les limites thermiques applicables en CCN et pour lesquelles des données fiables, comprenant la surveillance biologique, sont disponibles. Pour le CNPE de Saint-Alban en particulier, il n'y a pas de retour d'expérience quant à l'incidence des températures au-delà des limites de température aval en CCN. En effet, la limite de 28°C a été dépassée de manière très limitée en valeur et dans le temps en 2022, avec 28,04°C calculé à l'aval pendant une journée, ce qui n'est pas significatif au sens de la perception par l'écosystème. C'est pourquoi il n'est pas retenu d'épisodes de canicules sur le site de Saint-Alban dans le présent paragraphe.

### **7.1 RETOUR D'EXPERIENCE SUR LA GARONNE AU DROIT DE GOLFECH EN 2019 ET 2022**

Depuis 2006, les épisodes de canicule estivale les plus importants se sont traduits par des dépassements durables de la température de 28°C en amont comme en aval du CNPE de Golfech durant les étés 2019<sup>27</sup> et 2022. Durant chacun de ces épisodes, une surveillance complémentaire de l'environnement a été mise en œuvre.

L'épisode de canicule de l'été 2018 n'est pas retenu car la température en aval du CNPE de Golfech n'a dépassé la limite de 28°C que très ponctuellement (valeur maximale de 28,2°C et dépassement de 28°C durant 36h sur 2 jours).

---

<sup>27</sup> Durant l'été 2019, la température aval après mélange a dépassé la valeur limite de 28°C durant une journée (le 23 juillet 2019), puis le CNPE a été mis à l'arrêt compte-tenu de l'absence de requis RTE (le 23 juillet à 17h). La température amont de la Garonne a dépassé 28°C durant 4 jours consécutifs (température maximale de 29,2°C en moyenne journalière), les 2 tranches du CNPE étant entièrement à l'arrêt durant cette période. Durant cet épisode de chaleur, un programme renforcé de surveillance (surveillance volontaire) a été mis en œuvre à partir du 25 juillet.

### 7.1.1 Conditions hydrométéorologiques de l'été 2019

L'étiage 2019 s'est installé à la mi-juin, avec un épisode caniculaire dès la fin du mois du juin. L'hydrologie est restée globalement déficitaire en juin (débit moyen mensuel de 225 m<sup>3</sup>/s pour un débit mensuel interannuel de 393 m<sup>3</sup>/s sur la période [1967-2019]) et a poursuivi sa dégradation jusqu'en septembre. En juillet, le débit moyen mensuel de la Garonne a été inférieur de moitié au débit mensuel interannuel (95 m<sup>3</sup>/s contre 186 m<sup>3</sup>/s).

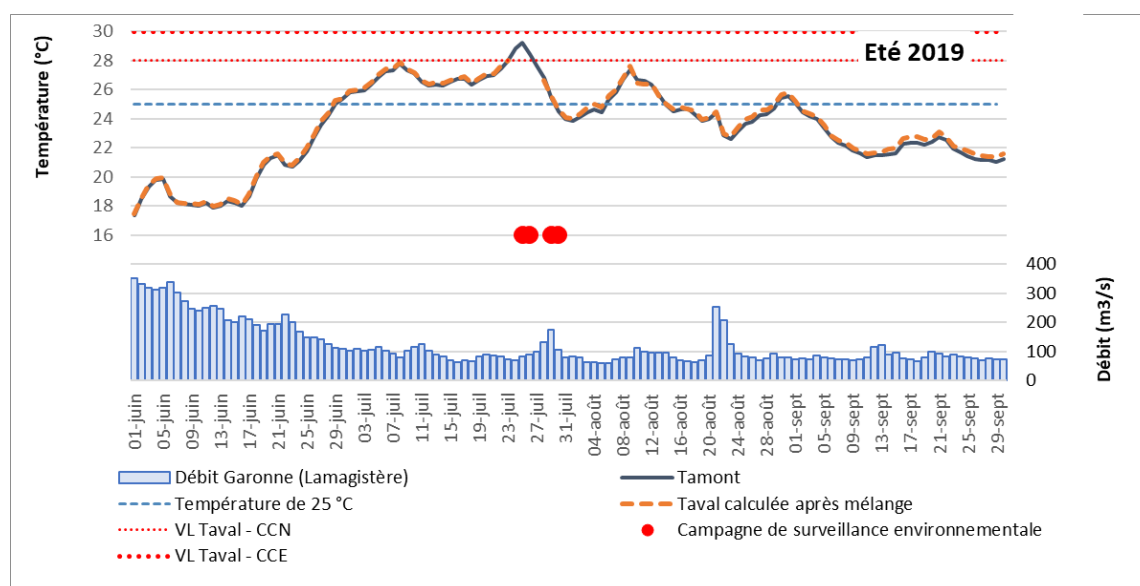


Figure 24 : Caractéristiques de l'été 2019 de la Garonne au CNPE de Golfech

La Garonne (en amont comme en aval du CNPE) a atteint une température d'ordre de 29°C (valeur maximale 29,2°C en moyenne journalière enregistrée le 25 juillet 2019), alors que le CNPE était à l'arrêt.

Lors de la période précédant le dépassement de la température de 28°C dans la Garonne (température aval de 28,3°C atteinte le 23 juillet 2019), la température amont et la température aval étaient supérieures à 25°C depuis 24 jours.

Entre le 1er juin et le 30 septembre, la valeur de 25°C a été atteinte ou dépassée durant :

- 42 jours dont un épisode de 31 jours consécutifs en amont du CNPE,
- 39 jours dont un épisode de 25 jours consécutifs en aval du CNPE.

En 2019, la température de la Garonne a dépassé 28°C durant 4 jours (dont uniquement un jour avec le CNPE en fonctionnement).

**L'été 2019 permet d'analyser l'effet des températures élevées de la Garonne sur la biologie en amont et en aval du CNPE de Golfech (températures des eaux de la Garonne de l'ordre de 29°C), ces températures amont et aval étant très proches compte-tenu du faible échauffement induit par le fonctionnement CNPE (hors période d'arrêt).**

### **7.1.2 Résultats de la surveillance hydroécologique renforcée en 2019**

En 2019, malgré l'absence de fonctionnement en CCE, EDF a réalisé de manière volontaire un suivi renforcé. La température a dépassé les 28°C le 23/07 et les campagnes de surveillance renforcée ont été menées entre le 24 et le 30 juillet. Les prélèvements de diatomées et les échantillonnages de l'ichtyofaune ont été effectués une seule fois au cours de l'épisode caniculaire (ayant duré moins d'une semaine). Les prélèvements d'eau ont été effectués 2 fois.

Le suivi des paramètres physico-chimiques (DCO, DBO5, ammonium) et microbiologiques (paramètres « eau de baignade ») ne mettent pas en évidence de différence entre les stations amont et aval.

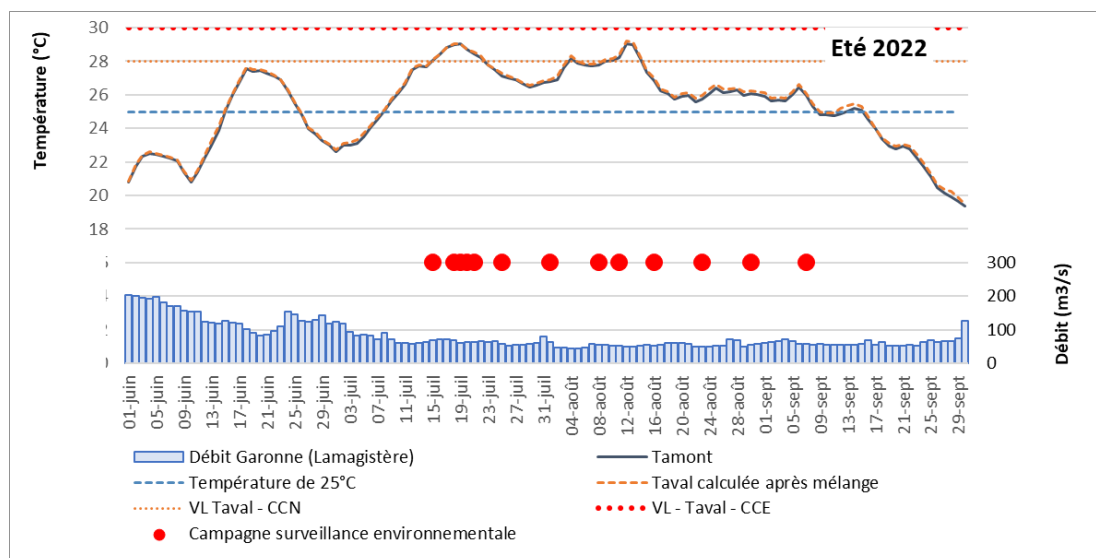
L'analyse des peuplements de diatomées benthiques montre que l'ensemble de la zone d'étude (de l'amont à l'aval éloigné) est eutrophisée et indiquent la richesse en nutriments du cours d'eau au niveau des quatre stations suivies. Les résultats obtenus ne permettent pas de mettre en évidence une influence du CNPE en période de canicule sur les peuplements de diatomées à l'aval du CNPE de Golfech.

L'examen sanitaire des poissons indique la présence de lésions diverses sur l'ensemble de la communauté de poissons, avec peu d'individus diagnostiqués quelle que soit la station et sans que cela ne présente un risque pour la survie des individus et pour les populations de poissons.

La richesse spécifique des peuplements de poissons est globalement similaire entre l'amont et l'aval du CNPE, avec des espèces dominantes différentes entre les stations. Les valeurs de l'IPR n'indiquent pas de changement notable de qualité entre l'épisode caniculaire de 2019 et les campagnes en situation climatique normale de 2017 et 2018, ni entre les stations amont et aval du CNPE. L'étude de l'ichtyofaune avec calcul de l'IPR ne met donc pas en évidence d'effet de l'épisode caniculaire sur les populations de poissons.

### **7.1.3 Conditions hydrométéorologiques de l'été 2022**

L'étiage 2022 s'est installé dès le début mois de juin avec des débits très bas dès le printemps (entre le quantile 10% et les minimas historiques dès le mois de mai 2022 - période de 1967 à 2010). Au 1<sup>er</sup> juin, le débit de la Garonne était de l'ordre de 200 m<sup>3</sup>/s. Compte-tenu du déficit de précipitations (aussi bien au printemps que lors de la période estivale), l'étiage 2022 a été particulièrement marqué. La période de retour du débit minimal enregistré pendant 30 jours consécutifs (VCN 30) à Lamagistère est estimé à environ 40 à 50 ans. Le soutien d'étiage par les aménagements hydrauliques situés en amont a permis de maintenir le débit de la Garonne au-dessus de 50 m<sup>3</sup>/s à Lamagistère.



**Figure 25 : Caractéristiques de l'été 2022 de la Garonne au CNPE de Golfech**

Durant le mois d'août 2022, la température de la Garonne à la prise d'eau du CNPE a atteint 29°C (valeur maximale de 29,1°C - en moyenne journalière - les 12 et 13 août).

Lors de la période précédant le premier dépassement de la température de 28°C dans la Garonne, le 15 juillet 2022 (température aval maximale de 29,1°C atteinte le 19 juillet 2022), et la mise en œuvre de la surveillance environnementale en CCE (le jour même), les températures en amont et en aval du CNPE ont dépassé 25°C durant 7 jours consécutifs.

Le fonctionnement du CNPE en CCE puis en SE durant le mois d'août s'inscrit dans une période chaude dans la poursuite de l'épisode de canicule débuté en juillet avec une température de la Garonne (en amont comme en aval du CNPE) supérieure à 25°C depuis le 8 juillet. Les températures de l'eau ont ponctuellement été supérieures à 29°C en amont comme en aval (température aval maximale de 29,2°C enregistrée le 12 août).

Ainsi, entre le 1<sup>er</sup> juin et le 30 septembre, les températures de la Garonne en amont et en aval du CNPE ont été supérieures :

- à 25°C durant respectivement 77 et 78 jours, dont un épisode de 63 jours entre le 8 juillet et le 8 septembre.
- à 28°C durant deux épisodes d'une durée respective de 8 jours (juillet) et 7 jours (août) consécutifs.

**Avec la succession de trois vagues de canicule, l'été 2022 constitue un été caniculaire de référence pour analyser l'effet des températures élevées sur les communautés aquatiques en amont comme en aval du CNPE. Les rejets thermiques du CNPE n'ont pas d'effets notables sur les températures de la Garonne en aval du CNPE avec un échauffement aval après mélange très faible (de l'ordre de 0,1°C en moyenne).**

#### **7.1.4 Résultats de la surveillance hydroécologique renforcée en 2022**

En 2022, le CNPE de Golfech était en conditions climatiques exceptionnelles ou situation exceptionnelle du 15 au 22/07, le 4/08 et entre le 9 et le 14/08. Une surveillance renforcée de l'environnement a été mise en œuvre entre le 15 juillet et le 11 septembre.

Les résultats de la surveillance renforcée mise en œuvre sont détaillés aux paragraphes 6.1.2 pour la physico-chimie, pour chaque sous-paragraphe par compartiment biologique du paragraphe 6.2.1 et au paragraphe 6.3 pour la microbiologie.

Le suivi des paramètres physico-chimiques renforcés pendant l'été 2022 (DBO5, DCO, MES,  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  ; pH, de l'oxygène dissous et de la conductivité en continu) et des paramètres microbiologiques (*Escherichia coli*, entérocoques intestinaux, cyanobactéries, amibes de l'espèce *Naegleria fowleri*) ne montrent pas de différence notable entre l'amont et l'aval du CNPE.

Les résultats du suivi du zooplancton, des examens sanitaires piscicoles et de la structure du peuplement piscicole n'ont pas mis en évidence de différence entre l'amont et l'aval du CNPE.

La surveillance du phytoplancton montre une production algale plus élevée à l'aval du CNPE, et présentant un maximum fin août. La richesse du peuplement était aussi plus élevée à l'aval. Ces observations pourraient être liées à la présence de l'aménagement hydraulique (la dérivation de Golfech/Maulause) entre la station amont et la station aval, particulière à ce site (en termes de positionnement des stations vis-à-vis de l'aménagement), sans lien avec le fonctionnement du CNPE.

La richesse des diatomées benthiques était temporairement plus faible en août sur le secteur d'étude. L'IBD calculée à l'aval immédiat des rejets du CNPE était aussi plus faible en août avant de retrouver des valeurs comparables aux autres stations en septembre. Les résultats traduisent un peuplement riche et stable notamment à la station aval éloignée.

#### **7.1.5 Conclusion sur les observations biologiques au regard des températures maximales rencontrées sur la Garonne au droit du CNPE de Golfech**

Le tableau ci-dessous résume les conditions thermiques rencontrées à Golfech lors des épisodes caniculaires de 2019 et 2022.



**Tableau 8 : résumé des conditions thermiques rencontrées à l'aval du CNPE de Golfech en 2019 et 2022**

Année	Nombre de jours consécutifs avec une température aval > 25°C	Conditions précédant la période avec une température aval > 28°C	Conditions pendant la période avec une température aval > 28°C	
		Nombre de jours consécutifs précédant la période où la température aval après mélange était supérieure à 25°C	Température maximale calculée en aval après mélange (°C)	Durée du dépassement du seuil de 28°C (en aval après mélange)
2019	31 jours <sup>28</sup>	24 jours	29,2°C <sup>28</sup>	4 jours <sup>28</sup>
2022 : du 15 au 22/07	63 jours	7 jours	29,1°C	8 jours
2022 : du 9 au 14/08		33 jours	29,2°C	6 jours

**Les résultats des suivis hydroécologiques menés dans l'environnement du CNPE de Golfech en 2019 et 2022 montrent que dans les conditions hydrologiques et thermiques rencontrées :**

- **une température maximale de 29°C et ;**
- **des valeurs supérieures à 25°C pendant 78 jours en 2022 entre le 1<sup>er</sup> juin et le 30 septembre (dont 63 jours consécutifs entre le 8 juillet et le 8 septembre, période qui couvre les semaines de surveillance renforcée) ;**

**il n'a pas été noté d'influence notable de l'échauffement lié au fonctionnement du CNPE en période caniculaire sur la physico-chimie, la microbiologie et les compartiments biologiques, à l'exception de quelques différences temporaires entre amont et aval (ex : diatomées benthiques à l'aval immédiat en 2022 au mois d'août) avec un retour à des valeurs comparables à l'automne.**

<sup>28</sup> Les deux tranches du CNPE ont été entièrement à l'arrêt entre le 23 juillet (à 15h) jusqu'au 27 juillet, cependant la température amont (et donc aval) a dépassé 28°C durant plusieurs jours.

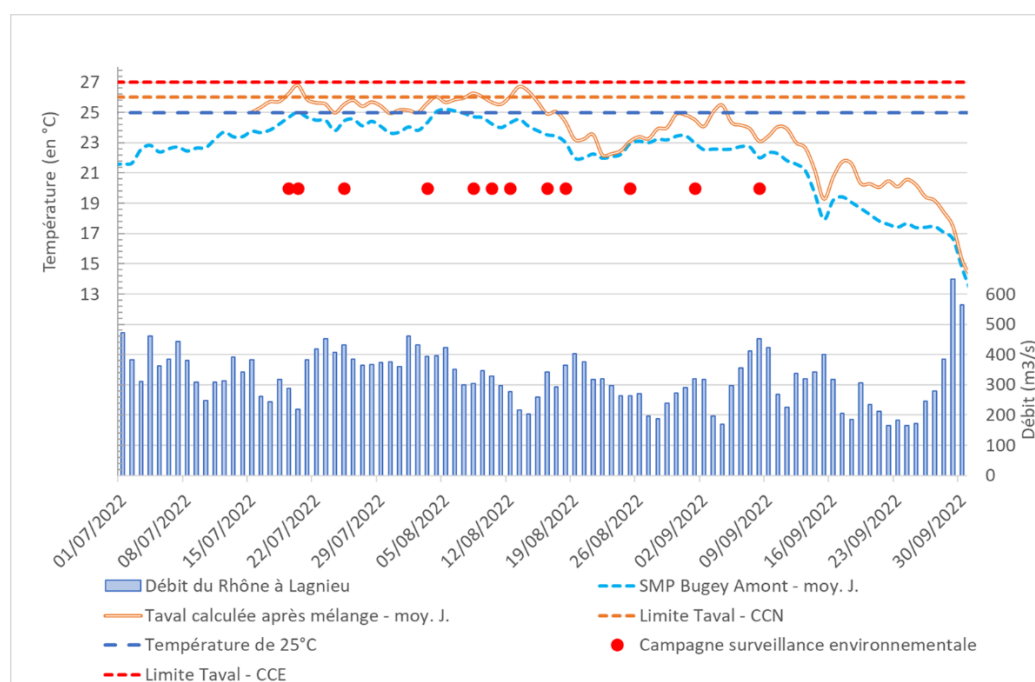
## 7.2 RETOUR D'EXPERIENCE DU RHONE AU DROIT DE BUGEY SUITE A L'ETE 2022

### 7.2.1 Conditions hydrométéorologiques de l'été 2022

Les débits moyens journaliers du Rhône ont été très bas et ont oscillé autour du quantile 10% dès le mois d'avril 2022 pour atteindre les minimas historiques à la mi-juin. Les débits sont restés globalement bas jusqu'en septembre avec des variations de débits marquées à une échelle hebdomadaire (voire journalière) du fait de la gestion des ouvrages hydroélectriques sur le Rhône en amont du CNPE.

Durant les mois de juillet et d'août, le débit moyen du Rhône a été de 336 m<sup>3</sup>/s (avec des valeurs de débit moyen journalier comprises entre 187 m<sup>3</sup>/s et 472 m<sup>3</sup>/s – débit supérieur au module interannuel, Cf. Tableau 3).

La température du Rhône en amont du CNPE a atteint, le 5 août, une valeur maximale de 25,2°C (en moyenne journalière). Durant l'été, la température du Rhône en amont du CNPE a été supérieure à 25 °C durant 4 jours consécutifs entre le 4 et 7 août.



**Figure 26 : Caractéristiques de l'été 2022 du Rhône au CNPE de Bugey**

Durant l'été 2022, le maintien en puissance de deux réacteurs (dont un en circuit ouvert) a conduit à des températures aval après mélange supérieures à 25°C durant 32 jours consécutifs entre le 14 juillet et le 15 août 2022.

La température maximale du Rhône atteinte en 2022 en amont du CNPE est restée inférieure aux valeurs maximales historiques (notamment en 2003 et 2006), mais le maintien en puissance d'une tranche en circuit ouvert a conduit à dépasser les températures maximales historiques calculées en aval après mélange au-delà de 26°C.

L'été 2022 constitue un été de référence pour analyser l'effet des températures élevées sur les communautés aquatiques.

### **7.2.2 Résultats de la surveillance hydroécologique renforcée en 2022**

En 2022, le CNPE du Bugey était en situation exceptionnelle du 19 au 20/07, le 4/08, du 8 au 9/08 et du 12 au 14/08. Une surveillance renforcée de l'environnement a été mise en œuvre entre le 15 juillet et le 11 septembre.

Les paramètres physico-chimiques renforcés pendant l'été 2022 (MES et NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/NH<sub>3</sub> ; pH, oxygène dissous et conductivité en continu), ainsi que la surveillance renforcée des paramètres microbiologiques (*Escherichia coli*, entérocoques intestinaux, amibes de l'espèce *Naegleria fowleri* et cyanobactéries) ne montrent pas de différence notable entre l'amont et l'aval du CNPE.

Les résultats de la surveillance biologique de la chlorophylle a, des densités du phytoplancton et du zooplancton, des diatomées benthiques et des examens sanitaires piscicoles sont similaires entre l'amont et l'aval du CNPE.

Seuls les effectifs de poissons sont plus faibles à l'aval qu'à l'amont pendant la période de canicule, contrairement à ce qui est habituellement observé. Ce résultat peut être lié à des comportements d'évitement de la zone échauffée. Toutefois les résultats obtenus lors des campagnes automnales montrent un retour à des peuplement habituels pour les stations amont et aval soulignant la résilience de l'écosystème.

Le tableau ci-dessous résume les conditions thermiques rencontrées à Bugey lors des épisodes caniculaires de 2022.

**Tableau 9 : résumé des conditions thermiques les plus défavorables rencontrées au droit du CNPE du Bugey en 2022**

Jour / période avec le CNPE en SE	Conditions précédant la période avec une température aval > 26°C		Conditions pendant la période avec une température aval > 26°C°	
	Nb. de jours avec une T°≥25°C à l'amont	Nb. de jours avec une T°≥25°C à l'aval	Température maximale calculée en aval après mélange (°C)	Durée du dépassement du seuil de 26°C (en aval après mélange)
19 et 20 juillet	-	4 jours	26,8°C	2 jours
Du 12 au 14 août	4 jours (du 4 au 7 août)	28 jours	26,7°C	3 jours

**Les résultats des suivis hydroécologiques menés dans l'environnement du CNPE du Bugey en 2022 montrent que dans les conditions hydrologiques et thermiques rencontrées :**

- une température maximale de l'ordre de 27°C à l'aval et ;
- des valeurs supérieures à 25°C à l'aval pendant 32 jours consécutifs entre le 14 juillet et le 15 août 2022 ;

**il n'a pas été noté d'influence notable de l'échauffement lié au fonctionnement du CNPE en période caniculaire sur la physico-chimie, la microbiologie, le phyto- et le zooplancton, les diatomées benthiques et les peuplements piscicoles.**

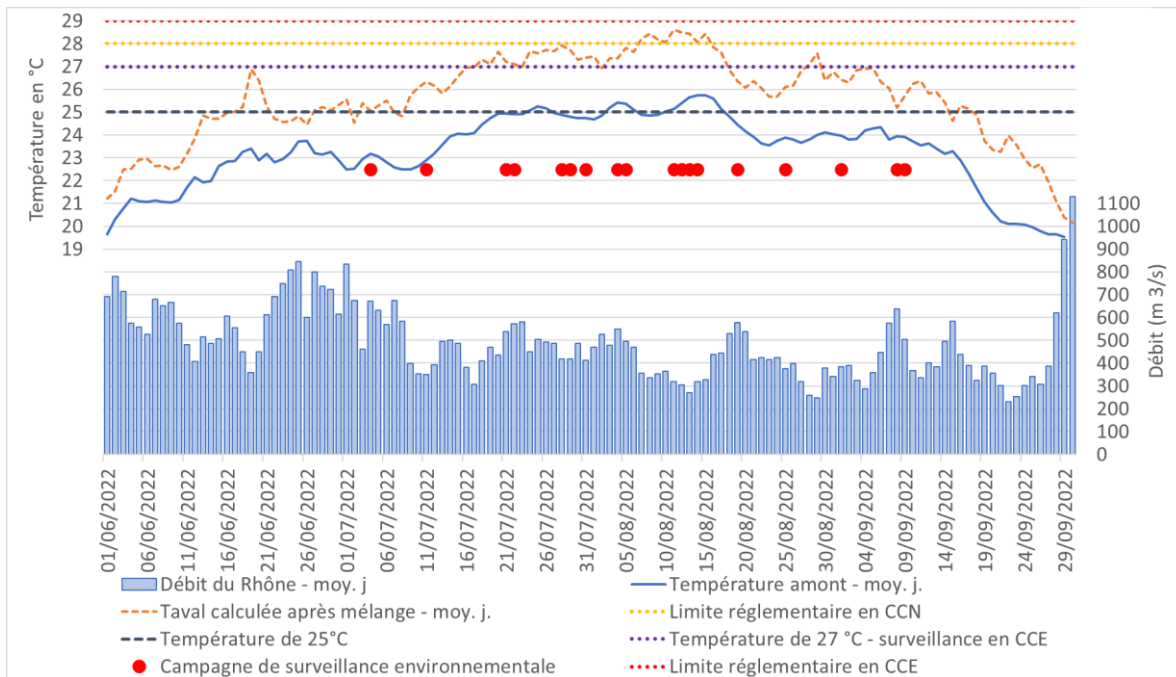
### **7.3 RETOUR D'EXPERIENCE DU RHONE AU DROIT DE TRICASTIN EN 2022**

#### **7.3.1 Conditions hydrométéorologiques de l'été 2022**

Les débits moyens journaliers du Rhône à Pont de Viviers ont été très bas et sont passés sous le quantile 10% dès la fin du mois de mai 2022 pour atteindre les minimas historiques à la mi-juin et début septembre.

Les débits moyens mensuels des mois de juillet et d'août du canal de Donzère ont été relativement bas avec des valeurs respectives de 500 m<sup>3</sup>/s et de 400 m<sup>3</sup>/s et des débits moyens journaliers compris entre 250 m<sup>3</sup>/s (correspondant à un débit d'une période de retour supérieure à 20 ans) et 830 m<sup>3</sup>/s.

Durant l'été 2022, la température maximale du Rhône mesurée en amont du CNPE s'est approchée de 26°C durant 2 jours consécutifs (25,7°C en moyenne journalière durant 2 jours consécutifs - les 15 et le 16 août).



**Figure 27 : Caractéristiques de l'été 2022 du Rhône au CNPE de Tricastin**

Lors de la période précédant le dépassement de la température de 28°C dans le Rhône (aval CNPE), la température du Rhône en amont du CNPE a été supérieure à 25°C durant trois jours consécutifs. Entre le 1<sup>er</sup> juillet et le 31 août, cette température de 25°C a été dépassé durant 16 jours répartis en trois épisodes d'une durée comprise entre 4 et 8 jours.

La température du Rhône en aval du CNPE a été supérieure à 25°C en continu depuis le 9 juillet soit 29 jours consécutifs. Cette température a été atteinte ou dépassée à plusieurs reprises entre le 17 juin et le 17 septembre (84 jours cumulés) dont un épisode de 68 jours consécutifs (entre le 9 juillet et le 14 septembre).

La température de 27°C, déclenchant la surveillance environnementale en CCE (décision « modalités »), a été atteinte dès le 18 juillet, soit 20 jours avant le passage en SE<sup>29</sup>.

**La température en amont du CNPE est restée inférieure aux valeurs maximales historiques, Toutefois le maintien en puissance des tranches a conduit à s'approcher des températures aval historiques.**

**L'été 2022 constitue un épisode de référence pour observer l'effet des températures sur les communautés aquatiques.**

<sup>29</sup> La température aval est passée sous le seuil de 27°C le 2 août (26,9°C).

### **7.3.2 Résultats de la surveillance hydroécologique renforcée en 2022**

En 2022, le CNPE du Tricastin était en situation exceptionnelle (ou température aval > 27°C) entre le 18 juillet et le 17 août, puis les 28 et 29 août. Une surveillance renforcée de l'environnement a été mise en œuvre entre le 18 juillet et le 11 septembre.

Les paramètres physico-chimiques dont la surveillance a été renforcée (DCO, DBO5, MES, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/NH<sub>3</sub>; oxygène, pH et conductivité en continu), la surveillance renforcée des paramètres microbiologiques (amibes, légionelles, *Escherichia coli*, entérocoques intestinaux, cyanobactéries), la surveillance du phyto- et du zooplancton, des diatomées benthiques et du peuplement piscicole ne mettent pas en évidence de différence notable entre l'amont et l'aval du CNPE.

Seul l'état sanitaire piscicole était légèrement meilleur à l'amont en juillet et août, sans présenter de risque pour la survie des individus concernés. De plus, les résultats étaient similaires entre l'amont et l'aval en septembre.

**Les résultats des suivis hydroécologiques menés dans l'environnement du CNPE du Tricastin en 2022 montrent que dans les conditions hydrologiques et thermiques rencontrées :**

- **une température maximale de l'ordre de 28,5°C à l'aval et ;**
- **des valeurs supérieures à 25°C à l'aval pendant un épisode de 68 jours consécutifs entre le 9 juillet et le 14 septembre ;**

**il n'a pas été noté d'influence notable de l'échauffement lié au fonctionnement du CNPE en période caniculaire sur la physico-chimie, la microbiologie, le phyto- et le zooplancton, les diatomées benthiques et les peuplements piscicoles.**

### **7.4 CONCLUSION SUR LES OBSERVATIONS BIOLOGIQUES AU REGARD DES TEMPERATURES MAXIMALES RENCONTREES**

Le tableau ci-dessous résume les conditions les plus défavorables rencontrées pour les CNPE de Bugey, Tricastin et Golfech et pour lesquelles aucune évolution biologique notable n'a été mise en évidence dans le cadre de la surveillance renforcée mise en œuvre en période estivale.



**Tableau 10 : résumé des conditions thermiques les plus défavorables (année 2022), sans influence constatée sur l’environnement aquatique au travers de la surveillance renforcée**

Site	Température aval calculée maximale <sup>30</sup>	Nombre de jours consécutifs avec une température aval supérieure à 25°C (intégralité de la période estivale)	Limite de T°aval après mélange en CCN	Durée de dépassement de la limite thermique en CCN
Golfech	29°C	63 jours (entre le 8/7 et 8/9)	28°C	6 jours
Bugey	27°C	32 jours (entre le 14/7 et le 15/8)	26°C	8 jours (2 en juillet et 6 en août)
Tricastin	28,5°C	68 jours (entre le 9/07 et le 14/09)	28°C	9 jours

## **8 CONCLUSION**

Les connaissances disponibles pour les CNPE de Bugey, Saint-Alban, Tricastin et Golfech permettent de caractériser le panache thermique de ces quatre CNPE en période de canicule-étiage. Pour le CNPE de Golfech et les réacteurs n°4 et 5 du CNPE du Bugey, fonctionnant avec des tours aéroréfrigérantes, le panache thermique est très peu visible, en raison notamment de la performance des aéroréfrigérants en période chaude.

En effet, dans le cas des sites équipés de tours aéroréfrigérantes, les échauffements apportés au cours d’eau sont très faibles, du même ordre de grandeur que les variations naturelles de la température du cours d’eau (entre le jour et la nuit, entre différents point d’un transects du cours d’eau). Les écosystèmes locaux sont donc adaptés à de telles variations de température. Au-delà des effets propres de la période de canicule sur l’écosystème, le fonctionnement de ces sites durant une Situation Exceptionnelle ne devrait donc pas avoir d’incidence significative sur l’écosystème aquatique.

Les programmes de surveillance et les études mis en place notamment pendant et après les canicules de 2003 et 2006 ont permis d’appréhender les répercussions biologiques de ces épisodes climatiques exceptionnels. Depuis, les mesures réalisées lors des épisodes caniculaires plus récents ainsi que les mesures réalisées lors des CCE et SE rencontrées en 2022 (à Bugey, Saint-Alban, Tricastin et Golfech) sont venues compléter et renforcer les observations de 2003 et 2006. Les données acquises montrent une modification structurelle (proportion des espèces) de certains compartiments à l’amont et à l’aval des CNPE, sans que l’équilibre biologique global du peuplement ne soit remis en cause. D’autre part, aucune différence significative durable, entre l’amont et l’aval des CNPE, n’a été mise en évidence, excepté pour le compartiment poissons à Saint-Alban en 2022, avant un retour à un peuplement habituellement observé et comparable entre l’amont et l’aval en 2023. Ces résultats montrent que la situation pour la structure des peuplements de poissons, décrite à la sortie de la canicule 2022, a été temporaire.

<sup>30</sup> Pour laquelle une surveillance renforcée a été mise en œuvre

Ainsi, les éléments disponibles à ce jour ne permettent pas de mettre en évidence un effet supplémentaire des rejets thermiques des CNPE par rapport aux effets occasionnés par les événements climatiques exceptionnels.

**Les programmes de recherche en Thermie-hydrobiologie permettent d'étudier l'influence des hausses de température sur les écosystèmes aquatiques, notamment celles liées au changement climatique.** Ils mettent en évidence qu'aucune différence significative dans les tendances biologiques n'est observable entre les stations localisées à l'amont des CNPE et celles localisées à l'aval, que ce soit pour le phytoplancton, les invertébrés benthiques ou les poissons (migrateurs compris). **Les changements globaux (hausse des températures moyennes, et diminution moyenne des débits des cours d'eau) sont les déterminants principaux des évolutions biotiques constatées, sans mise en évidence d'influence des périodes de canicule.**

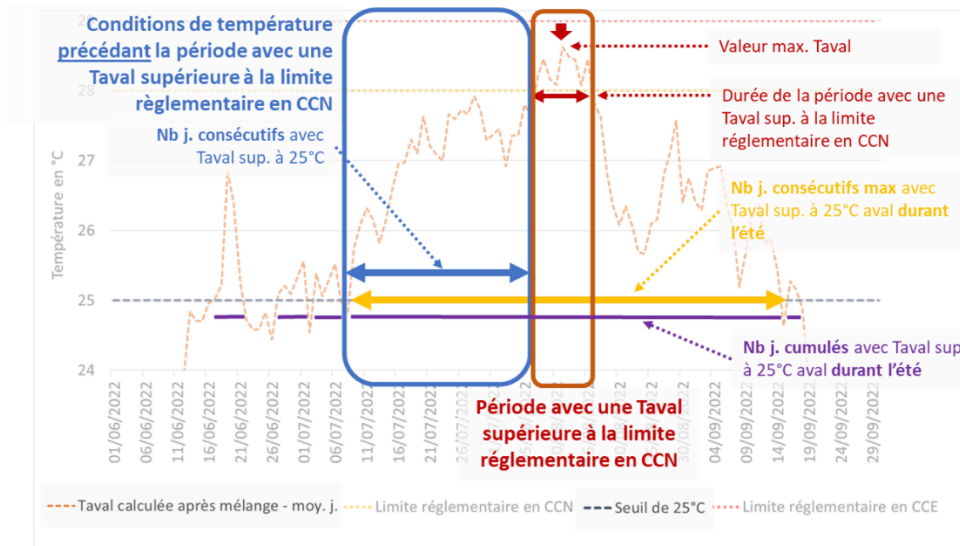
## **ANNEXE 1 : CONDITIONS HYDROMETEOROLOGIQUES, VALEURS PRESENTEES ET CLEF DE LECTURE**

Le paragraphe 7 du document s'attache à confronter les observations biologiques issues de différentes campagnes de surveillance renforcée avec les températures maximales rencontrées durant les différents épisodes retenus.

Des données relatives aux conditions hydrométéorologiques sont présentées pour contextualiser chacune de ces campagnes.

Ainsi, les données présentées pour décrire le contexte thermique de chacun des étés, présentées dans les paragraphes 7.1.1, 7.1.3, 7.2.1 et 7.3.1, s'appuient sur les valeurs de températures rencontrées en amont et en aval du CNPE :

- avant la période de SE et notamment le nombre de jours consécutifs avec une température supérieure à 25°C (Cf. indications en bleu, Figure 28),
- lors de la période de SE et notamment le nombre de jours et la valeur maximale atteinte (Cf. indications en rouge, Figure 28),
- durant l'été avec le nombre maximum de jours consécutifs (Cf. indications en jaune, Figure 28), et le nombre de jours cumulés (Cf. indications en violet, Figure 28), avec une température supérieure à 25°C



**Figure 28 : Conditions de température avant et pendant le passage en SE – clef de lecture**

**ANNEXE 2 : « SYNTHÈSE DU PROGRAMME DE RECHERCHE THERMIE-HYDROBIOLOGIE  
(2016-2020) »**



EDF R&D

LABORATOIRE NATIONAL D'HYDRAULIQUE ET ENVIRONNEMENT

GESTION HYDRO-ENVIRONNEMENTALE DES OUVRAGES

6 quai Watier - 78401 CHATOU CEDEX - +33 (1) 30 87 79 46

07/07/2021

Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020

EDF R&D - LNHE

6125-3313-2021-01078-FR	1.0		
Type d'information : Note technique			
<p>Dans la continuité de l'Etude Thermique du Rhône (1999-2014) et du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie (2008-2013), un nouveau programme de recherche Thermie-Hydrobiologie a été mené sur la période 2016-2020. Il a été construit autour de quatre grands axes de travail : (1) l'évolution des écosystèmes aquatiques des grands fleuves français au cours des quatre dernières décennies, (2) le rôle des facteurs abiotiques comme déterminants environnementaux du fonctionnement des écosystèmes, (3) la réponse des biocénoses aquatiques à différentes conditions thermiques et hydrologiques et (4) l'influence de la température sur l'état sanitaire de la faune piscicole. Après une présentation des contextes historique et réglementaire autour de cette thématique, les principaux résultats de ce nouveau programme sont synthétisés dans ce rapport, en s'appuyant notamment sur les 11 articles publiés à ce jour dans des journaux internationaux et les 6 articles supplémentaires actuellement en préparation.</p>			

<b>EDF R&amp;D</b>	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	<b>6125-3313-2021-01078-FR</b> <b>Version 1.0</b>
--------------------	--	--

### Circuit de validation

<b>Auteur</b>	<input type="text"/>	07/07/2021	<input type="text"/>
<b>Vérificateur</b>	<input type="text"/>	07/07/2021	<input type="text"/>
<b>Approbateur</b>	<input type="text"/>	07/07/2021	<input type="text"/>

<b>Code affaire</b>	<b>P11IK</b>
---------------------	--------------



<b>EDF R&amp;D</b>	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	<b>6125-3313-2021-01078-FR</b> <b>Version 1.0</b>
--------------------	--	--

## Liste de diffusion

<b>Groupe destinataire</b>
33-LNHE Chefs
3313-GHEO
3314-CME <sup>2</sup>
3315-QE3S

Pré-diff	Diff	Destinataire	Structure	E-mail
	X		CIH	
	X		CIH	
	X		Attaché de bassin Rhône-Méditerranée-Corse	
	X		DIPDE	
	X		EDF R&D - FC	
	X		CIH	
	X		DIPDE	
X	X		DPN Attachée de bassin Seine-Normandie	
	X		Attaché de bassin Loire-Bretagne	
X	X		DPN	
	X		EDF Hydro	
	X		EDF Hydro	
	X		CIH	
	X		Attaché de bassin Rhin-Meuse	
	X		Délégation de bassin Rhône-Méditerranée-Corse	
	X		DPN	
	X		DTG	
X	X		DIPDE	
	X		EDF R&D - LNHE	
	X		Attaché de bassin Adour-Garonne	
X	X		EDF R&D - LNHE	
X	X		DIPNN	
X	X		DIPDE	
X	X		DIPDE	
	X		DPN	
	X		DIPDE Coordination de l'eau	
	X		DTEAM	
	X		DIPNN	
X	X		EDF R&D - LNHE	
	X		DDD	
	X		DTEAM	

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

## AVERTISSEMENT / CAUTION

L'accès à ce document, ainsi que son utilisation, sont strictement limités aux personnes expressément habilitées par EDF.

EDF ne pourra être tenu responsable, au titre d'une action en responsabilité contractuelle, en responsabilité délictuelle ou de toute autre action, de tout dommage direct ou indirect, ou de quelque nature qu'il soit, ou de tout préjudice, notamment, de nature financière ou commerciale, résultant de l'utilisation d'une quelconque information contenue dans ce document.

Les données et informations contenues dans ce document sont fournies "en l'état" sans aucune garantie expresse ou tacite de quelque nature que ce soit.

