



REPUBLIQUE  
ET CANTON  
DE GENEVE

Office cantonal de l'Eau  
SLRP-Secteur Pêche  
Rue David-Dufour 5  
CH-1211 GENEVE 8

## Diagnose pisciaire du Rhône genevois



Version juin 2022



Teleos sàrl  
Les Rangiers 11<sup>e</sup>  
CH-2883 MONTMELON  
[www.teleos.info](http://www.teleos.info)

## Résumé

L'état de conservation de l'ichtyofaune du Rhône genevois a été déterminé à l'aide d'un protocole d'échantillonnage standardisé et répété annuellement entre 2017 et 2021 sur des stations représentatives intégrant les barrages de Verbois et de Chancy-Pougny. Ces inventaires ont montré que les peuplements pisciaires du fleuve sont très appauvris comparativement à ceux de plusieurs grands cours d'eau européens semblables. Les opérations de chasse sédimentaire intervenues en mai 2021 ne peuvent être tenues comme seules responsables. En effet, si dans les retenues les adultes de gardon, ablette et brème sont réduits de 70 %, les juvéniles de chevesne et de barbeau sont plus nombreux de 50 % après la vidange. Dans l'ensemble cependant, le peuplement piscicole indigène et typique d'eau courante de cette portion du Rhône demeure faible, qu'elle que soit l'occurrence des purges.

Les causes de ce mauvais état de conservation persistant ne sont pas totalement élucidées. Inévitablement, l'exploitation hydroélectrique des ouvrages, implantés depuis plus d'un siècle, induit de fortes altérations morphologiques. Une partie du cours d'eau est transformée en plan d'eau, tandis que le reste du linéaire voit son niveau d'eau varier de façon rapide et fréquente, en lien avec les éclusées qu'il subit. Les chasses sédimentaires entraînent des épisodes de turbidité problématiques tous les 3 à 5 ans et le colmatage des fonds par des fines est quasi systématique. Néanmoins, la qualité d'eau semble ne pas s'être fortement dégradée depuis les années 80, grâce notamment à la mise en place de l'épuration. Bien que non optimale, elle demeure compatible avec le développement des principales espèces de poissons qui devraient composer le peuplement. Cependant, la mise en place à la sortie du Léman du barrage du Seujet, entre 1987 et 1994, coïncide avec une chute drastique de l'effectif des captures de salmonidés par les pêcheurs amateurs. Un problème thermique en cas de forte éclusée en période caniculaire peut être suspecté. Un modèle débit-température serait nécessaire afin de mesurer les conséquences réelles de cette situation.

Toutefois, cette perte de salmonidés dans le panier des pêcheurs s'observe aussi sur les principaux affluents, l'Arve et l'Allondon. Ainsi, des mesures complémentaires s'imposent non seulement sur le Rhône mais également sur ses principaux affluents pour élucider les causes de l'altération de capacités biogènes du réseau hydrographique genevois. Une fois réalisés, les modèles débit-température, les mesures de qualité sédimentaire et les inventaires ichtyologiques complémentaires permettront assurément de proposer des mesures environnementales efficaces.

Sans attendre néanmoins, il serait d'ores et déjà judicieux d'engager une réflexion sur les possibilités de restaurer par endroit la morphologie du fleuve, afin que la situation écologique s'améliore et que le Rhône genevois retrouve, au moins partiellement, son intérêt halieutique.

Document réalisé par

Guy Périat  
Teleos sàrl  
Les Rangiers 11e  
CH-2883 Montmelon  
paris@teleos.info

Avec la participation de :

Hervé Décourcière, Jonathan Paris, Fanny Poulleau, François Degiorgi, Teleos sàrl  
Daniel Schlunke, RAF design sàrl  
Christian Rossignon, Thomas Groubatch, Jean-Sébastien Brocard et Alex Cheval, Fédération  
de pêche du Doubs  
Judy Santos, Stéphane Ecuer et Antoine Roulin

Remerciements

Nous tenions à remercier MM. Dimitri Jaquet, Christophe Reymond, Jean-Louis Delabays et les  
Gardes de l'environnement pour leur participation active lors de l'échantillonnage.



## Sommaire

1	Problématique.....	4
1.1	Introduction .....	4
1.2	Contexte.....	5
1.3	Objectifs .....	7
2	Méthode.....	9
2.1	Cartographie des habitats.....	9
2.2	Choix d'une technique d'inventaire de l'ichtyofaune adaptée .....	10
2.3	Traitement et interprétation des données .....	13
2.4	Typologie et peuplement attendu .....	15
3	Etat de conservation des peuplements pisciaires.....	18
3.1	Peuplement type théorique.....	18
3.2	Peuplement observé.....	22
3.3	Bilan des enseignements .....	37
4	Perturbations potentielles .....	38
4.1	Qualité de l'eau et des sédiments .....	38
4.2	Température de l'eau .....	41
4.3	Qualité de l'habitat .....	41
4.4	Exploitation de la force hydraulique.....	47
4.5	Gestion halieutique.....	49
4.6	Bilan des causes de perturbation.....	51
5	Synthèse et conclusion.....	55
6	Perspectives .....	57
7	Bibliographie .....	59

# 1 Problématique

## 1.1 Introduction

Au sein de l'Union européenne, plusieurs directives-cadres ont pour objectifs de préserver et de restaurer la diversité biologique ainsi que de valoriser le patrimoine naturel des territoires. Dans le domaine de l'eau, chaque état membre est tenu de mettre en place un programme de surveillance visant à estimer l'évolution de la qualité des biocénoses en place. L'objectif ultime de la Directive-cadre sur l'eau (DCE) est que le réseau hydrographique européen atteigne le « bon état écologique » en 2027. En Suisse à l'échelle nationale, le programme NAWA (Observation nationale de la qualité des eaux de surface) reprend cette notion de suivi de la qualité des milieux aquatiques. En outre, les cantons (Genève depuis 1996, Vaud depuis 1970, etc.) et parfois les instituts de recherches (EAWAG, HEPIA, etc.) jouent ce rôle d'organisme de surveillance de la qualité des eaux de surface en menant des monitorings et projets spécifiques.

*Situation piscicole des  
grands cours d'eau  
rarement étudiée*

Pour les poissons cependant, si les petites et moyennes rivières ainsi que les grands lacs ont fait l'objet d'évaluations standardisées, force est de constater que les grandes rivières comme le Rhône sont souvent les parents pauvres de ces études. Leur grande dimension et profondeur interdisent toute approche exhaustive. Comme sur les grands lacs, il convient d'appliquer plusieurs protocoles complémentaires de pêche passive et active. Ces inventaires standardisés permettent d'avoir une image fidèle, robuste et reproductible du peuplement en place et ainsi déterminer l'état de conservation ichtyologique des grands cours d'eau.

C'est ce qui a été mené d'une manière pionnière à l'échelle suisse depuis 2017 sur le Rhône genevois. En effet, dans le cadre des vidanges périodiques des retenues qui se succèdent le long du fleuve à la sortie du Léman, le suivi scientifique et objectif de l'évolution des peuplements de poissons s'est avéré indispensable pour les gestionnaires. Au-delà de l'effet des opérations de maintenance des ouvrages hydroélectriques, il convenait également d'établir l'état de conservation actuel du Rhône à partir de son ichtyofaune et de proposer des recommandations en vue de son amélioration durable.

## 1.2 Contexte

Le Rhône, entre le lac Léman et la sortie du territoire suisse, est exploité par 3 usines hydroélectriques : Seujet, Verbois et Chancy-Pougny. Le barrage du Seujet est le plus ancien. De 1894 à 1995, la régulation du niveau du lac se faisait « à la main » à l'aide de rideaux mobiles en bois fixés au pont de la Machine. Le nouveau barrage du Seujet a été inauguré en 1995, avec comme objectifs de régulariser le niveau du lac Léman, de moduler le débit du Rhône et de produire de l'électricité (SIG, 2000).

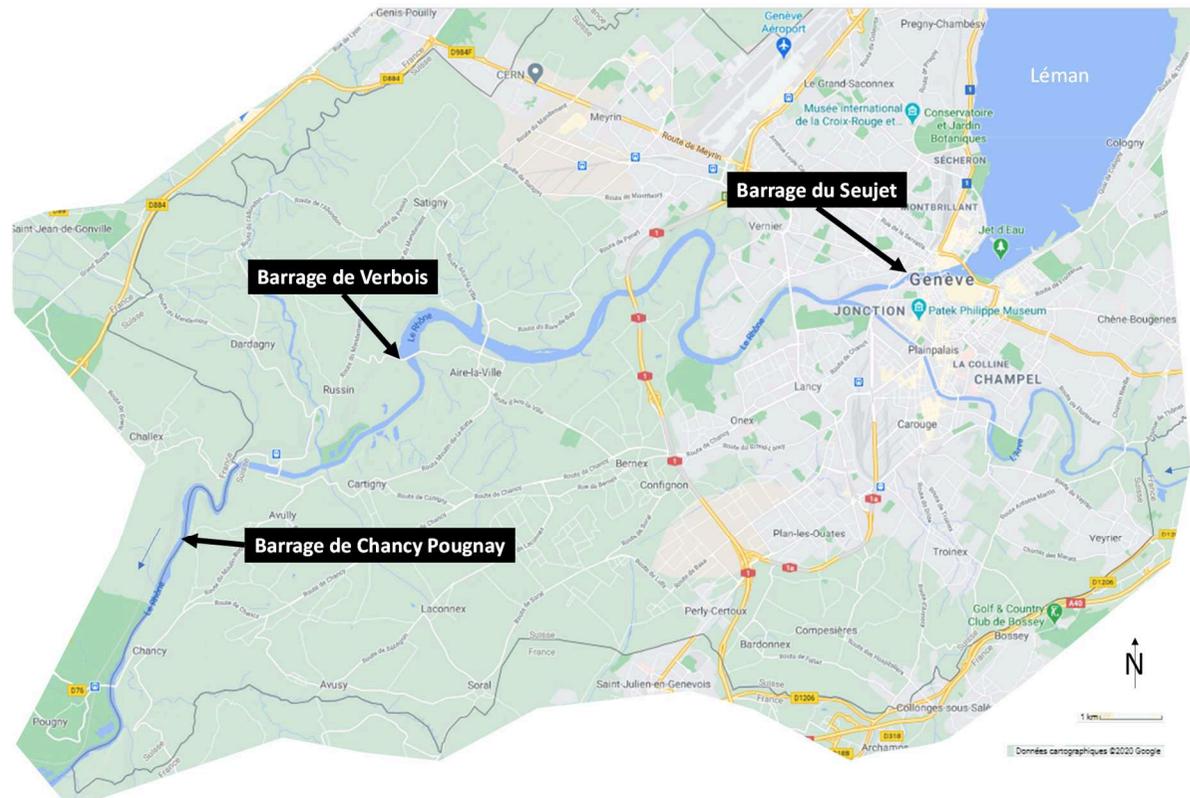


Figure 1.1 : Positionnement des trois barrages hydroélectriques positionnés sur la Rhône genevois.

Les barrages de Chancy-Pougny et Verbois ont été respectivement mis en service en 1924 et 1942.

Ces trois centrales ne travaillent pas au fil de l'eau. En fonction des débits d'entrée et de la demande d'énergie, elles adaptent leur production et se coordonnent. En outre, tous les 4 à 5 ans depuis 1942, les exploitants hydroélectriques ouvrent les vannes de fond des barrages afin d'évacuer les sédiments accumulés, et ainsi réduire l'aléa d'inondation dans le quartier de la Jonction à Genève (Aquavision, 2007).

Afin de déterminer les conséquences de ces chasses périodiques de sédiments en particulier et de l'exploitation hydroélectrique sur l'ichtyofaune du Rhône en général, les gestionnaires de la pêche du Canton de Genève ont décidé de réaliser un suivi standardisé du peuplement pisciaire du Rhône genevois entre 2017 et 2021. La durée de ce monitoring encadre donc un cycle complet de vidange / chasse sédimentaire des barrages puisque les dernières purges ont eu lieu au printemps 2016 et 2021.

*Les purges : seul problème du Rhône genevois ?*

### 1.3 Objectifs

Outre l'impact direct des vidanges des barrages sur l'ichtyofaune, un des objectifs principaux de l'échantillonnage pisciaire du Rhône genevois par des méthodes standardisées est de déterminer l'état de conservation du peuplement de poissons. Si ce dernier apparaît mauvais, les causes de perturbations sont hiérarchisées afin de proposer des solutions durables d'amélioration de la qualité écologique de la colonne vertébrale bleue verte du Canton de Genève.

Les quatre stations d'inventaires retenues pour cet échantillonnage encadrent respectivement les barrages hydroélectriques de Verbois et de Chancy-Pougny. A chaque fois, une station en eau courante et une dans le remous du barrage sont mises en comparaison.

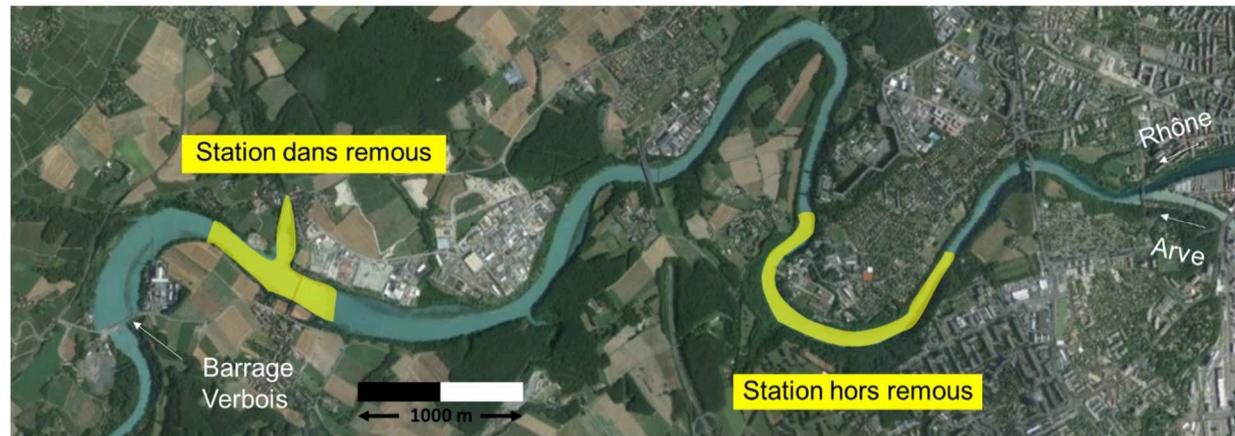


Figure 1.2 : Positionnement des stations d'inventaires pisciaires standardisés autour du barrage de Verbois.