Toute modification, reproduction, extraction d'éléments, réutilisation de tout ou partie de ce document sans autorisation préalable écrite d'EDF ainsi que toute diffusion externe à EDF du présent document ou des informations qu'il contient est strictement interdite sous peine de sanctions.

-----

The access to this document and its use are strictly limited to the persons expressly authorized to do so by EDF.

EDF shall not be deemed liable as a consequence of any action, for any direct or indirect damage, including, among others, commercial or financial loss arising from the use of any information contained in this document.

This document and the information contained therein are provided "as are" without any warranty of any kind, either expressed or implied.

Any total or partial modification, reproduction, new use, distribution or extraction of elements of this document or its content, without the express and prior written consent of EDF is strictly forbidden. Failure to comply to the above provisions will expose to sanctions.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

## Synthèse

L'effet de la température de l'eau sur les organismes aquatiques a constitué **un thème central des recherches en écologie aquatique dans les années 1970**, en réponse aux interrogations de la société sur l'impact des installations industrielles utilisant de l'eau comme source froide dans leurs procédés, eau qui peut ensuite être restituée plus chaude dans les cours d'eau. C'est à cette époque que les valeurs de rejets thermiques dans les milieux aquatiques ont été fixées (**Directive européenne de 1978**). Ce thème n'a plus occupé le devant de la scène pendant près de trois décennies, puis a été à nouveau extrêmement questionné à l'occasion de l'épisode caniculaire européen de 2003 et, de façon plus générale, au regard des signes de réchauffement climatique et des prévisions des modèles du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC). Dès lors, les recherches relatives à l'influence de la température sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques n'ont cessé de prendre de l'ampleur, notamment à travers l'**Etude Thermique du Rhône (1999-2014)** et le **programme de recherche Thermie-Hydrobiologie (2008-2013)** piloté par EDF R&D. Dans une première partie introductive, ce rapport décrit les contextes historique et réglementaire autour de la thématique Thermie-Hydrobiologie et synthétise les principaux résultats des programmes de recherche antérieurs.

Dans la continuité de ces programmes de recherche et à la suite de l'amplification des questionnements des autorités en lien avec l'épisode estival caniculaire de 2015, un **nouveau programme de recherche Thermie-Hydrobiologie a été planifié et mené à bien sur la période 2016-2020**. Les objectifs principaux de ce programme étaient de (1) **caractériser quantitativement les réponses des biocénoses aquatiques à une modification de la température de l'eau**, (2) **évaluer la contribution respective du changement global**, notamment sa composante climatique, **et des rejets thermiques des centres nucléaires de production d'électricité (CNPE) dans les changements biotiques** observés dans les grands fleuves français et (3) **fournir de nouveaux éléments scientifiques** qui permettront, en tant que de besoin, d'alimenter de manière objective les réflexions en cas de situation climatique exceptionnelle (e.g. épisode caniculaire). Le programme de recherche a été construit autour de trois grands axes de travail, dont le premier a été divisé en deux sous-axes. Ce rapport présente **un bilan des connaissances scientifiques acquises sur l'influence de la température sur les écosystèmes aquatiques** et dont les principaux résultats de chaque axe de travail sont résumés ci-dessous.

### Axe n°1A. Comment ont évolué les écosystèmes aquatiques des grands fleuves français au cours des quatre dernières décennies ?

**Les suivis hydro-écologiques réglementaires des CNPE**, mis en place depuis leur construction dans les années 1980 et 1990, ont permis d'acquérir **des séries temporelles rares et précieuses pour étudier les évolutions récentes des écosystèmes aquatiques des grands fleuves français**. Différentes études ont mobilisé ces données afin d'identifier les tendances temporelles des principaux paramètres physico-chimiques et compartiments biologiques sur les 30-40 dernières années.

La température de l'eau des fleuves étudiés a progressivement augmenté, notamment au printemps avec **une augmentation moyenne de +0.8°C par décennie**. En parallèle, **les débits ont diminué d'environ 5% du module interannuel par décennie**. La qualité d'eau de ces fleuves a aussi drastiquement changé, notamment avec **une forte réduction de l'eutrophisation**, liée à une importante diminution des phosphates et de la chlorophylle-a.

Ces tendances dans les principaux déterminants environnementaux des écosystèmes aquatiques ont eu des conséquences très marquées à tous les niveaux du réseau trophique. Notamment, la baisse de l'eutrophisation s'est accompagnée d'**une forte diminution de l'abondance du phytoplancton** et d'**un développement important des macrophytes**. La colonisation et la prolifération de bivalves invasifs à la forte capacité de filtration, telles que la corbicule ou la moule zébrée, ont aussi contribué à l'effondrement du phytoplancton et au basculement trophique observé.

Concernant les compartiments supérieurs du réseau trophique (**invertébrés benthiques et poissons**), les changements observés sont concordants, avec **une augmentation de la diversité des peuplements et de l'abondance de nombreuses espèces**. Cependant, cet enrichissement apparent masque en fait des changements beaucoup plus profonds dans les stratégies écologiques

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

des espèces, en lien notamment avec le **remplacement d'espèces septentrionales à affinité pour les eaux fraîches par des espèces méridionales, thermophiles et historiquement non-présentes sur ces stations.**

De manière systématique, **aucune différence significative n'a été observée entre les tendances biologiques observées sur les stations localisées à l'amont des CNPE et celles localisées à l'aval**, que ce soit pour le phytoplancton, les invertébrés benthiques ou les poissons. **Les changements globaux sont les déterminants principaux des évolutions biotiques constatées.**

### **Axe n°1B. Quel est le rôle des facteurs abiotiques comme déterminants environnementaux du fonctionnement des écosystèmes ?**

Les précédents programmes de recherche ont démontré que la réponse des organismes aquatiques à une modification de la température de l'eau ne pouvait être étudiée précisément que si les autres paramètres abiotiques, tels que le débit, les habitats, la qualité de l'eau ou la connectivité du milieu, étaient explicitement considérés, ainsi que les interactions associées. Dans le but d'étudier le rôle des facteurs abiotiques comme déterminants environnementaux du fonctionnement des écosystèmes, **cinq actions de recherche ont été menées** dans le cadre du présent programme.

Le post-doctorat HYNES de Dominique Lamonica a permis de **développer un modèle prédictif du comportement de trois espèces de poissons** (barbeau, chevaine et silure) à partir de données de suivi télémétrique acquises sur un tronçon du Rhône au droit du CNPE de Bugey. Dans la continuité de ce travail, ce modèle, combiné aux conditions environnementales particulières de ce milieu thermiquement et hydrologiquement contrasté, permettra de **caractériser l'influence des conditions environnementales locales**, notamment la température de l'eau et la vitesse du courant, **sur les changements de comportement des poissons.**

Dans le cadre du post-doctorat HYNES de Sophie Cauvy-Fraunié, **la variabilité interannuelle de plusieurs jeux de données à long-terme** provenant de différents milieux aquatiques et concernant plusieurs compartiments biologiques **a tenté d'être expliquée par des processus biotiques, spatiaux ou environnementaux.** Pour cela, une méthode d'analyse dite « symbolique », innovante et peu employée en écologie, a été appliquée sur ces données. Très peu des hypothèses et relations testées se sont révélées statistiquement significatives, soulignant que **les changements écologiques annuels isolés ou d'ampleur modérée sont difficiles à mettre en évidence par l'analyse des variations interannuelles de ces suivis**, particulièrement pour les grands milieux pour lesquels l'effort d'échantillonnage reste limité. Néanmoins, **de tels suivis restent extrêmement précieux car indispensables pour identifier les grandes tendances d'évolution des écosystèmes étudiés.**

Les résultats du projet RivEcoThermS ont montré que **l'augmentation de la température de l'eau pouvait entraîner une modification de la composition taxonomique, du spectre des tailles et de la diversité des régimes alimentaires des communautés vivant dans les biofilms de rivière.** Ces changements peuvent être la conséquence directe des préférences thermiques des espèces ou indirecte via l'augmentation de l'intensité de broutage des poissons benthivores et l'augmentation de la prédation et de la compétition au sein des communautés d'invertébrés vivant dans les biofilms.

La thèse de Bernadette Bounket a permis de mobiliser de nouveaux outils d'analyse otolithométrique dans le but de mieux comprendre la dynamique du chevaine dans un secteur du Rhône au voisinage du CNPE de Tricastin. Cette étude a notamment permis de montrer (i) **une importante contribution des affluents et des annexes hydrauliques dans le recrutement des poissons présents dans le cours principal du fleuve**, (ii) **la capacité des jeunes chevaines à migrer sur plusieurs kilomètres durant les premiers mois de leur vie** et (iii) **la faisabilité d'utiliser la microchimie des otolithes et en particulier les isotopes de l'oxygène pour retracer l'histoire thermique et le lieu de vie principal des individus durant leurs premiers mois de vie.**

Enfin, le post-doctorat HYNES d'Elorri Arevalo a permis de relier l'évolution conjointe de la température et du débit des grandes rivières françaises sur les 20-40 dernières années aux exigences écologiques des principales espèces de poissons migrateurs amphihalins. **Les changements constatés dans l'hydrologie et la thermie des cours d'eau**, notamment les étiages prolongés de plus en plus fréquents, **peuvent fortement menacer la réalisation des étapes clés du cycle de vie des espèces amphihalines**, en particulier les processus automnaux telles que la montaison des saumons et la dévalaison des aloses et lamproies.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

L'ensemble de ces travaux confirme le rôle fondamental de tout un ensemble de paramètres du milieu, dont la température, sur les peuplements aquatiques, leur fonctionnement et les processus écologiques auxquels ils contribuent. Les résultats de ces études sont cohérents avec les résultats clés des programmes de recherche précédents, et les complètent, notamment concernant les déterminants environnementaux des processus migratoires des poissons et les échanges trophiques au sein des écosystèmes aquatiques.

## Axe n°2. Comment répondent les biocénoses aquatiques à différentes conditions thermiques et hydrologiques ?

Historiquement, l'analyse des successions de communautés aquatiques le long du gradient amont-aval des réseaux hydrographiques a mis en évidence le rôle structurant de la température à large échelle et a résulté en l'identification de niveaux de température expliquant le passage d'une communauté à une autre. Par la suite, les valeurs de température ainsi identifiées ont grandement contribué à la définition des limites thermiques actuellement prescrites aux CNPE par l'Autorité de Sûreté Nucléaire (ASN). **Un des enjeux du présent programme de recherche était d'actualiser les connaissances relatives à la réponse des organismes aquatiques à différentes conditions thermiques et hydrologiques**, et aux changements que cela pouvait induire sur les communautés aquatiques.

D'une part, le stage de Master 2 de Coline Picard a mobilisé des bases de données sur les poissons et les invertébrés benthiques, ainsi que de nouvelles données de température de l'eau, pour étudier la structuration spatiale des communautés aquatiques à l'échelle du bassin versant de la Loire. Cette première étude a mis en évidence **l'importance de considérer des variables environnementales « directes »** (température de l'eau, descripteurs hydrauliques locaux) **plutôt que des variables « indirectes »** (température de l'air, débit) **et d'inclure plusieurs compartiments biologiques pour décrire les successions des communautés aquatiques** à l'échelle d'un grand bassin versant. Cette action de recherche se poursuit actuellement dans le cadre d'une thèse CIFRE (EDF-INRAE) axée sur **les effets passés et futurs du changement climatique sur les successions biologiques à large échelle**. Celle-ci a été rendue possible grâce à des travaux réalisés dans le cadre de la thèse HYNES d'Hanieh Seyedhashemi, qui a notamment permis de **modéliser les régimes thermiques et hydrologiques passés et futurs de l'ensemble des cours d'eau du bassin versant de la Loire**.

D'autre part, une synthèse bibliographique a permis de dresser **un état des lieux des connaissances relatives à l'incidence des périodes de bas débits sur les peuplements piscicoles**, en interaction ou non avec des conditions thermiques contraignantes. **Près de 150 publications ont été analysées** en détail et ont illustré **la multiplicité des facteurs qui interagissent à différentes échelles spatiales et temporelles dans la réponse de l'ichtyofaune aux épisodes de bas débits**. En effet, les épisodes de sécheresse, éventuellement couplés à des épisodes caniculaires, induisent des changements de la température de l'eau et des précipitations qui contribuent à la baisse des débits. Ceux-ci modifient les flux et dynamiques énergétiques des hydrosystèmes, altèrent les caractéristiques de l'habitat et la connectivité latérale et longitudinale des cours d'eau, qui peuvent en fin de compte affecter la survie, le succès de reproduction et la persistance des poissons au sein de ces écosystèmes. Il apparaît évident qu'à **la fois le contexte temporel et l'ampleur de l'évènement conditionnent la réponse des communautés piscicoles aux épisodes de bas débits**. Les rares études s'étant intéressées à **l'incidence conjointe d'un épisode de bas débits et d'un échauffement additionnel de l'eau par des rejets thermiques sur les communautés aquatiques n'ont pas identifié d'effets durables de ces épisodes particulièrement contraignants**, mais cette problématique reste largement sous-étudiée au sein de la littérature scientifique.

## Axe n°3. Quelle est l'influence de la température sur l'état sanitaire de la faune piscicole ?

Une synthèse bibliographique a permis de faire un **état des lieux des connaissances sur le rôle de la température dans la transmission de pathogènes** dans un contexte de changement climatique, d'échauffement des eaux par les rejets thermiques et d'interaction avec des espèces non-



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

natives. **Plus d'une centaine de publications scientifiques ont été analysées** afin de déterminer s'il était possible de conclure quant au sens de l'effet (négatif, positif, variable) de la température de l'eau sur l'état sanitaire de la faune piscicole. La plupart des études ont recensé soit une augmentation du développement et/ou de la sévérité d'un ou plusieurs pathogènes de manière unilatérale soit des réponses contrastées selon les espèces ou les contextes en réponse à une augmentation de la température de l'eau.

Très peu d'études se sont intéressées à cette problématique dans un contexte d'échauffement artificiel des eaux (e.g. rejets thermiques). Néanmoins, une étude a suivi l'état sanitaire des populations piscicoles du Rhône en amont et en aval du CNPE de Tricastin. **Celle-ci n'a pas mis en évidence de différence significative entre l'amont et l'aval après mélange dans les indices de condition moyens et dans la prévalence des lésions externes des poissons.**

De manière générale, il s'avère **très difficile, voire impossible, de se prononcer de manière catégorique sur l'influence d'un échauffement de l'eau sur l'état sanitaire des peuplements piscicoles**, en raison du trop grand nombre de paramètres intervenant dans l'établissement et la propagation des maladies (notamment la gamme de tolérance thermique des hôtes et des pathogènes, la variabilité thermique local et la diversité des peuplements piscicoles). Les études précises focalisées sur un pathogène et ses hôtes sont ainsi à privilégier.

<b>Bilan</b>
--------------

Onze actions de recherche ont été menées à bien dans la cadre du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020. A ce jour, ces actions ont produit un total de **11 publications dans des journaux internationaux** à comité de lecture (dont *Science of The Total Environment, Freshwater Biology, Ecological Indicators, Ecography*) et **6 articles supplémentaires sont actuellement en préparation**. Par ailleurs, ce programme a fait l'objet d'**une quinzaine de communications orales et posters** dans le cadre de conférences internationales (dont *SEFS - Symposium for European Freshwater Sciences, I.S.Rivers - International conference on Integrative Sciences and Sustainable Development of Rivers, ISRS - Biennial Symposium of the International Society for River Science*). Enfin, **de nombreux partenariats de recherche nationaux et internationaux ont été au cœur de ce programme**, en particulier avec l'INRAE et les universités de Lyon, Toulouse, Perpignan, Tours, Bielefeld (Allemagne) et Maastricht (Pays-Bas).

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

## Sommaire

<b>AVERTISSEMENT / CAUTION</b> .....	<b>1</b>
<b>SYNTHÈSE</b> .....	<b>2</b>
<b>SOMMAIRE</b> .....	<b>6</b>
<b>1. CONTEXTE DES ACTIONS DE RECHERCHE MENÉES EN THERMIE-HYDROBIOLOGIE</b> .....	<b>7</b>
1.1. LES RECHERCHES DANS LES ANNÉES 70 ET 80 .....	7
1.2. L'ÉTUDE THERMIQUE DU RHÔNE 1999-2014.....	7
1.3. CRÉATION D'UN GROUPE DE TRAVAIL NATIONAL THERMIE EN 2004 .....	8
1.4. PRINCIPAUX RÉSULTATS DU PROGRAMME DE RECHERCHE THERMIE-HYDROBIOLOGIE 2008-2013 .....	9
1.5. STRATÉGIE DE RECHERCHE EN THERMIE-HYDROBIOLOGIE SUR LA PÉRIODE 2016-2020 .....	10
1.6. CONTEXTE RÉGLEMENTAIRE DES REJETS THERMIQUES.....	10
<b>2. SYNTHÈSE DES RÉSULTATS DU PROGRAMME DE RECHERCHE THERMIE-HYDROBIOLOGIE 2016-2020</b> .....	<b>14</b>
2.1. AXE N°1. QUELS SONT LES LIENS ENTRE LES TENDANCES D'ÉVOLUTION DES PEUPELEMENTS ET DES DÉTERMINANTS ENVIRONNEMENTAUX DANS UN CONTEXTE DE CHANGEMENT CLIMATIQUE ? .....	14
2.1.1. <i>Axe n°1A. Comment ont évolué les écosystèmes aquatiques des grands fleuves français au cours des quatre dernières décennies ?</i> .....	14
2.1.1.1. Tendances d'évolution des principaux paramètres environnementaux.....	14
2.1.1.2. Tendances d'évolution des communautés phytoplanctoniques .....	16
2.1.1.3. Tendances d'évolution des communautés d'invertébrés benthiques .....	18
2.1.1.4. Tendances d'évolution des communautés de poissons .....	20
2.1.1.5. Est-ce que les tendances d'évolution observées sont différentes entre l'amont et l'aval des CNPE ?	26
2.1.2. <i>Axe n°1B. Quel est le rôle des facteurs abiotiques comme déterminants environnementaux du fonctionnement des écosystèmes ?</i> .....	28
2.1.2.1. Quel est le comportement fin des poissons au droit d'un rejet thermique ? .....	28
2.1.2.2. Comment interpréter les variations interannuelles dans les chroniques de données à long-terme ?	30
2.1.2.3. Quelle est l'influence de la température sur les communautés des biofilms et sur les transferts vers les compartiments supérieurs des écosystèmes ? .....	33
2.1.2.4. Quelle est l'influence de la température et de la connectivité du milieu sur la croissance des juvéniles de poissons et sur les échanges entre populations dans un milieu thermiquement contrasté ?.....	37
2.1.2.5. Quelles sont les conséquences des évolutions des régimes thermiques et hydrologiques des rivières sur la réalisation du cycle de vie des poissons migrateurs amphihalins ? .....	41
2.2. AXE N°2. COMMENT RÉPONDENT LES BIOCÉNOSES AQUATIQUES À DIFFÉRENTES CONDITIONS THERMIQUES ET HYDROLOGIQUES ? .....	46
2.2.1. <i>Quel est le rôle des facteurs thermiques et hydrologiques dans la structuration spatiale des communautés aquatiques à l'échelle du bassin versant ?</i> .....	46
2.2.2. <i>Quel est l'incidence des périodes de bas débits sur l'ichtyofaune, en interaction ou non avec des températures de l'eau élevées ?</i> .....	49
2.3. AXE N°3. QUELLE EST L'INFLUENCE DE LA TEMPÉRATURE SUR L'ÉTAT SANITAIRE DE LA FAUNE PISCICOLE ? .....	53
<b>3. BILAN DU PROGRAMME DE RECHERCHE THERMIE-HYDROBIOLOGIE 2016-2020</b> .....	<b>57</b>
<b>4. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	<b>60</b>



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

# 1. Contexte des actions de recherche menées en Thermie-Hydrobiologie

Depuis la mise en service des centrales thermiques, l'incidence écologique de leurs rejets thermiques a toujours suscité des interrogations, qui ont été à l'origine de la mise en place d'actions de recherche et développement (R&D). Dans cette partie sont présentés un historique et les principaux résultats des actions de recherche menées antérieurement au programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020, ainsi que l'évolution du contexte réglementaire autour des rejets thermiques.

## 1.1. Les recherches dans les années 70 et 80

En 1962, la centrale thermique EDF de Montereau était avec ses 750 MW la plus puissante de France. Son refroidissement nécessitait un débit d'eau de 27 m<sup>3</sup>/s et engendrait un échauffement de l'eau après condenseur de 7°C. Les inquiétudes des pêcheurs locaux sur l'incidence hydrobiologique de l'échauffement de la Seine et la complexité du problème ont été à l'origine de la création d'un comité scientifique, dit Comité Scientifique de Montereau. Ce comité était constitué d'universitaires, du CTGREF (devenu CEMAGREF puis Irstea et enfin récemment INRAE), de l'INRA (devenu INRAE), des Ministères de l'Environnement et de l'Industrie, de l'Agence de Bassin Seine-Normandie et d'EDF, et était chargé de programmer et suivre les études nécessaires. Un laboratoire et une base expérimentale furent créés en 1967.

La publication des Cahiers du Laboratoire d'Hydrobiologie de Montereau de 1974 à 1984 (15 numéros) a permis d'assurer une diffusion élargie, au niveau national et international, des résultats des travaux réalisés. Le numéro 8 dresse un bilan des études effectuées de 1962 à 1978 sous l'égide du Comité Scientifique de Montereau (Peres *et al.* 1979). Cette revue paraîtra jusqu'à la cessation d'activité du laboratoire en 1983. Le départ du CEMAGREF à Lyon conduit en effet à fermer ce laboratoire mais donne aussi l'occasion d'engager de nouvelles recherches et notamment des études approfondies sur le Rhône dans le secteur du centre nucléaire de production d'électricité (CNPE) de Bugey.

En 1987, le Comité d'Hydroécologie succède au Comité de Montereau, et les premières études, menées au sein d'un domaine plus large que la seule thermoécologie, conduisent à la naissance de la Revue d'Hydroécologie Appliquée en 1989. Le volume 16<sup>1</sup> publié en 2008 et intitulé « Température des eaux continentales, hydroécologie et changement climatique » a rassemblé neuf articles traitant de l'influence de la température de l'eau sur les caractéristiques hydrobiologiques des écosystèmes aquatiques continentaux. Tous les articles publiés dans cette revue sont librement disponibles sur le site internet [www.hydroecologie.org](http://www.hydroecologie.org).

Enfin, un système de mesures automatiques de la température de l'eau des rivières a été mis en place par EDF autour de ses sites nucléaires dans les années 1970, la Direction Technique Générale (DTG) d'EDF ayant pris en charge le contrôle et la bancarisation des données. Le réseau de surveillance est opérationnel sur l'ensemble du parc nucléaire et a fonctionné sans interruption depuis 1977.

## 1.2. L'étude thermique du Rhône 1999-2014

Un des éléments initiateurs des études en thermie-hydrobiologie sur le bassin du Rhône a été la mise en place d'une cellule d'alerte sur l'Ain dans les années 1990.

Plus tard, de 1999 à 2014, l'étude thermique du Rhône<sup>2</sup> a représenté une acquisition de connaissances sur 15 années, sans précédent à l'échelle d'un fleuve en Europe. Celle-ci a été initiée par la DRIRE (devenue DREAL Auvergne-Rhône-Alpes) en novembre 1999 à la suite d'un avis du Conseil Scientifique du Comité de Bassin de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse : « il est apparu opportun de cerner l'impact des rejets des CNPE établis sur le Rhône en matière thermique,

<sup>1</sup> <http://www.hydroecologie.org/articles/hydro/abs/2008/01/contents/contents.html>

<sup>2</sup> <https://www.rhone-mediterranee.eafrance.fr/axe-rhoneetudes-et-programmes-de-recherches-sur-le-rhone/etude-thermique-du-fleuve-rhone>

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

toxique et radioécologique ». L'aspect thermique a été confié à un groupe de travail (administration, scientifiques, EDF) qui a proposé de diviser l'étude en quatre phases, chacune visant à répondre à une ou plusieurs interrogations précises :

- **Phase 1** : Quelles sont les caractéristiques thermiques du Rhône et de ses affluents de 1977 à 2003 ?
- **Phase 2** : Quels sont les facteurs qui influencent la température du fleuve et de ses affluents, et quelle est la contribution des rejets thermiques des CNPE ?
- **Phase 3** : Quels sont les effets de l'hydrologie, la chimie et la thermie sur les écosystèmes aquatiques ? Quelle est la contribution des échauffements des CNPE sur ces effets ? Le bilan de la phase 3 a été présenté en avril 2006 (Carrel *et al.* 2006).
- **Phase 4** : Peut-on préciser certains des mécanismes en action dans les évolutions de l'écosystème rhodanien en lien avec les régimes thermiques et hydrologiques ? La synthèse des travaux menés durant la phase 4 a été finalisée en 2014 (Langlais *et al.* 2014).

Les études en écologie de l'étude thermique du Rhône (concentrées au sein des phases 3 et 4) ont visé à isoler l'effet direct des évolutions de la température sur l'écosystème rhodanien sous l'angle de plusieurs compartiments biologiques (invertébrés, poissons, plantes et le compartiment microbien) et à différentes échelles d'espace et de temps. L'un des résultats majeurs, commun aux différentes études, est l'observation d'une homogénéisation des peuplements, plus fortement marquée depuis 2000, même si les peuplements restent toujours distincts spatialement. Cette dérive globale se caractérise alors par une augmentation graduelle des espèces d'eaux chaudes et lenticues (comme le silure et la bouvière) au cours du temps, au détriment d'espèces d'eaux froides et courantes, plus caractéristiques du Rhône (Langlais *et al.* 2014).

### 1.3. Création d'un groupe de travail national Thermie en 2004

En parallèle de l'Etude Thermique du Rhône, une demande de recherche a été exprimée dans le rapport du Comité national de suivi de la canicule de 2003 mis en place par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable : « Engager un programme scientifique de recherche destiné à améliorer la connaissance des écosystèmes aquatiques, avec une participation des producteurs d'énergie » (Grammont 2004).

Pour aller dans ce sens, un groupe de travail Hydrobiologie et Thermie a été créé à l'initiative d'EDF et du CEMAGREF en 2004. Il a réuni des chercheurs et experts de ces entités, du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, du Conseil Supérieur de la Pêche (devenu par la suite ONEMA, AFB puis OFB), d'universités (Lyon, Metz, Tours, Toulouse) et de bureaux d'études spécialisés (ARALEP, PEDON). Il avait pour mission de mettre en commun les données disponibles et d'initier des études en vue de synthétiser et d'actualiser les connaissances acquises pour l'essentiel dans le cadre de programmes de recherche datant des années 70 et 80, afin de mieux cerner l'influence de la thermie sur les hydrosystèmes d'eau courante. La dérive globale des températures sous l'effet du changement climatique et les rejets thermiques dans les grands cours d'eau étaient tous deux pris en compte dans ce travail. Les réflexions, les résultats d'études, les synthèses de connaissances et les propositions produites par ce groupe ont ensuite été mis à la disposition de la communauté scientifique et des administrations intéressées.

Le groupe de travail a permis d'initier plusieurs études entre 2004 et 2009 (dont quatre en partenariat avec le CEMAGREF dans le cadre de l'accord EDF-CEMAGREF) et de partager les connaissances acquises notamment lors du colloque annuel du Comité d'Hydroécologie qui était consacré en 2004 à « La canicule et la sécheresse de 2003 : caractérisation et impact sur les hydrosystèmes » (Khalanski 2004). Ces mêmes chercheurs et experts ont aussi fortement contribué à l'Etude Thermique du Rhône.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

## 1.4. Principaux résultats du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2008-2013

En décembre 2006, un séminaire d'échanges entre le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable et EDF a été organisé afin de faire le point sur la préparation d'EDF au passage des événements climatiques à venir, en particulier les épisodes caniculaires, aussi bien à court qu'à long terme. Un groupe de travail a ainsi été constitué avec le Ministère, puis élargi avec des experts externes (CEMAGREF, ONEMA, Université de Lyon) pour faire évoluer les prescriptions thermiques des arrêtés de rejet des centrales, ce qui n'était pas envisageable sans l'approfondissement des connaissances sur les effets des températures élevées sur les peuplements aquatiques.

De ces échanges est né le premier programme de recherche en thermie et hydrobiologie mené par EDF R&D, Irstea et d'autres partenaires scientifiques entre 2008 et 2013. Celui-ci s'est articulé autour de cinq axes d'investigation complémentaires de complexité croissante (Delattre & Souchon 2008) :

1. l'actualisation des connaissances sur les préférences et tolérances thermiques des principales espèces piscicoles ;
2. les recherches *in situ* sur le comportement des poissons en présence de contrastes thermiques (écologie comportementale) ;
3. l'approfondissement des investigations sur la part de la température dans la distribution spatiale des espèces ;
4. le maintien et l'exploitation poussée des séries long-terme de données de terrain, en recherchant les relations physique/thermie/chimie versus biologie ;
5. l'amplification des recherches sur le métabolisme des systèmes aquatiques, en particulier les compartiments bactériens, algaux et benthiques à la base des édifices trophiques.

Les actions de recherche menées dans le cadre de ce premier programme ont permis d'acquérir des connaissances scientifiques sur l'influence de la température sur les milieux aquatiques *via* :

- la compilation des données sur les préférences et tolérances thermiques de 19 espèces piscicoles : certaines espèces sont favorisées par rapport à d'autres en raison de leur gamme de tolérance thermique ;
- les premières expérimentations de terrain à l'été 2009 sur les déplacements de trois espèces de poissons (barbeau, chevaine et silure) en ambiance thermique et hydraulique contrastée le (Rhône à Bugey) : l'utilisation de la zone échauffée est très variable selon les espèces et les individus d'une même espèce ;
- l'analyse de séries long-terme de trois décennies et la mise en regard de l'évolution des peuplements aquatiques (phytoplancton, macroinvertébrés, poissons) avec 10 paramètres majeurs du milieu (dont la température) dans les bassins de la Loire, de la Seine, de la Meuse et du Rhône ;
- les réflexions initiées sur l'état sanitaire des poissons ;
- les premières expériences sur les biofilms avec (i) la quantification *in situ* des modifications des biofilms de la Garonne à Golfech par un échauffement de l'eau et l'observation d'une résilience de ce compartiment, et (ii) la mise en évidence d'une incidence notable de la température sur les biofilms du Rhône au-delà de 30°C.

Les principaux résultats du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2008-2013, synthétisés par Delattre & Souchon (2014), ont mis en évidence des évolutions des peuplements aquatiques sur le long-terme en relation avec les paramètres du milieu, notamment l'augmentation tendancielle de la température, mais aussi les variations de débit et l'amélioration de la qualité de l'eau (diminution du phosphore). Ces changements globaux liés à des influences multifactorielles, et observés à l'échelle de plusieurs décennies, sont les principaux déterminants des évolutions biotiques constatées dans les grandes rivières étudiées.

L'effet ajouté des CNPE par rapport aux différents facteurs de forçage d'ordre climatique, physico-chimique ou morphologique, est fonction des contextes (cours d'eau, modalités de rejet, delta de température ajouté, type de communauté aquatique) ; il est le plus souvent ténu et localisé spatialement sur quelques kilomètres en aval des rejets.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

## 1.5. Stratégie de recherche en Thermie-Hydrobiologie sur la période 2016-2020

Dans la continuité du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2008-2013 et à la suite de l'amplification des questionnements des autorités en lien avec l'épisode estival caniculaire de 2015, il a été décidé par les entités EDF DPN, DIPDE, DTEAM et R&D de construire un nouveau programme de recherche Thermie-Hydrobiologie pour la période 2016-2020. En priorité, les perspectives de recherche du précédent programme de recherche ont été conjuguées aux interrogations et sollicitations remontées de manière récurrente auprès des entités EDF précitées sur cette thématique. Dans la lignée du précédent programme, une attention particulière a été portée à la variété des thématiques traitées (diversité des organismes étudiés et des cofacteurs pris en compte) dans le but de couvrir un large spectre d'études en Thermie-Hydrobiologie. Les objectifs principaux de ce nouveau programme de recherche étaient de (1) caractériser quantitativement les réponses des biocénoses aquatiques à une modification de la température de l'eau, (2) évaluer la contribution respective du changement global, notamment sa composante climatique, et des rejets thermiques des CNPE dans les changements biotiques observés dans les grands fleuves français et (3) fournir de nouveaux éléments scientifiques qui permettront, en tant que de besoin, d'alimenter de manière objective les réflexions en cas de situation climatique exceptionnelle (e.g. épisode caniculaire).

Dans ce contexte, les thématiques prioritaires à investiguer ont été identifiées et un ensemble d'actions de recherche a été proposé (Maire 2016). Celles-ci se sont structurées selon trois grands axes de recherche, dont le premier a été divisé en deux sous-axes :

**Axe n°1.** Quels sont les liens entre les tendances d'évolution des peuplements et des déterminants environnementaux dans un contexte de changement climatique ?

**Axe n°1A.** Comment ont évolué les écosystèmes aquatiques des grands fleuves français au cours des quatre dernières décennies ?

**Axe n°1B.** Quel est le rôle des facteurs abiotiques comme déterminants environnementaux du fonctionnement des écosystèmes ?

**Axe n°2.** Comment répondent les biocénoses aquatiques à différentes conditions thermiques et hydrologiques ?

**Axe n°3.** Quelle est l'influence de la température sur l'état sanitaire de la faune piscicole ?

La partie 2 de ce rapport synthétise les principaux résultats des actions de recherche ayant composé ces axes. Il est à noter que des actions de recherche qui n'étaient pas initialement prévues dans la note de cadrage du programme Thermie-Hydrobiologie 2016-2020 (Maire 2016) sont venues l'enrichir en cours d'exercice, et que certaines actions jugées moins prioritaires n'ont pas pu être réalisées.

## 1.6. Contexte réglementaire des rejets thermiques

La réglementation française actuelle sur les rejets thermiques en milieu aquatique est basée sur le cadre général fixé par la Directive européenne du 18 juillet 1978 (directive 78/659/CEE dite « Directive Poissons ») qui porte sur la qualité des eaux douces ayant besoin d'être protégées ou améliorées pour être aptes à la vie des poissons. Cette Directive européenne, recodifiée le 6 septembre 2006 par la Directive 2006/44/CE (Parlement européen et Conseil de l'Union Européenne 2006), a été abrogée le 22 décembre 2013 du fait de la Directive Cadre sur l'Eau (article 22) (Communauté Européenne 2000). Même si cette directive de 1978 n'est plus en vigueur, les valeurs de température qui y figurent sont reprises dans les textes actuels, sans refonte (**Tableau 1**). Cette réglementation ne s'applique pas aux CNPE bord de mer.



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

**Tableau 1.** Limites thermiques spécifiées dans la Directive Cadre sur l'Eau de 2000 sur la qualité des eaux piscicoles.

	Eaux salmonicoles	Eaux intermédiaires	Eaux cyprinicoles
Température maximale à la limite de la zone de mélange	21,5°C	21,5°C	28°C
Limite pendant la période de reproduction des espèces d'eau froide	10°C	10°C	10°C
Delta de température maximal à la limite de la zone de mélange	+ 1,5°C	+ 1,5°C	+ 3°C

Les limites de température fixées dans la Directive Cadre sur l'Eau peuvent être dépassées pendant 2% du temps. Pour l'échauffement de +1,5°C (eaux salmonicoles et intermédiaires) et +3°C (eaux cyprinicoles), il est précisé que « des dérogations limitées géographiquement peuvent être décidées par les Etats membres dans des conditions particulières si l'autorité compétente peut prouver que ces dérogations n'auront pas de conséquences nuisibles pour le développement équilibré des peuplements de poissons ».

L'arrêté du 2 février 1998, relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) soumises à autorisation, fait référence à la Directive de 1978. Il fixe les mêmes limites de température dans le milieu, tant en termes d'échauffement qu'en limites absolues.

Les valeurs limites de températures de cet arrêté ICPE de 1998 ont été reprises dans l'arrêté du 7 février 2012, modifié le 26 juin 2013, fixant les règles générales relatives aux installations nucléaires de base (INB), sauf disposition contraire fixée par décision de l'Autorité de Sûreté Nucléaire (ASN).

Des seuils de température de l'eau définissant l'état écologique des cours d'eau au sens de la Directive Cadre sur l'Eau sont également fixées dans l'arrêté du 27 juillet 2015 (**Tableau 2**).

**Tableau 2.** Valeurs des limites de température de l'eau définissant l'état écologique des cours d'eau (à respecter 90% du temps) d'après l'arrêté du 27 juillet 2015.

	Limites des classes d'état (température de l'eau, en °C)				
	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Eaux salmonicoles	20	21,5	25	28	-
Eaux cyprinicoles	24	25,5	27	28	-

Concrètement, les prescriptions relatives aux rejets thermiques sont établies localement, CNPE par CNPE, par des décisions « Limites » de l'ASN. Les rejets thermiques d'un CNPE bord de rivière sont réglementés sur trois paramètres au maximum : l'échauffement ( $\Delta T$ ) après mélange entre les eaux rejetées et la rivière, la température aval après mélange et/ou la température au rejet (uniquement pour le CNPE de Cattenom sur la Moselle). Les limites définies pour ces paramètres peuvent varier au cours de l'année et suivant les conditions climatiques, notamment en cas d'épisode caniculaire. A titre d'exemple, les prescriptions relatives aux rejets thermiques du CNPE de Saint Alban sur le Rhône, en vigueur à la date de rédaction de cette synthèse, sont fournies en **Encart 1**.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

**Encart 1.** Prescriptions relatives aux rejets thermiques du CNPE de Saint Alban.

CNPE	Conditions/Période	$\Delta T$ moyen journalier après mélange	$T_{\text{aval}}$ moyenne journalière après mélange
St Alban	Conditions climatiques normales du 01/10 au 15/05	$\leq 4^{\circ}\text{C}$	$\leq 26^{\circ}\text{C}$
	Conditions climatiques normales du 16/05 au 30/09	$\leq 3^{\circ}\text{C}$	$\leq 28^{\circ}\text{C}$
	Conditions climatiques exceptionnelles <sup>(a)</sup>	-	$\leq 29^{\circ}\text{C}$

Les valeurs de  $\Delta T$  moyen et  $T_{\text{aval}}$  moyenne sont calculées en moyenne journalière.

<sup>(a)</sup> Conditions climatiques exceptionnelles : En cas de conditions climatiques exceptionnelles (e.g. canicule) ne permettant pas de respecter les limites des conditions climatiques normales et si le réseau de transport RTE requiert le fonctionnement du CNPE à un niveau de puissance minimal ou si l'équilibre entre la consommation et la production d'électricité nécessite son fonctionnement, les valeurs applicables au rejet sont fixées à  $29^{\circ}\text{C}$  pour la température moyenne journalière du Rhône calculée en aval après mélange.