Figure 1.3 : Positionnement des stations d’inventaires pisciaires standardisés autour du barrage de Chancy-Pougny.

En situation longitudinale, les stations d’inventaire se positionnent ainsi :

2 stations remous +  
2 stations eaux courantes

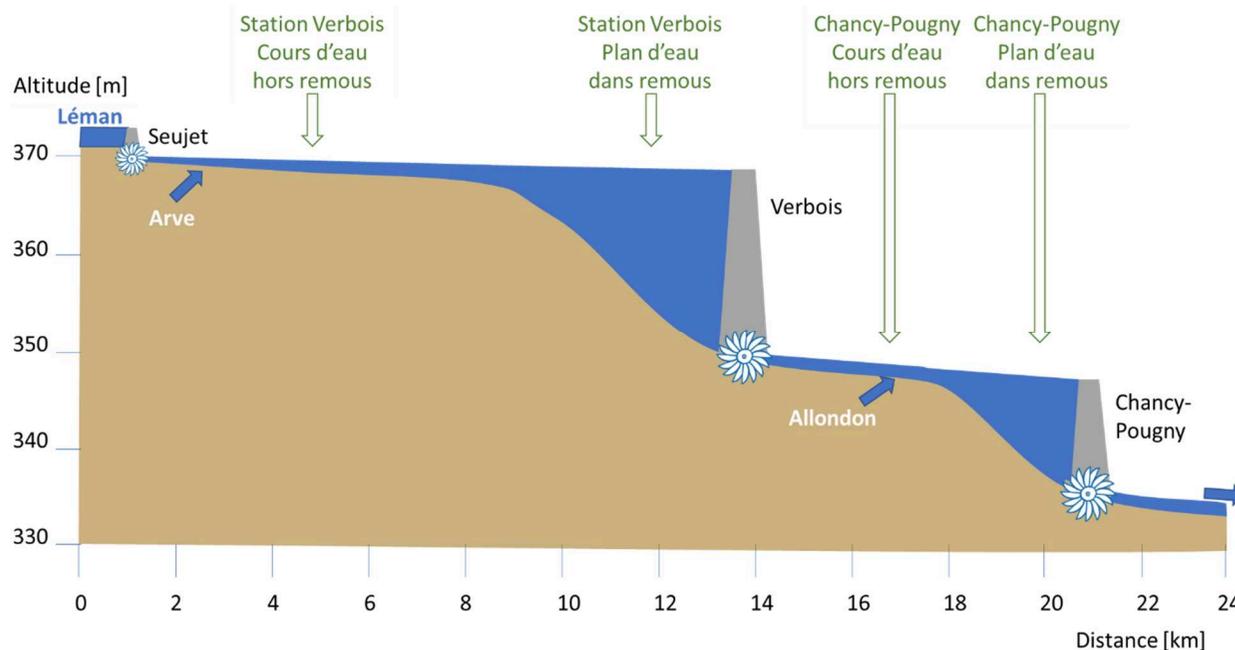


Figure 1.4 : Positionnement longitudinal des quatre stations d’inventaires en regard de la succession des différents ouvrages hydroélectriques et des principaux affluents.

## 2 Méthode

### 2.1 Cartographie des habitats

Durant l'étiage estival et préalablement aux inventaires, une cartographie des vitesses d'écoulement, des profondeurs et des substrats présents est réalisée, à l'échelle et sous SIG, en suivant les catégories et les classes définies dans le protocole de l'indice d'attractivité dynamique (IAM, Vonlanthen et al, 2018). La diversité des substrats/supports, des vitesses d'écoulement et des hauteurs d'eau est dressée afin d'évaluer l'intérêt de la mosaïque des habitats pour l'ichtyofaune. La concaténation de ces trois cartes aboutit à la définition de pôles d'attraction à partir desquels des indices de diversité (Shannon Weaver et régularité) peuvent être calculés. L'objectif est de déterminer la capacité d'accueil du milieu et d'organiser la stratégie d'échantillonnage.

La distinction des substrats/supports et les différentes valeurs mesurées de hauteurs d'eau et de vitesses d'écoulement sont regroupées parmi les catégories et classes suivantes :

Tableau 2.1 : listes des catégories de substrats/supports et des classes de vitesses et de hauteurs d'eau

Substrat / support minéral			Substrat /support végétal	
fin	Limons	<0,2mm	bra	Branchages et grosses racines
sab	Sables	0,2mm<...<2mm	lit	Litière (éléments organiques grossiers)
gra	Graviers	2mm<...<20mm	chv	Chevelu (bryophytes, petites racines...)
gal	Galets	2cm< ... <20cm	hld	Hélophytes très denses ou colmatés
gls	Galets pavés sans interstices	2cm< ... <20cm	hyd	Hydrophytes proliférants ou colmatés
ggr	Galets graviers mélangés (50%/50%)	2mm< ... <20cm	hel	Hélophytes
blo	Blocs	20cm< ... <2m	hyi	Hydrophytes immergés
bls	Blocs ne ménageant pas d'anfractuosités	20cm< ... <2m	alg	Couvert d'algues filamenteuse
dal	Dalles ou surfaces planes indurées	>2m	pra	Végétation herbacée drue inondée

Cartographie inspirée du protocole IAM (Vonlanthen et al, 2018)

Hauteur d'eau		Vitesse d'écoulement		Autres substrat /support	
Classe 1	< 5cm	Classe 1	< 10 cm/s	ber	Sous berges, caches
Classe 2	6 à 20 cm	Classe 2	11 à 40 cm/s	aff	Arrivée d'eau courante permanente
Classe 3	21 à 70 cm	Classe 3	41 à 80 cm/s	art	Secteur artificiel (port, zone aménagée...)
Classe 4	71 à 150 cm	Classe 4	81 à 150 cm/s		
Classe 5	> 151 cm	Classe 5	> 151 cm/s		



Les cartographies 2017/2018 ont été ajustées en 2019 et 2021.

## 2.2 Choix d'une technique d'inventaire de l'ichtyofaune adaptée

En eaux courantes, l'analyse du peuplement pisciaire est en règle générale réalisée à l'aide d'inventaires exhaustifs par pêche électrique (Figure 2.1).

*Pêche électrique exhaustive impossible dans le Rhône.*

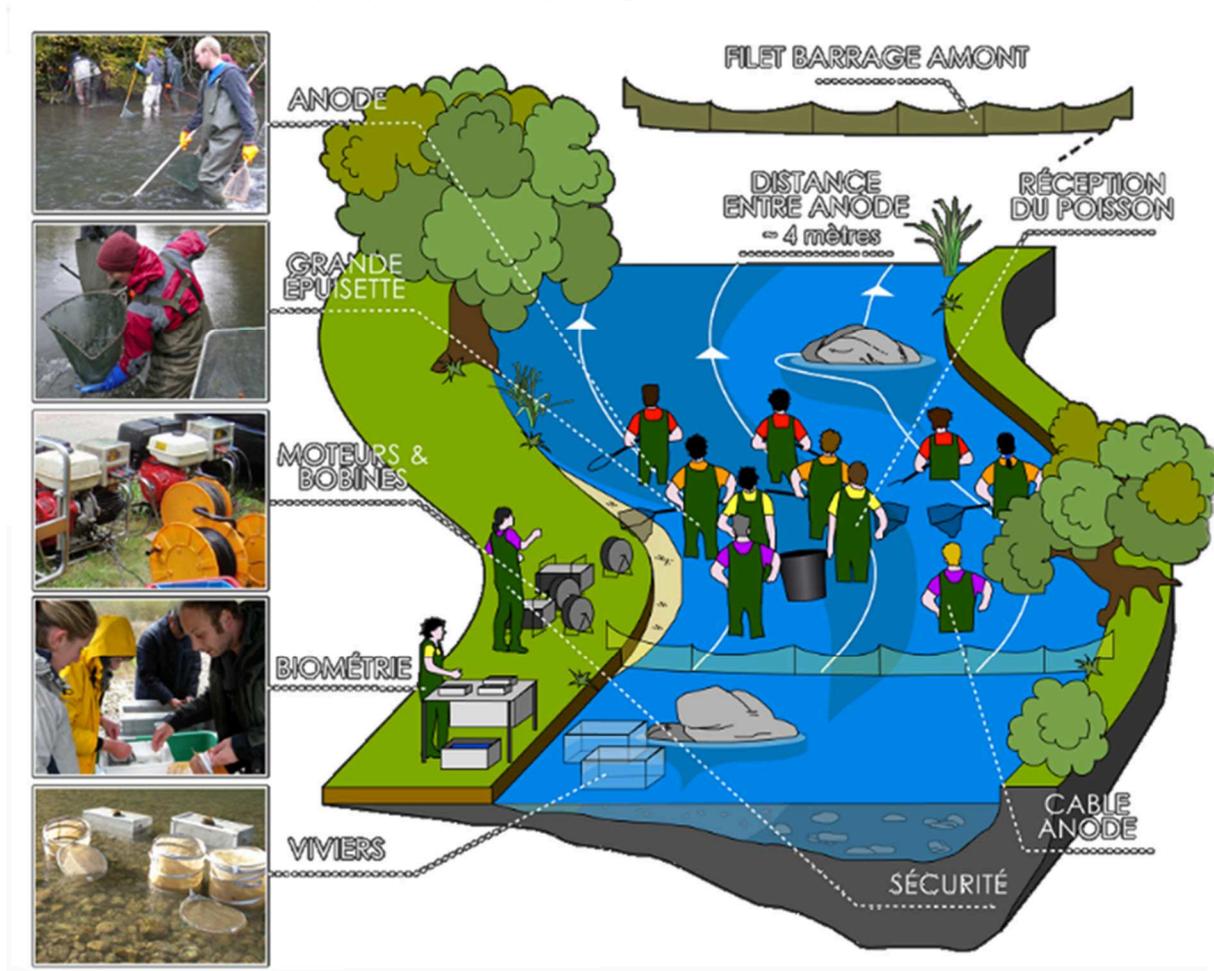


Figure 2.1 : Schéma de principe d'un inventaire pisciaire d'un cours d'eau guéable

Cependant, le Rhône en aval du lac Léman est trop profond pour permettre ce genre cette méthode de recensement. En effet, au-delà de 1,5 m de profondeur, le cours d'eau n'est plus guéable et la pêche électrique n'est plus efficace pour échantillonner l'ichtyofaune présente.

A l'image de l'échantillonnage de grands lacs profonds, une méthode couplant la pêche électrique et la pose de filets maillants est plus adaptée (Figure 2.2).

*Pêche électrique partielle + filets maillants mieux adaptés.*

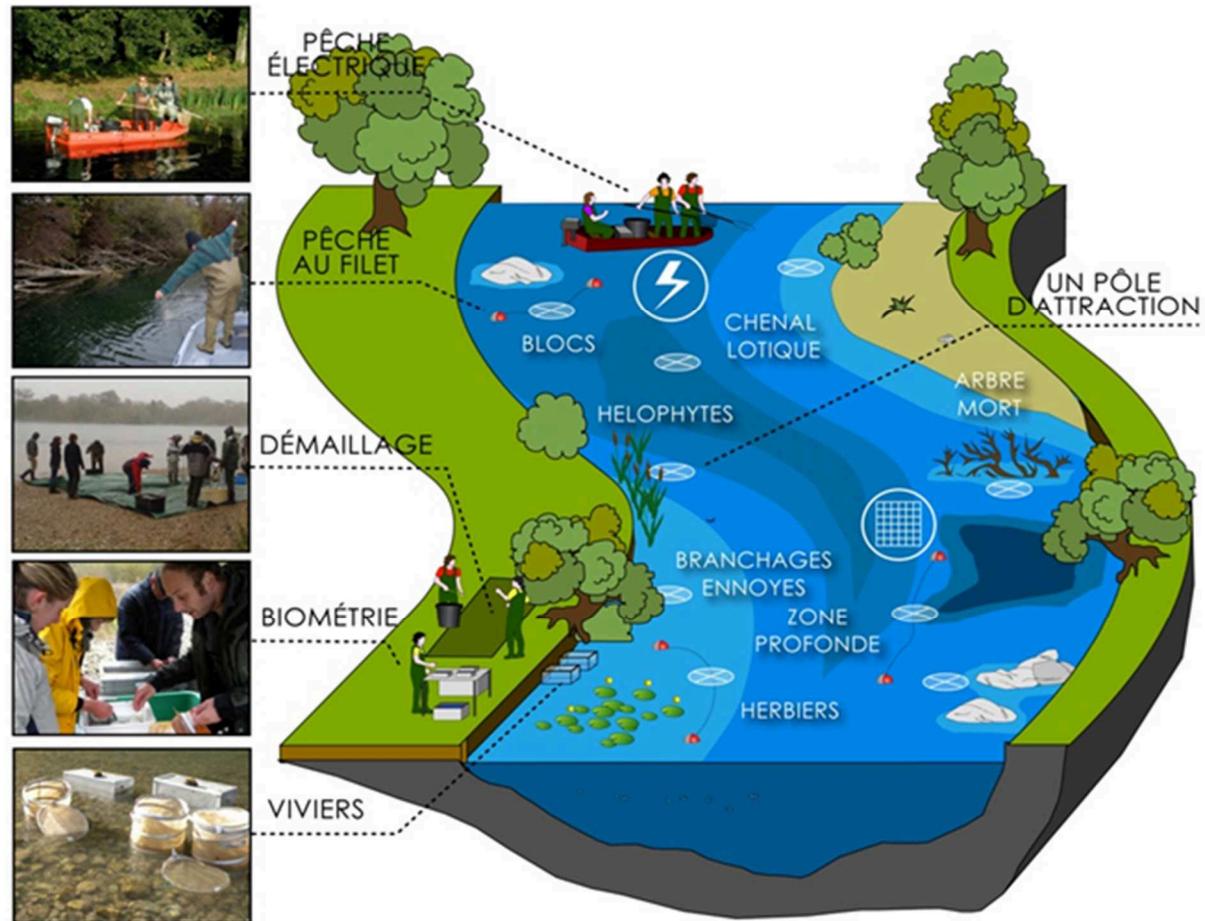


Figure 2.2 : Schéma de principe d'un inventaire pisciaire d'un cours d'eau non guéable