Calculs et mesures :

$$\Delta T = P_{\text{thermique}} / [Q_{\text{Rhône}} \times 4,18 \text{ (coefficient calorifique de l'eau)}]$$

$$T_{\text{aval}} = T_{\text{amont}} + \Delta T$$

avec :

$P_{\text{thermique}}$  = quantité de chaleur rejetée par la centrale, en MW ;

$Q_{\text{Rhône}}$  = débit du Rhône en amont du site, en  $\text{m}^3/\text{s}$  ;

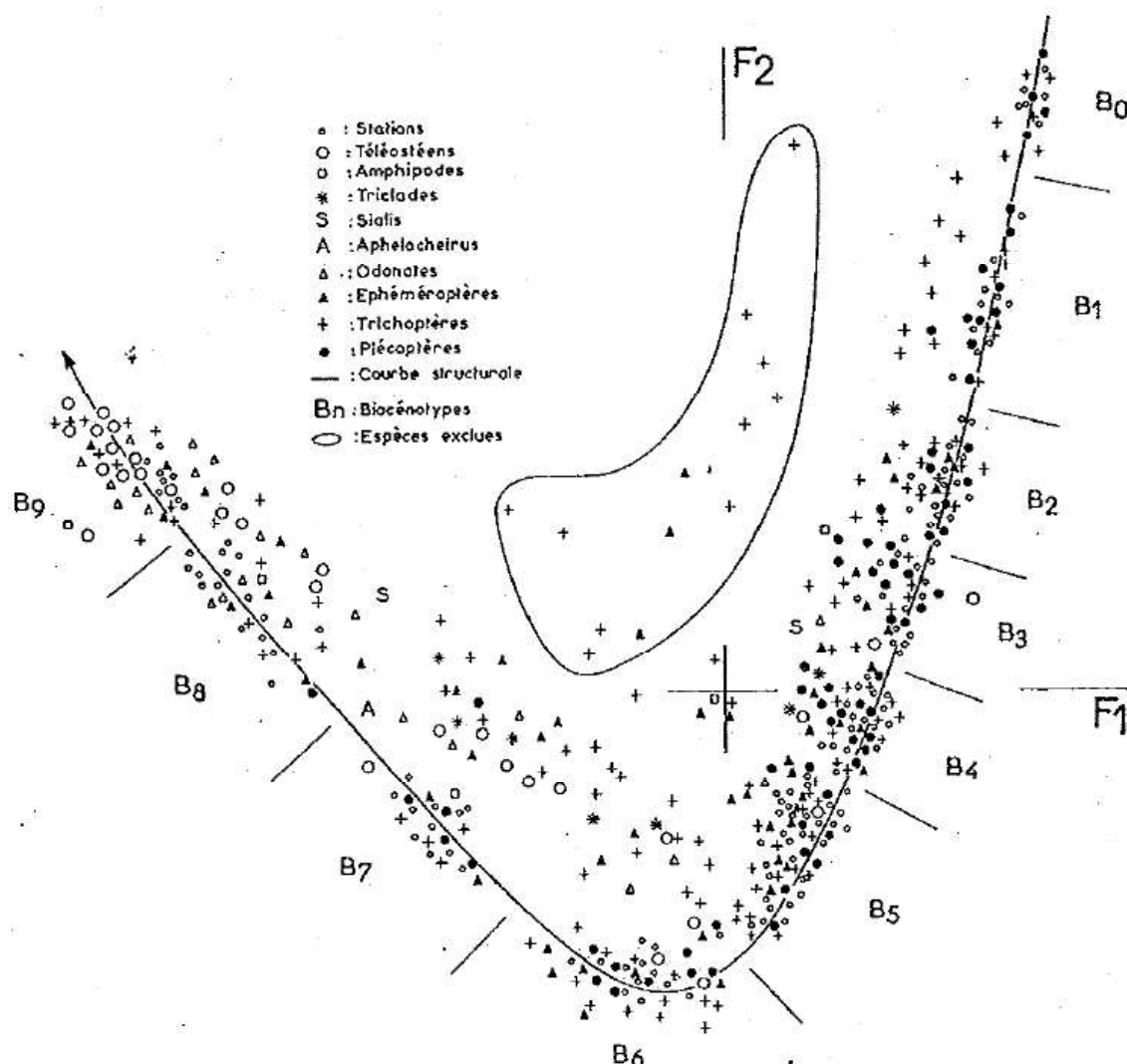
$T_{\text{amont}}$  = température mesurée en amont du site, en  $^{\circ}\text{C}$ .

Textes officiels en vigueur à la date de rédaction de cette synthèse :

- Arrêté du 26 décembre 2014 portant homologation de la décision n° 2014-DC-0470 de l'ASN fixant les limites de rejets dans l'environnement des effluents liquides et gazeux ;
- Décision ASN n°2014-DC-0469 du 2 décembre 2014.

La limite réglementaire thermique principale pour les CNPE bord de rivière présente initialement dans la Directive européenne de 1978, à savoir un échauffement maximal de  $3^{\circ}\text{C}$  en eaux cyprinicoles (cf. **Tableau 1**), et qui se retrouve dans de nombreuses prescriptions actuelles, repose sur des bases scientifiques anciennes datant des années 1970. En effet, des recherches menées à cette époque sur le bassin du Doubs ont établi une typologie biologique des eaux courantes représentant la succession théorique (en l'absence d'accidents écologiques comme une rupture de pente, un barrage, une pollution) des communautés aquatiques depuis la source jusqu'à l'embouchure à travers dix biocénotypes B0 à B9 (Verneaux 1976 ; **Figure 1**). Verneaux (1977) a ensuite identifié les principaux facteurs environnementaux explicatifs de la structuration spatiale observée. Parmi ces facteurs, la température, exprimée par la moyenne des 30 jours les plus chauds de l'année, contribue pour près de moitié (45%) à l'explication de la structure de la typologie identifiée. En approfondissant les équations proposées dans ces études, on constate que le passage d'un biocénotype au suivant correspond à une élévation de la température de l'eau d'environ  $3^{\circ}\text{C}$  pendant la période la plus chaude de l'année, pour les biocénotypes associés aux plus grands cours d'eau du bassin du Doubs (biocénotypes B7 à B9) (Peres *et al.* 1979 ; Verrel 1983).

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--



**Figure 1.** Structure biotypologique de l'écosystème « eau courante » d'après Verneaux (1976). Sur cette représentation, les communautés aquatiques échantillonnées aux différentes stations d'étude sont positionnées selon leur ressemblance en termes de composition d'espèces et de taxons. L'axe horizontal F1 est représentatif du gradient amont-aval, qui est fortement structuré par la température de l'eau et la pente du cours d'eau. Les biocénotypes B7 à B9 sont constitués majoritairement des stations localisées le plus à l'aval du système hydrographique étudié, alors que les biocénotypes B0 à B2 correspondent à des cours d'eau de tête de bassin versant.

Le fondement scientifique des limites réglementaires thermiques actuelles reposant ainsi sur des bases anciennes et sur des données quantitativement et spatialement limitées (nombre de sites échantillonnés relativement faibles et en grande partie localisés au sein du bassin du Doubs), il est nécessaire de continuer à acquérir des connaissances en thermie-hydrobiologie et de s'efforcer d'actualiser les éléments existants. De plus, les effets ressentis du changement climatique génèrent des regains d'intérêt vis-à-vis de la thématique des rejets thermiques, notamment lors d'épisodes caniculaires. Contribuer à améliorer la réglementation par l'acquisition de connaissances scientifiques sur le régime thermique des eaux et sur la réponse des écosystèmes aquatiques aux rejets thermiques est donc un des objectifs principaux des programmes de recherche Thermie-Hydrobiologie en rapport direct avec la disponibilité des centrales.



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

## 2. Synthèse des résultats du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020

Dans cette partie, les publications pour lesquelles EDF s'est fortement impliqué, que ce soit par des moyens financiers, matériels et/ou humains, ont été mises en exergue.

### 2.1. Axe n°1. Quels sont les liens entre les tendances d'évolution des peuplements et des déterminants environnementaux dans un contexte de changement climatique ?

#### 2.1.1. Axe n°1A. Comment ont évolué les écosystèmes aquatiques des grands fleuves français au cours des quatre dernières décennies ?

Nous savons que le changement climatique induit une augmentation globale de la température de l'air, se répercutant sur la température de l'eau, et cette augmentation devrait être plus intense en Europe en comparaison du réchauffement mondial moyen (Vautard *et al.* 2014 ; van Vliet *et al.* 2016a). En France métropolitaine, la hausse des températures de l'air est particulièrement marquée depuis 1980 et a conduit en 2019 à une différence de +1.8°C par rapport à la période de référence 1961-1990 (Baude *et al.* 2020). Parmi les autres phénomènes en cours et attendus à l'avenir, une diminution des précipitations estivales est prévue sur une grande partie de la France métropolitaine (jusqu'à -20% dans le cas d'une augmentation de 2°C de la température moyenne annuelle de l'air ; résultats basés sur les simulations CMIP3 datant de 2007 ; Vautard *et al.* 2014), se répercutant par une diminution des débits des principaux fleuves en été et en moyenne annuelle (van Vliet *et al.* 2016a). De plus, les périodes de sécheresse devraient devenir plus intenses et plus longues lorsqu'elles se produiront, sans nécessairement devenir plus fréquentes (Prudhomme *et al.* 2014 ; Trenberth *et al.* 2014). Ces changements environnementaux intenses affectent de manière croissante les écosystèmes aquatiques, induisant de fortes modifications dans la composition et le fonctionnement des communautés aquatiques, et ce sur une période temporelle relativement restreinte (Vörösmarty *et al.* 2010 ; Dudgeon 2019 ; Reid *et al.* 2019 ; Barbarossa *et al.* 2021). En plus des enjeux pour la biodiversité, ces différentes évolutions climatiques auront pour répercussion une baisse de la disponibilité en eau pour la production hydro-électrique et nucléaire, qui plus est avec un effet synergique de l'augmentation de la température de l'eau (van Vliet *et al.* 2016b). Il est donc essentiel d'estimer l'ampleur des changements actuellement en cours et de ceux à venir, pour permettre une gestion adaptée de ces milieux qui soit notamment en adéquation avec les futurs besoins de production d'électricité (Bogardi *et al.* 2012).

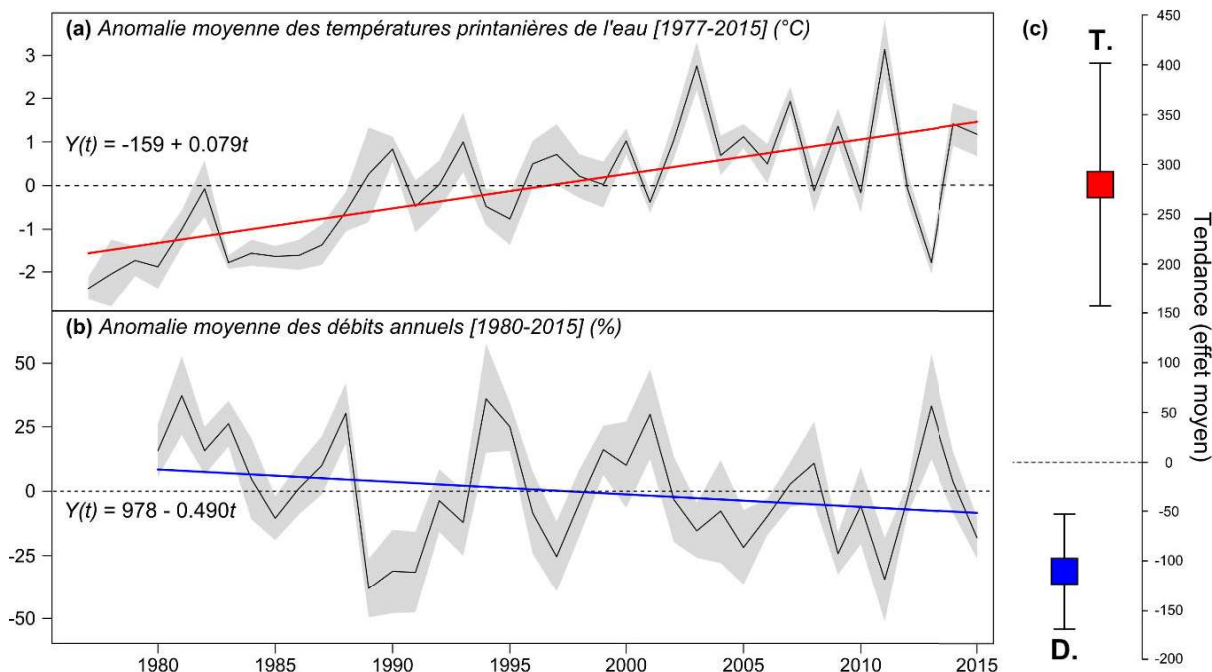
L'analyse de suivis à long-terme de ces écosystèmes particulièrement vulnérables est donc nécessaire pour mieux comprendre les réponses passées des communautés aquatiques aux changements globaux et pouvoir anticiper celles à venir. Les suivis hydro-écologiques réglementaires des CNPE, mis en place depuis leur construction dans les années 1980 et 1990, représentent des données rares et précieuses pour étudier les évolutions récentes des milieux aquatiques. Leur objectif initial est de suivre annuellement les milieux aquatiques et leurs peuplements en amont et en aval de chaque CNPE pour évaluer si la présence de la centrale induit une modification des écosystèmes aquatiques avoisinants. Lorsqu'assembler en séries temporelles, ces suivis permettent de quantifier les tendances écologiques à long-terme qu'ont connu ces écosystèmes. Ce que les études de ces données ont révélé quant à l'évolution de ces systèmes au cours des 40 dernières années est résumé dans cette partie.

##### 2.1.1.1. Tendances d'évolution des principaux paramètres environnementaux

Dans le cadre des suivis réglementaires des CNPE de bord de rivière, plusieurs paramètres physico-chimiques et de qualité d'eau sont surveillés, certains de manière ponctuelle plusieurs fois par an (e.g. nitrates, phosphates) et d'autres en continu à relativement haute fréquence (e.g. suivis horaires de la température de l'eau, du débit, de l'oxygène dissous). L'analyse des données ainsi récoltées sur les 3 à 4 dernières décennies a permis de mettre en évidence les grandes tendances environnementales à long-terme des milieux aquatiques au voisinage des CNPE.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

La température de l'eau a progressivement augmenté, en moyenne annuelle mais encore plus pour certaines saisons, notamment au printemps (Floury *et al.* 2012 ; Maire *et al.* 2019 ; Figure 2). On estime que la température moyenne de l'eau sur la période avril-juin a augmenté d'environ +0.8°C par décennie depuis le début des années 1980 (Maire *et al.* 2019), ce qui semble révéler un réchauffement de l'eau des grands fleuves plus rapide que ce qui est observé pour la température de l'air (en moyenne annuelle +0.3°C par décennie sur la période 1959-2009 en France, le réchauffement le plus rapide étant observé pour la saison estivale avec +0.5°C par décennie<sup>3</sup>).



**Figure 2.** Tendances pour les anomalies (différences ou ratios entre la valeur observée une année donnée et la moyenne interannuelle sur l'ensemble de la période d'étude) moyennes à l'amont des 11 CNPE localisés sur la Figure 5 pour (a) les températures printanières et (b) les débits annuels. Le panneau (c) à droite correspond aux résultats des méta-analyses (tendance commune entre les 11 CNPE, ou effet moyen) pour les températures de l'eau printanière (T.) et pour les débits annuels (D.). L'effet moyen renseigné est sans unité et retranscrit le sens et la force de la tendance commune aux différentes stations (voir la Figure 6 pour une présentation complète de la méthode). D'après Maire *et al.* (2019).

Concernant les débits, les tendances se sont révélées plus hétérogènes mais néanmoins significatives, avec une réduction moyenne sur la Loire, le Rhône, la Seine et la Meuse d'environ 5% du module interannuel par décennie sur la période 1980-2015 (Figure 2 ; Maire *et al.* 2019). Plus spécifiquement sur la Loire, Floury *et al.* (2012) ont mis en évidence une baisse de 25% du débit sur la période 1977-2008, principalement expliquée par une réduction des débits printaniers.

En s'intéressant à l'évolution conjointe des conditions de débit et de température sur les grands fleuves français, Arevalo *et al.* (2020) ont notamment mis en évidence une augmentation généralisée de la fréquence des événements combinant bas débit et température de l'eau élevée au printemps, en été et en automne. Ces tendances traduisent des étiages estivaux de plus en plus précoces et intenses, qui tendent à perdurer après l'été jusqu'en automne et à être concomitants avec des vagues de chaleurs (voir l'Axe 1B pour une description plus détaillée de cette étude).

Concernant les principaux paramètres de qualité d'eau, une réduction des matières en suspension, des phosphates et, de manière drastique, de la chlorophylle-a a été enregistrée sur la Loire, la Seine et la Meuse sur la période 1995-2008 (Floury 2013). Dans le même temps, la concentration en nitrates a augmenté sur ces mêmes rivières (Floury 2013). Des tendances similaires sur les paramètres de qualité d'eau ont été observées sur le Rhône dans le cadre de l'étude thermique du Rhône (Carrel *et al.* 2006 ; Khalanski *et al.* 2008), sur la Meuse (Latli *et al.* 2017) et ont été confirmées et actualisées sur la Loire (Figure 3 ; Diamond *et al.* 2021). Ces tendances traduisent une

<sup>3</sup> <https://meteofrance.com/changement-climatique/observer/climat-levolution-constatee-en-france>

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

baisse de l'eutrophisation de ces rivières, particulièrement visible sur la Loire avec une augmentation notable de la transparence de l'eau (Minaudo *et al.* 2016). Les tendances dans ces paramètres physiques semblent aussi avoir eu des conséquences sur l'évolution des plantes aquatiques macroscopiques (ou macrophytes) de la Loire, avec le passage d'une quasi-absence avant les années 2000 à une dominance progressive de ces végétaux par rapport au phytoplancton au cours des 20 dernières années (**Figure 3** ; **Diamond *et al.* 2021**). Cependant, le manque de suivis à long-terme de ce compartiment végétal aquatique a jusqu'à présent limité l'analyse de ses tendances d'évolution à plus large échelle.

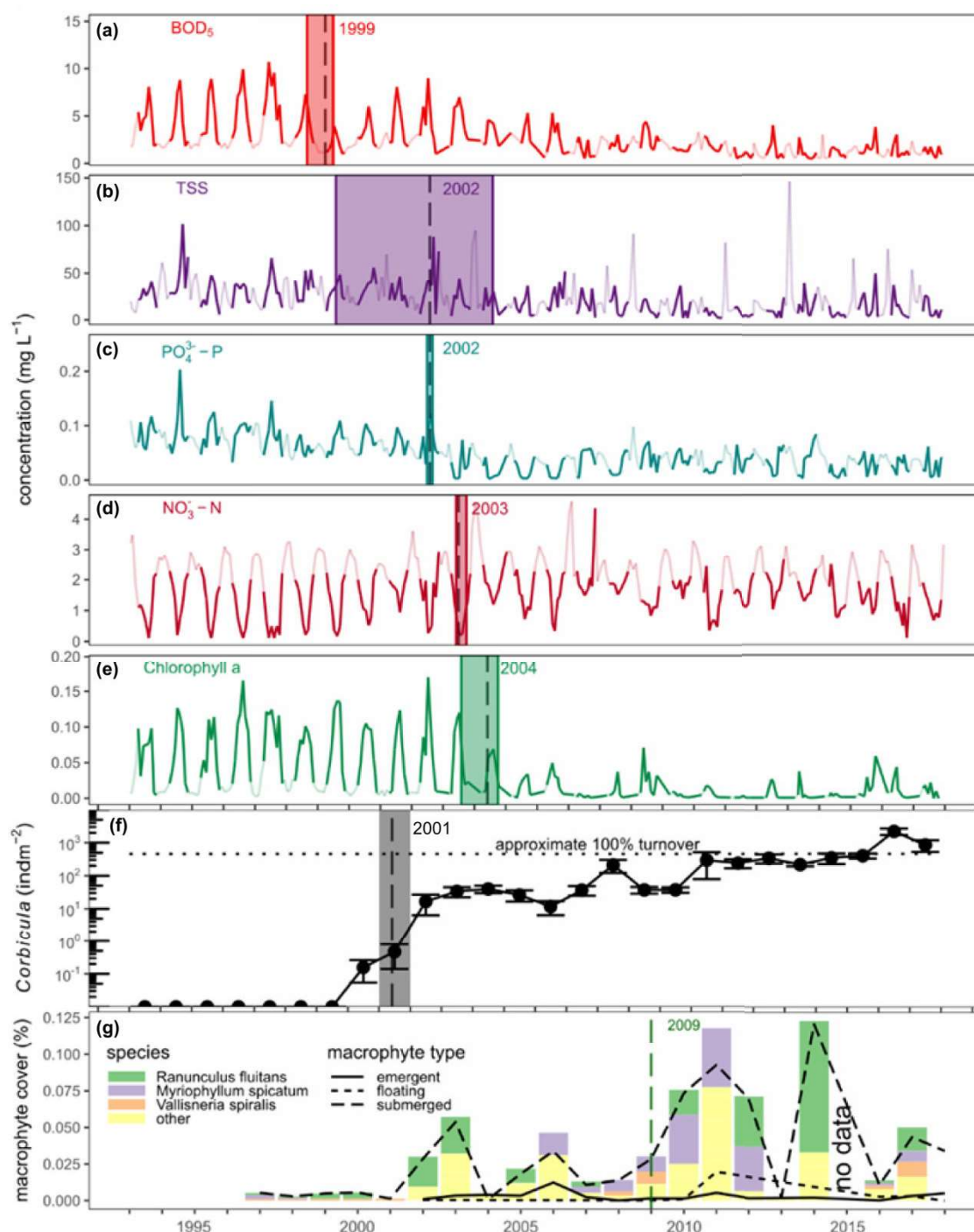
### 2.1.1.2. Tendances d'évolution des communautés phytoplanctoniques

L'évolution des communautés phytoplanctoniques a été étudiée à Dampierre sur la Loire de 1985 à 2008 par **Larroudé *et al.* (2013)**<sup>4</sup> et sur l'ensemble du cours principal de la Loire de 1991 à 2019 par Minaudo *et al.* (2021). Les grandes tendances d'évolution de ce compartiment microscopique sont concordantes entre les deux études et se traduisent par (i) la diminution importante de l'abondance du phytoplancton (diatomées et cyanobactéries) en parallèle d'une augmentation du nombre d'espèces recensées et (ii) une augmentation des proportions (abondances et biomasses) de cyanobactéries dans la communauté phytoplanctonique. Ces tendances semblent être en lien avec la baisse des phosphates et les changements hydroclimatiques (**Larroudé *et al.* 2013**), ainsi qu'avec la colonisation et la prolifération d'une espèce invasive de mollusque bivalve, la corbicule *Corbicula fluminea* (**Figure 3** ; **Diamond *et al.* 2021** ; Minaudo *et al.* 2021). En effet, la corbicule est, au même titre que d'autres bivalves invasifs telle que la moule zébrée *Dreissena polymorpha*, un organisme filtreur qui lorsqu'elle est présente en fortes densités (e.g. jusqu'à 1250 individus/m<sup>2</sup> sur la Loire ; Minaudo *et al.* 2021) est capable d'affecter durablement les communautés phytoplanctoniques présentes dans la colonne d'eau (Marescaux *et al.* 2016).

En l'absence d'études dédiées, notre connaissance des tendances d'évolution de ce compartiment à la base des réseaux trophiques aquatiques est limitée sur les autres grandes rivières françaises (mais voir Pigneur *et al.* 2014 et Otjacques *et al.* 2016 pour de telles études sur la Meuse). Cependant, des études ont également reporté une colonisation suivie d'une forte augmentation des densités de corbicules sur d'autres rivières (e.g. Pigneur *et al.* 2014 sur la Meuse ; Mouthon & Daufresne 2015 sur le Rhône), qui pourrait être à l'origine d'une réduction généralisée des abondances de phytoplancton dans ces rivières.

<sup>4</sup> Cette étude a été menée dans le cadre du programme Thermie-Hydrobiologie 2008-2013 et est présentée plus en détails dans **Delattre & Souchon (2014)**.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--



**Figure 3.** Tendances d'évolution de différents paramètres physico-chimiques et biologiques à Dampierre sur la Loire sur la période 1993-2018. Du haut vers le bas sont présentées les évolutions sur la période d'étude des paramètres suivants : (a) la demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub> ; mg/L), qui est une mesure de la concentration dans l'eau des matières organiques dégradables par les micro-organismes, (b) les matières en suspension totales (mg/L), (c) les phosphates (mg/L), (d) les nitrates (mg/L), (e) la concentration en chlorophylle-a dans la colonne d'eau (mg/L), (f) la densité de corbicules *Corbicula fluminea* (individu/m<sup>2</sup>) et (g) la couverture en macrophytes (%) classée par espèce et selon qu'ils soient émergents, flottants ou submergés. Pour les paramètres (a) à (e), les segments foncés correspondent à la période estivale de croissance des organismes photosynthétiques (avril-octobre) tandis que les segments clairs correspondent à la période de dormance (novembre-mars). Les années mises en avant (e.g. 2004 pour la chlorophylle-a) correspondent aux changements d'état obtenus par analyse statistique des points de changement. D'après [Diamond et al. \(2021\)](#).



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

### 2.1.1.3. Tendances d'évolution des communautés d'invertébrés benthiques

Les tendances d'évolutions des communautés d'invertébrés benthiques, aussi appelés macroinvertébrés, ont tout d'abord été étudiées à Dampierre sur la Loire sur la période 1979-2008 dans le cadre de la thèse de Mathieu Flourey (2013) menée au sein du programme Thermie-Hydrobiologie 2008-2013<sup>5</sup>. Par la suite, dans le cadre du programme Thermie-Hydrobiologie 2016-2020, le projet REVOLTE-CE (pour « Ré-analyse des EVOLutions TEmporelles des Cours d'Eau », 2015-2018) a visé à caractériser l'évolution des communautés de macroinvertébrés des cours d'eau français (305 stations suivies entre 1992 et 2013) en réponse au changement climatique et aux modifications de qualité d'eau. Ce travail avait aussi pour objectif d'évaluer dans quelle mesure les tendances préalablement observées à Dampierre étaient généralisables.

Sur la Loire à Dampierre, les peuplements d'invertébrés benthiques ont vu leur richesse taxonomique augmenter significativement sur la période 1979-2008, passant en moyenne de 32 à 55 familles d'invertébrés entre le début et la fin de la période d'étude (Flourey *et al.* 2013). Cette augmentation progressive de la richesse des peuplements masque en réalité des interactions complexes entre les peuplements et les principaux changements environnementaux observés au cours des trois décennies étudiées. En effet, les modifications des peuplements induites par les changements hydroclimatiques (augmentation de la température de l'eau et réduction des débits) ont été en partie contrebalancées par l'amélioration de la qualité des eaux et la réduction de l'eutrophisation. Plus précisément, des changements majeurs dans les caractéristiques écologiques des taxons présents ont été observés, avec notamment une proportion de plus en plus grande de taxons généralistes, thermophiles et/ou polluo-tolérantes au détriment de taxons rhéophiles et psychrophiles. Néanmoins, l'amélioration de la qualité des eaux a contribué à l'apparition dans les échantillonnages les plus récents de nouveaux taxons polluo-sensibles. Ces modifications de la composition et de la structure des peuplements d'invertébrés benthiques sont pour moitié liées aux changements hydroclimatiques (avec 40% dues au réchauffement de l'eau et 10% à la réduction des débits) et pour environ 20% liées aux changements de qualité d'eau (Flourey *et al.* 2013), avec une part croissante de la contribution des changements de qualité d'eau au cours de la période d'étude.

Dans la continuité de ces observations, Flourey *et al.* (2017) ont étudié plus précisément les caractéristiques écologiques des taxons d'invertébrés (28 modalités différentes, comme par exemple le fait de se nourrir de macrophytes vivants, d'avoir moins d'un cycle de reproduction par an ou d'être capable de se déplacer activement dans l'eau) et les tendances temporelles des proportions de taxons présentant chacune de ces caractéristiques. Ils ont établi des prédictions *a priori* concernant les tendances attendues en considérant les changements hydroclimatiques et de qualité d'eau préalablement mis en évidence (e.g. augmentation de la proportion de taxons se nourrissant de macrophytes en réponse à l'augmentation de la densité de macrophytes), qu'ils ont ensuite pu confronter aux tendances réellement observées. Sur les 28 tendances temporelles analysées, 17 (60%) concordaient significativement avec l'hypothèse définie *a priori*, et en particulier celles associées aux changements hydroclimatiques, mettant de nouveau en exergue le rôle majeur de l'augmentation de la température de l'eau et de la réduction des débits sur les changements structurels et fonctionnels des peuplements d'invertébrés benthiques de la Loire moyenne.

Par la suite, le projet Revolte-CE a visé à étudier la vulnérabilité des communautés d'invertébrés benthiques face aux changements globaux à l'échelle française. Pour cela, il est apparu nécessaire d'investiguer l'évolution récente de plusieurs aspects complémentaires de la diversité des stratégies écologiques des taxons et de la diversité des communautés. Une analyse fonctionnelle (i.e. se focalisant sur les caractéristiques écologiques des espèces plutôt que sur leur classification taxonomique) des tendances d'évolution sur la période 1992-2013 des communautés d'invertébrés de 305 stations de suivi réparties sur l'ensemble du réseau hydrographique français (Figure 4) a ainsi été réalisée. Trois descripteurs fonctionnels des communautés d'invertébrés ont été considérés :

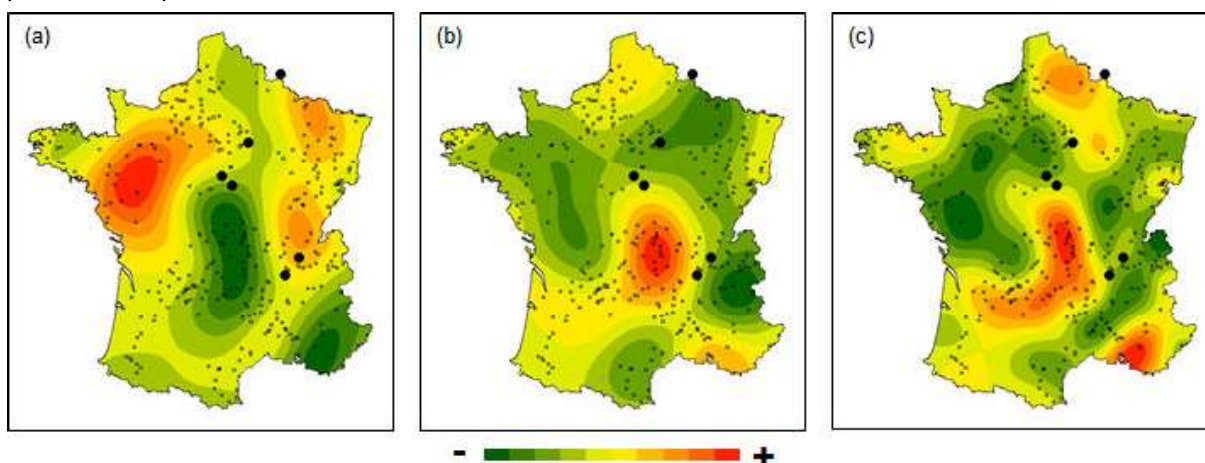
- **La sensibilité au changement climatique**, calculée à partir d'une analyse multivariée basée sur un ensemble de caractéristiques écologiques des taxons pouvant être associées à une vulnérabilité au réchauffement des eaux (e.g. préférence pour les eaux fraîches, endémisme régional, période d'émergence restreinte dans le temps) (Conti *et al.* 2014 ; Flourey *et al.* 2018) ;

<sup>5</sup> Pour une synthèse exhaustive des travaux menés à Dampierre sur les peuplements d'invertébrés benthiques, voir Flourey (2013) et Delattre et Souchon (2014).

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

- **La spécialisation alimentaire**, qui est une mesure continue et quantitative de l'exigence alimentaire des taxons (Mondy & Usseglio-Polatera 2014) ; l'hypothèse sous-jacente à ce descripteur est qu'un taxon très spécialisé au niveau alimentaire serait très vulnérable à la disparition de sa ressource alimentaire (à la suite de changements environnementaux par exemple), car peu voire pas substituable, au contraire de taxons généralistes dans leur alimentation (**Floury et al. 2018**) ;
- **La diversité fonctionnelle**, calculée à partir de l'indice de dispersion fonctionnelle développé par Laliberté & Legendre (2010) qui est une mesure quantitative et intégrative du niveau de fonctionnement général du peuplement d'invertébrés benthiques, et qui est étroitement lié à leurs capacités de résilience face aux perturbations naturelles et anthropiques ; 15 traits écologiques ont été considérés pour le calcul de cet indice (**Floury et al. 2018**).

Ensuite, l'évolution temporelle de ces trois descripteurs a été étudiée à partir des séries temporelles des peuplements d'invertébrés benthiques des 305 stations précédemment sélectionnées. Ces tendances se sont révélées spatialement hétérogènes mais concordantes entre les 3 descripteurs (**Figure 4**). En effet, ces cartes permettent de mettre en évidence des zones géographiques où la sensibilité climatique des peuplements d'invertébrés est fortement en hausse alors que leur spécialisation alimentaire et leur diversité fonctionnelle sont fortement en baisse (e.g. Loire aval, Meuse, Rhône amont). Au contraire, d'autres zones comme le Massif central ou certains bassins côtiers méditerranéens montrent des tendances opposées. Ces résultats illustrent l'hétérogénéité des réponses fonctionnelles des peuplements d'invertébrés benthiques aux changements globaux, et des vulnérabilités associées qui s'avèrent très variables suivant les contextes géographiques. Au-delà de ces patrons régionaux, les auteurs observent une augmentation généralisée de la diversité fonctionnelle, expliquée par les changements hydroclimatiques (en particulier l'augmentation généralisée de la température de l'eau) et trophiques observés sur la même période (**Floury et al. 2018**). Cette étude a ainsi permis de développer un outil capable d'identifier et de décrire les changements dans le fonctionnement des cours d'eau sur de larges échelles spatiales et de longues périodes temporelles.



**Figure 4.** Cartes lissées des tendances d'évolution des trois descripteurs fonctionnels des peuplements d'invertébrés benthiques sur la période 1992-2013 : (a) la sensibilité au changement climatique, (b) la spécialisation alimentaire et (c) la diversité fonctionnelle. Les tendances sont représentées au travers d'un gradient allant du vert (tendances fortement à la baisse) vers le rouge (tendances fortement à la hausse). Les 305 stations de suivi sont représentées avec des points gris. Les cercles noirs plus gros représentent les 6 CNPE (du nord au sud : Chooz, Nogent, Dampierre, Belleville, Bugey et St Alban) considérés pour la contextualisation des tendances (voir ci-après). D'après **Floury et al. (2018)**.

Un second niveau d'analyse a ensuite visé à replacer les tendances observées au niveau de 6 CNPE de bord de rivière (Chooz, Nogent, Dampierre, Belleville, Bugey et St Alban ; **Figure 4**) par rapport aux tendances observées sur les 305 sites du réseau français. Cette partie de l'étude a tout d'abord permis d'actualiser jusqu'en 2013 les tendances préalablement observées sur la période 1979-2008 notamment à Dampierre (**Floury et al. 2013, 2017**). Il a ainsi été constaté que les tendances précédemment identifiées s'étaient maintenues voire amplifiées sur les dernières années, avec une richesse taxonomique toujours en hausse sur la plupart des sites. Malgré des changements relativement importants observés au cours de la période d'étude dans la composition des communautés d'invertébrés benthiques au voisinage de ces 6 CNPE, en lien notamment avec leur

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

localisation en grandes rivières où les peuplements sont soumis à de multiples pressions anthropiques, les changements dans les 3 descripteurs fonctionnels se sont révélés dans la médiane des changements observés sur les 305 stations du réseau hydrographique français. De plus, les valeurs de diversité fonctionnelle prédites pour ces 6 sites étaient très proches de celles observées, ne traduisant pas de perturbations exceptionnelles au sein des peuplements d'invertébrés.

Enfin, grâce à des travaux connexes focalisés sur le Rhône (Van Looy *et al.* 2017), une tentative de contextualisation des tendances observées au voisinage de différents ouvrages hydroélectriques d'EDF a été menée, mais celle-ci s'est rapidement confrontée au manque de profondeur temporelle dans les suivis des communautés et de leur environnement. Malgré tout, l'approche suggérée dispose d'un vrai potentiel, notamment dans l'idée de faire une comparaison fonctionnelle des peuplements en amont et en aval de sites d'intérêt. Il est à noter que des suivis à long-terme des communautés de macroinvertébrés existent sur ce bassin en dehors de ceux des CNPE, et ceux-ci ont notamment permis d'identifier les grandes tendances structurelles et fonctionnelles des peuplements d'invertébrés benthiques de la Haute Durance et du Haut Verdon (Bruno *et al.* 2019).

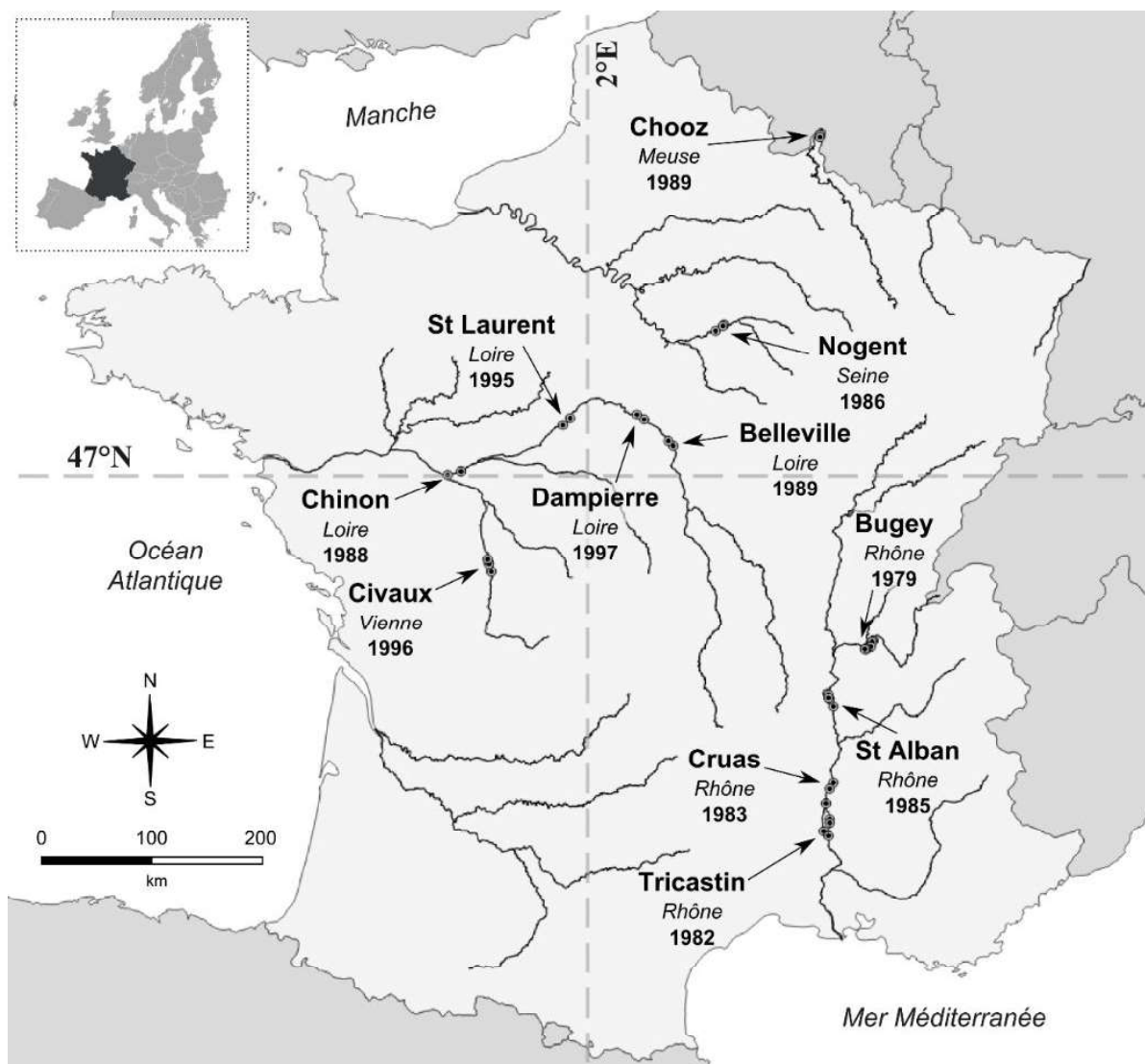
#### 2.1.1.4. Tendances d'évolution des communautés de poissons

En analysant les données issues des suivis hydro-écologiques réglementaires de 7 CNPE sur la période 1979-2003, Daufresne & Boët (2007) ont réalisé une étude pionnière sur les effets du changement climatique sur la composition et la structure des communautés de poissons des grands fleuves et rivières françaises. Depuis, les études sur les effets du changement climatique sur ce compartiment biologique se sont multipliées, mettant notamment en évidence des déplacements dans la distribution géographique des espèces (e.g. Buisson *et al.* 2008 ; Comte *et al.* 2013), une homogénéisation des communautés piscicoles à large échelle (e.g. Villéger *et al.* 2011 ; Buisson *et al.* 2013), des changements dans la phénologie des espèces (i.e. décalages dans les périodes de migration ou de reproduction ; Crozier *et al.* 2011 ; Tao *et al.* 2018) et des modifications dans la structure en taille des individus au sein des communautés (i.e. réduction de la taille des organismes ; Daufresne *et al.* 2009 ; Gardner *et al.* 2011). De plus, seule une minorité de ces études (<15%) a été consacrée aux effets réellement observés, la grande majorité des études s'étant intéressée aux effets prédits grâce à de la modélisation statistique et à des projections futures (Comte *et al.* 2013).

Dans le cadre du programme Thermie-Hydrobiologie 2016-2020, il a été décidé d'actualiser et d'étendre l'étude de Daufresne & Boët (2007), ainsi que d'explorer plus en détails les changements observés en termes de caractéristiques écologiques des espèces, à l'image de ce qui a pu être fait sur les invertébrés benthiques. Ainsi, les suivis réglementaires des communautés de poissons (protocole d'échantillonnage standardisé par pêche électrique) de 11 CNPE (pour un total de 35 stations d'échantillonnage ; Figure 5) ont été analysés afin de dégager les grandes tendances d'évolution sur la période 1979-2015.



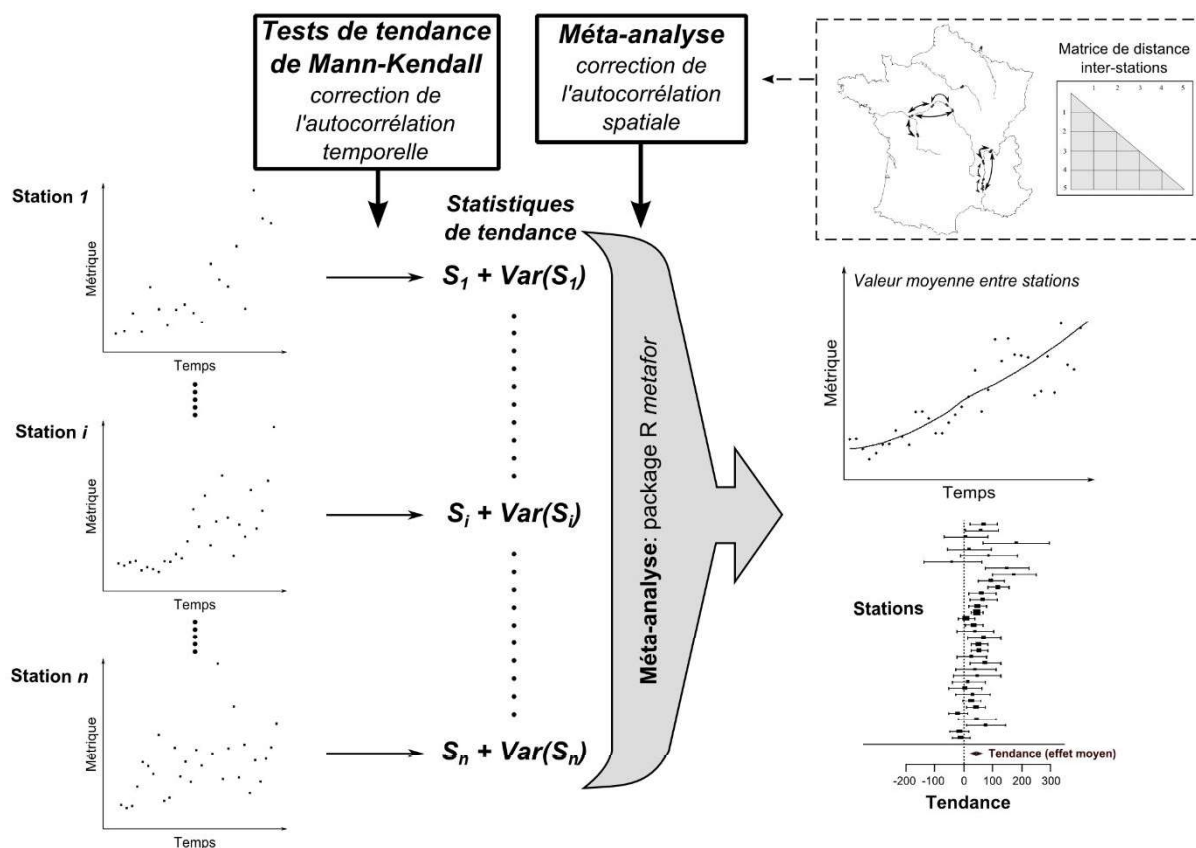
EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--



**Figure 5.** Localisation des 35 stations d'échantillonnages et des 11 CNPE associés. La rivière (*en italique*) et le début de la période d'étude (**en gras**) sont renseignés pour chaque CNPE. Pour chaque CNPE, au moins une station d'échantillonnage est localisée à l'amont et au moins une est localisée à l'aval. D'après **Maire et al. (2019)**.

Dans ce but, une méthodologie innovante de méta-analyse de tendances temporelles a été développée et appliquée sur un ensemble de métriques biologiques et environnementales (voir la **Figure 2** pour les tendances de température de l'eau et de débit). En substance, une méta-analyse est un examen systématique d'un ensemble d'études ou d'observations pertinentes en lien avec une problématique scientifique donnée, soutenu par des méthodes statistiques et qui vise à agréger et contraster leurs résultats (Viechtbauer *et al.* 2010 ; Gurevitch *et al.* 2018). Dans le cas de tendances temporelles, cette méthode permet de déterminer statistiquement s'il existe une tendance générale (ou « effet moyen »), commune entre une majorité de stations, pour une métrique biologique ou environnementale donnée, et si c'est le cas d'en déterminer le sens et la force (voir la **Figure 6** pour une présentation plus détaillée de la méthode).

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--



**Figure 6.** Représentation schématique de la méthode de méta-analyse de tendances temporelles développée. La méthode est résumée ci-après (de gauche à droite sur le schéma). Premièrement, un test de tendance de Mann-Kendall est effectué sur chaque série temporelle et la variance de la statistique de test  $Var(S)$  est corrigée pour tenir compte de l'autocorrélation temporelle de la série (i.e. le fait que les peuplements de poissons échantillonnés deux années consécutives aient statistiquement plus de chance d'être similaires que des échantillonnages réalisés à 10 ans d'écart, par exemple). Ensuite, grâce à une collaboration avec l'université de Maastricht aux Pays-Bas, certaines fonctions du package *metafor* (Viechtbauer 2010) du logiciel de statistiques R (R Development Core Team 2020) ont été adaptées afin de pouvoir tenir compte dans la méta-analyse de l'autocorrélation spatiale inhérente au jeu de données considéré (i.e. la répartition spatiale non uniforme des séries temporelles ; par exemple ici les 35 stations sont regroupées à proximité de 11 CNPE). Cette seconde étape a été rendue possible grâce à un algorithme d'optimisation couplé à une matrice de corrélation spatiale, calculée à partir de la distance entre chaque paire de stations le long du réseau hydrographique. Enfin, la méta-analyse est réalisée sur la statistique de test de Mann-Kendall  $S$  et la variance associée  $Var(S)$  pour chaque série temporelle (i.e. une par station d'échantillonnage). Ceci permet au final d'obtenir une valeur de tendance moyenne entre les séries temporelles (taille d'effet moyen) et un intervalle de confiance associé permettant de tester la significativité de la tendance générale. D'après **Maire et al. (2019)**.

Afin de décrire l'évolution des communautés de poissons sur la période d'étude, 8 métriques ont été calculées pour chaque année et chaque station :

- **la richesse spécifique** (i.e. nombre d'espèces présentes) ;
- **l'abondance totale** (i.e. le nombre d'individus échantillonné / 20 min de pêche, toutes espèces confondues) ;
- **l'équitabilité**, qui retranscrit la répartition des abondances entre les espèces présentes ;
- **l'abondance relative des espèces non-natives et des espèces « non-locales »** ; les premières correspondent aux espèces historiquement absentes du réseau hydrographique français (e.g. la perche-soleil, le pseudorasbora) ; les secondes correspondent aux espèces non-échantillonnées les 5 premières années de chaque suivi (e.g. la bouvière à Bugey) ;

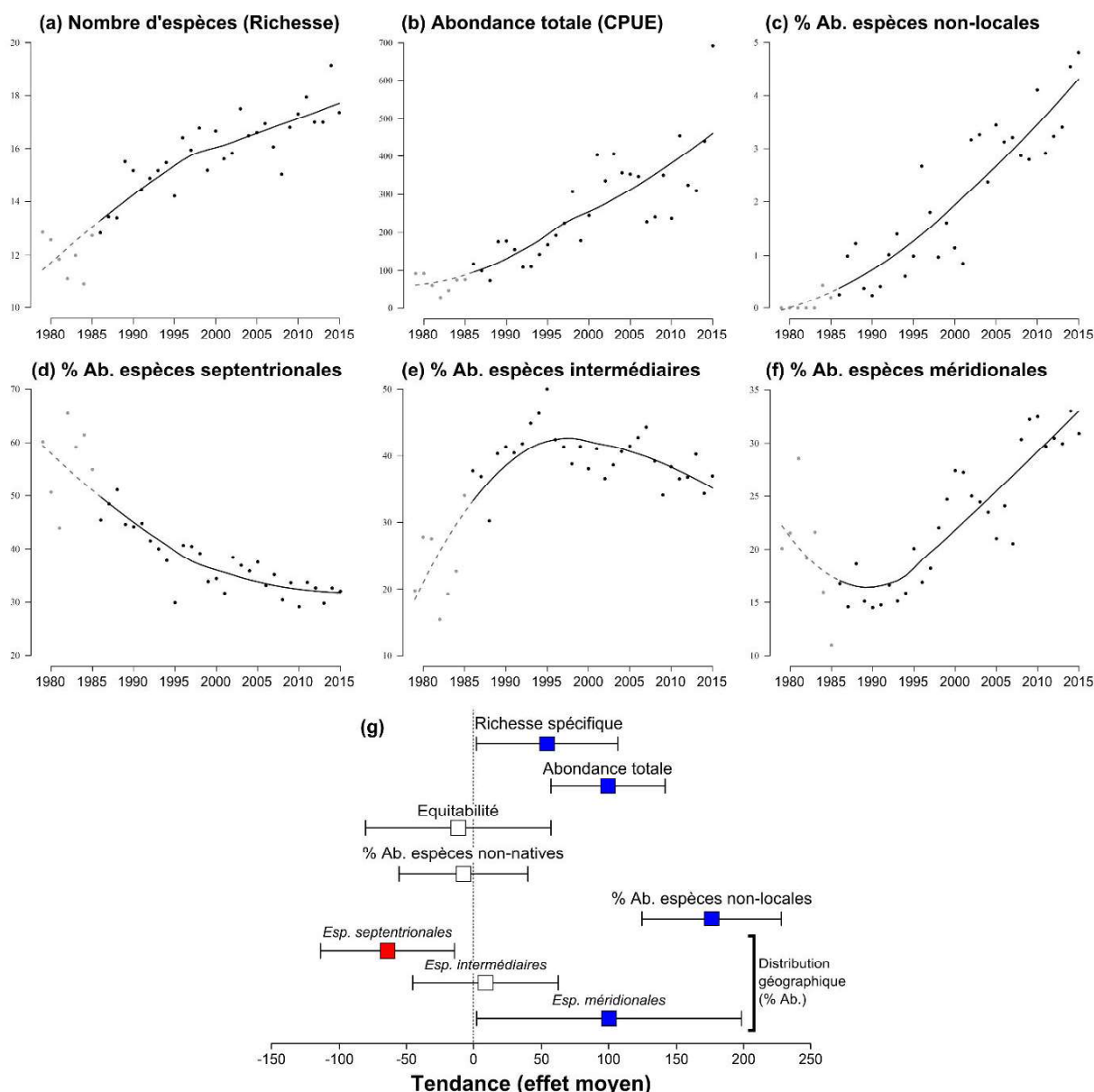
EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

- **l'abondance relative des espèces septentrionales, des espèces intermédiaires et des espèces méridionales** ; pour cela, les 40 espèces échantillonnées au total ont été réparties en 3 catégories selon la position de la station considérée dans l'aire de distribution européenne de l'espèce (si le centre de l'aire de distribution est situé au nord de la station = espèce septentrionale, au sud = espèce méridionale, à proximité de la station = espèce intermédiaire) (**Daufresne & Boët 2007**).

Tout d'abord, la méthode de méta-analyse décrite en **Figure 6** a été appliquée sur toutes les stations d'études et sur l'ensemble de la période disponible pour les abondances des 21 espèces pour lesquelles suffisamment de données étaient disponibles. Seulement deux d'entre elles présentaient des abondances significativement à la baisse (la perche-soleil et le rotengle) alors que 11 espèces présentaient des abondances significativement à la hausse (e.g. la bouvière, le silure), les 8 autres ne présentant pas de tendance significative (**Maire et al. 2019**).

Ensuite, des méta-analyses ont été réalisées indépendamment pour chaque métrique calculée à l'échelle de la communauté (**Figure 7**). Celles-ci ont mis en évidence des tendances fortement à la hausse pour le nombre d'espèces (+50%, passant de 12 espèces en moyenne dans les années 1980 à 18 espèces en moyenne sur les dernières années) et pour l'abondance totale (multipliée par 4 sur la période d'étude). Aucune tendance significative n'a été démontrée concernant l'équitabilité et l'abondance relative des espèces non-natives, au contraire de l'abondance relative des espèces « non-locales » qui a fortement augmenté au cours de la période d'étude. Ce résultat permet de dire que ce sont principalement des espèces natives du réseau hydrographique français qui sont à l'origine des tendances observées. Par ailleurs, les analyses ont démontré des tendances significatives dans l'abondance relative des espèces septentrionales et méridionales, respectivement à la baisse et à la hausse, et aucune tendance pour les espèces intermédiaires. Ces résultats montrent que ces tendances sont associées à un phénomène observé pour l'une des premières fois en eau douce à large échelle, aussi appelé « méridionalisation » ou « tropicalisation » (**Vergés et al. 2014**), et qui se caractérise par un remplacement d'espèces septentrionales par des espèces méridionales et thermophiles. Cette étude a ainsi mis en lumière un déplacement vers les pôles significatif et substantiel des communautés de poissons de grandes rivières au cours des 4 dernières décennies.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--



**Figure 7.** Tendances d'évolution des communautés de poissons au voisinage de 11 CNPE (voir **Figure 5**) sur la période 1979-2015. Les graphiques (a) à (f) représentent l'évolution sur la période d'étude de la moyenne annuelle de 6 des 8 métriques biologiques étudiées : (a) la richesse spécifique (en nombre d'espèces présentes), (b) l'abondance totale (en nombre d'individus échantillonnés / 20 min de pêche), (c) le pourcentage des abondances portées par des espèces « non-locales » (i.e. non présentes lors des 5 premières années de suivi), (d) le pourcentage des abondances portées par les espèces septentrionales, (e) intermédiaires et (f) méridionales. Les 7 premières années (1979-1985) ont été grisées en raison de la moindre représentativité de la moyenne sur cette période au cours de laquelle seules des stations du Rhône étaient disponibles. Le graphique (g) montre les tendances moyennes (représentées par les carrés) obtenues par méta-analyse des tendances observées sur les 35 stations considérées. Les moustaches correspondent aux intervalles de confiance autour des tendances moyennes produits par les méta-analyses. Si la valeur 0 (ligne pointillée verticale) n'est pas incluse dans l'intervalle de confiance, alors la tendance moyenne est significative (carrés rouges = tendances significativement négatives ; carrés bleus = tendances significativement positives), sinon elle est non-significative (carrés blancs). D'après **Maire et al. (2019)**.

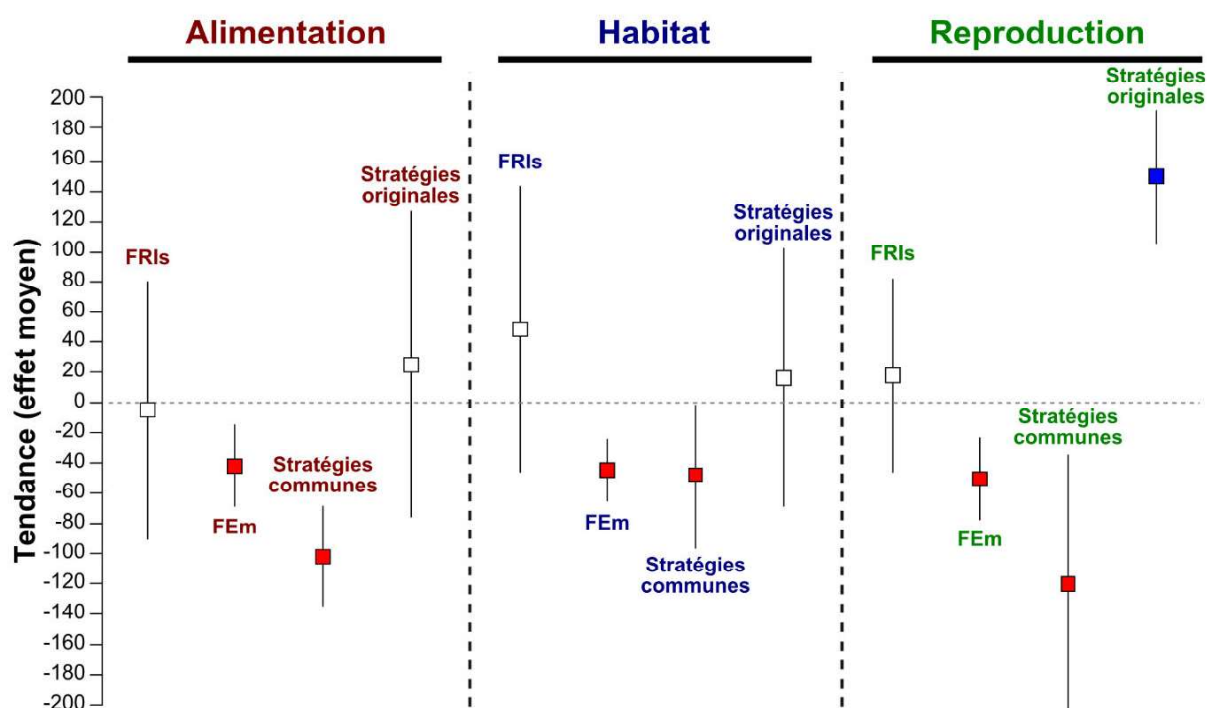
Afin d'affiner notre compréhension des tendances temporelles observées dans la composition et la structure des communautés de poissons des grandes rivières françaises, une seconde étude a examiné plus précisément les liens entre ces tendances et les caractéristiques écologiques des



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

espèces<sup>6</sup>. Pour cela, 16 traits morphologiques (e.g. position de la bouche, ratio entre largeur et longueur du corps) et 4 traits reproductifs (e.g. diamètre des œufs, fécondité) ont été mesurés sur différents individus de chacune des espèces. Ces traits ont été répartis dans 3 catégories (ou « niche fonctionnelle ») suivant qu'ils soient en lien avec la reproduction, les préférences d'habitat ou le régime alimentaire des espèces. Au sein de chacune de ces niches fonctionnelles, 4 métriques ont été calculées : la richesse fonctionnelle *FRIs* (qui retranscrit la diversité des traits écologiques représentés dans la communauté ; Schleuter *et al.* 2010), l'équitabilité fonctionnelle *FEm* (qui évalue si les traits et les abondances sont répartis de manière homogène dans la communauté, et qui permet ainsi d'identifier si des caractéristiques écologiques des espèces dominent par rapport aux autres au sein de la communauté ; Schleuter *et al.* 2010) et deux métriques issues d'un indice de rareté fonctionnelle *D* (qui retranscrit pour chaque espèce leur niveau d'originalité par rapport à toutes les autres espèces de la communauté sur la base de leurs traits écologiques ; Grenié *et al.* 2017 ; Violle *et al.* 2017). Pour ces deux dernières métriques, la rareté (ou originalité) fonctionnelle de chaque espèce a été calculée et les espèces présentant les 25% plus faibles, respectivement plus élevées, valeurs de rareté fonctionnelle ont été identifiées comme les espèces présentant les stratégies les plus communes, respectivement originales, pour une niche fonctionnelle donnée (i.e. reproduction, habitat ou alimentation).

La même méthode de méta-analyse et les mêmes séries temporelles de communautés de poissons (actualisées jusqu'en 2016) que l'étude précédente par Maire *et al.* (2019) ont ensuite été utilisées pour évaluer les tendances d'évolution dans la richesse fonctionnelle, l'équitabilité fonctionnelle et les abondances relatives des espèces à stratégie originale et à stratégie commune, et ce pour chaque niche fonctionnelle (Figure 8).



**Figure 8.** Tendances d'évolution des 4 métriques fonctionnelles calculées sur les communautés de poissons suivies au voisinage de 11 CNPE (voir Figure 5) sur la période 1979-2016, pour chaque niche fonctionnelle étudiée (alimentation, habitat et reproduction). *FRIs* = indice de richesse fonctionnelle ; *FEm* = indice d'équitabilité fonctionnelle. Les carrés représentent les tendances moyennes et les barres correspondent aux intervalles de confiance autour de ces moyennes. Les carrés rouges, bleus et blancs indiquent respectivement les tendances significativement à la baisse (effet moyen négatif), significativement à la hausse (effet moyen positif) et non-significatives. D'après Daufresne *et al.* (en préparation).

<sup>6</sup> Cette étude fait l'objet d'un article en cours de publication : Daufresne M., Coudel M., Schleuter-Hofmann D. & Maire A. (en préparation) Long-term homogenisation of ecological strategies under global warming.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

Ces analyses ont tout d'abord mis en évidence une homogénéisation fonctionnelle des communautés quelle que soit la niche fonctionnelle considérée (tendances significativement à la baisse pour l'indice *FEm*), sans évolution significative dans la diversité générale des traits écologiques (aucune tendance significative pour l'indice *FRIs*) (**Figure 8**). Ce constat montre que, malgré un nombre relativement constant de caractéristiques écologiques représentées au sein des communautés de poissons, le poids de certaines caractéristiques (en termes d'abondance relative des espèces qui les portent) a augmenté au cours de la période d'étude, marquant un phénomène de dominance progressive de certaines stratégies écologiques en termes de reproduction, d'habitat et d'alimentation. Ce résultat est appuyé par les tendances observées sur les abondances relatives des espèces à stratégie commune et à stratégie originale (**Figure 8**). Ainsi, les espèces présentant les stratégies les plus communes (i.e. les plus partagées au sein de la communauté) ont vu leur abondance relative baisser au cours de la période d'étude, et ce quelle que soit la niche fonctionnelle considérée. Au contraire, l'abondance relative des espèces présentant les stratégies reproductives les plus originales a considérablement augmenté sur la même période. Aucune tendance significative concernant les stratégies originales associées à l'habitat ou à l'alimentation n'a été détectée. Afin d'identifier quelles caractéristiques écologiques des espèces étaient à l'origine de ces tendances fonctionnelles générales, les tendances temporelles trait par trait ont été examinées (i.e. évolution de la valeur moyenne de chaque trait au sein des communautés au cours de la période d'étude). Ces analyses complémentaires ont permis de relier les tendances dans les caractéristiques écologiques des espèces de poissons aux changements environnementaux majeurs observés au cours de la période d'étude :

- la diminution de l'abondance des espèces rhéophiles, qui peut s'expliquer par la diminution généralisée des débits et la lentification des milieux ;
- la diminution de l'abondance des espèces planctonivores et l'augmentation des espèces dont l'alimentation repose sur la présence de macrophytes (soit se nourrissant directement des végétaux soit du biofilm ou des algues se développant à leur surface), qui peut s'expliquer par la diminution de l'eutrophisation des milieux ; comme on l'a vu précédemment, cette tendance a entraîné une raréfaction du plancton, une diminution de la turbidité des milieux et a favorisé le développement des macrophytes ;
- l'augmentation de l'abondance des espèces à stratégie démographique 'r' (i.e. espèces précoces à durée de vie courte, généralement petites en taille, et produisant de nombreuses gamètes, comme le pseudorasbora ou la bouvière ; Pianka 1970 ; Nichols *et al.* 1976) au détriment des espèces à stratégie 'K' (i.e. espèces à maturité sexuelle tardive, à longue durée de vie et produisant peu de descendants, comme la carpe commune ou la perche-soleil), qui peut s'expliquer par une meilleure capacité d'adaptation et résilience des espèces 'r' face à des changements environnementaux rapides telle que l'augmentation de la température de l'eau (McLean *et al.* 2019 ; **Murgier *et al.* 2021**) ; pour la niche fonctionnelle associée à la reproduction, une majorité des espèces identifiées à stratégie originale présentaient une stratégie démographique 'r' et, à l'inverse, une majorité des espèces à stratégie commune étaient des espèces à stratégie 'K'.

Ces effets des changements globaux, et en particulier du changement climatique, s'ajoutent au déplacement des communautés vers le nord et à l'augmentation généralisée de la richesse et de l'abondance des peuplements piscicoles mis en évidence par **Maire *et al.* (2019)**.

### **2.1.1.5. Est-ce que les tendances d'évolution observées sont différentes entre l'amont et l'aval des CNPE ?**

Plusieurs des études référencées dans cette partie ont aussi testé statistiquement s'il y avait des différences dans les tendances biologiques observées entre les stations localisées à l'amont des CNPE (stations témoins) et celles localisées à l'aval (stations influencées par l'activité de la centrale, notamment par les rejets thermiques). De manière systématique, aucune différence significative n'a été observée entre les tendances d'évolution des stations amont et des stations aval, que ce soit pour le phytoplancton (**Larroudé *et al.* 2013**), les invertébrés benthiques (**Floury *et al.* 2013**) ou les poissons (**Maire *et al.* 2019**).

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

## EN SYNTHÈSE

**Les suivis hydro-écologiques réglementaires des CNPE**, mis en place depuis leur construction dans les années 1980 et 1990, ont permis d'acquérir **des séries temporelles rares et précieuses pour étudier les évolutions récentes des écosystèmes aquatiques des grands fleuves français**. Différentes études ont mobilisé ces données afin d'identifier les tendances temporelles des principaux paramètres physico-chimiques et compartiments biologiques sur les 30-40 dernières années.

La température de l'eau des fleuves étudiés a progressivement augmenté, notamment au printemps avec **une augmentation moyenne de +0.8°C par décennie**. En parallèle, **les débits ont diminué d'environ 5% du module interannuel par décennie**. La qualité d'eau de ces fleuves a aussi drastiquement changé, notamment avec **une forte réduction de l'eutrophisation**, liée à une importante diminution des phosphates et de la chlorophylle-a.

Ces tendances dans les principaux déterminants environnementaux des écosystèmes aquatiques ont eu des conséquences très marquées à tous les niveaux du réseau trophique. Notamment, la baisse de l'eutrophisation s'est accompagnée d'**une forte diminution de l'abondance du phytoplancton** et d'**un développement important des macrophytes**. La colonisation et la prolifération de bivalves invasifs à la forte capacité de filtration, telles que la corbicule ou la moule zébrée, ont aussi contribué à l'effondrement du phytoplancton et au basculement trophique observé.

Concernant les compartiments supérieurs du réseau trophique (**invertébrés benthiques et poissons**), les changements observés sont concordants, avec **une augmentation de la diversité des peuplements et de l'abondance de nombreuses espèces**. Cependant, cet enrichissement apparent masque en fait des changements beaucoup plus profonds dans les stratégies écologiques des espèces, en lien notamment avec le **remplacement d'espèces septentrionales à affinité pour les eaux fraîches par des espèces méridionales, thermophiles et historiquement non-présentes sur ces stations**.

De manière systématique, **aucune différence significative n'a été observée entre les tendances biologiques observées sur les stations localisées à l'amont des CNPE et celles localisées à l'aval**, que ce soit pour le phytoplancton, les invertébrés benthiques ou les poissons. **Les changements globaux sont les déterminants principaux des évolutions biotiques constatées**.

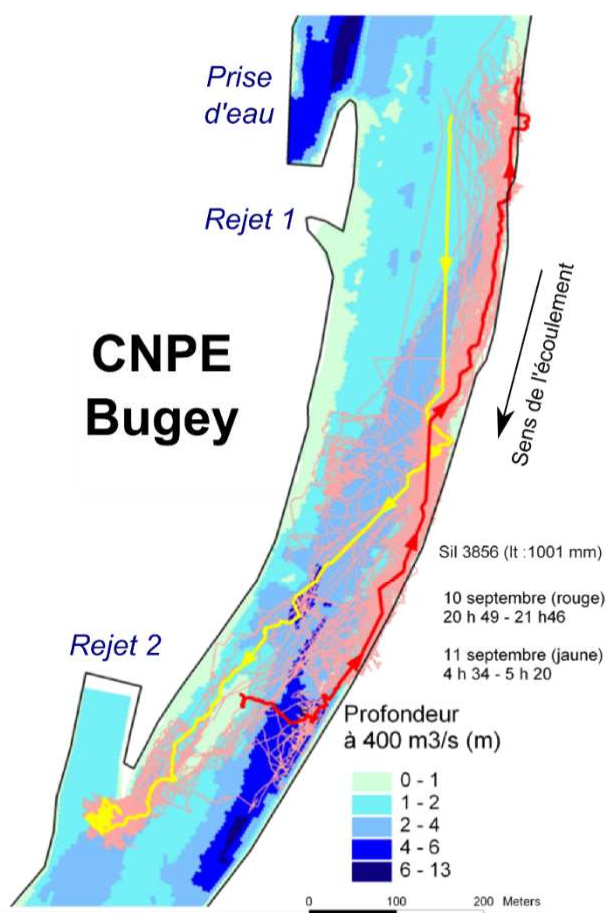


EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

## 2.1.2. Axe n°1B. Quel est le rôle des facteurs abiotiques comme déterminants environnementaux du fonctionnement des écosystèmes ?

### 2.1.2.1. Quel est le comportement fin des poissons au droit d'un rejet thermique ?

La vision comportementale de la sélection de l'habitat par les poissons en fonction des conditions du milieu (par exemple la température de l'eau ou la vitesse du courant) représente une approche novatrice dans le but d'améliorer la compréhension de la dynamique de structuration des peuplements de poissons en grand fleuve. Dans ce but, des données télémétriques ont été acquises durant l'été 2009 sur un tronçon du Rhône d'environ 1,8 km de long et de 140 m de large au droit du CNPE de Bugey (**Figure 9**). Les expérimentations ont été initiées dans le cadre de l'Etude Thermique du Rhône Phase IV et ont consisté au marquage et au suivi en continu par télémétrie (système acoustique HTI ; signal toutes les 3 secondes) de 94 individus de 8 espèces de poissons (majoritairement 3 espèces : barbeau fluviatile, chevaine et silure) pendant 3 mois (voir **Bergé et al. 2012** et **Capra et al. 2017** pour une présentation détaillée de l'étude).

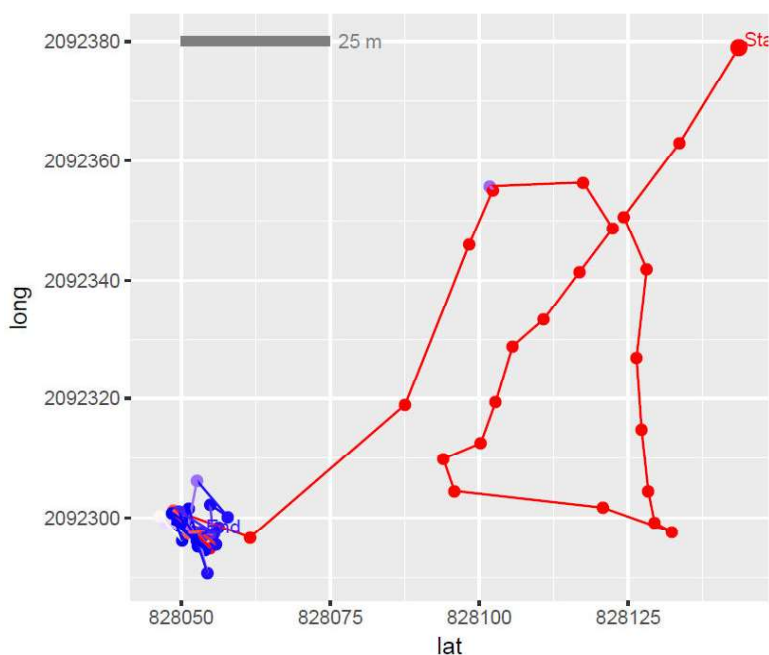


**Figure 9.** Emprise spatiale du tronçon d'étude et ensemble des localisations du silure #3856 au cours des 3 mois de l'expérimentation de télémétrie acoustique. Parmi l'ensemble des localisations, deux trajectoires continues sont représentées en rouge (suivie pendant une heure le 10 septembre 2009) et en jaune (suivie pendant 44 min le 11 septembre 2009). Le fond de carte (dégradé de bleu) représente la hauteur d'eau pour un débit du Rhône de 400 m<sup>3</sup>/s (modèle hydrodynamique Bugey 2D ; **Capra et al. 2011**). D'après **Capra et al. (2017)**.

La première phase de l'étude s'est déroulée dans le cadre de la thèse de Julien Bergé (2012) et a permis la récolte des données et une analyse spatialisée de la précision des positionnements (**Bergé et al. 2012**). Une seconde phase a visé plus particulièrement à décrire la répartition spatiale des individus en fonction des variations environnementales (**Capra et al. 2017**).

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

Dans le cadre du présent programme, une troisième phase a été initiée avec le post-doctorat HYNES<sup>7</sup> de Dominique Lamonica (2016-2017) et a visé à analyser ces données télémétriques sous la forme de trajectoires afin d'essayer de relier le comportement des poissons aux conditions locales du milieu. En effet, une suite continue dans le temps de localisations d'un individu représente une trajectoire (**Figure 10**). L'analyse des caractéristiques de la trajectoire (e.g. distance parcourue, changements de cap, changement de vitesse de déplacement) rend compte du comportement du poisson. L'hypothèse générale de cette troisième phase était que des variations locales des conditions environnementales peuvent induire un changement de comportement des poissons. Les conditions locales de température de l'eau, vitesse et profondeur ont été obtenues grâce au modèle hydrodynamique Bugey 2D (Capra *et al.* 2011), en fonction du débit entrant dans le tronçon de rivière (voir un exemple la **Figure 9** pour un débit du Rhône de 400 m<sup>3</sup>/s). Au vu de la quantité de données collectées (plusieurs millions de localisations de poissons), il était nécessaire de développer un cadre méthodologique permettant d'analyser ces données et de répondre aux questions posées. L'objet du post-doctorat a consisté à modéliser le comportement individuel à un instant *t* en fonction des caractéristiques du mouvement au sein d'une trajectoire, dans un premier temps de manière indépendante des conditions environnementales locales. Pour cela, un modèle espace-état basé sur l'inférence bayésienne a été construit afin de classifier différentes portions de trajectoires suivant le comportement probable du poisson (e.g. en mouvement, au repos ; **Figure 10** ; **Lamonica et al. 2020**).



**Figure 10.** Exemple d'une trajectoire et du comportement inféré par le modèle bayésien développé (rouge = en mouvement ; bleu = au repos). D'après **Lamonica et al. (2020)**.

Tout d'abord, en raison de l'irrégularité de la détection des poissons, il a été nécessaire d'interpoler les trajectoires pour les rendre régulières et ainsi analysables. Différents pas de temps ont été testés pour l'interpolation (une position toutes les 30, 60, 120, 180, 240, 300 secondes) afin de déterminer le pas de temps optimisant à la fois la longueur et le nombre de trajectoires exploitables. L'analyse a montré une trop forte divergence entre les trajectoires observées et interpolées pour des pas de temps supérieurs à 60 secondes. Finalement, le pas de temps à 60 secondes a été préféré au pas de temps à 30 secondes pour réduire les temps de calcul.

Ensuite, le modèle bayésien développé a permis, sur la base des trajectoires interpolées, de prédire le comportement probable des individus en fonction de leur vitesse instantanée et de l'angle de leur mouvement (**Figure 10**). La discrimination entre les comportements a été améliorée par

<sup>7</sup> HYNES est depuis 2009 l'équipe commune de recherche conventionnée entre EDF R&D et l'INRAE (et précédemment avec le CEMAGREF et l'Irstea). Elle permet de co-encadrer des thèses et post-doctorats sur des thématiques en lien direct ou indirect avec l'incidence écologique des aménagements de production d'électricité.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

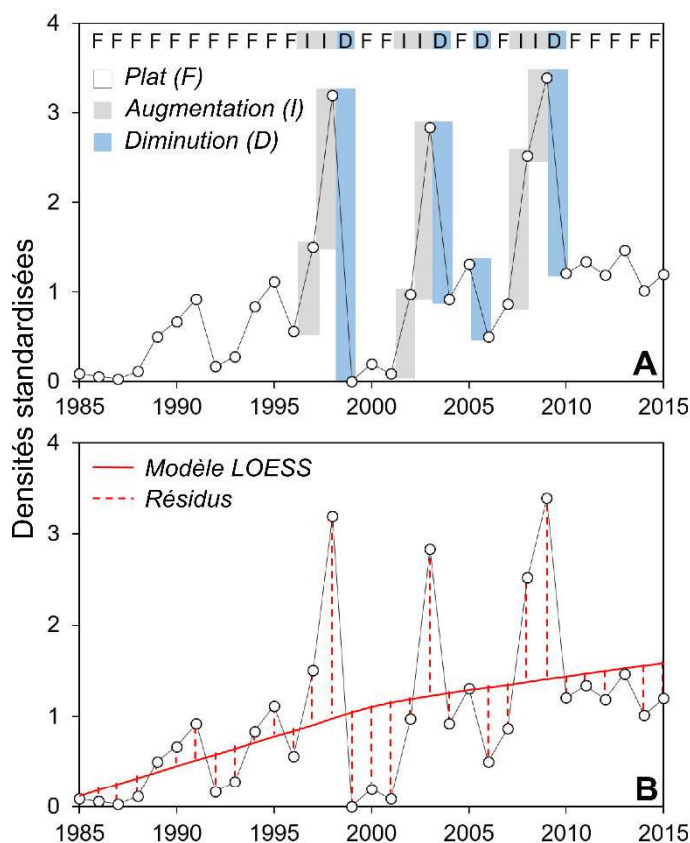
l'intégration de deux variables additionnelles retranscrivant l'adéquation entre les trajectoires brutes et les trajectoires interpolées (**Lamonica et al. 2020**).

Le développement de ce cadre analytique innovant représentait un verrou méthodologique indispensable à lever avant d'espérer pouvoir mettre en relation le comportement des individus avec les conditions environnementales locales. Cet objectif de recherche ainsi rendu possible fait actuellement l'objet d'un second post-doctorat HYNES (2020-2021). Lors du développement du modèle espace-état bayésien, seules les caractéristiques du mouvement et l'adéquation entre les trajectoires observées et interpolées étaient utilisées pour discriminer entre les différents comportements. Dans la suite de ce travail, les conditions environnementales locales ont été incluses dans les variables explicatives du comportement des individus, dans le but de caractériser l'influence des conditions environnementales locales, notamment la température de l'eau et la vitesse du courant, sur les changements de comportement des différents individus étudiés. Une des approches actuellement explorées dans le cadre de ce second post-doctorat consiste à quantifier et classer les réponses comportementales de chaque individu et de les regrouper selon leur ressemblance, pour essayer de déterminer si les réponses sont plus distinctes entre les espèces qu'entre les individus d'une même espèce.

### 2.1.2.2. Comment interpréter les variations interannuelles dans les chroniques de données à long-terme ?

La plupart des études en écologie des populations ont cherché à relier de manière corrélative les évolutions temporelles des communautés biologiques étudiées avec la dynamique temporelle de leur environnement (Legendre & Legendre 1998). Dans le cadre de l'étude de chroniques long-terme de données biologiques ou environnementales, de nombreuses méthodes fiables et robustes existent pour tester et caractériser l'existence de tendances temporelles dans ces données (Brown *et al.* 2011 ; Bowler *et al.* 2017 ; **Maire et al. 2019** ; **Arevalo et al. 2020** ; voir plus de détails dans **l'Axe 1A**). En revanche, notre capacité à relier statistiquement les variations observées à l'échelle interannuelle s'avère beaucoup plus limitée et nous nous confrontons fréquemment aux limites des analyses corrélatives classiques. En effet, la multiplicité des facteurs explicatifs générant divers effets confondants et le fait que les facteurs intervenant dans les dynamiques étudiées ne soient jamais quantifiables de manière totalement exhaustive limitent grandement notre capacité à expliquer et à comprendre les phénomènes écologiques observés. De plus, il existe des incertitudes non négligeables dans les données biotiques et abiotiques, généralement dues à l'échantillonnage, qui rend les interprétations encore plus complexes. Pour l'étude de séries temporelles, les analyses dites « symboliques » représentent des alternatives particulièrement intéressantes aux analyses corrélatives classiques, et celles-ci restent peu utilisées en écologie (Daw *et al.* 2003 ; Cazelles 2004). Leur principe est de coder des séries continues de données en séquences discrètes de symboles, dans le but de limiter l'influence de l'intensité des variations, fréquemment expliquée par du bruit dans les données, en se focalisant sur les principaux motifs observés. En fonction de la variation d'une métrique (e.g. la densité d'une espèce de poissons) entre deux années consécutives, la valeur numérique de cette métrique est remplacée par un symbole différent suivant si une augmentation, une diminution ou aucun des deux n'a été observé (**Figure 11 A**). Une fois cette transformation appliquée à l'ensemble des données biologiques et/ou environnementales à analyser, la méthode permet de calculer l'information mutuelle (i.e. concordance des symboles) portée par deux séries de données (e.g. densité de poissons et débit) et ainsi d'en caractériser la synchronicité, en intégrant éventuellement un décalage temporel (e.g. densité de juvéniles une année donnée et densité d'adultes l'année suivante).