Chaque habitat cartographié, d'une profondeur inférieure à 1,5 m, est échantillonné par électropêche de jour et en basses eaux, à plusieurs reprises et d'une manière aléatoire. L'Echantillonnage Continu par Distance (ECD) se déroule d'aval en amont, soit à pied, soit depuis un bateau (Figure 2.3), en plongeant l'anode dans l'eau d'une manière continue sur une distance proportionnelle à la taille de l'habitat. La surface pêchée est évaluée et tout poisson capturé est déterminé, mesuré et remis à l'eau rapidement.

*Pêche électrique aléatoire par habitat en zone peu profonde (<1,5m) pour les juvéniles.*



Figure 2.3 : Illustration des pêches électriques d'échantillonnage continu par distance (ECD).

En complément de la pêche électrique, la pose de filets maillants permet d'échantillonner les zones les plus profondes (>1.5m), à faible courant, et de capturer les espèces de pleine eau et les grands spécimens. Pour ce faire, des filets de type araignées multi-maillages sont tendus avant la tombée de la nuit, la veille ou le lendemain des pêches électriques, et relevés le matin, au lever du jour. Le nombre de filets posés est proportionnel à la quantité de zones de grandes profondeurs présentes sur la station.

Ces filets ont une hauteur adaptée à la profondeur de chaque site prospecté. Pour le Rhône, elle variait de 1 à 10 m. Pour échantillonner un maximum d'espèces et de classe d'âge, ils sont constitués de 7 nappes de 2 m de large dont les mailles vont de 10 à 60 mm (Figure 2.4).

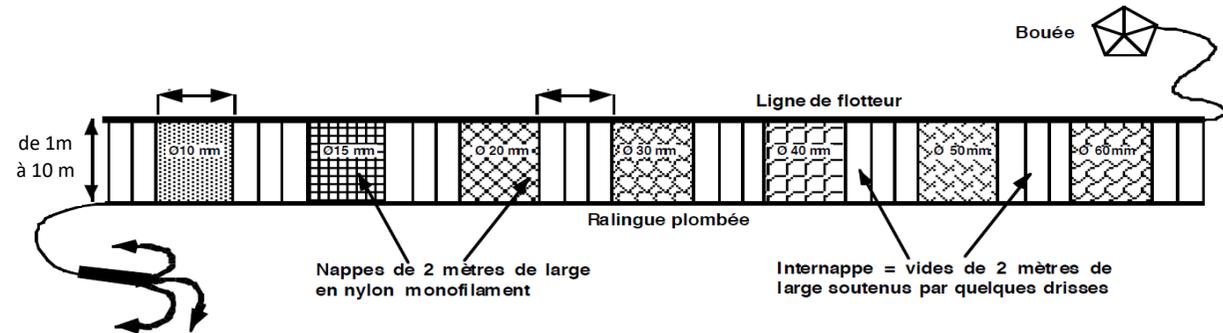


Figure 2.4 : Schéma des filets type araignées multi-maillés utilisés

Une fois les filets relevés, les individus capturés sont tous démaillés à l'atelier de biométrie (Figure 2.5). Là encore, chaque individu est identifié à l'espèce, pesé et mesuré.

Les filets pour les profonds, les espèces de pleine eau et les grands individus.



Figure 2.5 : Photographie de la relève des filets, du démaillage et de la biométrie

### 2.3 Traitement et interprétation des données

Les densités numériques et pondérales sont calculées par espèce, par habitat, par méthode d'échantillonnage (par m<sup>2</sup> d'habitat inventorié par pêche électrique et par m<sup>2</sup> de filets posés pour 12 heures pour les échantillonnages par araignées multi-maillés) et pour chaque station.

Spécifiquement pour les pêches électriques, les densités sont multipliées par la surface de chaque habitat, déterminée à l'aide de la cartographie SIG préalable. Afin de faciliter la comparaison entre stations, les résultats sont exprimés par mètre linéaire de station inventoriée.

*Une transformation en cote d'abondance*

Pour tenir compte de la différence de capacité de développement et de colonisation du milieu de chaque espèce ainsi que pour faciliter l'interprétation et la comparaison, Degiorgi & Raymond (2000) proposent d'exprimer les résultats en classes d'abondance, s'échelonnant de 0,1 (présence sporadique) à 5 (très forte abondance). Les CPUE (captures par unité d'échantillonnage) obtenues sont transformées en classes d'abondance intrinsèques à chaque espèce et à chaque technique de capture.

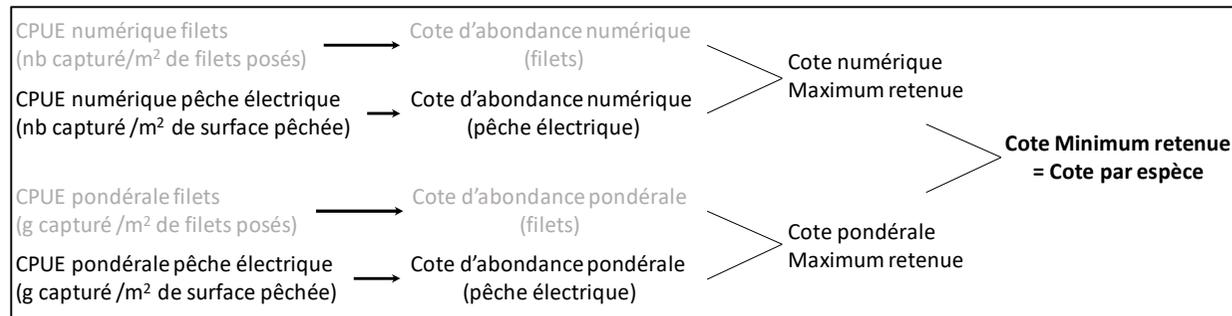


Figure 2.6 : Principe du filtrage des données numériques et pondérales obtenues par une double prospection à l'électricité et à l'aide de filets pour chaque espèce (Degiorgi & Raymond 2000)

Dans un premier temps, les données CPUE brutes sont transformées en cotes d'abondance. Cette conversion est réalisée à l'aide de grilles standard établies statistiquement. Les données à leur origine sont issues de l'échantillonnage d'un grand nombre de milieux différents. Elles sont exprimées pour chaque espèce et en fonction de chaque technique de prélèvement (Degiorgi & Raymond 2000).