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

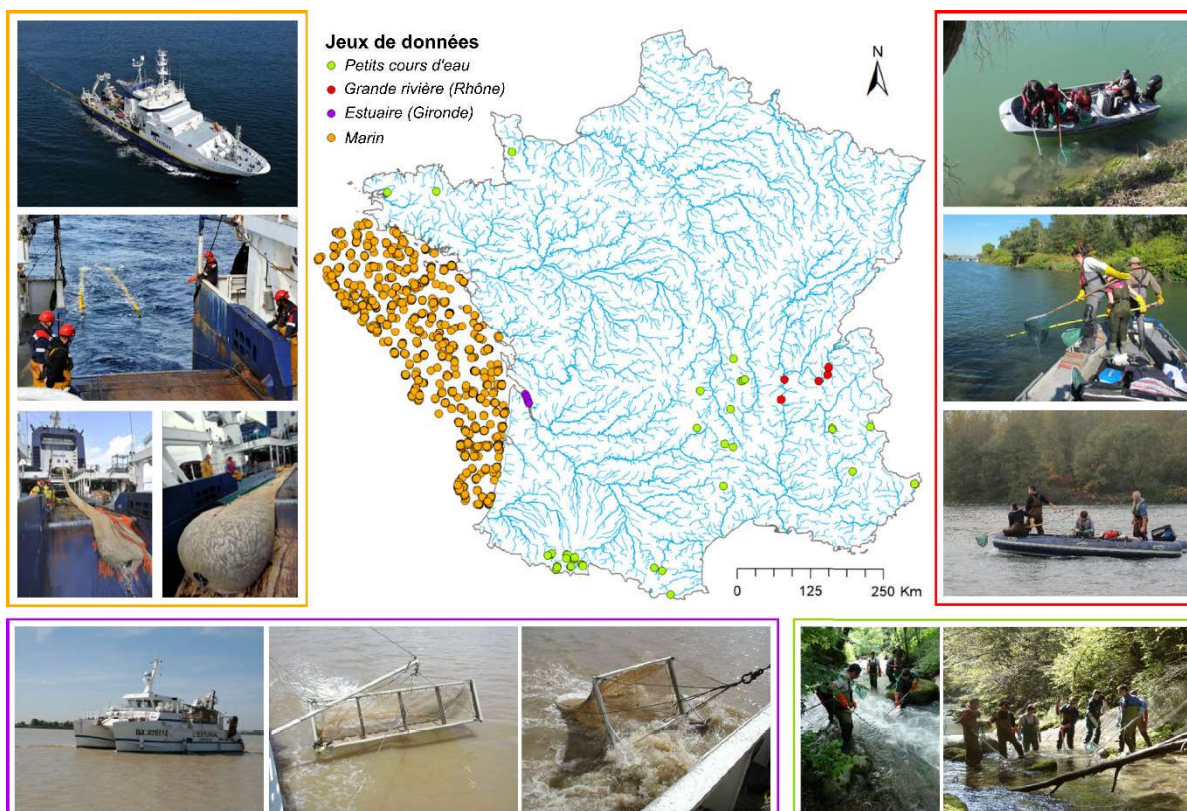


**Figure 11.** Représentation schématique de la méthode d'analyse symbolique (panneau A) appliquée dans le cadre de cette action de recherche, ainsi que d'une approche corrélative plus classique (panneau B). Les cercles représentent les densités standardisées (de poissons ou d'invertébrés) annuelles d'une série temporelle. Dans le cas de l'analyse symbolique (panneau A), la série temporelle continue (valeurs numériques) est transformée en une séquence discrète de 3 symboles (I pour les augmentations, *increase*, D pour les diminutions, *decrease*, et sinon F pour les plats, *flat*). Une fois ainsi transformée, plusieurs séries temporelles discrètes peuvent être comparées (une série biologique avec une série biologique, ou une série biologique avec une série environnementale) afin d'en déterminer la synchronicité en calculant les symboles mutuels entre les séries. Dans le cas d'une analyse corrélative (ici un modèle LOESS, panneau B), ce sont les résidus (traits rouges pointillés) entre les valeurs modélisées (trait rouge plein) et les valeurs observées (cercles) qui sont utilisés pour déterminer la synchronicité entre deux séries temporelles continues. D'après [Cauvy-Fraunié et al. \(2020\)](#).

Dans le cadre du post-doctorat HYNES de Sophie Cauvy-Fraunié (2015-2017), plusieurs jeux de données à long-terme provenant de différents milieux aquatiques (cours d'eau de tête de bassin, grande rivière, estuaire et milieu marin) et concernant plusieurs compartiments biologiques (populations de truites communes, communautés de poissons et d'invertébrés benthiques) ont été analysés en appliquant la méthode décrite précédemment (**Figure 12**). Plus précisément, des données de densités d'espèces provenant de 54 stations de suivis à long terme ont été utilisées pour tester des hypothèses largement reconnues dans la littérature concernant des relations entre l'environnement et les peuplements aquatiques (e.g. effet de la vitesse du courant lors de l'émergence des truitelles sur le recrutement en cours d'eau de tête de bassin, niveau annuel des fortes températures de l'eau et densité d'espèces thermophiles en grande rivière ; Poulard et Blanchard 2005 ; Béguer *et al.* 2012 ; [Daufresne et al. 2015](#) ; [Bret et al. 2016](#)), ainsi que plusieurs effets biotiques et spatiaux (e.g. densités de juvéniles et d'adultes avec un décalage d'un an, synchronicité spatiale dans les variations des effectifs des espèces). Afin d'évaluer l'apport de cette nouvelle méthode d'analyse symbolique, les résultats ont été systématiquement comparés avec ceux obtenus par une méthode corrélative plus classique (**Figure 11 B**).



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--



**Figure 12.** Présentation des jeux de données analysés et des techniques d'échantillonnage utilisées : (i) populations de truites communes en cours d'eau de tête de bassin (points en vert sur la carte), (ii) communautés de poissons en grande rivière (Rhône, points en rouge), (iii) communautés de poissons et d'invertébrés en estuaire (Gironde, points en violet) et (iv) communautés de poissons et d'invertébrés en milieu marin (Golfe de Gascogne ; points en orange). D'après **Cauvy-Fraunié et al. (2020)**.

Au final, relativement peu des hypothèses et relations testées se sont révélées statistiquement significatives : 36% des tests spatiaux, majoritairement en lien avec la synchronicité spatiale des populations (i.e. les populations proches dans l'espace ont plus de chance de voir leurs effectifs fluctuer dans le même sens que des populations éloignées), 9% des effets de cohortes (i.e. les fluctuations d'effectifs de juvéniles se retrouvent au niveau des adultes l'année suivante) et aucune des relations entre les populations et l'environnement (**Cauvy-Fraunié et al. 2020**). Une des explications de ce résultat, notamment de la non-détection de relations classiquement observées entre certains facteurs environnementaux et la dynamique des peuplements étudiés, serait que l'efficacité d'échantillonnage limitée empêcherait la mise en évidence des processus biologiques. En effet, la surface de la station d'étude effectivement échantillonnée varie entre les jeux de données considérés : de 100% pour l'échantillonnage des populations de truites en cours d'eau de tête de bassin (dans le cas où des filets sont positionnés en amont et en aval du tronçon échantillonné et que plusieurs passages sont réalisés) à environ 0,1% pour les tronçons du Rhône (pêche embarquée et échantillonnage de surface et principalement le long des berges), et même encore moins pour les stations de l'estuaire de la Gironde (~0,01%) et du Golfe de Gascogne (~0,007%). Ceci expliquerait pourquoi les effets de synchronicité spatiale et de cohorte ont été détectés pour les populations de truites des cours de tête de bassin, où l'ensemble du tronçon est échantillonné, mais nettement moins systématiquement pour les autres jeux de données pour lesquels les surfaces échantillonnées étaient inférieures à 0,1% de la station d'étude. Le fait qu'aucune des relations entre les peuplements et l'environnement n'ait pu être détectée, et ce quel que soit le jeu de données considéré, serait en revanche dû à la complexité des processus écologiques et des interactions entre déterminants environnementaux, notamment en grands milieux, qu'il est très difficile de retranscrire correctement à travers des métriques annuelles et des relations espèce-environnement simples et directes, telles que celles testées dans cette étude. En synthèse, ces suivis biologiques à long-terme s'avèrent très précieux car indispensables pour identifier les grandes tendances d'évolution des écosystèmes étudiés (e.g. Poulard et Blanchard 2005 ; Chaalali et al. 2013 ; **Daufresne et al. 2015** ; **Maire et al.**

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

**2019** ; voir aussi l'**Axe 1A**), mais il est nécessaire de rester prudent quant à l'interprétation des variations interannuelles dans les densités des organismes aquatiques suivis. Bien que les effets spatiaux significatifs observés dans cette étude suggèrent que les variations interannuelles contiennent des informations valables et d'intérêt sur les similitudes dans la dynamique des populations, les résultats soulignent que les changements écologiques annuels isolés ou d'ampleur modérée sont difficiles à mettre en évidence par l'analyse des variations interannuelles de ces suivis, particulièrement pour les grands milieux pour lesquels l'effort d'échantillonnage reste limité.

### **2.1.2.3. Quelle est l'influence de la température sur les communautés des biofilms et sur les transferts vers les compartiments supérieurs des écosystèmes ?**

Les milieux aquatiques échauffés naturellement (e.g. sources géothermales) ou artificiellement (e.g. rejets des CNPE) peuvent représenter de véritables laboratoires *in situ* pour étudier les effets de l'augmentation de la température de l'eau sur les organismes aquatiques (**Boulêtreau et al. 2014** ; O'Gorman *et al.* 2014 ; Sandblom *et al.* 2016). De précédentes actions de recherche menées dans le cadre de partenariats entre EDF R&D et le laboratoire d'écologie fonctionnelle EcoLab (UMR 5245, Toulouse) ont utilisé le tronçon de la Garonne situé en aval immédiat des plots de rejet du CNPE de Golfech comme site expérimental. Les projets Golfilm (2008-2010) et Aquathermie (2011-2015), intégrés dans le précédent programme Thermie-Hydrobiologie 2008-2013, ont ainsi étudié l'influence d'une augmentation de la température de l'eau sur les compartiments à la base des écosystèmes aquatiques, comme le compartiment microbien, les algues ou plus généralement les biofilms (communautés de micro-organismes adhérents entre eux et à une surface, et marquées par la sécrétion d'une matrice adhésive et protectrice) que l'on retrouve sur le fond des rivières. Ces travaux ont montré que l'augmentation de la température de l'eau pouvait influencer la diversité taxonomique de la communauté algale (ici des communautés plus diversifiées ont été observées en milieu échauffé ; **Boulêtreau & Santoul 2015**), ainsi que la structure et le métabolisme des biofilms (**Boulêtreau et al. 2012, 2014**). En particulier, leur capacité de dénitrification (qui est une fonction écosystémique importante des biofilms et qui dépend aussi de leur maturité et biomasse) augmente avec la température jusqu'à une température seuil comprise entre 30°C et 37°C, température à partir de laquelle l'activité dénitrifiante décroît rapidement (**Boulêtreau & Santoul 2015**). Néanmoins, bien que les biofilms soient à la base des écosystèmes de rivière, ces études ne permettaient pas d'évaluer si les effets du réchauffement observés sur les biofilms se répercutaient sur les compartiments supérieurs (e.g. invertébrés benthiques, poissons) et plus généralement sur le fonctionnement de l'écosystème. En effet, de nombreux organismes aquatiques dépendent directement ou indirectement des biofilms (Weitere *et al.* 2018). Parmi eux, les nématodes (petits macroinvertébrés fouisseurs) figurent parmi les organismes les plus abondants dans ces milieux et dans les biofilms (pouvant dépasser 1 million d'individus par m<sup>2</sup>), au sein desquels ils contribuent à des fonctions écosystémiques indispensables, telles que la minéralisation de la matière organique et la production primaire de biomasse (Majdi & Traunspurger 2015 ; Schratzberger & Ingels 2018). Les effets du réchauffement des eaux sur ce compartiment, qu'ils soient directs (e.g. effets sur la croissance des individus ou la dynamique populationnelle) ou indirects (e.g. effets sur les biofilms dont ils dépendent ou sur leurs prédateurs tels que les poissons benthivores) restent méconnus malgré les enjeux écosystémiques majeurs dans un contexte de changement climatique.

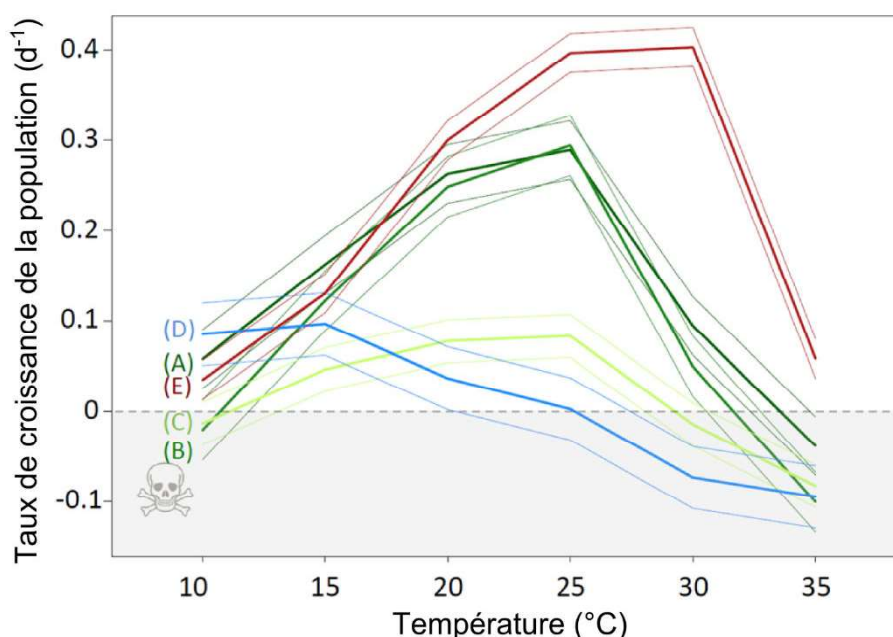
Le projet RivEcoThermS (2017-2019) s'est organisé en 3 parties complémentaires qui visaient à investiguer de manière la plus exhaustive possible les effets du réchauffement des eaux sur les communautés vivant dans les biofilms de rivière et sur les transferts trophiques vers les compartiments supérieurs des écosystèmes (invertébrés, poissons) en couplant des modèles théoriques à des expériences de laboratoire et de terrain. Ce projet a réuni un haut niveau d'expertise sur cette thématique à travers une collaboration de recherche Franco-Allemande entre EDF R&D, l'UMR EcoLab et l'Université de Bielefeld en Allemagne. La partie expérimentale en aval des plots de rejet du CNPE de Golfech était particulièrement intéressante car elle alimentait et complétait les autres « expériences *in situ* de changement climatique » (e.g. Woodward *et al.* 2010 ; O'Gorman *et al.* 2012 ; Worthington *et al.* 2015 ; Sandblom *et al.* 2016). Avant le lancement du projet RivEcoThermS, **Boulêtreau et al. (2014)** étaient les seuls à avoir réalisé ce type d'expérimentation *in situ* avec les biofilms comme objet d'étude.

La première partie du projet a permis de caractériser la tolérance thermique de 5 espèces de nématodes dont certaines largement répandues dans les milieux aquatiques et acclimatées depuis



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

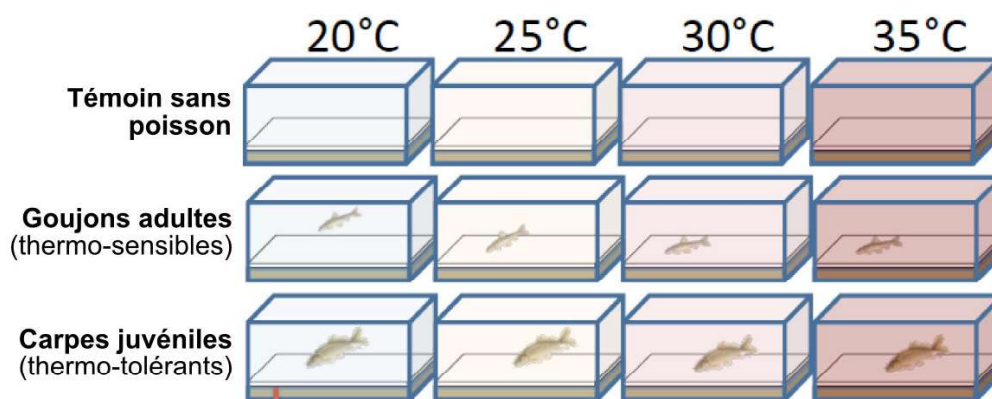
plusieurs années au sein du laboratoire expérimental de l'Université de Bielefeld. Pour cela, les taux de croissance et la distribution de la taille du corps de ces cinq espèces exposées en laboratoire à une large gamme de températures ont été mesurés sur une période de 20 jours (Majdi *et al.* 2019b). Cette expérience a notamment permis de détecter de fortes différences dans la tolérance thermique de ces 5 espèces écologiquement proches : certaines ont pu maintenir des taux de croissance élevés sur une large gamme de températures avec un optimum entre 20 et 30°C, et d'autres nettement plus sensibles aux températures élevées ont vu leur taux de croissance diminuer rapidement dès 15°C (Figure 13). Cette expérience a aussi permis de montrer que la taille du corps à maturité des espèces diminuait avec la température, ainsi que le nombre d'œufs portés par les femelles matures (Majdi *et al.* 2019b). Bien que l'étude ait été uniquement réalisée en laboratoire, ces résultats suggèrent que des vagues de chaleur ou d'autres modifications du régime thermique peuvent affecter la dynamique des populations et la structure en taille des communautés de nématodes dans les écosystèmes aquatiques. Dans la mesure où les nématodes sont les premiers intermédiaires du réseau trophique de nombreux hydrosystèmes, il est possible que ces changements puissent se répercuter sur leurs prédateurs (e.g. chironomes, poissons benthivores) ainsi que sur leurs proies (e.g. bactéries, micro-algues) à travers une modification de leur comportement alimentaire.



**Figure 13.** Taux de croissance populationnelle (et intervalle de confiance de  $\pm 95\%$ ) de 5 espèces de nématodes en fonction de la température du milieu (10-35°C). Plus le taux de croissance est élevé, plus le nombre d'individus au sein de la population augmente au cours du temps. Un taux de croissance négatif (partie grisée en dessous de la droite horizontale pointillée) indique un déclin de la population. Les 5 espèces de nématodes étudiées étaient : (A) *Plectus acuminatus*, (B) *Plectus aquatilis*, (C) *Plectus opisthocirculus*, (D) *Plectus cf. velox*, and (E) *Acrobeloides nanus*. D'après Majdi *et al.* (2019b).

Les deux autres parties de l'étude ont cherché à tester cette hypothèse au moyen de dispositifs expérimentaux en laboratoire et sur le terrain. Dans un premier temps, les effets croisés du stress thermique et de la prédation par des poissons benthivores sur les communautés du biofilm ont été étudiés dans un cadre expérimental standardisé (aquariums en laboratoire ; Canal *et al.* 2015 ; Gandar *et al.* 2016). Des juvéniles de carpe commune et des adultes de goujon, deux espèces très largement répandues en Europe, ont été placés à différentes températures (20-35°C ; temps d'acclimatation de 30 jours précédant l'expérience) pendant 4 jours dans des aquariums dont le fond était recouvert de sable de rivière avec du biofilm naturel (Figure 14 ; Majdi *et al.* 2019a). Des aquariums témoins sans poisson ont aussi été mis en place aux différentes températures. Après retrait des poissons, les aquariums ont été suivis 30 jours supplémentaires pour estimer la trajectoire de rétablissement de la communauté benthique. En complément, des mesures comportementales (pour les carpes juvéniles uniquement) et écophysiologiques ont été réalisées sur les poissons directement après leur retrait des aquariums.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--



**Figure 14.** Représentation schématique du protocole expérimental mis en place pour l'étude en laboratoire des effets croisés du stress thermique et de la prédation par des poissons benthivores sur les communautés du biofilm. D'après **Majdi et al. (2019a)**.

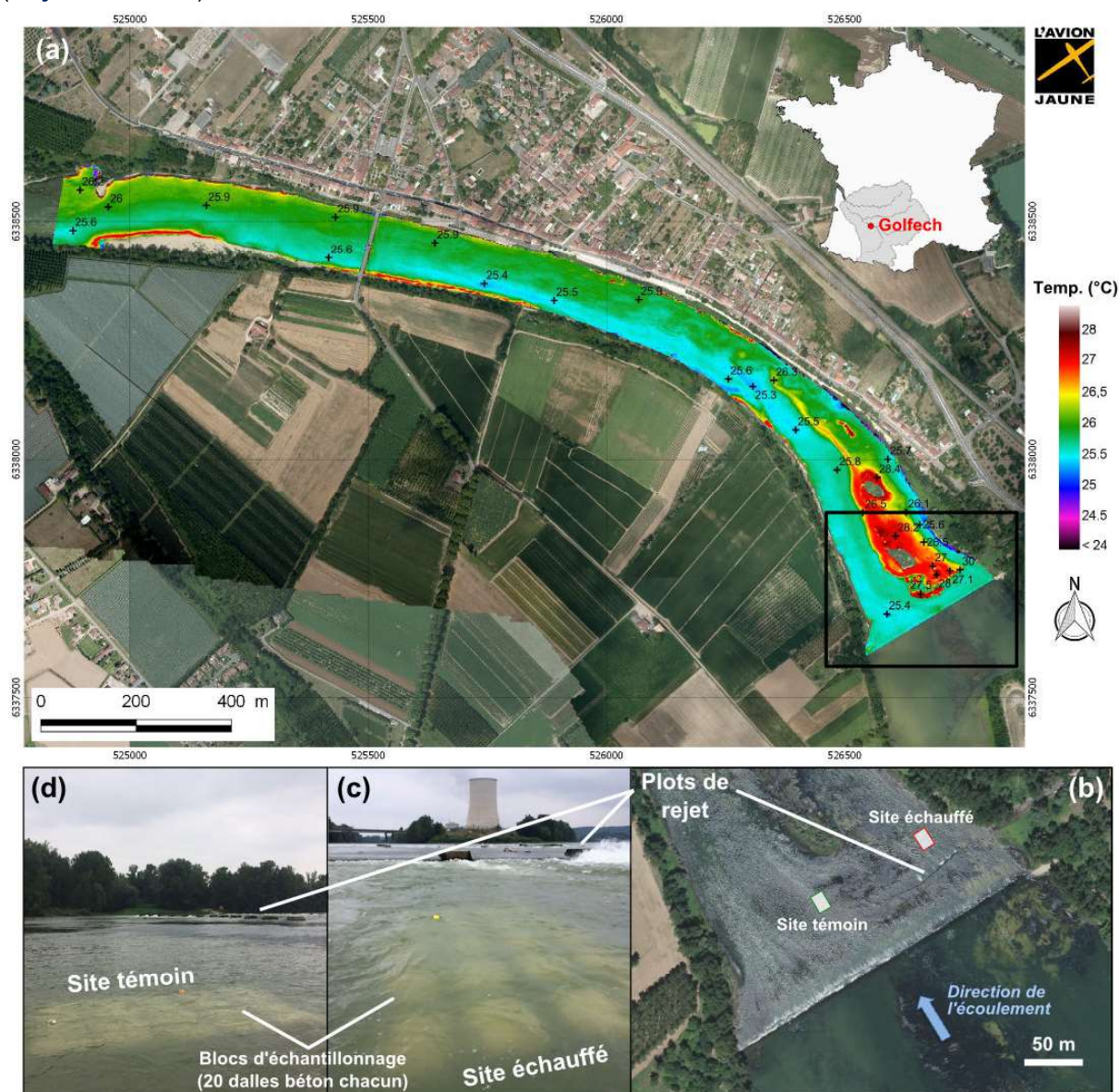
Concernant les juvéniles de carpes, une augmentation de la vitesse de nage (marqueur comportemental pouvant indiquer une situation de stress) et une baisse de l'indice hépato-somatique (rapport entre le poids du foie et le poids total du poisson, qui renseigne sur l'état des réserves énergétiques disponibles) ont été observées à 30°C et surtout à 35°C (**Majdi et al. 2019a**). Ces résultats sont en lien avec le comportement alimentaire des carpes. En effet, il a été mesuré que l'effet de la prédation (broutage) des carpes sur les biomasses d'oligochètes et de nématodes était fortement réduit à 30°C et nul à 35°C (**Majdi et al. 2019a**). Concernant les goujons adultes, une mortalité importante a été observée au-delà de 32°C lors de la phase d'acclimatation, ce qui n'a pas permis d'intégrer la condition à 35°C dans cette partie de l'expérience. Néanmoins, des résultats similaires à ceux sur les juvéniles de carpes ont été observés concernant la prédation des communautés du biofilm, avec une forte intensité de broutage à 20°C et une absence de broutage à 30°C (**Majdi et al. 2019a**). Ces résultats sont cohérents avec les préférences thermiques des espèces, les carpes étant considérées comme thermo-tolérantes et les goujons thermo-sensibles (**Keith et al. 2020**). Que ce soit avec les carpes ou les goujons, la température et la présence de poissons ont affecté la structure des communautés vivant au sein des biofilms (**Majdi et al. 2019a**), notamment au travers de la diminution des plus grosses espèces d'invertébrés (oligochètes et chironomes), qui sont à la fois les plus grands prédateurs secondaires dans un biofilm et les espèces les plus vulnérables à la prédation par les poissons. Cette seconde partie du projet a ainsi permis de montrer en conditions contrôlées en laboratoire que la température pouvait affecter le taux de broutage par les poissons et indirectement la structure des communautés vivant au sein du biofilm.

La troisième et dernière partie du projet visait initialement à caractériser les effets croisés thermie-prédation sur les biofilms dans un cadre plus représentatif des conditions réellement rencontrées en grandes rivières au travers d'une expérimentation *in situ*. Pour cela, un dispositif expérimental ambitieux a été imaginé et mis en œuvre le long d'un transect de la Garonne caractérisé par un gradient de température induit par les rejets thermiques du CNPE de Golfech (**Figure 15**). Le dispositif expérimental consistait à emprisonner ou à exclure des poissons dans des cages (60 × 40 cm, posée chacune sur une dalle de béton permettant la colonisation du biofilm) ancrées sur le fond de la Garonne, une moitié positionnée immédiatement à l'aval des rejets thermiques et l'autre moitié positionnée en dehors de la veine échauffée. Il est à noter que le site expérimental influencé par les rejets thermiques du CNPE est distinct de la station aval du suivi réglementaire, localisée plus en aval, après mélange entre les eaux échauffées et les eaux de la rivière. L'expérience d'encagement devait se dérouler sur une durée de deux mois, d'octobre à décembre (période la plus favorable à ce type d'expérience, avec une différence de température importante entre les zones échauffées et non échauffées et un risque limité de crue), avec deux prélèvements par semaine du biofilm se développant sur les dalles. Les dalles ont été placées le 7 août 2018 pour colonisation naturelle du biofilm et un prélèvement de contrôle a été effectué après 1 mois, le 5 septembre 2018. Les cages et les poissons ont été placés le 2 octobre 2018 et cette étape a été accompagnée d'un prélèvement du biofilm à T=0. Malheureusement, une importante crue de la Garonne et du Tarn a emporté les cages (avec les poissons) le 16 octobre 2018, obligeant l'arrêt prématuré de l'expérience et empêchant de traiter la question de l'effet de la prédation par les poissons sur les communautés du biofilm. Néanmoins, les données acquises après un et deux mois d'immersion des dalles, avant la mise en



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

place des cages et l'introduction des poissons, ont permis d'étudier *in situ* l'effet d'une différence de température de l'eau de 1,5°C (en moyenne sur la période d'étude) sur les communautés du biofilm (Majdi *et al.* 2020).



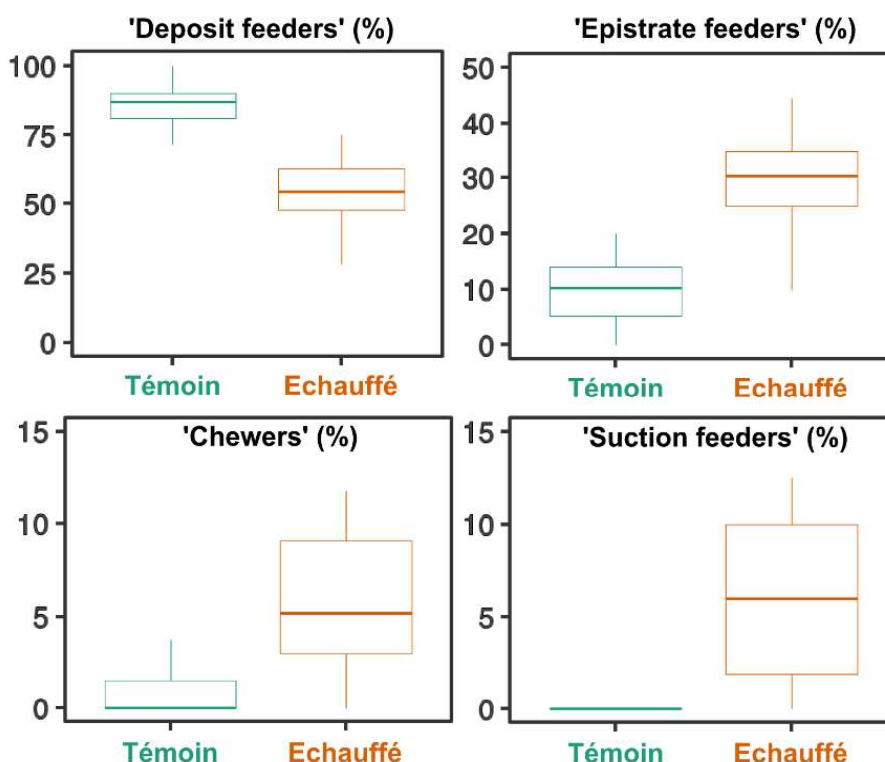
**Figure 15.** Présentation du site expérimental localisé sur la Garonne en aval du CNPE de Golfech. (a) Thermographie aérienne sur 2 km de linéaire en aval des plots de rejet du CNPE réalisée le 28 juillet 2015 à 14h15, à une période distincte de celle de l'expérimentation. La température de l'eau (en °C) est renseignée grâce à un gradient de couleur. Source : L'Avion Jaune © 2015. (b) Vue aérienne du site expérimental sur laquelle sont localisés les sites témoin et échauffé ainsi que les plots de rejet. Source : IGN © 2020. (c) et (d) Photographies des blocs d'échantillonnage constitués de 20 dalles béton immergées au niveau des sites échauffé et témoin. D'après Majdi *et al.* (2020).

Les biomasses algales et d'invertébrés ne se sont pas révélées significativement différentes entre les sites témoin et échauffé, mais la structure et la composition des communautés du biofilm différaient considérablement (Figure 16). Sur le site échauffé, de plus faibles densités de micro-crustacés, de larves d'insectes et de bivalves ont été observés, alors que la proportion de cyanobactéries au sein de la communauté algale y était plus importante (Majdi *et al.* 2020). Des individus de chironomes ont aussi été prélevés et mesurés, ce qui a permis de mettre en évidence une plus grande proportion de grands individus sur le site chaud, possiblement due à un taux de croissance plus élevé en milieu échauffé (Majdi *et al.* 2020). Concernant les communautés de nématodes, celles-ci étaient plus abondantes et plus diversifiées sur le site échauffé. Les types de

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

régime alimentaire y étaient aussi plus diversifiés, avec une plus grande proportion d'espèces algivores ('*Epistrate feeders*'), omnivores ('*Chewers*') et prédatrices ('*Suction feeders*') (**Figure 16**).

Dans un contexte du changement climatique, ces résultats mettent en évidence que l'augmentation de la température de l'eau peut entraîner une modification du spectre des tailles, de la composition en espèces, de la diversité des régimes alimentaires et de la structure en âge des communautés vivant dans les biofilms. Ces changements peuvent être la conséquence directe des préférences thermiques des espèces ou une conséquence indirecte via l'augmentation de l'intensité de broutage des poissons benthivores et l'augmentation de la prédation et de la compétition au sein des communautés d'invertébrés vivant dans les biofilms.



**Figure 16.** Différences dans la composition des communautés de nématodes du biofilm (abondance relative, en %) en termes de régime alimentaire entre site échauffé et site témoin. La classification du régime alimentaire des espèces de nématodes a été réalisée par Traunspurger (1997) et est basée sur leur morphologie buccale. A défaut de traduction française pertinente, les termes anglais ont été conservés : '*Deposit feeders*' = espèces dépourvues de dents, principalement bactériovores ; '*Epistrate feeders*' = espèces possédant de petites dents puissantes leur permettant de se nourrir d'algues, notamment de diatomées ; '*Chewers*' = espèces possédant une large cavité buccale armée de grosses dents, essentiellement prédatrices ou omnivores ; '*Suction feeders*' = espèces omnivores ou se nourrissant de végétaux ou champignons et qui présentent un rostre leur permettant de percer l'épiderme ou la cuticule de leur proie. D'après [Majdi et al. \(2020\)](#).

#### 2.1.2.4. Quelle est l'influence de la température et de la connectivité du milieu sur la croissance des juvéniles de poissons et sur les échanges entre populations dans un milieu thermiquement contrasté ?

Les fonctionnalités écologiques des hydrosystèmes fluviaux, notamment la connectivité au sein des plaines alluviales, ont été profondément altérées par les activités anthropiques (Ward *et al.* 1999 ; Dudgeon 2019). Les premiers stades de développement des poissons (stades juvéniles) présentent un grand intérêt en tant qu'indicateurs écologiques de la reproduction, ainsi que de la quantité et de la qualité des habitats rivulaires propices à leur croissance (Tales & Berrebi 2007 ; Meynard *et al.* 2012). De plus, ils permettent d'appréhender la connectivité entre les frayères et les nurseries, nécessaire à la stabilité des assemblages piscicoles (Bolland *et al.* 2012, Scharbert & Borchering 2013). Cependant, l'acquisition de données et de connaissances sur l'écologie de ces jeunes stades demeure très difficile en raison notamment de la petite taille des individus, de leur fragilité et de leur

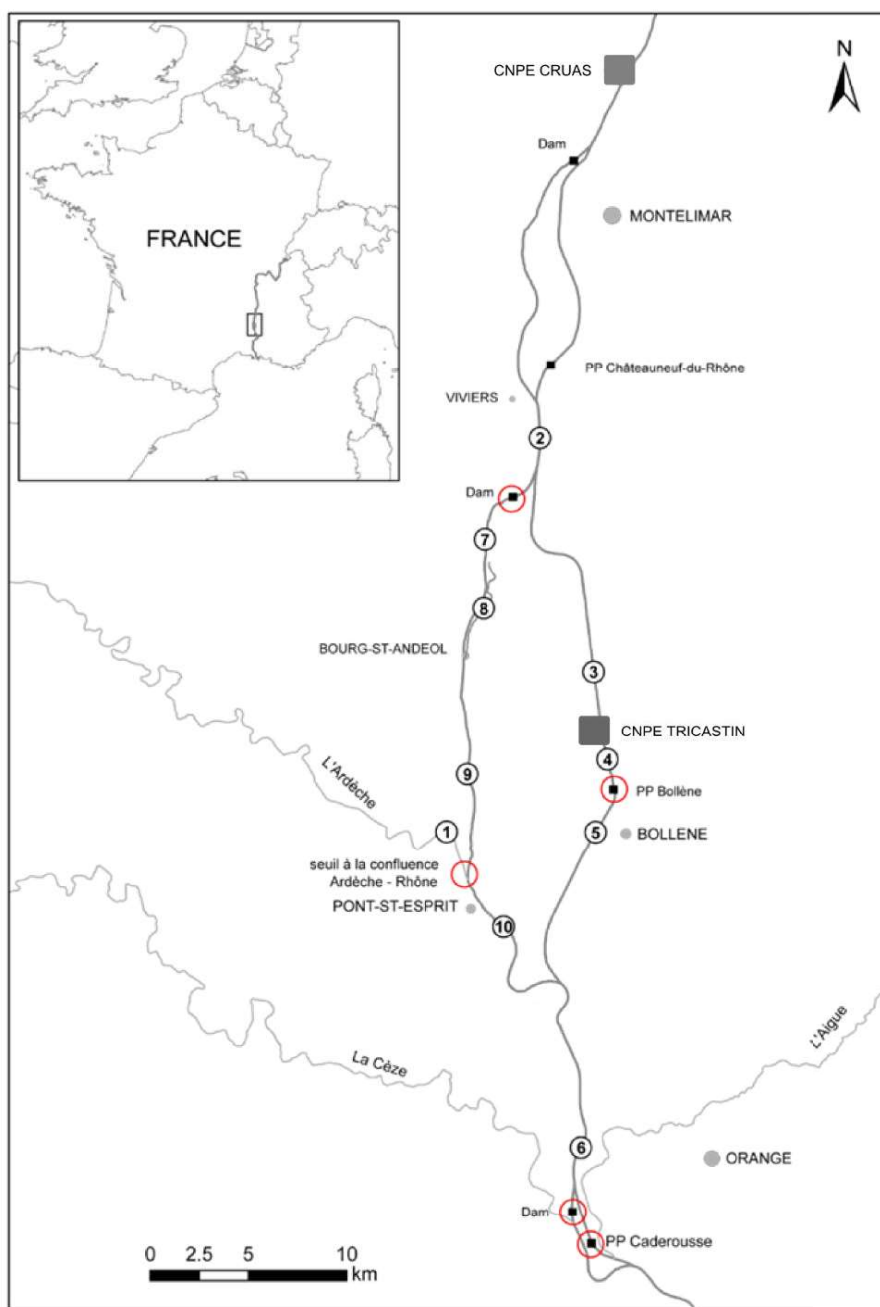
EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

taux de mortalité naturelle élevé (Starrs *et al.* 2016). Le développement de nouveaux outils basés sur l'analyse de la forme, des stries de croissance et de la microchimie des otolithes (concrétions calcaires se développant dans l'oreille interne des poissons) ouvre de nouvelles perspectives pour la compréhension de l'écologie des stades juvéniles de poissons (Izzo *et al.* 2016 ; Starrs *et al.* 2016). Ces outils peuvent notamment permettre de caractériser (i) l'âge des individus et donc l'existence de cohortes au sein des populations (Pannella 1971) et (ii) les lieux de croissance des individus en comparant l'abondance d'éléments traceurs (e.g. strontium, baryum) capturés dans les otolithes avec les concentrations retrouvées dans l'eau, celles-ci étant généralement caractéristiques d'un secteur donné de la zone d'étude (Tabouret *et al.* 2010 ; Morat *et al.* 2014 ; Radigan *et al.* 2018). Enfin, la température de l'eau à laquelle sont exposés les juvéniles lors de leur croissance est aussi traçable grâce aux isotopes de l'oxygène ( $\delta^{18}\text{O}$ ) capturés dans la calcite des otolithes (Gerdeaux & Dufour 2015 ; Willmes *et al.* 2019).

Dans ce contexte, la thèse de Bernadette Bounket (2017-2020), cofinancée par l'INRAE, l'Office Français pour la Biodiversité (OFB) et EDF, a permis de mobiliser ces nouveaux outils otolithométriques dans le but de mieux comprendre la dynamique d'une espèce commune de poisson, le chevaine (*Squalius cephalus*), dans un tronçon aval du Rhône fortement anthropisé. Le choix de cette espèce se justifie par sa large aire de répartition en Europe (Kottelat & Freyhof 2007) et sa forte abondance dans les grands hydrosystèmes régulés tels que le Rhône (Carrel & Rivier 1996). Le secteur d'étude (le bief de Caderousse) a été choisi en raison de son contexte thermique très singulier, car il est sous l'influence d'un tributaire froid, l'Ardèche, et du rejet thermique du CNPE de Tricastin (**Figure 17** ; **Morat *et al.* 2018**). Ainsi, le rôle de la température et de la connectivité entre ces milieux thermiquement contrastés sur la croissance des juvéniles de chevaine a été au centre de cette action de recherche (**Carrel *et al.* 2018**). Plus spécifiquement, la thèse s'est structurée selon trois axes complémentaires. Le premier axe a visé à développer une méthode permettant de déterminer l'âge et le taux de croissance des individus à partir de l'analyse des stries présentes dans les otolithes. Le second a cherché à caractériser la provenance des individus échantillonnés aux différentes stations du site d'étude à partir d'éléments traceurs présents dans les otolithes. Enfin, le troisième axe, plus directement en lien avec les problématiques traitées dans le cadre du présent programme de recherche, a consisté à retracer l'histoire thermique des individus en s'appuyant sur une analyse des isotopes de l'oxygène capturés dans la calcite des otolithes au cours de la croissance des individus.