Dans un deuxième temps, pour chaque espèce, la cote numérique, d'une part, et pondérale, d'autre part, la plus élevée est sélectionnée de façon à privilégier l'information procurée par la technique la plus efficace pour chaque écostade ou groupe de tailles (Figure 2.6). On obtient ainsi un couple de cotes « inter-techniques » dont une numérique et une pondérale.

Dans un troisième temps, pour chaque espèce, la plus petite des deux côtes retenues définit la classe d'abondance synthétique de l'espèce considérée. Ce dernier filtrage permet d'éliminer des artefacts comme la présence anecdotique d'un unique individu de grande taille qui ne peut ainsi indiquer à lui seul une forte abondance.

L'interprétation des données ainsi codées s'effectue ensuite en comparant la série de cotes d'abondance caractérisant le peuplement observé avec celle qui décrit le peuplement qui devrait être présent en l'absence de perturbation. Ainsi, l'état de conservation du peuplement peut être objectivement illustré.

## **2.4 Typologie et peuplement attendu**

Pour déterminer le peuplement théorique attendu, la notion de typologie des cours d'eau doit être prise en compte : dans les rivières, les conditions du milieu (pente, température, minéralisation, largeur, vitesse du courant ...) évoluent des sources à l'embouchure. Parallèlement, la présence et l'abondance des espèces aquatiques varient suivant le même gradient.

Cette structure longitudinale a été décrite par (Huet 1954) comme la succession de 5 zones (Figure 2.7) depuis la source, parfois apiscicole, vers les zones à truite, à ombre, à barbeau et à brème. La terminologie est encore utilisée, mais le principe de la succession géographique n'est pas toujours vérifié. En effet, l'organisation écologique des cours d'eau est plus complexe et les zones piscicoles ne se suivent pas toujours.

*La typologie, une notion majeure en hydrobiologie*

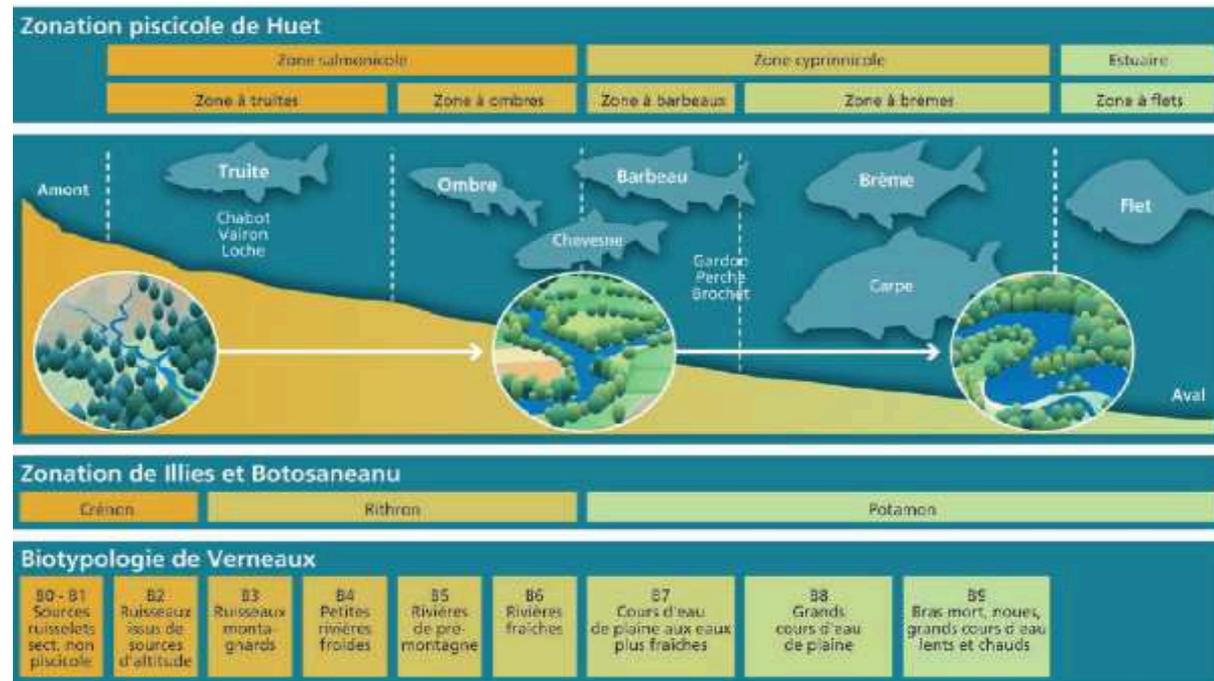


Figure 2.7 : Typologie comparée des cours d'eau selon plusieurs auteurs (image site web AFB France).

L'approche de Jean Verneaux privilégiée

Pratiquement, le Niveau Typologique Théorique (NTT) du tronçon de cours d'eau concerné est à calculer (Verneaux 1977b) à l'aide de la formule suivante :

$$\text{NTT} = 0,45 T1 + 0,30 T2 + 0,25 T3$$

Avec :

$$T1 = 0,55 Tm - 4,34$$

$$T2 = 1,17 \ln (do D 10^{-2}) + 1,5$$

$$T3 = 1,75 \ln (100 Sm P^{-1} L^{-2}) + 3,92$$

Où :

- $Tm$  : est la moyenne des températures maximales des 30 jours consécutifs les plus chauds ;
- $D$  : Dureté totale en  $mg/l$  ;
- $P$  : pente moyenne du lit en ‰ ;
- $do$  : distance de la station à la source en Km ;
- $Sm$  : Section mouillée à l'étiage en  $m^2$  ;
- $L$  : largeur du lit mineur en m.

Figure 2.8 : Formule de calcul typologique théorique selon (Verneaux 1977b).

*Des recherches historiques toujours importantes*

Ensuite, la diversité historique la plus probable présente avant l'influence de l'homme est déterminée par une recherche d'archives et d'anciennes données biogéographiques.

Enfin, Verneaux (Verneaux 1977b) puis (Degiorgi & Raymond 2000) ont défini des abaques qui permettent d'exprimer l'abondance qui devrait être observée de chaque espèce typique par niveau typologique en l'absence de perturbation. Ainsi, le peuplement théorique attendu le plus probable peut être construit par station et comparé aux résultats de l'échantillonnage transformés en côtes d'abondance.