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

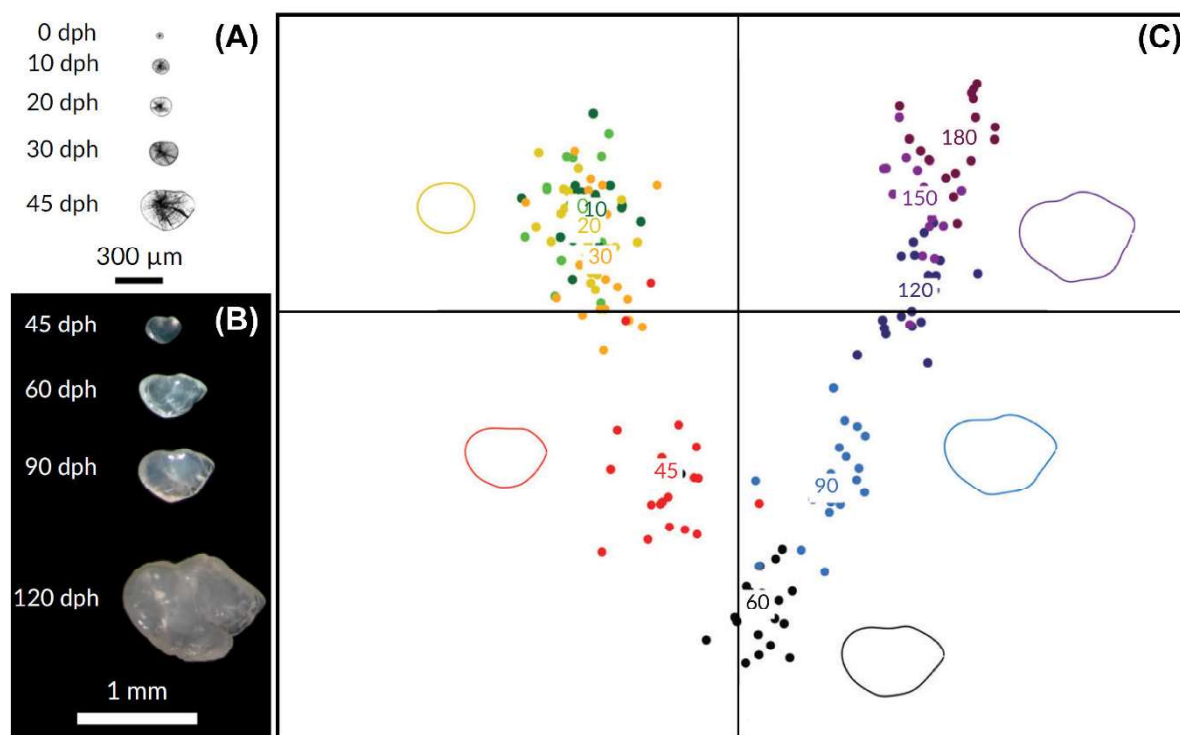


**Figure 17.** Localisation du secteur d'étude et des stations d'échantillonnage (numérotées de 1 à 10). Les cercles rouges indiquent les principales ruptures longitudinales. Adapté de **Morat et al. (2018)**.

Avant toute utilisation d'otolithes de poissons prélevés dans le milieu naturel pour en déterminer l'âge, il est nécessaire de valider la méthode de comptage des stries de croissance, qui est propre à chaque espèce. Cette validation n'existant pas pour le chevaie, 200 individus ont été élevés de l'éclosion à 180 jours après éclosion en milieu contrôlé (aquariums) avec des paramètres physico-chimiques proches de ceux trouvés dans le Rhône au niveau du site d'étude. Régulièrement (i.e. 10, 20, 30, ..., 150, 180 jours après éclosion), 30 individus ont été prélevés et leurs otolithes extraits et analysés (**Figure 18**). En particulier, les stries de croissance journalières visibles au sein des otolithes ont été systématiquement comptées sous microscope par plusieurs opérateurs pour validation croisée (**Bounket et al. 2019**). Cette expérimentation a permis de valider la méthode de détermination de l'âge des individus et de mettre en évidence le pouvoir discriminant de la forme des otolithes pour caractériser l'âge des individus, en particulier pour les stades à plus forte croissance (45, 60 et 90 jours après éclosion) (**Figure 18 ; Bounket et al. 2019**).



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--



**Figure 18.** Evolution de la forme d'un des otolithes en fonction de l'âge et analyse discriminante de la forme de 200 otolithes de juvéniles de chevaine. Les panneaux (A) et (B) réunissent des photographies prises respectivement au microscope optique et à la loupe binoculaire et montrant le développement d'un des otolithes du chevaine en fonction de l'âge (*dph* = jours après éclosion, 'days post-hatching'). Le panneau (C) montre les résultats de l'analyse factorielle discriminante (AFD) réalisée sur la forme des otolithes et illustre la possibilité de retracer l'âge des individus à partir de la forme d'un otolithe. Adapté de **Bounket et al. (2019)**.

Une fois cette étape de validation réalisée, la seconde partie de la thèse a consisté en l'étude *in situ* des zones de nurserie et des déplacements des juvéniles de chevaine à l'échelle du site d'étude sur le Rhône. Pour cela, 178 individus échantillonnés au total sur les différentes stations (**Figure 17**) ont été considérés dans les analyses. Leurs otolithes ont été extraits afin de déterminer leur âge et leur concentration en éléments traceurs strontium, baryum et magnésium. Préalablement, la concentration de ces éléments dans l'eau avait été analysée mensuellement sur toute l'année précédant l'expérience, permettant de confirmer qu'il était possible de discriminer la plupart des stations sur la base de ces concentrations (**Bounket et al. 2021**). Ces analyses microchimiques ont permis d'identifier la zone de naissance de 95% des individus échantillonnés, démontrant le potentiel très prometteur de la méthode pour l'étude de l'écologie des jeunes stades de poissons. La signature chimique en strontium des otolithes a aussi permis de déterminer qu'environ 70% des individus avaient été échantillonnés à proximité de leur zone de naissance, et ce même plusieurs mois après éclosion, suggérant un fort effet de rétention au niveau des berges (**Bounket et al. 2021**). Enfin, cette étude a permis de montrer (i) une importante contribution des affluents et des annexes hydrauliques (e.g. bras morts) dans le recrutement des poissons présents dans le cours principal du fleuve et (ii) la capacité des chevaines à migrer sur plusieurs kilomètres durant les premiers mois de leur vie (**Bounket et al. 2021**).

La dernière partie de la thèse s'est intéressée à la reconstruction de l'histoire de vie thermique des juvéniles de chevaines échantillonnés notamment dans la section du site d'étude sous l'influence du rejet thermique du CNPE de Tricastin. Pour cela, les ratios isotopiques de l'oxygène ( $\delta^{18}\text{O}$ ) capturés dans les otolithes peuvent être comparés au ratio présent dans l'eau prélevée aux différentes stations d'étude afin d'estimer la température de l'eau lors de la précipitation de la calcite de l'otolithe. En effet, le  $\delta^{18}\text{O}$  de l'eau est incorporé de manière très fidèle dans les otolithes mais avec un fractionnement dépendant de la température du milieu (Willmes *et al.* 2019). Différentes équations permettant ce recalcul ont été proposées dans la littérature et peuvent être testées pour cette reconstitution thermique (Gerdeaux & Dufour 2015). Idéalement, la quantification du  $\delta^{18}\text{O}$  peut être réalisée à différentes profondeurs au sein de l'otolithe, permettant ainsi d'intégrer une dimension temporelle

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

dans l'analyse, étant donné que les strates les plus profondes sont les plus précoces dans l'histoire de vie des individus et que celles en surface sont les plus récentes. Cette méthode à plusieurs prélèvements par otolithe a déjà été appliquée avec succès sur des otolithes de poissons adultes (e.g. Gerdeaux & Dufour 2015 ; Willmes *et al.* 2019), mais elle n'avait jamais été testée sur les otolithes beaucoup plus petits et fragiles de juvéniles de poissons. Les premiers tests en laboratoire ont rapidement montré que la fragilité de ces minuscules otolithes (cf. **Figure 18**) entraînait la destruction de l'otolithe lors de la microponction de calcite. L'alternative qui a été retenue pour cette partie de la thèse a été la reconstitution de la température moyenne de vie de l'individu en quantifiant le  $\delta^{18}\text{O}$  du broyat de l'otolithe entier (**Carrel *et al.* 2018**). Ainsi, le  $\delta^{18}\text{O}$  des otolithes d'individus prélevés en amont, à l'aval immédiat et à l'aval après mélange du rejet thermique du CNPE de Tricastin, ainsi que dans la lône de Malaubert et en aval de la confluence avec l'Ardèche (respectivement les stations 3, 4, 5, 8 et 10 sur la **Figure 17**) a été quantifié, ainsi que le  $\delta^{18}\text{O}$  de l'eau prélevée au niveau de ces stations à plusieurs périodes de l'année. L'analyse de ces données est en cours à la date de rédaction de cette synthèse, et les résultats les plus récents sont encourageants quant à la capacité de cette méthode à retracer l'histoire thermique et le lieu de vie principal des individus au cours de leurs premiers mois de vie<sup>8</sup>, notamment en lien avec l'importante sédentarité des individus démontrée précédemment (**Bounket *et al.* 2021**). Il sera notamment intéressant de regarder plus particulièrement les individus dont l'histoire thermique ne semble pas correspondre au milieu où ils ont été échantillonnés, afin de caractériser la connectivité et les déplacements des individus entre milieux échauffés ou non.

### 2.1.2.5. Quelles sont les conséquences des évolutions des régimes thermiques et hydrologiques des rivières sur la réalisation du cycle de vie des poissons migrateurs amphihalins ?





















La migration et la reproduction de nombreuses espèces animales sont synchronisées avec des paramètres environnementaux, leur permettant ainsi d'optimiser leurs conditions de croissance et de survie, ou celles de leur descendance (Pau *et al.* 2011 ; Thackeray *et al.* 2016). En rivière, température et débit sont fréquemment impliqués dans le déclenchement de la reproduction ou de la migration des poissons migrateurs amphihalins (espèces qui, comme le saumon ou l'anguille, partagent leur vie entre mer et rivière) (**Tétard *et al.* 2019** ; Paumier *et al.* 2020). Cependant, le changement climatique modifie à la fois le régime thermique (augmentation des températures) et le régime hydrologique (modification des précipitations) des rivières, pouvant engendrer des changements majeurs dans la disponibilité et la qualité des habitats aquatiques (Lennox *et al.* 2019 ; Reid *et al.* 2019), mais aussi dans la phénologie des espèces (i.e. décalages dans les périodes de migration ou de reproduction ; Thackeray *et al.* 2016 ; Perkin & Wilson 2021 ; Tillotson *et al.* 2021). Dans les études en phénologie, on postule classiquement que, sous l'effet du seul changement climatique, les processus écologiques tendent à devenir plus précoces pour rester dans la fenêtre optimale de température. Cela devient en revanche plus complexe si le processus écologique est sous contrôle de plusieurs facteurs environnementaux, dont les débits qui sont eux-mêmes impactés par le changement global et sa composante climatique mais pas nécessairement de la même façon. En effet, si température et débit évoluent de façon asynchrone, le risque est qu'au fil du temps, certaines associations température – débit favorables pour la réalisation des processus écologiques deviennent moins fréquentes, et donc que les espèces deviennent mal-adaptées aux nouvelles conditions environnementales. Pour investiguer de tels phénomènes, il est nécessaire de pouvoir analyser les tendances temporelles de plusieurs variables conjointement, mais à notre connaissance aucune méthode statistique ne le permettait.

Dans ce contexte, le post-doctorat HYNES d'Elorri Arevalo (2019-2020) a eu pour objectif de développer une telle méthode d'analyse statistique, de l'appliquer aux chroniques long-terme de débit et de température de l'eau disponibles sur différentes grandes rivières françaises et de mettre en relation les tendances observées avec les exigences écologiques pour la réalisation de la migration vers l'amont (ou montaison), de la reproduction et de la migration vers l'aval (ou dévalaison) des sept principales espèces de poissons amphihalins présentes dans ces rivières (**Tableau 3**). Ces exigences écologiques, en particulier concernant les préférences thermiques, ont été obtenues par le biais d'une synthèse bibliographique (**Arevalo *et al.* 2020**).

<sup>8</sup> Cette partie de l'étude fait l'objet d'un article en cours de publication : Bounket B., Gibert P., Blamart D., Raymond V., Maire A., Carrel G., Argillier C. & Morat F. (**en préparation**) Effects of water warming on growth rate and habitat use of juveniles of a cyprinid species evidenced by isotopic analyses of otoliths.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

**Tableau 3.** Période de l'année à laquelle sont réalisés les événements clés du cycle de vie (migration vers l'amont, reproduction et migration vers l'aval) des 7 espèces de poissons amphihalins considérées dans l'étude. La gamme de température de l'eau optimale pour la réalisation de ces événements est précisée lorsque disponible ; voir [Arevalo et al. \(2020\)](#) pour les références bibliographiques associées.

Evénement clé du cycle de vie en eau douce	Hiver			Printemps			Eté			Automne			Gamme de température de l'eau
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
<b>Saumon atlantique (<i>Salmo salar</i>)</b>													
 Migration amont													9-20°C
 Reproduction													~ 8.5°C
 Migration aval													-
<b>Lamproie marine (<i>Petromyzon marinus</i>)</b>													
 Migration amont													7-20°C
 Reproduction													7-20°C
 Migration aval													-
<b>Lamproie fluviatile (<i>Lampetra fluviatilis</i>)</b>													
 Migration amont													> 8°C
 Reproduction													10-14°C
 Migration aval													-
<b>Esturgeon européen (<i>Acipenser sturio</i>)</b>													
 Migration amont													> 12°C
 Reproduction													15-20°C
 Migration aval													-
<b>Grande alose (<i>Alosa alosa</i>)</b>													
 Migration amont													12-20°C
 Reproduction													12-19°C
 Migration aval													-
<b>Alose feinte (<i>Alosa fallax</i>)</b>													
 Migration amont													> 10°C
 Reproduction													18-22°C
 Migration aval													-
<b>Anguille européenne (<i>Anguilla anguilla</i>)</b>													
 Migration amont													12-20°C
 Migration aval													4-23°C

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

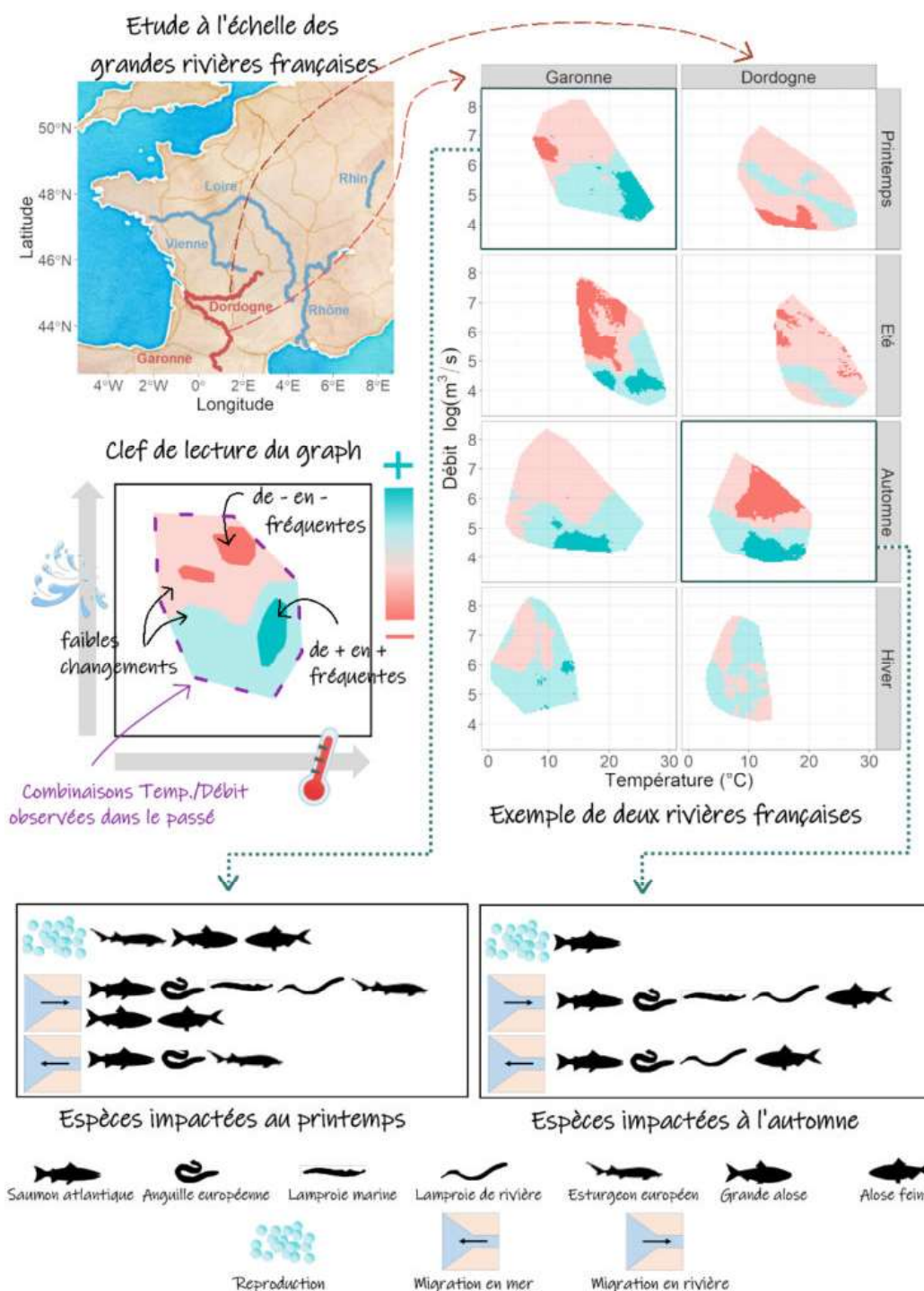
Pour l'analyse de l'évolution conjointe de la température et du débit des rivières, une méthode en deux étapes a été développée : la méthode « Choc » (**Arevalo et al. 2020**). Premièrement, la fréquence des associations température – débit observées au cours de chaque année est obtenue par une méthode d'estimation par noyau (ou KDE pour '*Kernel Density Estimation*'). Ensuite, afin de tester l'existence de tendances temporelles dans la fréquence des associations température – débit, un test de tendance de Mann-Kendall est conduit pour chaque association température – débit sur l'ensemble de la période d'étude. Cette méthode permet de tester la significativité statistique des tendances temporelles dans la fréquence de toutes les associations température – débit observées par le passé sur une station donnée et de la représenter sous la forme de diagrammes saisonniers (**Figure 19**). La méthode d'analyse ainsi développée a été mise à disposition de la communauté scientifique avec la constitution du package *chocR* (**Drouineau et al. 2021**) pour le logiciel de statistique et de programmation R (R Development Core Team 2020), rendant possible son application à tout type de séries temporelles bivariées (i.e. présentant des données simultanément sur deux variables).

La méthode « Choc » a ensuite été appliquée aux chroniques journalières de débit et de température de l'eau disponibles sur les 20 à 40 dernières années pour 6 grandes rivières (Dordogne, Garonne, Loire, Vienne, Rhin et Rhône) aux abords d'ouvrages hydroélectriques (e.g. Tuilières sur la Dordogne) ou de CNPE (e.g. Belleville sur la Loire). Les analyses ont été réalisées à l'échelle annuelle ainsi que saison par saison. A l'échelle annuelle, la Garonne est la rivière qui a subi le plus de changements significatifs dans la fréquence des associations température – débit (19%) et le Rhin celle qui en a subi le moins (<1%). A l'échelle saisonnière, les tendances étaient variables selon les rivières, même si c'est en été (e.g. 41% sur le Rhône) et en automne (e.g. 44% sur la Dordogne) que le plus de changements significatifs ont été constatés (**Arevalo et al. 2020**). Plus précisément, des conditions conjointes de bas débits et de températures élevées sont globalement de plus en plus fréquemment observées dès le printemps et jusqu'à la fin de l'automne sur la Garonne, la Loire et le Rhône (voir la **Figure 19** pour l'exemple de la Garonne). Ces phénomènes d'étiage prolongé et couplé à des périodes plus chaudes que la normale s'avèrent très peu favorables à la réalisation des étapes clés du cycle de vie des espèces amphihalines. En particulier, les migrations automnales de ces espèces (e.g. la dévalaison des aloses et lamproies, la montaison des saumons ; cf. **Tableau 3**) semblent les plus impactées par le changement climatique, avec un probable retardement de la réalisation de ces événements dans l'attente de conditions thermiques (baisse des températures) et hydrologiques (augmentation des débits) plus propices (**Arevalo et al. 2020**). Les conséquences possibles de ces déplacements phénologiques sont nombreuses, allant de conditions sous-optimales pour le développement des juvéniles en eau douce à une arrivée trop tardive en estuaire et en mer pour les individus en dévalaison, pouvant au final impacter sur le long-terme les populations de ces espèces, pour la plupart déjà menacées (Crozier & Hutchings 2014 ; **Tétard et al. 2019**).

Néanmoins, les résultats présentés précédemment reposent sur les connaissances théoriques de l'écologie des espèces d'intérêt, sans mobilisation d'observations biologiques. Dans la seconde partie de l'étude, la méthode a été étendue afin de pouvoir intégrer des données d'observations de la réalisation des événements clés du cycle de vie (e.g. données de comptage de passages de poissons migrateurs au niveau d'un ouvrage) et ainsi pouvoir tester l'existence d'une réponse biologique aux tendances environnementales observées. Cependant, le constat a été fait que très peu de stations couplaient des mesures de température de l'eau, de débit et de passage de poissons migrateurs sur plusieurs décennies (nécessaires à l'analyse robuste de tendances temporelles), et ce malgré l'extension de la recherche de données à l'ensemble de l'Europe. Au final, de telles données ont pu être assemblées pour seulement deux sites d'études pour l'anguille européenne, un sur la rivière Burrishoole en Irlande et un sur la rivière Isma en Norvège, et seulement trois sites pour le saumon atlantique, localisés sur de petites rivières côtières françaises (la Bresle, la Nivelle et l'Oir). L'analyse de ces données s'étendant sur 30 à 50 ans a permis de mettre en évidence un phénomène de contraction de la fenêtre environnementale favorable à la dévalaison de l'anguille et du saumon, réalisée dans des conditions de plus en plus chaudes. Concernant la montaison du saumon, la réponse aux modifications des régimes hydrologiques et thermiques était plus variable entre les rivières étudiées, avec de longues périodes encore favorables sur la Bresle et la Nivelle, mais une période propice de plus en plus restreinte sur l'Oir, incitant à une grande vigilance quant à la persistance de cette population sur le long-terme. Ces travaux sont en cours de valorisation à travers deux articles scientifiques à la date de rédaction de cette synthèse.



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--



**Figure 19.** Représentation simplifiée des principaux résultats obtenus sur deux des six rivières étudiées, la Garonne et la Dordogne. Les graphiques représentent les tendances temporelles dans la fréquence des associations entre débit (en ordonnée, valeurs log-transformées  $m^3/s$ ) et température de l'eau (en abscisse ; en  $^{\circ}C$ ) observées au cours de la période 1976-2018 pour la Garonne et 1993-2018 pour la Dordogne. Les associations de plus en plus fréquentes apparaissent en bleu et celles de moins en moins fréquentes en rouge ; les tendances significatives sont illustrées par des couleurs plus foncées (cf. clé de lecture du graphique). Le bas de la figure identifie les étapes clés du cycle de vie des espèces amphihalines d'intérêt potentiellement impactées par les changements observés sur la Garonne au printemps (à gauche) et sur la Dordogne à l'automne (à droite). D'après **Arevalo et al. (2020)** et l'article n°2 de *vulgAFH* réalisé par l'Association Française d'Halieutique (AFH) à destination du grand public, disponible ici : <https://www.association-francaise-halieuistique.fr/vulgarisation/vulgafh2>.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

## EN SYNTHÈSE

Les précédents programmes de recherche ont démontré que la réponse des organismes aquatiques à une modification de la température de l'eau ne pouvait être étudiée précisément que si les autres paramètres abiotiques, tels que le débit, les habitats, la qualité de l'eau ou la connectivité du milieu, étaient explicitement considérés, ainsi que les interactions associées. Dans le but d'étudier le rôle des facteurs abiotiques comme déterminants environnementaux du fonctionnement des écosystèmes, **cinq actions de recherche ont été menées** dans le cadre du présent programme.

Le post-doctorat HYNES de Dominique Lamonica a permis de **développer un modèle prédictif du comportement de trois espèces de poissons** (barbeau, chevaine et silure) à partir de données de suivi télémétrique acquises sur un tronçon du Rhône au droit du CNPE de Bugey. Dans la continuité de ce travail, ce modèle, combiné aux conditions environnementales particulières de ce milieu thermiquement et hydrologiquement contrasté, permettra de **caractériser l'influence des conditions environnementales locales**, notamment la température de l'eau et la vitesse du courant, **sur les changements de comportement des poissons**.

Dans le cadre du post-doctorat HYNES de Sophie Cauvy-Fraunié, **la variabilité interannuelle de plusieurs jeux de données à long-terme** provenant de différents milieux aquatiques et concernant plusieurs compartiments biologiques **a tenté d'être expliquée par des processus biotiques, spatiaux ou environnementaux**. Pour cela, une méthode d'analyse dite « symbolique », innovante et peu employée en écologie, a été appliquée sur ces données. Très peu des hypothèses et relations testées se sont révélées statistiquement significatives, soulignant que **les changements écologiques annuels isolés ou d'ampleur modérée sont difficiles à mettre en évidence par l'analyse des variations interannuelles de ces suivis**, particulièrement pour les grands milieux pour lesquels l'effort d'échantillonnage reste limité. Néanmoins, **de tels suivis restent extrêmement précieux car indispensables pour identifier les grandes tendances d'évolution des écosystèmes étudiés**.

Les résultats du projet RivEcoThermS ont montré que **l'augmentation de la température de l'eau pouvait entraîner une modification de la composition taxonomique, du spectre des tailles et de la diversité des régimes alimentaires des communautés vivant dans les biofilms de rivière**. Ces changements peuvent être la conséquence directe des préférences thermiques des espèces ou indirecte via l'augmentation de l'intensité de broutage des poissons benthivores et l'augmentation de la prédation et de la compétition au sein des communautés d'invertébrés vivant dans les biofilms.

La thèse de Bernadette Bounket a permis de mobiliser de nouveaux outils d'analyse otolithométrique dans le but de mieux comprendre la dynamique du chevaine dans un secteur du Rhône au voisinage du CNPE de Tricastin. Cette étude a notamment permis de montrer (i) **une importante contribution des affluents et des annexes hydrauliques dans le recrutement des poissons présents dans le cours principal du fleuve**, (ii) **la capacité des jeunes chevaines à migrer sur plusieurs kilomètres durant les premiers mois de leur vie** et (iii) **la faisabilité d'utiliser la microchimie des otolithes et en particulier les isotopes de l'oxygène pour retracer l'histoire thermique et le lieu de vie principal des individus durant leurs premiers mois de vie**.

Enfin, le post-doctorat HYNES d'Elorri Arevalo a permis de relier l'évolution conjointe de la température et du débit des grandes rivières françaises sur les 20-40 dernières années aux exigences écologiques des principales espèces de poissons migrateurs amphihalins. **Les changements constatés dans l'hydrologie et la thermie des cours d'eau**, notamment les étiages prolongés de plus en plus fréquents, **peuvent fortement menacer la réalisation des étapes clés du cycle de vie des espèces amphihalines**, en particulier les processus automnaux telles que la montaison des saumons et la dévalaison des aloses et lamproies.

L'ensemble de ces travaux confirme **le rôle fondamental de tout un ensemble de paramètres du milieu, dont la température, sur les peuplements aquatiques, leur fonctionnement et les processus écologiques auxquels ils contribuent**. **Les résultats de ces études sont cohérents avec les résultats clés des programmes de recherche précédents, et les complètent**, notamment concernant les déterminants environnementaux des processus migratoires des poissons et les échanges trophiques au sein des écosystèmes aquatiques.



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

## 2.2. Axe n°2. Comment répondent les biocénoses aquatiques à différentes conditions thermiques et hydrologiques ?

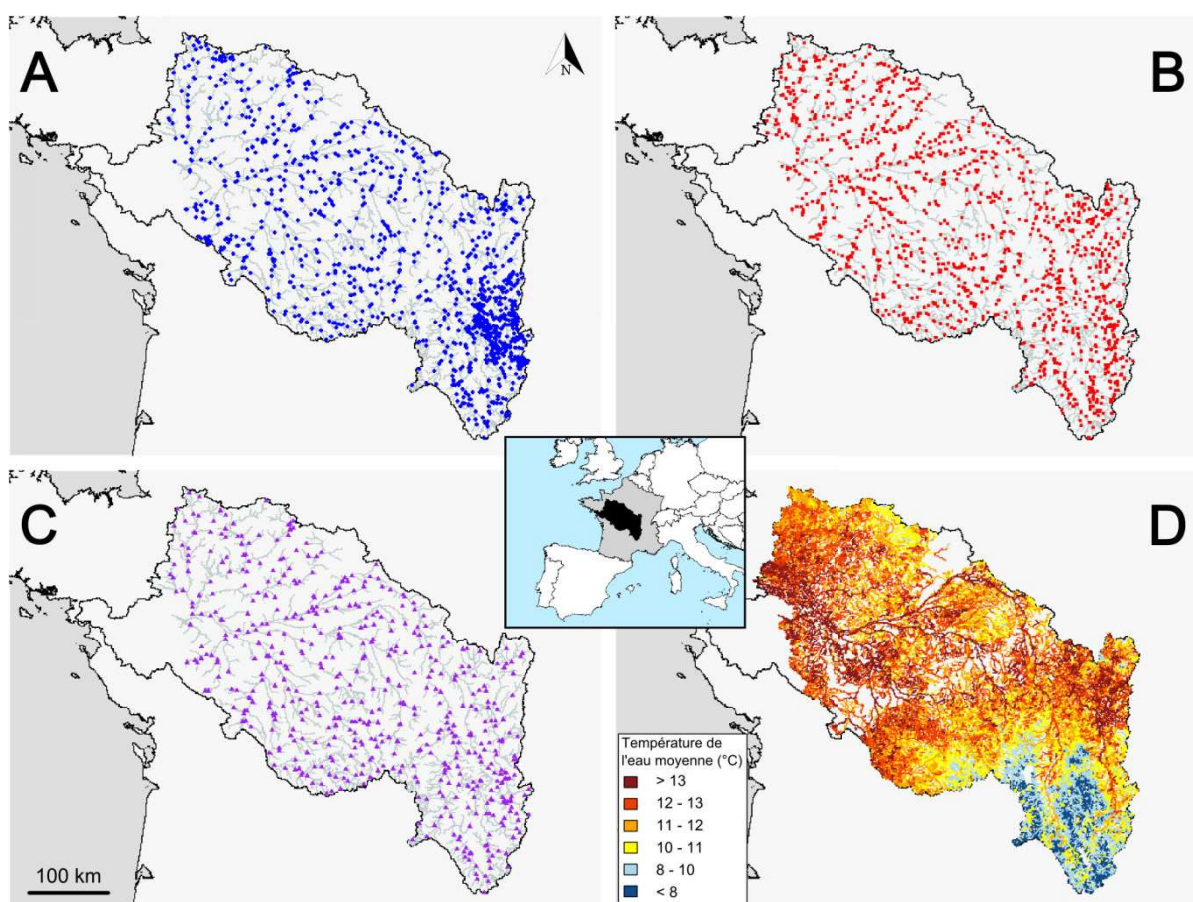
### 2.2.1. Quel est le rôle des facteurs thermiques et hydrologiques dans la structuration spatiale des communautés aquatiques à l'échelle du bassin versant ?

A l'échelle des bassins versants, une succession de communautés d'espèces le long des principaux gradients environnementaux, et en particulier le long du gradient longitudinal amont-aval, est classiquement observée (Melles *et al.* 2012 ; Laffaille *et al.* 2020). La définition et la caractérisation de ces successions écologiques ont fait l'objet de nombreux travaux et ont conduit à la formulation de diverses zonations et typologies des cours d'eau (e.g. Huet 1949 ; Illies & Botosaneanu 1963 ; Verneaux 1976 ; Vannote *et al.* 1980). Ces typologies ont été à l'origine d'avancements majeurs en limnologie et ont permis de construire un cadre à la fois scientifique et quantitatif pour l'étude de l'organisation spatiale des communautés aquatiques. Comme détaillé dans la **partie 1.6** de ce rapport, les valeurs de température expliquant des changements de communautés au sein de la typologie de Verneaux (1976) reviennent régulièrement dans la réglementation des rejets thermiques. Ces valeurs de température ayant été définis il y a maintenant 40 ans sur une emprise géographique limitée (essentiellement le bassin du Doubs), il apparaît pertinent d'évaluer si ces valeurs sont toujours d'actualité dans un contexte de changement climatique, et si leur extrapolation spatiale en dehors de la zone géographique initiale d'étude est belle et bien pertinente. Cette action de recherche a visé à étudier la structuration spatiale des communautés aquatiques à l'échelle d'un grand bassin versant, plus représentatif des milieux concernés par la production d'électricité que le bassin du Doubs, dans le but de mieux caractériser la succession des peuplements aquatiques le long des principaux gradients environnementaux.

Parmi les déterminants majeurs du fonctionnement des écosystèmes aquatiques, la température de l'eau joue un rôle prépondérant dans la structuration spatiale des communautés (Verneaux 1977 ; Vannote *et al.* 1980). Néanmoins, il existe un manque crucial de données de température de l'eau qui soient disponibles à large échelle en tout point d'un réseau hydrographique (Caissie 2006 ; Ficklin *et al.* 2012). Une alternative fréquemment retenue est l'utilisation d'une autre variable comme substitut de la température de l'eau, telle que la température de l'air. Cette approximation présente certaines limites et ne permet pas de retranscrire avec précision la variabilité spatio-temporelle réelle du régime thermique des rivières (Caissie 2006 ; Culler *et al.* 2018). Par conséquent, des modèles ont été récemment développés pour simuler la température de l'eau et sa variabilité en fonction des forçages climatiques et de paramètres topographiques, hydrologiques et rivulaires (Ficklin *et al.* 2012 ; Beaufort *et al.* 2016), mais ces simulations n'ont été que rarement exploitées dans le cadre d'études en écologie. En particulier, le modèle physique T-NET, couplé au modèle hydrologique EROS, fournit des données journalières de température de l'eau pour plus de 52000 tronçons de rivière du bassin versant de la Loire (**Figure 20 D**). De tels modèles peuvent aussi être utilisés pour prédire l'impact du changement climatique sur la température de l'eau en fournissant des projections d'évolution (van Vliet *et al.* 2013).

Dans ce contexte, le stage de Master 2 de Coline Picard (2019) a cherché à répondre à plusieurs questions. En premier lieu, la capacité de différents types de descripteurs environnementaux à expliquer la structuration spatiale des communautés aquatiques a été investiguée, en comparant en particulier les descripteurs « directs » des habitats (i.e. température de l'eau et descripteurs hydrauliques, comme la vitesse du courant et la profondeur) avec les descripteurs « indirects » (i.e. température de l'air et débit). L'hypothèse associée était que les descripteurs directs, retranscrivant plus finement et précisément les conditions environnementales réellement vécues par les organismes aquatiques, pourraient être plus performants que les descripteurs indirects pour étudier et expliquer la succession des communautés aquatiques dans un grand bassin versant. Comme précisé précédemment, l'investigation de cette question a été rendue possible grâce au récent développement de modèles prédictifs de la température de l'eau (modèle T-NET ; **Figure 20 D** ; Beaufort *et al.* 2016) et des conditions hydrauliques locales (Morel *et al.* 2020), applicables sur l'ensemble du bassin versant de la Loire. Ce stage a aussi visé à tester si le fait de considérer les poissons et les invertébrés benthiques ensemble permettait de retranscrire plus finement le gradient biologique existant à l'échelle du bassin versant, ce dernier pouvant potentiellement ainsi être plus directement expliqué par les gradients environnementaux.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--



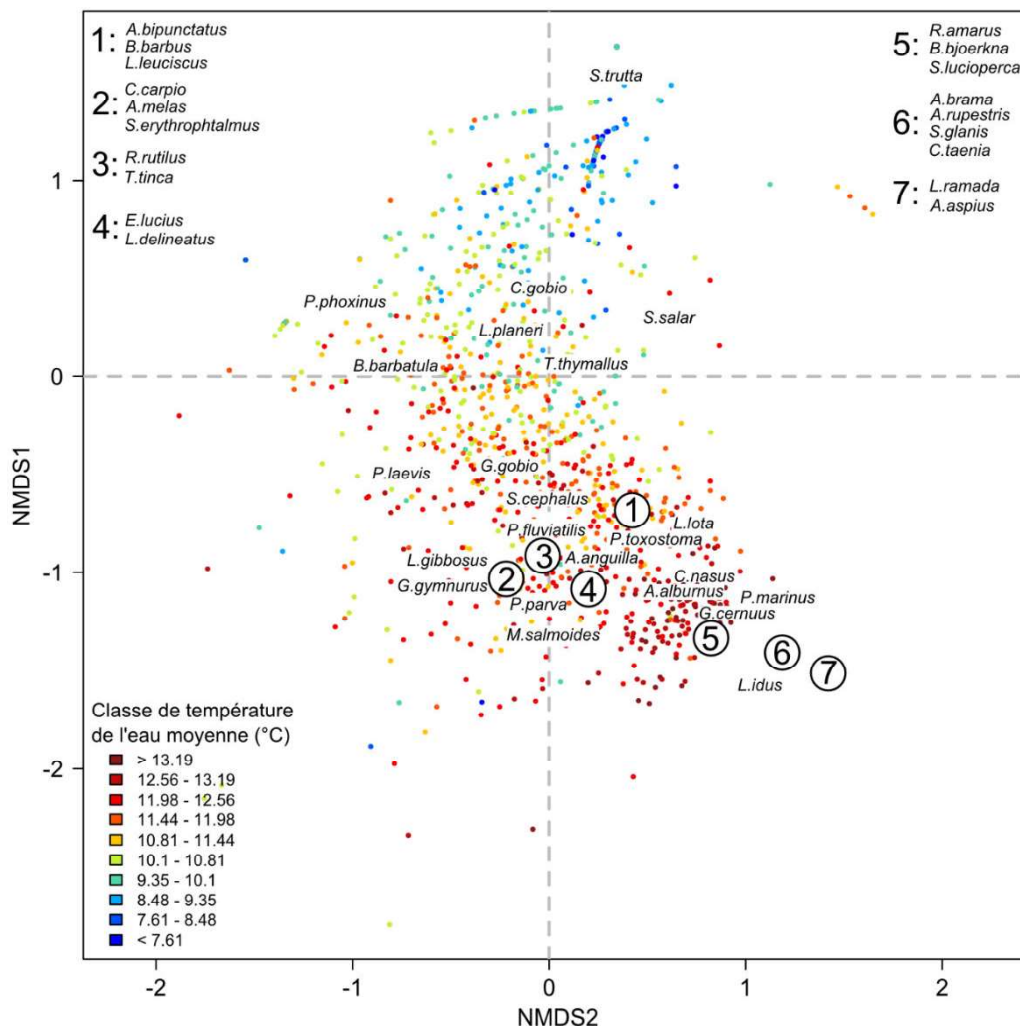
**Figure 20.** Localisation des stations d'échantillonnage des communautés (A) de poissons, (B) d'invertébrés benthiques et (C) communes aux deux types d'organisme sur l'ensemble du bassin versant de la Loire. Le panneau (D) représente le réseau hydrographique du modèle T-NET ; les 52278 tronçons de rivière le composant ont été colorés en fonction de leur température annuelle moyenne de l'eau (en °C), calculée sur la période 1990-2010. D'après **Picard et al. (en préparation)**.

Pour cela, différentes bases de données rassemblant des suivis des communautés de poissons (50 espèces) et d'invertébrés benthiques (230 genres) disponibles à l'échelle de la Loire ont été mobilisées : (1) les suivis piscicoles de l'OFB, (2) les suivis des invertébrés benthiques des Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL), bancarisées par l'INRAE et (3) les suivis hydro-écologiques réglementaires des CNPE d'EDF. Plus de 1000 stations échantillonnées sur la période 1992-2017 et réparties uniformément sur l'ensemble du bassin versant de la Loire ont été considérées pour chaque compartiment biologique (**Figure 20 A-C**).

Pour retranscrire la structuration des communautés aquatiques à cette échelle, une méthode statistique de positionnement multidimensionnel non-métrique (ou NMDS, pour '*Non-metric multidimensional scaling*') a été appliquée indépendamment aux données sur les communautés de poissons, sur les communautés d'invertébrés et sur les communautés « conjointes » (i.e. données combinant poissons et invertébrés provenant de 532 stations qui disposaient d'échantillonnages sur les deux compartiments). A titre d'exemple, les résultats de la NMDS appliquée aux communautés de poissons sont représentés en **Figure 21**. Comme on peut le voir sur cette figure, il est ensuite possible de représenter les conditions environnementales locales de chacune des stations (ici la température moyenne de l'eau), et d'ainsi illustrer les grands gradients environnementaux structurant les communautés aquatiques étudiées. Pour analyser de manière plus quantitative et robuste les relations entre gradients biologiques et gradients environnementaux, les corrélations entre les coordonnées des stations sur les axes de chacune des NMDS et les variables environnementales (notamment différentes métriques de température de l'eau, de l'air, de débit et de descripteurs hydrauliques) ont été calculées. Ces analyses ont permis de mettre en évidence une plus forte explication des gradients biologiques par les variables environnementales directes (température de

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

l'eau et descripteurs hydrauliques) que par les variables indirectes (température de l'air et débit). De plus, la structuration spatiale des communautés étudiées était systématiquement mieux expliquée par l'environnement lorsque les poissons et les invertébrés étaient considérés ensemble plutôt que quand ils étaient considérés séparément. Cette première étude<sup>9</sup> a ainsi permis de démontrer l'importance de considérer des descripteurs directs de l'environnement, même modélisés, et d'inclure plusieurs compartiments biologiques en vue d'établir des patrons spatiaux généraux de la structuration des communautés aquatiques à l'échelle d'un grand bassin versant.



**Figure 21.** Ordination des communautés de poissons du bassin versant de la Loire dans le plan factoriel de la NMDS. Les 1191 tronçons de rivière échantillonnés sont représentés par des points et ont été colorés en fonction de leur température annuelle moyenne de l'eau (en °C), calculée sur la période 1990-2010. Avec cette représentation, produite uniquement à partir de données biologiques (les conditions environnementales peuvent y être intégrées de manière illustrative, comme ici avec la température de l'eau, mais elles n'interviennent pas dans les calculs réalisés par la NMDS), deux points très proches ont des communautés de poissons similaires tandis que deux points très éloignés ont des communautés très distinctes. La position des espèces (représentées par leur nom latin) au sein de l'ordination met en évidence la succession des espèces le long du gradient longitudinal amont-aval (en particulier sur l'axe 1 de la NMDS, en ordonnée). Ce patron est appuyé par le gradient thermique visible grâce à la coloration des points. Pour des questions de lisibilité, certains groupements d'espèces ont été remplacés par des chiffres et les espèces correspondantes ont été listées dans les coins supérieurs de la figure. D'après **Picard et al. (en préparation)**.

<sup>9</sup> Cette étude fait l'objet d'un article en cours de publication : Picard C., Flourey M., Seyedhasemi H., Morel M., Pella H., Lamouroux N., Buisson L., Moatar F. & Maire A. **(en préparation)** Direct habitat descriptors improve the understanding of the spatial organization of fish and macroinvertebrates communities across a large catchment.



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

Cette action de recherche se poursuit actuellement avec la thèse CIFRE (EDF-INRAE) de Coline Picard (2020-2023), intitulée « Structuration spatiale des communautés aquatiques à large échelle : influence des facteurs environnementaux dans un contexte de changement climatique » et construite autour de trois axes de travail :

- Comparer la structuration spatiale des communautés aquatiques et ses déterminants environnementaux entre grands bassins versants (Loire, Rhône, Seine, Garonne) afin d'en dégager les similarités et d'en évaluer la transférabilité inter-bassins ;
- Développer des modèles de distribution spatiale de l'abondance des espèces pour gagner en finesse dans la retranscription des gradients biologiques actuels et futurs ;
- Prédire les conséquences futures probables de différents scénarios de changement climatique sur les successions biologiques à large échelle, et sur les glissements écologiques pouvant en résulter.

Le dernier axe de travail est rendu possible grâce aux travaux menés dans le cadre de la thèse HYNES d'Hanieh Seyedhashemi (2019-2022) intitulée « Influence du changement climatique et des activités anthropiques sur la température des cours d'eau : modélisation à l'échelle du bassin de la Loire ». En effet, en plus d'améliorer le modèle T-NET en intégrant l'influence de ruptures longitudinales (e.g. barrages, étangs) dans la modélisation de la température de l'eau (Seyedhashemi *et al.* 2021) et d'étudier la spatialisation des tendances à long-terme de la température de l'eau<sup>10</sup>, un des objectifs de la thèse est de simuler l'impact du changement climatique sur l'hydrologie et la température de l'eau du bassin versant de la Loire grâce au modèle T-NET. Il sera en particulier question d'établir des projections de température de l'eau et de débit à plusieurs horizons temporels (e.g. 2050, 2100) et sous plusieurs scénarios de changement climatique (e.g. les scénarios RCP 4.5 et RCP 8.5 du GIEC ; IPCC 2013) pour chacun des 52278 tronçons de rivière intégrés dans le modèle T-NET. Les données ainsi produites viendront alimenter les modèles de distribution spatiale des espèces afin d'estimer la probable future distribution des espèces et des communautés aquatiques à l'échelle du bassin versant de la Loire.

### 2.2.2. Quel est l'incidence des périodes de bas débits sur l'ichtyofaune, en interaction ou non avec des températures de l'eau élevées ?

En lien avec le changement climatique, il est attendu que le nombre et la sévérité des épisodes de sécheresse augmentent dans les décennies à venir (IPCC, 2014 ; Prudhomme *et al.* 2014 ; Trenberth *et al.* 2014), avec comme conséquence des périodes d'étiages plus durables pour les rivières (Ledger & Milner 2015 ; Rodell *et al.* 2018 ; Gudmundsson *et al.* 2021). Ces événements, plus fréquents et plus intenses, auront probablement des impacts majeurs sur les écosystèmes d'eau douce et sur la faune piscicole (Matthews & Marsh-Matthews 2003 ; Aldous *et al.* 2011 ; Tonkin *et al.* 2019).

Dans ce contexte, la problématique de l'incidence écologique des épisodes de bas débits sur les organismes aquatiques, en interaction avec l'échauffement de l'eau induit par les rejets thermiques des CNPE, représente un enjeu majeur pour EDF. Une meilleure compréhension des réponses biologiques à une modification conjointe des débits et de la température de l'eau est requise afin de déterminer précisément l'incidence écologique des rejets thermiques en cas d'étiage prononcé de la rivière dans laquelle sont rejetées les eaux échauffées. La présente action de recherche visait à dresser un état des lieux des connaissances concernant l'incidence des périodes de bas débits sur les peuplements piscicoles, en interaction ou non avec des conditions thermiques contraignantes (Maire & Santoni 2019).

Pour cela, les études pertinentes concernant cette thématique ont été recensées grâce à une approche systématique d'analyse bibliographique (Xiao & Watson 2019). Ce type d'approche consiste à suivre un protocole rigoureux et explicite (i.e. précision des mots-clés inclus dans la recherche, du moteur de recherche bibliographique utilisé, du nombre de publications conservées et exclues à chaque étape de sélection) dans le but d'identifier l'ensemble des publications pertinentes en lien avec la problématique traitée, et surtout de rendre l'état de l'art objectivement évaluable et reproductible. Après plusieurs étapes successives de tri et de sélection, 149 publications scientifiques ont finalement été conservées et analysées en détail (sur une base initiale de 2036

<sup>10</sup> Cette étude fait l'objet d'un article en cours de publication : Seyedhasemi H., *et al.* (en préparation) Trends in river temperature and their drivers over the past 55 years in a large European basin.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

publications) (**Maire & Santoni 2019**). L'absence de publications visant spécifiquement à étudier l'effet d'un échauffement additionnel (e.g. rejets thermiques) sur les écosystèmes aquatiques déjà soumis à des conditions contraignantes d'étiage a amené à explorer plus largement la littérature afin de pouvoir collecter des éléments pertinents en lien avec cette problématique.

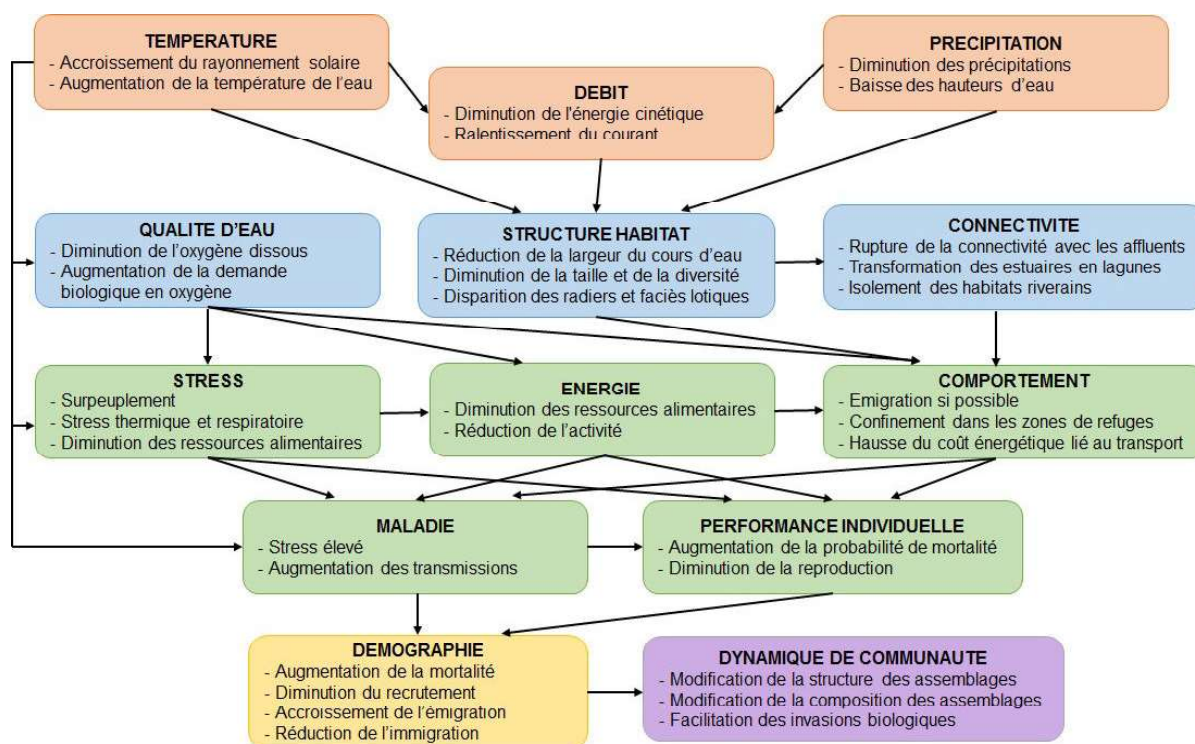
Les informations collectées ont permis d'examiner le corpus bibliographique sous différents angles. Plusieurs points majeurs méritent d'être cités :

- les études recensées couvraient la période 1978-2019 avec une grande majorité d'études récentes, soulignant l'intérêt croissant de la communauté scientifique pour la problématique générale des effets des événements hydroclimatiques intenses (sécheresse et/ou canicule) sur la biodiversité ;
- le corpus était essentiellement composé d'études *in situ* sur les effets des étiages sévères sur les communautés aquatiques ;
- une part importante du corpus (45%) portait sur d'autres compartiments biologiques que les poissons, comme les macroinvertébrés et les macrophytes ;
- quasiment aucune étude relative à l'ichtyofaune ne s'est focalisée sur d'autres types d'étiages que les épisodes estivaux, ce qui limite fortement la portée des résultats quant à l'incidence des étiages printaniers, automnaux ou hivernaux, dans la mesure où certains processus biologiques ne peuvent avoir lieu qu'à ces périodes (e.g. reproduction, migration) ;
- la majorité des études sur l'effet des étiages sur la faune piscicole a été réalisée sur des rivières de petit gabarit et/ou intermittentes (i.e. à sec une partie de l'année) ; les connaissances sur l'incidence écologique d'un étiage sévère sur les grands cours d'eau restent très limitées.

L'analyse du corpus a permis de structurer la synthèse des connaissances en plusieurs niveaux d'influence des étiages sur les écosystèmes aquatiques : les changements physico-chimiques induits, la modification des habitats disponibles et enfin les effets sur l'ichtyofaune à l'échelle des individus, des populations et des communautés (voir la **Figure 22** qui synthétise et présente les principales réponses observées à chaque niveau, ainsi que leurs interactions possibles). Ainsi, les épisodes de sécheresse, éventuellement couplés à des épisodes caniculaires, induisent des changements de la température de l'eau et des précipitations qui contribuent à la baisse des débits. Ceux-ci modifient les flux et dynamiques énergétiques des hydrosystèmes, altèrent les caractéristiques de l'habitat et la connectivité latérale et longitudinale des cours d'eau, qui peuvent en fin de compte affecter la survie, le succès de reproduction et la persistance des poissons au sein de ces écosystèmes.

La **Figure 22** illustre bien la complexité de l'étude de l'incidence écologique des épisodes de bas débits sur l'ichtyofaune : de multiples facteurs interagissent, en synergie ou en opposition, à différentes échelles spatiale et temporelle, de manière directe ou indirecte. Par ailleurs, il est rappelé dans la synthèse la difficulté à tirer des conclusions généralisables étant donné la diversité des contextes géographiques, climatiques et hydrologiques dans lesquels les études analysées ont été menées. La disparité des espèces et des communautés étudiées révèle aussi une grande variété de sensibilité aux modifications de leur milieu. Les capacités de résistance et de résilience des espèces sont indissociables de l'étude de l'influence des conditions d'étiage sur les peuplements aquatiques, un des enjeux principaux étant de déterminer si la perturbation a eu un effet durable sur l'écosystème. Ainsi, les effets mis en évidence sont généralement site- et espèce-spécifiques.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--



**Figure 22.** Diagramme de synthèse des changements associés à des épisodes de sécheresse à l'échelle d'un hydrosystème. Ces changements concernent les paramètres physico-chimiques (en rouge), la qualité d'eau et les habitats (en bleu) et, pour les organismes aquatiques, les échelles individuelle (en vert), populationnelle (en jaune) et communautaire (en violet). D'après **Maire & Santoni (2019)**, adapté de **Lennox et al. (2019)**.

Néanmoins, un certain nombre de conclusions semblent faire consensus au sein de la communauté scientifique (voir notamment **Marsh et al. 2012**, **Rolls et al. 2012**, **Robson et al. 2013**, **Piniewski et al. 2017** et **Lennox et al. 2019**) :

- les sécheresses futures seront probablement plus longues, plus fréquentes et plus intenses, créant ainsi des conditions plus stressantes pour les organismes aquatiques ;
- le changement climatique et l'altération anthropique des hydrosystèmes se combinent pour accroître les effets négatifs des sécheresses ;
- la plupart des espèces de poissons peuvent survivre aux sécheresses naturelles dans leurs cours d'eaux natals grâce à des adaptations physiologiques et comportementales aux changements de conditions environnementales habituelles ;
- les communautés de poissons de rivières soumises à des périodes fréquentes et régulières de bas débits sont généralement constituées d'espèces capables de supporter ces épisodes contraignants et ne sont généralement que faiblement impactés par chaque épisode d'étiage ;
- les espèces réagissent à la sécheresse de différentes manières ; il est donc difficile de prédire les assemblages de poissons après la sécheresse, en particulier dans les habitats déjà fortement altérés ;
- dans des milieux où les étiages sévères sont rares et sporadiques, les communautés de poissons sont généralement constituées d'un plus grand nombre d'espèces dont l'histoire de vie (i.e. leurs caractéristiques et préférences écologiques) les rend sensibles et intolérantes aux conditions environnementales contraignantes des étiages intenses ;
- les poissons peuvent survivre aux sécheresses en se dispersant, en migrant vers d'autres habitats ou en trouvant refuge dans les habitats où les conditions sont physiologiquement soutenables ;



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

- la connectivité entre les habitats est essentielle au rétablissement de la faune piscicole dans les cours d'eau frappés par la sécheresse ;
- les poissons les plus abondants dans les cours d'eau situés dans des régions aux sécheresses fréquentes sont ceux qui ont la capacité de se disperser et de recoloniser le milieu rapidement aux stades tant adulte que juvénile ;
- les refuges contre la sécheresse les plus fréquemment utilisés par les poissons sont les grandes rivières, les lacs, les ruisseaux alimentés par des sources à l'eau plus fraîche et les rivières présentant des mouilles permanentes ;
- les eaux souterraines sont souvent essentielles au maintien des débits des cours d'eau et des mouilles en période de sécheresse ;
- la mauvaise qualité de l'eau, en particulier le manque d'oxygène dissous et les températures élevées, suivies par la prédation accrue, sont les principales causes de mortalité des poissons dans les refuges lors des étiages ;
- les communautés de poissons semblent avoir une bonne résistance et résilience aux épisodes de sécheresse comparées aux autres compartiments biologiques (e.g. macroinvertébrés, macrophytes) ;
- généralement, aucune réponse écologique n'est observée à l'échelle de la population ou de la communauté jusqu'à un certain niveau de perturbation, i.e. jusqu'à ce qu'un seuil de durée ou d'intensité d'étiage soit dépassé.

Concernant la problématique de l'incidence conjointe d'un épisode de bas débits et d'un échauffement additionnel de l'eau par des rejets thermiques sur les communautés aquatiques, seules quelques études s'y sont réellement intéressées, auxquelles EDF était systématiquement associé. Dans **Peres et al. (1979)** est évoquée la canicule de l'été 1976 combinant une très faible hydrologie des cours d'eau et des températures de l'eau plus élevées que la normale. Les auteurs précisent qu'à ces conditions environnementales particulièrement défavorables pour la vie aquatique s'ajoutait l'échauffement des eaux à l'aval des rejets thermiques des centrales thermiques qui a conduit à partir du mois de juillet 1976 à des températures de l'eau dépassant 30°C à l'aval de nombreuses centrales. **Travade (1978)**, dans un rapport EDF intitulé « Influence des centrales électriques sur l'écologie aquatique en période de grande sécheresse », synthétise les observations hydro-écologiques réalisées sur les bassins de la Seine, de la Loire, du Rhône et de la Moselle durant l'épisode caniculaire estival de 1976. Hormis dans le cas précis de fortes pollutions organiques indépendantes du fonctionnement des centrales, aucun phénomène de désoxygénation n'a été observé à l'aval des centrales lors de cet épisode, et ce alors que la température des cours d'eau après mélange de l'effluent échauffé a été de l'ordre de 29 à 32°C (**Travade 1978**). Il a cependant été constaté que les populations piscicoles avaient déserté les zones sous influence directe des rejets des centrales thermoélectriques (**Travade 1978**). L'auteur souligne néanmoins qu'il ne s'agissait que d'un effet comportemental et un déplacement des individus vers des zones moins chaudes car aucune mortalité n'a été constatée dans les portions de rivières échauffées par les centrales. Par ailleurs, **Travade & Carry (2008)** ont étudié les conséquences de la canicule européenne de 2003 sur la dynamique migratoire de 4 espèces de poissons amphihalins sur la Dordogne et la Garonne. Ils ont pu comparer les comptages de grands migrateurs entre ces deux systèmes et par rapport à des années avec des régimes hydrologiques et thermiques plus habituels. Un aspect intéressant de cette étude est que la station de comptage sur la Garonne était située à proximité des rejets thermiques du CNPE de Golfech, alors que la station sur la Dordogne n'était pas sous l'influence d'un rejet thermique. Un arrêt précoce des migrations a été observé en 2003 pour les 4 espèces étudiées, aussi bien sur la Garonne que sur la Dordogne. Malgré cela, seul le nombre total de saumons atlantiques migrants a fortement baissé en 2003, autant sur la Garonne que sur la Dordogne, alors que les effectifs des autres espèces étaient constants ou en hausse. Etant donné que les mêmes résultats ont été observés sur les deux systèmes étudiés, les auteurs en ont conclu que l'éventuel effet additionnel dû à la présence de rejets thermiques à proximité de la station de comptage sur la Garonne était négligeable par rapport aux effets combinés d'un épisode caniculaire et d'un étiage sévère.

Ces études représentent les seules références du corpus analysé ayant traité spécifiquement de l'effet additionnel des rejets thermiques en période d'étiage sévère sur les écosystèmes aquatiques. Ce constat traduit bien le peu d'intérêt de la communauté scientifique pour cette problématique qui ne concerne au final que des situations très spécifiques, peu fréquemment rencontrées dans l'espace et dans le temps.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

En conclusion de cette revue bibliographique, il apparaît évident qu'à la fois le contexte temporel (succession de plusieurs événements intenses ou si un événement extrême se produit à une période atypique de l'année, comme une crue en été ou une sécheresse en hiver) et l'ampleur de l'évènement (i.e. durée, intensité, amplitude) conditionnent la réponse des communautés piscicoles aux épisodes de bas débits. Ainsi, des étiages modérés mais sur une longue période peuvent avoir une plus grande incidence écologique qu'un étiage sévère mais court.

### EN SYNTHÈSE

Historiquement, l'analyse des successions de communautés aquatiques le long du gradient amont-aval des réseaux hydrographiques a mis en évidence le rôle structurant de la température à large échelle et a résulté en l'identification de niveaux de température expliquant le passage d'une communauté à une autre. Par la suite, les valeurs de température ainsi identifiées ont grandement contribué à la définition des limites thermiques actuellement prescrites aux CNPE par l'Autorité de Sûreté Nucléaire (ASN). **Un des enjeux du présent programme de recherche était de progresser quant à l'actualisation des connaissances relatives à la réponse des organismes aquatiques à différentes conditions thermiques et hydrologiques**, et aux changements que cela pouvait induire sur les communautés aquatiques.

D'une part, le stage de Master 2 de Coline Picard a mobilisé des bases de données sur les poissons et les invertébrés benthiques, ainsi que de nouvelles données de température de l'eau, pour étudier la structuration spatiale des communautés aquatiques à l'échelle du bassin versant de la Loire. Cette première étude a mis en évidence **l'importance de considérer des variables environnementales « directes »** (température de l'eau, descripteurs hydrauliques locaux) **plutôt que des variables « indirectes »** (température de l'air, débit) **et d'inclure plusieurs compartiments biologiques pour décrire les successions de communautés aquatiques** à l'échelle d'un grand bassin versant. Cette action de recherche se poursuit actuellement dans le cadre d'une thèse CIFRE (EDF-INRAE) axée sur **les effets passés et futurs du changement climatique sur les successions biologiques à large échelle**. Celle-ci a été rendue possible grâce à des travaux réalisés dans le cadre de la thèse HYNES d'Hanieh Seyedhashemi, qui a notamment permis de **modéliser les régimes thermiques et hydrologiques passés et futurs de l'ensemble des cours d'eau du bassin versant de la Loire**.

D'autre part, une synthèse bibliographique a permis de dresser **un état des lieux des connaissances relatives à l'incidence des périodes de bas débits sur les peuplements piscicoles**, en interaction ou non avec des conditions thermiques contraignantes. **Près de 150 publications ont été analysées** en détail et ont illustré **la multiplicité des facteurs qui interagissent à différentes échelles spatiales et temporelles dans la réponse de l'ichtyofaune aux épisodes de bas débits**. En effet, les épisodes de sécheresse, éventuellement couplés à des épisodes caniculaires, induisent des changements de la température de l'eau et des précipitations qui contribuent à la baisse des débits. Ceux-ci modifient les flux et dynamiques énergétiques des hydrosystèmes, altèrent les caractéristiques de l'habitat et la connectivité latérale et longitudinale des cours d'eau, qui peuvent en fin de compte affecter la survie, le succès de reproduction et la persistance des poissons au sein de ces écosystèmes. Il apparaît évident qu'**à la fois le contexte temporel et l'ampleur de l'évènement conditionnent la réponse des communautés piscicoles aux épisodes de bas débits**. Les rares études s'étant intéressées à **l'incidence conjointe d'un épisode de bas débits et d'un échauffement additionnel de l'eau par des rejets thermiques sur les communautés aquatiques n'ont pas identifié d'effets durables de ces épisodes particulièrement contraignants**, mais cette problématique reste largement sous-étudiée au sein de la littérature scientifique.

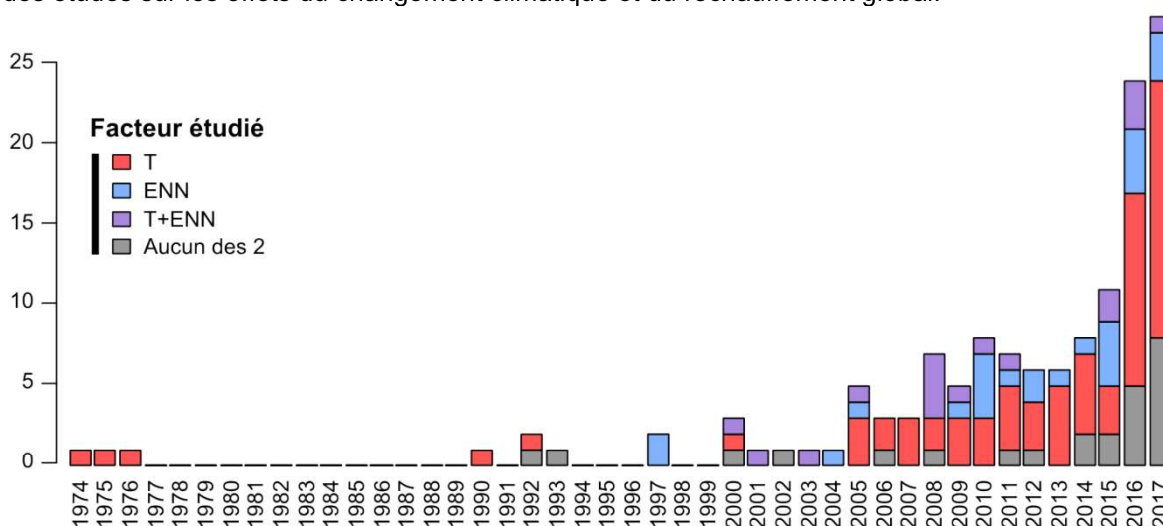
## 2.3. Axe n°3. Quelle est l'influence de la température sur l'état sanitaire de la faune piscicole ?

De nombreuses questions persistent sur les déterminants environnementaux des infections et sur le rôle de la température sur les interactions hôte-parasite. En effet, le taux de parasitisme et d'infection par des maladies (et plus globalement l'état de santé général des organismes) au sein d'une population est un bon indicateur du niveau d'altération d'un écosystème (Krkosek & Poulin

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

2016). De nombreuses perturbations d'origine anthropique, comme la pollution (Poulin 1992), la présence d'espèces non-natives (Daszak *et al.* 2000 ; Dunn & Hatcher 2015) ou les changements climatiques (Marcogliese 2008 ; Marcos-Lopez *et al.* 2010) peuvent accroître le risque sanitaire pour les poissons d'eau douce. Ces causes d'altérations de l'état sanitaire de la faune aquatique agissent qui plus est en interaction. En particulier, les changements climatiques récents ont facilité l'acclimatation d'espèces exotiques dans nos rivières, qui semblent avoir fortement contribué à la prolifération de nouvelles maladies et de nouveaux parasites, dont les preuves de transmission à la faune native commencent à s'accumuler (e.g. Prenter *et al.* 2004 ; Pinder *et al.* 2005 ; Andreou *et al.* 2012 ; Dunn & Hatcher 2015). Par exemple, des cas d'infection de plusieurs espèces natives par un nématode tropical ont été observés dans une rivière en Allemagne en aval du rejet thermique de la centrale à charbon de Niederaußem (Emde *et al.* 2016). Cette étude a montré que l'échauffement de l'eau induit par le rejet a rendu possible l'acclimatation et la reproduction d'une espèce de poisson tropical, le nigro *Amatitlania nigrofasciata*, hôte naturel du nématode, après que quelques individus issus de l'aquariophilie aient été relâchés dans le milieu. A une échelle plus globale, diverses études convergent sur le fait que la prolifération de certaines espèces invasives, comme le pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*) en Europe de l'Ouest, soit à l'origine de l'effondrement de certaines populations d'espèces natives en lien avec la transmission d'un parasite dont le pseudorasbora est porteur sain (Gozlan *et al.* 2005 ; Andreou *et al.* 2012).

Dans le cadre du programme Thermie-Hydrobiologie 2016-2020, une synthèse bibliographique a été menée dans le but de mieux comprendre le rôle de la température dans la transmission de pathogènes dans un contexte de changement climatique, d'échauffement des eaux par les rejets thermiques et d'interaction avec des espèces non-natives (Maire 2017). Plus précisément, l'objectif principal était de réaliser un état des lieux des connaissances relatives à l'influence d'une augmentation de la température de l'eau sur l'état sanitaire de la faune piscicole, et de déterminer s'il était possible de conclure quant au sens de l'effet (négatif, positif, variable) et sous quelles conditions. De manière similaire à ce qui a été réalisé sur la thématique de l'incidence des étiages sur l'ichtyofaune (cf. **Axe n°2**), une approche systématique d'analyse bibliographique a été utilisée pour recenser de manière la plus exhaustive possible la littérature pertinente traitant de cette problématique et d'y répondre de manière quantitative et qualitative. A partir d'un ensemble initial de 1247 publications scientifiques, 137 références ont finalement été conservées, lues et analysées pour réaliser cette synthèse. Le premier constat découlant de ce recensement bibliographique est l'explosion du nombre de publications scientifiques sur cette thématique (**Figure 23**), notamment au cours des dernières années de la période d'étude (i.e. 2016 et 2017), qui rejoint l'essor plus général des études sur les effets du changement climatique et du réchauffement global.



**Figure 23.** Evolution du nombre d'études publiées chaque année (parmi les 137 articles analysés dans le cadre de cette synthèse bibliographique) s'étant intéressées à l'influence de la température (T ; barres rouges ; N = 70), des espèces non-natives (ENN ; barres bleues ; N = 25) ou aux deux conjointement (T+ENN ; barres violettes ; N = 17) sur l'état sanitaire de la faune piscicole. Les études n'ayant pas ciblé un de ces deux facteurs explicatifs en particulier ou ne s'étant pas focalisées sur les poissons sont représentées en gris (N = 25). D'après Maire (2017).



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

Parmi les publications analysées, 70 ont cherché à évaluer et quantifier l'influence de la température sur l'état sanitaire de la faune piscicole : 32 (45,7%) montrent qu'une augmentation de la température de l'eau induit une augmentation du développement et/ou de la sévérité d'un ou plusieurs pathogènes de manière unilatérale, 4 (5,7%) mettent au contraire en évidence une diminution de la prévalence et de l'intensité de maladies en réponse à une augmentation de température, 2 (2,9%) ne montrent aucun effet significatif et 32 (45,7%) rapportent des réponses contrastées de l'état sanitaire de la faune piscicole à une augmentation de la température de l'eau. Globalement, les résultats tranchés et unilatéraux quant à l'influence de la température sur l'état sanitaire des poissons proviennent systématiquement d'études ayant analysé des données spécifiques collectées *in situ* ou dans le cadre d'un dispositif expérimental en laboratoire, et ciblant généralement un unique pathogène et tout au plus quelques hôtes, alors que les études signalant des réponses contrastées étaient très majoritairement des synthèses et états de l'art.

Sur la base de cette sélection de publications scientifiques jugées pertinentes, une synthèse des connaissances relatives à l'influence de la température sur l'état sanitaire de la faune piscicole a été réalisée (**Maire 2017**). Parmi les grandes questions identifiées dans le rapport, l'influence de la température sur (i) l'infectivité des parasites, (ii) les cycles de développement des hôtes et des parasites et (iii) le système immunitaire des espèces de poissons a été particulièrement développée. En particulier, les études ayant relié ces questions aux préférences et tolérances thermiques des parasites et de leurs hôtes ont été analysées en détails. Enfin, une attention particulière a été donnée aux publications traitant du rôle des espèces non-natives et de leurs parasites dans le développement de maladies chez les espèces natives, en interaction ou non avec l'échauffement des eaux.

Parmi les études les plus pertinentes identifiées dans cette synthèse, **Girard et al. (2018)** ont analysé les données de la surveillance sanitaire des populations piscicoles du Rhône mise en place chaque été depuis 2005 en amont et en aval du CNPE de Tricastin. Ces données ont été récoltées en appliquant deux protocoles différents (**Girard 2009**) : les codes pathologiques (analyse simple) et l'indice pathologique (analyse renforcée). Pour cela, une trentaine d'individus par station ont été capturés par pêche électrique chaque semaine durant la période estivale. Les individus évalués étaient essentiellement des chevaines, gardons, perches fluviatiles, barbeaux fluviatiles et goujons. Les résultats de cette étude ne mettent pas en évidence de différence significative entre l'amont et l'aval après mélange ( $\Delta T$  moyen = 1.3°C) des indices de condition moyens et des prévalences des lésions externes des poissons. Toutefois, le maximum de lésions a été observé lors d'une année chaude et à faible débit (2009) alors que les années plus fraîches et à forte hydrologie (2013) semblent être caractérisées par des prévalences de lésions plus faibles, ce qui suggère un possible effet combiné de la température et des débits sur l'état de santé de la faune piscicole (effet multi-stress).

De manière plus générale, diverses études ont montré que l'élévation de la température de l'eau pouvait affecter la transmission de maladies en accélérant le métabolisme des parasites, favorisant ainsi la production de pathogènes dans le milieu (e.g. Karvonen *et al.* 2010 ; Löhmus & Björklund 2015). Néanmoins, ces mêmes études ont aussi établi que le développement de maladies pouvait être atténué si les conditions thermiques optimales des espèces, que ce soit des parasites ou de leur(s) hôte(s), étaient dépassées. D'après Marcogliese (2008), la réponse de l'état sanitaire de la faune piscicole à un événement chaud (comme un épisode caniculaire) n'est pas linéaire. Quand la température devient trop élevée et qu'elle approche la limite supérieure des gammes de tolérance des hôtes et des parasites, il est en effet possible que les fortes températures aient un effet limitant sur la virulence et la prolifération des pathogènes. Les principaux enjeux résident donc dans une meilleure connaissance de la composition des communautés de parasites et d'hôtes potentiels en place, de leur tolérance thermique et des cycles de développement encore méconnus pour de nombreux parasites.

Dans cette idée, Marcos-Lopez *et al.* (2010) ont réalisé une étude de risque combinée à un état de l'art des impacts attendus du changement climatique sur les maladies touchant les poissons d'eau douce au Royaume-Uni. Pour cela, ils ont considéré les principales maladies connues, établies ou émergentes, et ils ont intégré dans un cadre générique les connaissances sur l'influence de la température sur l'intensité et la fréquence des infections, maladie par maladie. En s'appuyant sur sept modules traduisant chacun un mécanisme d'action du changement climatique sur l'état sanitaire de la faune piscicole, ils ont pu lister les maladies risquant de se développer ou au contraire de disparaître en réponse à l'augmentation future des températures de l'eau. Globalement et même s'il existe des exceptions, il est attendu une augmentation de l'intensité et de la fréquence des infections par certaines maladies touchant des espèces d'eau fraîche comme les salmonidés (e.g. la maladie rénale

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

proliférative, ou PKD), et au contraire une diminution de la virulence de certaines maladies touchant des espèces plus tolérantes aux températures de l'eau élevées, comme certains cyprinidés (par exemple la carpe et sa virémie printanière). Du fait de leur multiplicité, il semble cependant impossible d'obtenir ce type de données pour l'ensemble des agents pathogènes connus, et une identification préalable des parasites pouvant générer le plus de problèmes sanitaires est nécessaire. Des synthèses des tolérances thermiques des pathogènes (voir par exemple **Travade 1975** et **Girard 2009**) et des hôtes potentiels (voir par exemple **Tissot & Souchon 2010** pour les poissons) représentent donc des outils précieux pour mieux caractériser les gammes de tolérance individuelles, mais elles restent à compléter et enrichir avant de pouvoir espérer prévoir efficacement les effets d'un échauffement de l'eau sur le développement de ces pathogènes.

La principale conclusion de cette étude bibliographique est qu'il est difficile, voire impossible, de se prononcer de manière catégorique sur l'influence d'un échauffement de l'eau sur l'état sanitaire général des peuplements piscicoles. En effet, de trop nombreux paramètres sont à considérer, comme les caractéristiques des parasites et des hôtes (espèces, modes de prolifération, gammes de tolérance thermique, ...), le régime thermique du système considéré (localisation dans le bassin versant, écart de température entre l'hiver et l'été, ...) ou la diversité du peuplement (communautés très diversifiées en milieux cyprinicoles vs. communautés peu diversifiées en milieux salmonicoles, par exemple). Pour pouvoir réaliser un constat plus tranché, il s'avère nécessaire de préciser la question, notamment en ciblant un parasite ou une famille de parasites et un hôte ou une famille d'hôtes spécifiques. Dans ce cas, la probabilité d'obtenir des effets contradictoires de la température sur l'état sanitaire diminue considérablement. Le cas de la PKD en représente un bon exemple, particulièrement documenté, pour lequel un unique pathogène et seulement deux familles d'hôtes sont impliqués. Une section de la synthèse par **Maire (2017)** est d'ailleurs dédiée à cette maladie, pour laquelle de nombreuses études concordantes sur l'effet de la température sur l'infection par la PKD ont pu être rassemblées.

#### EN SYNTHÈSE

Une synthèse bibliographique a permis de faire un **état des lieux des connaissances sur le rôle de la température dans la transmission de pathogènes** dans un contexte de changement climatique, d'échauffement des eaux par les rejets thermiques et d'interaction avec des espèces non-natives. **Plus d'une centaine de publications scientifiques ont été analysées** afin de déterminer s'il était possible de conclure quant au sens de l'effet (négatif, positif, variable) de la température de l'eau sur l'état sanitaire de la faune piscicole. La plupart des études ont recensé soit une augmentation du développement et/ou de la sévérité d'un ou plusieurs pathogènes de manière unilatérale soit des réponses contrastées selon les espèces ou les contextes en réponse à une augmentation de la température de l'eau.

Très peu d'études se sont intéressées à cette problématique dans un contexte d'échauffement artificiel des eaux (e.g. rejets thermiques). Néanmoins, une étude a suivi l'état sanitaire des populations piscicoles du Rhône en amont et en aval du CNPE de Tricastin. **Celle-ci n'a pas mis en évidence de différence significative entre l'amont et l'aval après mélange dans les indices de condition moyens et dans la prévalence des lésions externes des poissons.**

De manière générale, il s'avère **très difficile, voire impossible, de se prononcer de manière catégorique sur l'influence d'un échauffement de l'eau sur l'état sanitaire des peuplements piscicoles**, en raison du trop grand nombre de paramètres intervenant dans l'établissement et la propagation des maladies (notamment la gamme de tolérance thermique des hôtes et des pathogènes, la variabilité thermique local et la diversité des peuplements piscicoles). Les études précises focalisées sur un pathogène et ses hôtes sont ainsi à privilégier.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

### 3. Bilan du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020

Onze actions de recherche ont ainsi été menées à bien dans la cadre du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020 (**Tableau 4**). A ce jour, ces actions ont produit un total de 11 publications dans des journaux internationaux à comité de lecture (dont *Science of The Total Environment*, *Freshwater Biology*, *Ecological Indicators*, *Ecography*) et 6 articles supplémentaires sont actuellement en préparation (voir **Tableau 4** pour la liste complète). Par ailleurs, ce programme a fait l'objet d'une quinzaine de communications orales et posters dans le cadre de conférences internationales (dont *SEFS - Symposium for European Freshwater Sciences*, *I.S.Rivers - International conference on Integrative Sciences and Sustainable Development of Rivers*, *ISRS - Biennial Symposium of the International Society for River Science*). Enfin, de nombreux partenariats de recherche nationaux et internationaux ont été au cœur de ce programme, en particulier avec l'INRAE et les universités de Lyon, Toulouse, Perpignan, Tours, Bielefeld (Allemagne) et Maastricht (Pays-Bas) (**Tableau 4**).



<b>EDF R&amp;D</b>	<b>Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020</b>	<b>6125-3313-2021-01078-FR</b> Version 1.0
--------------------	---	---

**Tableau 4.** Bilan des actions et des publications réalisées dans le cadre du programme Thermie-Hydrobiologie 2016-2020.