*Une comparaison synthétique des résultats à l'échelle du peuplement*

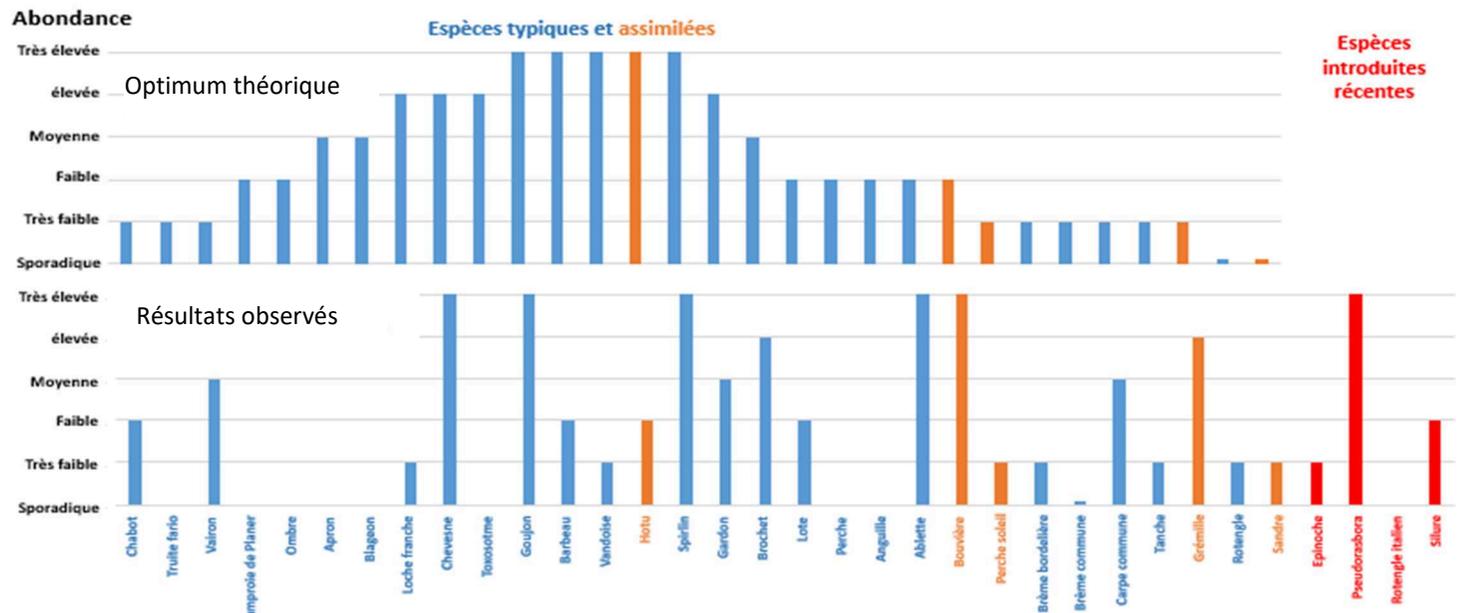


Figure 2.9 : Peuplement attendu en l'absence de perturbation comparé à celui observé. Exemple tiré de Degiorgi & Raymond (2000).

### 3 Etat de conservation des peuplements pisciaires

#### 3.1 Peuplement type théorique

D'un point de vue typologique, le calcul du NTT situe le Rhône genevois entre le Biocénotype 6 et le Biocénotype 7 (Tableau 3.1). Il s'agit d'une zone à barbeau tant à l'amont du barrage de Verbois qu'en aval (températures issues des stations limnigraphiques fédérales disponibles).

Tableau 3.1 : Calcul du niveau typologique théorique du Rhône entre Verbois et Chancy-Pougny.

Stations	TMM	Sm	P	I	Do	Dureté	T1	T2	T3	NTT	
	°C	m <sup>2</sup>	‰	m	km	(mg/l)				6.3	B6-B7
Rhone Verbois amont	20.5	223.0	0.2	102.0	234.0	3.07	6.9	3.8	8.1	6.3	B6-B7
Rhone Chancy-Pougny aval	21.0	250.0	0.2	118.0	241.0	3.07	7.2	3.8	7.8	6.3	B6-B7

Une zone à barbeau.

Selon (Verneaux 1977b) et (Degiorgi and Raymond 2000), le peuplement pisciaire attendu le plus probable en l'absence de perturbation peut être évalué (Figure 3.1). Il devrait être dominé par des cyprinidés rhéophiles (goujon, barbeau, blageon, spirilin, ...)

Cyprinidés d'eau vive dominants.

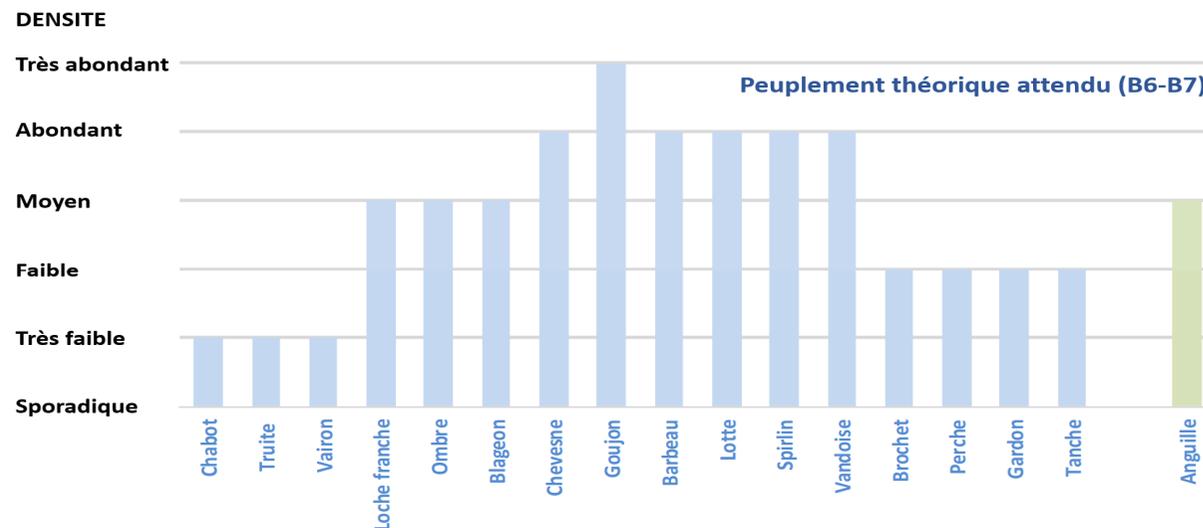


Figure 3.1 : Peuplement attendu en l'absence de perturbation sur le Rhône genevois.

Les résultats de ces calculs de typologie théorique sont confirmés par les données historiques disponibles. Selon Léger (1926), le Rhône en aval du Léman était dominé par des cyprinidés rhéophiles, mais la présence de truites et d'ombres était également attestée.