Axe	Action de recherche	Principaux collaborateurs	Partenaire(s)	Type d'action	Période	Publication(s) / Livrable(s)
<b>1A</b>	<i>Projet REVOLTE-CE « Ré-analyse des EVOLutions Temporelles des Cours d'Eau »</i>	M. Floury, Y. Souchon, J. Piffady A. Maire, C. Delattre	INRAE Lyon	Post-doctorat	2015-2018	Floury et al. (2018) Van Looy et al. (2017)
	<i>Tendances d'évolution des communautés de poissons de rivière au voisinage des CNPE</i>	M. Daufresne W. Viechtbauer A. Maire, E. Thierry	INRAE Aix Univ. Maastricht (Pays-Bas)	Stage Master 2	2017-2020	Maire et al. (2019) Daufresne et al. (en prép.) <sup>1</sup>
<b>1B</b>	<i>Trajectométrie et comportement des poissons en milieux thermiquement contrastés</i>	D. Lamonica, H. Pella, J. Piffady, H. Capra H. Drouineau A. Maire	INRAE Lyon INRAE Bordeaux	Post-doctorat HYNES*	2016-2017 2020-2021	Lamonica et al. (2020)
	<i>Analyses symboliques pour l'interprétation des variations interannuelles dans les chroniques de données à long-terme</i>	S. Cauvy-Fraunié, H. Capra, N. Lamouroux M. Daufresne, J. Lobry V. Trenkel B. Cazelles J.-M. Olivier A. Maire	INRAE Lyon INRAE Aix INRAE Bordeaux IFREMER Nantes Sorbonne Univ. Univ. Lyon	Post-doctorat HYNES*	2015-2017	Cauvy-Fraunié et al. (2020)
	<i>Projet RivEcoThermS « Conséquences fonctionnelles de l'échauffement de l'eau sur les organismes et écosystèmes de rivière »</i>	N. Majdi, P. Laffaille W. Traunspurger A. Maire	Univ. Toulouse Univ. Bielefeld (Allemagne)	Post-doctorat	2017-2019	Majdi et al. (2019a) <sup>§</sup> Majdi et al. (2019b) Majdi et al. (2020)
	<i>Projet OtoMicro « Estimation de la connectivité fonctionnelle entre les populations piscicoles du Rhône et de ses affluents : le cas du chevrein, Squallus cephalus »</i>	B. Bounket, G. Carrel, C. Argillier F. Morat A. Maire	INRAE Aix Univ. Perpignan	Thèse	2017-2020	Carrel et al. (2018) <sup>§</sup> Bounket et al. (2019) Bounket et al. (2021) Bounket et al. (en prép.) <sup>2</sup>
	<i>Processus écologiques sous contrôle multivarié : effet de l'évolution des associations température débit sur les processus écologiques des poissons migrateurs amphihalins dans un contexte de changement global</i>	E. Arevalo, G. Lassalle, H. Drouineau A. Maire, S. Tétard	INRAE Bordeaux	Post-doctorat HYNES*	2019-2020	Arevalo et al. (2020) Arevalo et al. (en prép.) <sup>3</sup> Arevalo et al. (en prép.) <sup>4</sup>

**EDF R&D** Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020  
6125-3313-2021-01078-FR  
Version 1.0

Axe	Action de recherche	Principaux collaborateurs	Partenaire(s)	Type d'action	Période	Publication(s) / Livrable(s)
	<i>Rôle des facteurs thermiques et hydrologiques dans la structuration spatiale des communautés aquatiques à l'échelle du bassin versant</i>	F. Moatar, M. Floury C. Picard, A. Maire	INRAE Lyon Univ. Lyon	Stage Master 2 Thèse CIFRE HYNES*	2019 2020-2023	Picard <i>et al.</i> (en prép.) <sup>5</sup>
<b>2</b>	<i>Influence du changement climatique et des activités anthropiques sur la température des cours d'eau : modélisation à l'échelle du bassin de la Loire</i>	H. Seyedhashemi, F. Moatar, J.-P. Vidal. A. Maire, F. Hendrickx	INRAE Lyon Univ. Tours	Thèse HYNES*	2019-2022	Seyedhashemi <i>et al.</i> (2021) Seyedhashemi <i>et al.</i> (en prép.) <sup>6</sup>
	<i>Synthèse bibliographique « Influence des conditions d'étiage sur l'ichtyofaune »</i>	A. Maire, L. Santoni	-	Rapport EDF	2019	Maire & Santoni (2019) <sup>§</sup>
<b>3</b>	<i>Synthèse bibliographique « Influence de la température sur l'état de santé de la faune piscicole »</i>	A. Maire	-	Rapport EDF	2017	Maire (2017) <sup>§</sup>

Pied de tableau :

\* : HYNES est depuis 2009 l'équipe commune de recherche conventionnée entre EDF R&D et l'INRAE (et précédemment avec l'Irstea).

§ : Ces documents (rapports EDF ou livrables) sont disponibles sur demande à EDF R&D - Anthony Maire ([anthony.maire@edf.fr](mailto:anthony.maire@edf.fr)).

*Articles en préparation :*

- 1 : Daufresne M., Coudel M., Schleuter-Hofmann D. & Maire A. (**en préparation**) Long-term homogenisation of ecological strategies under global warming.
- 2 : Bounket B., Gibert P., Blamat D., Raymond V., Maire A., Carrel G., Argillier C. & Morat F. (**en préparation**) Effects of water warming on growth rate and habitat use of juveniles of a cyprinid species evidenced by isotopic analyses of otoliths.
- 3 : Arevalo E., Drouineau H., Tétard S., Durif C., Diserud O. H., Poole R. W. & Maire A. (**en préparation**) Joint temporal trends in river thermal and hydrological conditions can threaten the downstream migration of the critically endangered European eel.
- 4 : Arevalo E., Maire A., Lassalle G., Tétard S., Prévost E., Lange F., Marchand F., Jeannot N., Josset Q. & Drouineau H. (**en préparation**) Are joint temporal trends in river thermal and hydrological conditions threatening the upstream and downstream migration of Atlantic salmon?
- 5 : Picard C., Floury M., Seyedhasemi H., Morel M., Pella H., Lamouroux N., Buisson L., Moatar F. & Maire A. (**en préparation**) Direct habitat descriptors improve the understanding of the spatial organization of fish and macroinvertebrates communities across a large catchment.
- 6 : Seyedhasemi H., *et al.* (**en préparation**) Trends in river temperature and their drivers over the past 55 years in a large European basin.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

## 4. Références bibliographiques

- Aldous A., Fitzsimons J., Richter B., Bach L. (2011) Droughts, floods and freshwater ecosystems: evaluating climate change impacts and developing adaptation strategies. *Marine and Freshwater Research* **62**: 223–231.
- Andreou D., Arkush K.D., Guégan J.-F., Gozlan R.E. (2012) Introduced pathogens and native freshwater biodiversity: A case study of *Sphaerothecum destruens*. *PLoS ONE* **7**: e36998.
- Arevalo E., Lassalle G., Tétard S., Maire A., Sauquet E., Lambert P., Paumier A., Villeneuve B., Drouineau H. (2020) An innovative bivariate approach to detect joint temporal trends in environmental conditions: application to large French rivers and diadromous fish. *Science of The Total Environment* **748**: 141260.**
- Barbarossa V., Bosmans J., Wanders N., King H., Bierkens M.F.P., Huijbregts M.A.J., Schipper A.M. (2021) Threats of global warming to the world's freshwater fishes. *Nature Communications* **12**: 1701.
- Baude M., Colin A., Duvernoy J., Foussard A. (2020) Chiffres clés du climat France, Europe et Monde. Edition 2021. Editeur : Le service des données et études statistiques (SDES). 92 p.
- Beaufort A., Curie F., Moatar F., Ducharme A., Melin E., Thiery D. (2016) T-NET, a dynamic model for simulating daily stream temperature at the regional scale based on a network topology. *Hydrological Processes* **30**: 2196–2210.
- Béguer M., Bergé J., Gardia-Parège C., Beaulaton L., Castelnaud G., Girardin M., Boët P. (2012) Long-term changes in population dynamics of the shrimp *Palaemon longirostris* in the Gironde estuary. *Estuaries and Coasts* **35**: 1082–1099.
- Bergé J. (2012) Apport de la télémétrie acoustique pour la compréhension de l'utilisation dynamique des habitats par les poissons dans un grand fleuve aménagé, le Rhône. Thèse de doctorat, Université Lyon 1 - Irstea.
- Bergé J., Capra H., Pella H., Steig T., Ovidio M., Bultel E., Lamouroux N. (2012) Probability of detection and positioning error of a hydro acoustic telemetry system in a fast-flowing river: Intrinsic and environmental determinants. *Fisheries Research* **125–126**: 1–13.**
- Bogardi J.J., Dudgeon D., Lawford R., Flinderbusch E., Meyn A., Pahl-Wostl C., Vielhauer K., Vörösmarty C.J. (2012) Water security for a planet under pressure: interconnected challenges of a changing world call for sustainable solutions. *Current Opinion in Environmental Sustainability* **4**: 35–43.
- Bolland J.D., Nunn A.D., Lucas M.C., Cowx I.G. (2012) The importance of variable lateral connectivity between artificial floodplain waterbodies and river channels. *River Research and Applications* **28**: 1189–1199.
- Boulêtreau S., Santoul F. (2015) Etude du réchauffement climatique sur les biocénoses aquatiques - projet Aquathermie. Synthèse finale. Rapport EcoLab, EDF, ONEMA. 52p.**
- Boulêtreau S., Salvo E., Lyautey E., Mastrotrillo S., Garabetian F. (2012) Temperature dependence of denitrification in phototrophic river biofilms. *Science of The Total Environment* **416**: 323–328.**
- Boulêtreau S., Lyautey E., Dubois S., Compin A., Delattre C., Touron-Bodilis A., Mastrotrillo S., Garabetian F. (2014) Warming-induced changes in denitrifier community structure modulate the ability of phototrophic river biofilms to denitrify. *Science of The Total Environment* **466–467**: 856–863.**
- Bouquet B., Gibert P., Gennotte V., Argillier C., Carrel G., Maire A., Logez M., Morat F. (2019) Otolith shape analysis and daily increment validation during ontogeny of larval and juvenile European chub *Squalius cephalus*. *Journal of Fish Biology* **95**: 444–452.**
- Bouquet B., Tabouret H., Gibert P., Bareille G., Pecheyran C., Carrel G., Argillier C., Morat F. (2021) Spawning areas and migration patterns in the early life history of *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758): use of otolith microchemistry for conservation and sustainable management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, in press.**
- Bowler D.E., Hof C., Haase P., Kröncke I., Schweiger O., et al. (2017) Cross-realm assessment of climate change impacts on species' abundance trends. *Nature Ecology & Evolution* **1**: 0067.
- Bret V., Bergerot B., Capra H., Gouraud V., Lamouroux N. (2016) Influence of discharge, hydraulics, water temperature and dispersal on density synchrony in brown trout populations (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **73**: 319–329.**
- Brown C.J., Schoeman D.S., Sydeman W.J., Brander K., Buckley L.B., Burrows M., Duarte C.M., Moore P.J., Pandolfi J.M., Poloczanska E., Venables W., Richardson A.J. (2011) Quantitative approaches in climate change ecology. *Global Change Biology* **17**: 3697–3713.
- Bruno D., Belmar O., Maire A., Morel A., Dumont B., Datry T. (2019) Structural and functional responses of invertebrate communities to climate change and flow regulation in alpine catchments. *Global Change Biology* **25**: 1612–1628.**
- Buisson L., Thuiller W., Lek S., Lim P., Grenouillet G. (2008) Climate change hastens the turnover of stream fish assemblages. *Global Change Biology* **14**: 2232–2248.
- Buisson L., Grenouillet G., Villéger S., Canal J., Laffaille P. (2013) Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change. *Global Change Biology* **19**: 387–400.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

- Caissie D. (2006) The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology* **51**: 1389–1406.
- Canal J., Laffaille P., Gilbert F., Lauzeral C., Buisson L. (2015) Influence of temperature on surface sediment disturbance by freshwater fish: a microcosm experiment. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* **51**: 179–188.
- Capra H., McNeil E., Bouillon M.-C., Pella H., Alfaro C. (2011) Intérêt d'un modèle hydrodynamique en deux dimensions pour interpréter le comportement des poissons dans les grands cours d'eau. *La Houille Blanche*: 28–33.
- Capra H., Plichard L., Bergé J., Pella H., Ovidio M., McNeil E., Lamouroux N. (2017) Fish habitat selection in a large hydropeaking river: Strong individual and temporal variations revealed by telemetry. *Science of The Total Environment* **578**: 109–120.
- Carrel G., Rivier B. (1996) Distribution of three euryoecious cyprinids in the main channel of the lower river Rhône. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* **113**: 363–374.
- Carrel G., Desaint B., Fruget J.-F., Khalanski M., Olivier J.-M., Poirel A., Souchon Y. (2006) Etude thermique globale du Rhône - Phase III : Synthèse et conclusions. CEMAGREF, ARALEP, Université Lyon, EDF, 59p.**
- Carrel G., Morat F., Bounket B., Gibert P., Argillier C. (2018) Estimation de la connectivité fonctionnelle entre les populations piscicoles du Rhône et de ses affluents : le cas du chevaîne, *Squalius cephalus*. Rapport intermédiaire d'avancement Irstea-AFB-EDF. 42p.**
- Cauvy-Fraunié S., Trenkel V., Daufresne M., Maire A., Capra H., Olivier J.-M., Lobry J., Cazelles B., Lamouroux N. (2020) Interpretation of interannual variability in long-term aquatic ecological surveys. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **77**: 894–903.**
- Cazelles B. (2004) Symbolic dynamics for identifying similarity between rhythms of ecological time series. *Ecology Letters* **7**: 755–763.
- Chaalali A., Beaugrand G., Boët P., Sautour B. (2013) Climate-caused abrupt shifts in a European macrotidal estuary. *Estuaries and Coasts* **36**: 1193–1205.
- Communauté Européenne. (2000) Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000. *Journal Officiel des Communautés Européennes* **L327**.
- Comte L., Buisson L., Daufresne M., Grenouillet G. (2013) Climate-induced changes in the distribution of freshwater fish: observed and predicted trends. *Freshwater Biology* **58**: 625–639.
- Conti L., Schmidt-Kloiber A., Grenouillet G., Graf W. (2014) A trait-based approach to assess the vulnerability of European aquatic insects to climate change. *Hydrobiologia* **721**: 297–315.
- Crozier L.G., Hutchings J.A. (2014) Plastic and evolutionary responses to climate change in fish. *Evolutionary Applications* **7**: 68–87.
- Crozier L.G., Scheuerell M.D., Zabel R.W. (2011) Using time series analysis to characterize evolutionary and plastic responses to environmental change: a case study of a shift toward earlier migration date in sockeye salmon. *The American Naturalist* **178**: 755–773.
- Culler L.E., Wood Z.T., Diaz J., Fey S.B., Timmins D., Ayres M.P. (2018) Streams in an uninhabited watershed have predictably different thermal sensitivities to variable summer air temperatures. *Freshwater Biology* **63**: 676–686.
- Daszak P., Cunningham A.A., Hyatt A.D. (2000) Emerging infectious diseases of wildlife- threats to biodiversity and human health. *Science* **287**: 443–449.
- Daufresne M., Boët P. (2007) Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Global Change Biology* **13**: 2467–2478.**
- Daufresne M., Lengfellner K., Sommer U. (2009) Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **106**: 12788–12793.
- Daufresne M., Veslot J., Capra H., Carrel G., Poirel A., Olivier J.-M., Lamouroux N. (2015) Fish community dynamics (1985–2010) in multiple reaches of a large river subjected to flow restoration and other environmental changes. *Freshwater Biology* **60**: 1176–1191.
- Daw C.S., Finney C.E.A., Tracy E.R. (2003) A review of symbolic analysis of experimental data. *Review of Scientific Instruments* **74**: 915–930.
- Delattre C., Souchon Y. (2008) Stratégie de recherche et programme d'actions en Thermie et Hydrobiologie. Rapport EDF-Cemagref No. H-P76-2008-01604-FR.**
- Delattre C., Souchon Y. (2014) Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie (2008-2013) et perspectives. Rapport EDF-IRSTEA No. H-P76-2014-00611-FR.**
- Diamond J., Moatar F., Cohen M.J., Poirel A., Martinet C., Maire A., Pinay G. (2021) Metabolic regime shifts and ecosystem state changes are decoupled in a large river. *Limnology and Oceanography*, in press.**
- Drouineau H., Arevalo E., Lassalle G., Tétard S., Maire A. (2021) *chocR package - Exploring the temporal CHange of Occurrence of events in multivariate time series - version 1.0.0.* <https://github.com/Irstea/chocR>**
- Dudgeon D. (2019) Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology* **29**: R960–



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

R967.

- Dunn A.M., Hatcher M.J. (2015) Parasites and biological invasions: parallels, interactions, and control. *Trends in Parasitology* **31**: 189–199.
- Emde S., Kochmann J., Kuhn T., Dörge D.D., Plath M., Miesen F.W., Klimpel S. (2016) Cooling water of power plant creates "hot spots" for tropical fishes and parasites. *Parasitology Research* **115**: 85–98.
- Ficklin D.L., Luo Y., Stewart I.T., Maurer E.P. (2012) Development and application of a hydroclimatological stream temperature model within the Soil and Water Assessment Tool. *Water Resources Research* **48**: W01511.
- Floury M. (2013) Analyse des tendances d'évolution de peuplements de macroinvertébrés benthiques dans un contexte de réchauffement des eaux. Thèse de doctorat, Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand.**
- Floury M., Delattre C., Ormerod S.J., Souchon Y. (2012) Global versus local change effects on a large European river. *Science of The Total Environment* **441**: 220–229.**
- Floury M., Usseglio-Polatera P., Ferreol M., Delattre C., Souchon Y. (2013) Global climate change in large European rivers: long-term effects on macroinvertebrate communities and potential local confounding factors. *Global Change Biology* **19**: 1085–1099.**
- Floury M., Usseglio-Polatera P., Delattre C., Souchon Y. (2017) Assessing long-term effects of multiple, potentially confounded drivers in ecosystems from species traits. *Global Change Biology* **23**: 2297–2307.**
- Floury M., Souchon Y., Van Looy K. (2018) Climatic and trophic processes drive long-term changes in functional diversity of freshwater invertebrate communities. *Ecography* **41**: 209–218.**
- Gandar A., Jean S., Canal J., Marty-Gasset N., Gilbert F., Laffaille P. (2016) Multistress effects on goldfish (*Carassius auratus*) behavior and metabolism. *Environmental Science and Pollution Research* **23**: 3184–3194.
- Gardner J.L., Peters A., Kearney M.R., Joseph L., Heinsohn R. (2011) Declining body size: a third universal response to warming? *Trends in Ecology & Evolution* **26**: 285–291.
- Gerdeaux D., Dufour E. (2015) Life history traits of the fish community in Lake Annecy: evidence from the stable isotope composition of otoliths. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **416**: 35.
- Girard P. (2009) Influence de la température sur l'état sanitaire des poissons - synthèse bibliographique. Rapport EDF. 73p.**
- Girard P., Brana J.-Y., Fruget J.-F. (2018) Surveillance sanitaire estivale des populations piscicoles du Rhône au voisinage du Centre Nucléaire de Production d'Électricité (CNPE) du Tricastin. Synthèse 2008–2013. *Hydroécologie Appliquée* **20**: 103–129.**
- Gozlan R.E., St-Hilaire S., Feist S.W., Martin P., Kent M.L. (2005) Disease threat to European fish. *Nature* **435**: 1046–1046.
- Grammont A. (2004) Rapport à Madame la Ministre de l'Écologie et du Développement Durable du Comité national de suivi des rejets d'eau exceptionnels des centrales de production d'électricité. Rapport du 7 janvier 2004, 17p.
- Grenié M., Denelle P., Tucker C.M., Munoz F., Violle C. (2017) funrar: An R package to characterize functional rarity. *Diversity and Distributions* **23**: 1365–1371.
- Gudmundsson L., Boulange J., Do H.X., Gosling S.N., Grillakis M.G., et al. (2021) Globally observed trends in mean and extreme river flow attributed to climate change. *Science* **371**: 1159–1162.
- Gurevitch J., Koricheva J., Nakagawa S., Stewart G. (2018) Meta-analysis and the science of research synthesis. *Nature* **555**: 175–182.
- Huet M. (1959) Profiles and biology of Western European streams as related to fish management. *Transactions of the American Fisheries Society* **88**: 155–163.
- Illies J., Botosaneanu L. (1963) Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *SIL Communications, 1953-1996* **12**: 1–57.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2013) *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2014) *Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland.
- Izzo C., Doubleday Z.A., Grammer G.L., Gilmore K.L., Alleway H.K., Barnes T.C., Disspain M.C.F., Giraldo A.J., Mazloumi N., Gillanders B.M. (2016) Fish as proxies of ecological and environmental change. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **26**: 265–286.
- Karvonen A., Rintamäki P., Jokela J., Valtonen E.T. (2010) Increasing water temperature and disease risks in aquatic systems: Climate change increases the risk of some, but not all, diseases. *International Journal for Parasitology* **40**: 1483–1488.
- Keith P., Poulet N., Denys G., Changeux T., Feunteun E., Persat H. (2020) *Les poissons d'eau douce de France*. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris; Biotope, Mèze. 704p.
- Khalanski M. (2004) Synthèse du colloque Hydroécologie 2004. La canicule et la sécheresse de 2003 -**



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

**Caractérisation et impact sur les hydrosystèmes. EDF R&D, 2p. (synthèse courte) et 16p. (synthèse longue).**

- Khalanski M., Carrel G., Desaint B., Fruget J.-F., Olivier J.-M., Poirel A., Souchon Y. (2008) Étude thermique globale du Rhône - Impacts hydrobiologiques des échauffements cumulés. *Hydroécologie Appliquée* 16: 53–108.**
- Kottelat M., Freyhof J. (2007) *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol and Freyhof, Berlin, Germany. 660p.
- Krkosek M., Poulin R. (2016) Infectious disease and the conservation of freshwater fish. *Conservation of Freshwater Fishes*, Closs G.P., Krkosek M., Olden J.D. Cambridge University Press: Cambridge, UK; 215–237.
- Laffaille P., Brosse S., Ombredane D., Feunteun E. (2020) Richesse et organisation spatiale des communautés de poissons d'eau douce. In: *Les poissons d'eau douce de France*. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris; Biotope, Mèze: 128–159.
- Laliberté E., Legendre P. (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299–305.
- Lamonica D., Drouineau H., Capra H., Pella H., Maire A. (2020) A framework for pre-processing individual location telemetry data for freshwater fish in a river section. *Ecological Modelling* 431: 109190.**
- Langlais S., Olivier J.-M., Carrel G., Pesce S., Capra H., Fruget J.-F., Méricoux S., Péro N., Touron-Bodilis A., Delattre C., Poirel A. (2014) Etude thermique du Rhône - Phase IV: Synthèse grand format. Rapport ARALEP-EDF-INRA-IRSTEA-Université de Lyon 1 No. H-44200961-2014-000088\_V4.**
- Larroudé S., Massei N., Reyes-Marchant P., Delattre C., Humbert J.-F. (2013) Dramatic changes in a phytoplankton community in response to local and global pressures: a 24-year survey of the river Loire (France). *Global Change Biology* 19: 1620–1631.**
- Latli A., Descy J.-P., Mondy C.P., Floury M., Viroux L., Otjacques W., Marescaux J., Depiereux E., Ovidio M., Usseglio-Polatera P., Kestemont P. (2017) Long-term trends in trait structure of riverine communities facing predation risk increase and trophic resource decline. *Ecological Applications* 27: 2458–2474.
- Ledger M.E., Milner A.M. (2015) Extreme events in running waters. *Freshwater Biology* 60: 2455–2460.
- Legendre P., Legendre L. (1998) *Numerical Ecology*. Elsevier Science BV: Amsterdam, Netherlands. 852p.
- Lennox R.J., Crook D.A., Moyle P.B., Struthers D.P., Cooke S.J. (2019) Toward a better understanding of freshwater fish responses to an increasingly drought-stricken world. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 29: 71–92.
- Löhmus M., Björklund M. (2015) Climate change: what will it do to fish–parasite interactions? *Biological Journal of the Linnean Society* 116: 397–411.
- Maire A. (2016) Note de cadrage du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020. Rapport EDF No. 6125-3313-2016-15243-FR.**
- Maire A. (2017) Synthèse bibliographique sur l'influence de la température sur l'état de santé de la faune piscicole. Rapport EDF No. 6125-3313-2017-00186-FR.**
- Maire A., Santoni L. (2019) Synthèse bibliographique sur l'incidence des conditions d'étiage sur l'ichtyofaune. Rapport EDF No. 6125-3313-2019-00213-FR.**
- Maire A., Thierry E., Viechtbauer W., Daufresne M. (2019) Poleward shift in large-river fish communities detected with a novel meta-analysis framework. *Freshwater Biology* 64: 1143–1156.**
- Majdi N., Traunspurger W. (2015) Free-living nematodes in the freshwater food web: a review. *Journal of Nematology* 47: 28–44.
- Majdi N., Benuffe D., Cousseau M., Gilbert F., Füser H., Gansfort B., Jean S., Perrault A., Petitjean Q., Traunspurger W., Uthoff J., Maire A., Laffaille P. (2019a) River ecosystems under thermal stress - Programme RivEcoThermS. Synthèse finale. Rapport EcoLab, EDF, Univ. Bielefeld. 26p.**
- Majdi N., Traunspurger W., Fueser H., Gansfort B., Laffaille P., Maire A. (2019b) Effects of a broad range of experimental temperatures on the population growth and body-size of five species of free-living nematodes. *Journal of Thermal Biology* 80: 21–36.**
- Majdi N., Uthoff J., Traunspurger W., Laffaille P., Maire A. (2020) Effect of water warming on the structure of biofilm-dwelling communities. *Ecological Indicators* 117: 106622.**
- Marcogliese D.J. (2008) The impact of climate change on the parasites and infectious diseases of aquatic animals. *Revue Scientifique et Technique (International Office of Epizootics)* 27: 467–484.
- Marcos-Lopez M., Gale P., Oidtmann B.C., Peeler E.J. (2010) Assessing the impact of climate change on disease emergence in freshwater fish in the United Kingdom. *Transboundary and Emerging Diseases* 57: 293–304.
- Marescaux J., Falisse E., Lorquet J., Van Doninck K., Beisel, J.-N. J.-N., Descy, J.-P. J.-P. (2016) Assessing filtration rates of exotic bivalves: dependence on algae concentration and seasonal factors. *Hydrobiologia* 777: 67–78.
- Marsh N., Sheldon F., Rolls R.J. (2012) Synthesis of case studies quantifying ecological responses to low flows. National Water Commission, Canberra, Australia.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

- Matthews W.J., Marsh-Matthews E. (2003) Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshwater Biology* **48**: 1232–1253.
- McLean M., Mouillot D., Goascoz N., Schlaich I., Auber A. (2019) Functional reorganization of marine fish nurseries under climate warming. *Global Change Biology* **25**: 660–674.
- Melles S.J., Jones N.E., Schmidt B. (2012) Review of theoretical developments in stream ecology and their influence on stream classification and conservation planning. *Freshwater Biology* **57**: 415–434.
- Meynard M., Testi B., Veslot J., Carrel G. (2012) Lot 2- Facteurs hydroclimatiques et taille des poissons juvéniles. Étude thermique Rhône, Phase 4. Rapport IRSTEA. 86p.
- Minaudo C., Moatar F., Coynel A., Etcheber H., Gassama N., Curie F. (2016) Using recent high-frequency surveys to reconstitute 35 years of organic carbon variations in a eutrophic lowland river. *Environmental Monitoring and Assessment* **188**.
- Minaudo C., Abonyi A., Leitão M., Lançon A.M., Flourey M., Descy J.-P., Moatar F. (2021) Long-term impacts of nutrient control, climate change, and invasive clams on phytoplankton and cyanobacteria biomass in a large temperate river. *Science of The Total Environment* **756**: 144074.
- Mondy C., Usseglio-Polatera P. (2014) Using fuzzy-coded traits to elucidate the non-random role of anthropogenic stress in the functional homogenisation of invertebrate assemblages. *Freshwater Biology* **59**: 584–600.
- Morat F., Letourneur Y., Dierking J., Pécheyran C., Bareille G., Blamart D., Harmelin-Vivien M. (2014) The great melting pot. Common sole population connectivity assessed by otolith and water fingerprints. *PLoS ONE* **9**: 1–14.
- Morat F., Gibert P., Reynaud N., Testi B., Favriou P., Raymond V., Carrel G., Maire A. (2018) Spatial distribution, total length frequencies and otolith morphometry as tools to analyze the effects of a flash flood on populations of roach (*Rutilus rutilus*). *Ecology of Freshwater Fish* **27**: 421–432.**
- Morel M., Booker D.J., Gob F., Lamouroux N. (2020) Intercontinental predictions of river hydraulic geometry from catchment physical characteristics. *Journal of Hydrology* **582**: 124292.
- Mouthon J., Daufresne M. (2015) Resilience of mollusc communities of the River Saone (eastern France) and its two main tributaries after the 2003 heatwave. *Freshwater Biology* **60**: 2571–2583.
- Murgier J., McLean M., Maire A., Mouillot D., Loiseau N., Munoz F., Violle C., Auber A. (2021) Rebound in functional distinctiveness following warming and reduced fishing in the North Sea. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **288**: 20201600.**
- Nichols J.D., Conley W., Batt B., Tipton A.R. (1976) Temporally dynamic reproductive strategies and the concept of r- and K-selection. *The American Naturalist* **110**: 995–1005.
- O’Gorman E.J., Pichler D.E., Adams G., Benstead J.P., Cohen H., et al. (2012) Impacts of warming on the structure and functioning of aquatic communities: Individual- to ecosystem-level responses. *Advances in Ecological Research* **47**: 81–176.
- O’Gorman E.J., Benstead J.P., Cross W.F., Friberg N., Hood J.M., Johnson P.W., Sigurdsson B.D., Woodward G. (2014) Climate change and geothermal ecosystems: natural laboratories, sentinel systems, and future refugia. *Global Change Biology* **20**: 3291–3299.
- Otjacques W., De Laender F., Kestemont P. (2016) Discerning the causes of a decline in a common European fish, the roach (*Rutilus rutilus* L.): A modelling approach. *Ecological Modelling* **322**: 92–100.
- Pannella G. (1971) Fish otoliths: daily growth layers and periodical patterns. *Science* **173**: 1124–1127.
- Parlement européen et Conseil de l’Union Européenne (2006). Directive 2006/44/CE du 6 septembre 2006 concernant la qualité des eaux douces ayant besoin d’être protégées ou améliorées pour être aptes à la vie des poissons (version codifiée). *Journal Officiel de l’Union Européenne*, 25 septembre 2006, 20-31.
- Pau S., Wolkovich E.M., Cook B.I., Davies T.J., Kraft N.J.B., Bolmgren K., Betancourt J.L., Cleland E.E. (2011) Predicting phenology by integrating ecology, evolution and climate science. *Global Change Biology* **17**: 3633–3643.
- Paumier A., Drouineau H., Boutry S., Sillero N., Lambert P. (2020) Assessing the relative importance of temperature, discharge, and day length on the reproduction of an anadromous fish (*Alosa alosa*). *Freshwater Biology* **65**: 253–263.
- Peres G., Leynaud G., Khalanski M. (1979) Centrales thermiques et hydrobiologie: Bilan des études effectuées de 1962 à 1978 sous l’égide du Comité Scientifique de Montereau. *Cahiers du Laboratoire d’Hydrobiologie de Montereau* **8**: 1–38.**
- Perkin E.K., Wilson M.J. (2021) Anthropogenic alteration of flow, temperature, and light as life-history cues in stream ecosystems. *Integrative and Comparative Biology*: icab024.
- Pianka E.R. (1970) On r- and K-Selection. *The American Naturalist* **104**: 592–597.
- Pigneur L.-M., Falisse E., Roland K., Everbecq E., Deliège J.-F., Smitz J.S., Van Doninck K., Descy J.-P. (2014) Impact of invasive Asian clams, *Corbicula* spp., on a large river ecosystem. *Freshwater Biology* **59**: 573–583.
- Pinder A.C., Gozlan R.E., Britton J.R. (2005) Dispersal of the invasive topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* in the UK: a vector for an emergent infectious disease. *Fisheries Management and Ecology* **12**: 411–414.

EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

- Piniewski M., Prudhomme C., Acreman M. c., Tylec L., Oglęcki P., Okruszko T. (2017) Responses of fish and invertebrates to floods and droughts in Europe. *Ecohydrology* **10**: e1793.
- Poulard J.-C., Blanchard F. (2005) The impact of climate change on the fish community structure of the eastern continental shelf of the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science* **62**: 1436–1443.
- Poulin R. (1992) Toxic pollution and parasitism in freshwater fish. *Parasitology Today* **8**: 58–61.
- Prenter J., MacNeil C., Dick J.T.A., Dunn A.M. (2004) Roles of parasites in animal invasions. *Trends in Ecology & Evolution* **19**: 385–390.
- Prudhomme C., Giuntoli I., Robinson E.L., Clark D.B., Arnell N.W., *et al.* (2014) Hydrological droughts in the 21st century, hotspots and uncertainties from a global multimodel ensemble experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **111**: 3262–3267.
- R Development Core Team. (2020) *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria.
- Radigan W.J., Carlson A.K., Fincel M.J., Graeb B.D.S. (2018) Assessing the utility of otolith chemistry for management of six freshwater fishes from a river-reservoir system. *North American Journal of Fisheries Management* **38**: 316–326.
- Reid A.J., Carlson A.K., Creed I.F., Eliason E.J., Gell P.A., *et al.* (2019) Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* **94**: 849–873.
- Robson B.J., Chester E.T., Mitchell B.D., Matthews T.G. (2013) Disturbance and the role of refuges in Mediterranean climate streams. *Hydrobiologia* **719**: 77–91.
- Rodell M., Famiglietti J.S., Wiese D.N., Reager J.T., Beaudoin H.K., Landerer F.W., Lo M.-H. (2018) Emerging trends in global freshwater availability. *Nature* **557**: 651–659.
- Rolls R.J., Leigh C., Sheldon F. (2012) Mechanistic effects of low-flow hydrology on riverine ecosystems: ecological principles and consequences of alteration. *Freshwater Science* **31**: 1163–1186.
- Sandblom E., Clark T.D., Grans A., Ekstrom A., Brijis J., Sundstrom L.F., Odelstrom A., Adill A., Aho T., Jutfelt F. (2016) Physiological constraints to climate warming in fish follow principles of plastic floors and concrete ceilings. *Nature Communications* **7**: 11447.
- Scharbert A., Borchering J. (2013) Relationships of hydrology and life-history strategies on the spatio-temporal habitat utilisation of fish in European temperate river floodplains. *Ecological Indicators* **29**: 348–360.
- Schleuter D., Daufresne M., Massol F., Argillier C. (2010) A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs* **80**: 469–484.
- Schratzberger M., Ingels J. (2018) Meiofauna matters: The roles of meiofauna in benthic ecosystems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **502**: 12–25.
- Seyedhashemi H., Moatar F., Vidal J.-P., Diamond J.S., Beaufort A., Chandesris A., Valette L. (2021) Thermal signatures identify the influence of dams and ponds on stream temperature at the regional scale. *Science of The Total Environment* **766**: 142667.
- Starrs D., Ebner B.C., Fulton C.J. (2016) All in the ears: unlocking the early life history biology and spatial ecology of fishes. *Biological Reviews* **91**: 86–105.
- Tabouret H., Bareille G., Claverie F., Pécheyran C., Prouzet P., Donard O.F.X. (2010) Simultaneous use of strontium:calcium and barium:calcium ratios in otoliths as markers of habitat: Application to the European eel (*Anguilla anguilla*) in the Adour basin, South West France. *Marine Environmental Research* **70**: 35–45.
- Tales E., Berrebi R. (2007) Controls of local young-of-the-year fish species richness in flood plain water bodies: potential effects of habitat heterogeneity, productivity and colonisation–extinction events. *Ecology of Freshwater Fish* **16**: 144–154.
- Tao J., He D., Kennard M.J., Ding C., Bunn S.E., Liu C., Jia Y., Che R., Chen Y. (2018) Strong evidence for changing fish reproductive phenology under climate warming on the Tibetan Plateau. *Global Change Biology* **24**: 2093–2104.
- Tétard S., Maire A., Lemaire M., De Oliveira E., Martin P., Courret D. (2019) Behaviour of Atlantic salmon smolts approaching a bypass under light and dark conditions: importance of fish development. *Ecological Engineering* **131**: 39–52.**
- Thackeray S.J., Henrys P.A., Hemming D., Bell J.R., Botham M.S., *et al.* (2016) Phenological sensitivity to climate across taxa and trophic levels. *Nature* **535**: 241–245.
- Tillotson M.D., Arostegui M.C., Austin C.S., Lincoln A.E., Matsubu W., McElroy K.N., Quinn T.P. (2021) Challenges in the identification and interpretation of phenological shifts: Anthropogenic influences on adult migration timing in salmonids. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, in press.
- Tissot L., Souchon Y. (2010) Synthèse des tolérances thermiques des principales espèces de poissons des rivières et fleuves de plaine de l'ouest européen. *Hydroécologie Appliquée* **17**: 17–76.**
- Tonkin J.D., Poff N.L., Bond N.R., Horne A., Merritt D.M., Reynolds L.V., Olden J.D., Ruhi A., Lytle D.A. (2019) Prepare river ecosystems for an uncertain future. *Nature* **570**: 301–303.
- Traunspurger W. (1997) Bathymetric, seasonal and vertical distribution of feeding-types of nematodes in an oligotrophic lake. *Vie et Milieu* **47**: 1–7.



EDF R&D	Synthèse du programme de recherche Thermie-Hydrobiologie 2016-2020	6125-3313-2021-01078-FR Version 1.0
---------	--	--

- Travade F. (1975) Influence du rechauffement des eaux continentales sur les maladies des poissons - étude bibliographique. Rapport EDF No. H-F40-1975-00690-FR.**
- Travade F. (1978) Influence des centrales thermiques sur l'écologie aquatique en période de grande sécheresse. Rapport EDF No. EDF-HE/31-78.23.**
- Travade F., Carry L. (2008) Effet de la canicule de 2003 sur les poissons migrateurs en Garonne et Dordogne - Réflexions sur l'effet des rejets thermiques de la centrale nucléaire de Golfech sur la Garonne. *Hydroécologie Appliquée* 16: 169–189.**
- Trenberth K.E., Dai A., van der Schrier G., Jones P.D., Barichivich J., Briffa K.R., Sheffield J. (2014) Global warming and changes in drought. *Nature Climate Change* 4: 17–22.
- Van Looy K., Piffady J., Flourey M. (2017) At what scale and extent environmental gradients and climatic changes influence stream invertebrate communities? *Science of The Total Environment* 580: 34–42.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E. (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- Vautard R., Gobiet A., Sobolowski S., Kjellström E., Stegehuis A., Watkiss P., Mendlik T., Landgren O., Nikulin G., Teichmann C., Jacob D. (2014) The European climate under a 2°C global warming. *Environmental Research Letters* 9: 034006.
- Vergés A., Steinberg P.D., Hay M.E., Poore A.G.B., Campbell A.H., et al. (2014) The tropicalization of temperate marine ecosystems: climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281: 20140846.
- Verneaux J. (1976) Biotypologie de l'écosystème « eau courante ». La structure biotypologique. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris* 283: 1663–1666.
- Verneaux J. (1977) Biotypologie de l'écosystème « eau courante ». Déterminisme approché de la structure biotypologique. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris* 284: 77–79.
- Verrel J.-L. (1983) Impact hydrobiologique des centrales thermoélectriques en cours d'implantation sur le Rhône. *Cahiers du Laboratoire d'Hydrobiologie de Montereau* 14: 45–54.
- Viechtbauer W. (2010) Conducting Meta-Analyses in R with the metafor package. *Journal of Statistical Software* 36: 1–48.
- Villéger S., Blanchet S., Beauchard O., Oberdorff T., Brosse S. (2011) Homogenization patterns of the world's freshwater fish faunas. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108: 18003–18008.
- Violle C., Thuiller W., Mouquet N., Munoz F., Kraft N.J.B., Cadotte M.W., Livingstone S.W., Moullot D. (2017) Functional rarity: the ecology of outliers. *Trends in Ecology & Evolution* 32: 356–367.
- van Vliet M.T.H., Franssen W.H.P., Yearsley J.R., Ludwig F., Haddeland I., Lettenmaier D.P., Kabat P. (2013) Global river discharge and water temperature under climate change. *Global Environmental Change* 23: 450–464.
- van Vliet M.T.H., van Beek L.P.H., Eisner S., Flörke M., Wada Y., Bierkens M.F.P. (2016a) Multi-model assessment of global hydropower and cooling water discharge potential under climate change. *Global Environmental Change* 40: 156–170.
- van Vliet M.T.H., Sheffield J., Wiberg D., Wood E.F. (2016b) Impacts of recent drought and warm years on water resources and electricity supply worldwide. *Environmental Research Letters* 11: 124021.
- Vörösmarty C.J., McIntyre P.B., Gessner M.O., Dudgeon D., Prusevich A., et al. (2010) Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555–561.
- Ward J.V., Tockner K., Schiemer F. (1999) Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 125–139.
- Weitere M., Erken M., Majdi N., Arndt H., Norf H., Reinshagen M., Traunspurger W., Walterscheid A., Wey J.K. (2018) The food web perspective on aquatic biofilms. *Ecological Monographs* 88: 543–559.
- Willmes M., Lewis L.S., Davis B.E., Loiselle L., James H.F., et al. (2019) Calibrating temperature reconstructions from fish otolith oxygen isotope analysis for California's critically endangered Delta Smelt. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 33: 1207–1220.
- Woodward G., Perkins D.M., Brown L.E. (2010) Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365: 2093–2106.
- Worthington T.A., Shaw P.J., Daffern J.R., Langford T.E.L. (2015) The effects of a thermal discharge on the macroinvertebrate community of a large British river: implications for climate change. *Hydrobiologia* 753: 81–95.
- Xiao Y., Watson M. (2019) Guidance on conducting a systematic literature review. *Journal of Planning Education and Research* 39: 93–112.