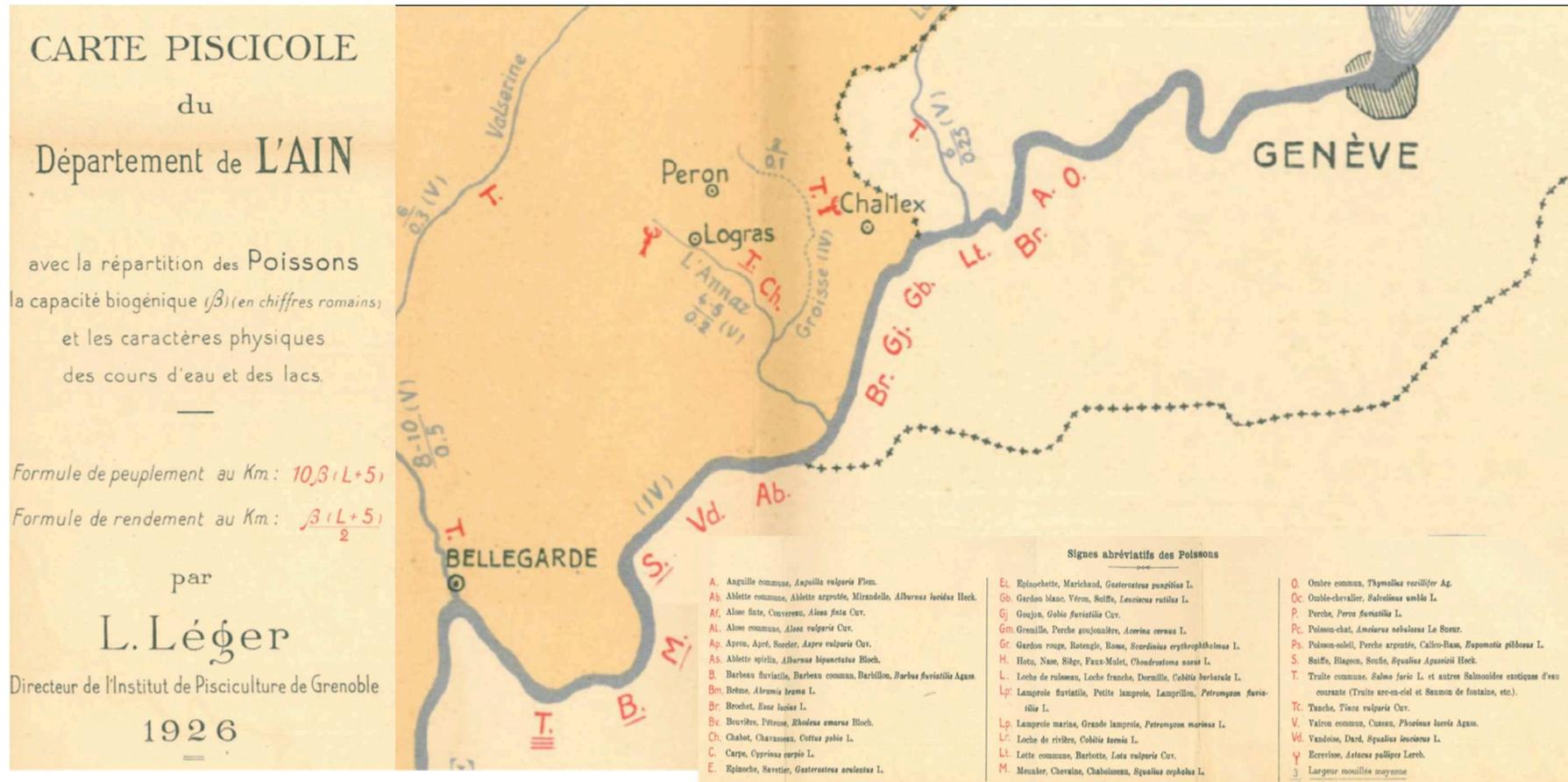


Figure 3.2 : Répartition des poissons dans le département de l'Ain au début du 20<sup>ème</sup> siècle (Extrait de Léger, 1926).

La recherche d'archives a permis également de déterminer l'ensemble des espèces de poissons qui peut être considéré comme indigène et typique du Rhône en aval du lac Léman. Un total de 16 espèces dulcicoles d'eau courante et un migrateur est reconnu par la littérature (Tableau 3.2).

Tableau 3.2 : Liste historique des espèces indigènes et typiques du Rhône genevois. (Forel 1892, 1895, 1904, Bernard H 1909, Leger L 1922, OFEV 2003, Diouf S 2010, Periat G 2014)

Espèces	Code	1904	1909	1926	2003	depuis 2000	2012	Indigène & Typique	
		Forel Léman	Bernard Rhône	Léger Rhône	OFEV Rhône	Suivi Rhône GREN	Léman Projet Lac		
<i>Cottus gobio</i>	Chabot	CHA	1	1	1	1	1	●	
<i>Salmo trutta sp</i>	Truite	TRF	1	1	1	1	1	●	
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Vairon	VAI	1	1	1	1		●	
<i>Barbatula barbatula</i>	Loche franche	LOF	1		1	1	1	●	
<i>Thymallus thymallus</i>	Ombre	OBR	1		1	1	1	●	
<i>Leuciscus souffia</i>	Blageon	BLN		1	1			●	
<i>Squalius cephalus</i>	Chevesne	CHE	1	1	1	1	1	●	
<i>Gobio gobio</i>	Goujon	GOU	1	1	1	1	1	●	
<i>Barbus barbus</i>	Barbeau	BAF		1	1	1	1	●	
<i>Lota lota</i>	Lotte	LOT	1	1	1		1	●	
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Spiralin	SPI	1	1		1		●	
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Vandoise	VAN		1	1		1	●	
<i>Esox lucius</i>	Brochet	BRO	1	1	1	1	1	●	
<i>Perca fluviatilis</i>	Perche	PER	1	1	1	1	1	●	
<i>Rutilus rutilus</i>	Gardon	GAR	1	1	1	1	1	●	
<i>Tinca tinca</i>	Tanche	TAN	1			1	1	●	
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille	ANG	1	1	1			●	
<b>TOTAL espèces</b>			<b>14</b>	<b>14</b>	<b>14</b>	<b>16</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>17</b>

17 espèces attendues.

De plus, des espèces plutôt liées au lac Léman peuvent également être rencontrées (Tableau 3.3).

Tableau 3.3 : Liste historique des espèces indigènes et atypiques du Rhône genevois

Espèces	Code	1904	1909	1926	2003	depuis 2000	2012	Indigène & Atypique	
		Forel Léman	Bernard Rhône	Léger Rhône	OFEV Rhône	Suivi Rhône GREN	Léman Projet Lac		
<i>Coregonus sp</i>	Corégones	COR	1		1		1	●	
<i>Salvelinus umbla</i>	Omble	OBL	1		1		1	●	
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe	CCO	1	1	1		1	●	
<i>Alburnus alburnus</i>	Ablette	ABL	1	1	1	1	1	●	
<i>Abramis brama</i>	Brème commune	BRE		1	1	1	1	●	
<i>Scardinius erythrophthalm</i>	Rotengle (Nord)	ROT	1		1	1	1	●	
<b>TOTAL espèces</b>			5	3	1	6	3	6	<b>6</b>

6 espèces liées au lac Léman.

Enfin, depuis le 19<sup>ème</sup> siècle, l'introduction de 9 espèces a été recensée (Tableau 3.4).

Tableau 3.4 : Liste historique des espèces introduites dans le Rhône genevois

Espèces	Code	1904	1909	1926	2003	depuis 2000	2012	Introduit	
		Forel Léman	Bernard Rhône	Léger Rhône	OFEV Rhône	Suivi Rhône GREN	Léman Projet Lac		
<i>Rhodeus amarus</i>	Bouvière	BOU			1	1		●	
<i>Gymnocephalus cernua</i>	Grémille	GRE	1					●	
<i>Lepomis gibbosus</i>	Perche-Soleil	PES	1		1	1		●	
<i>Scardinius hesperidicus</i>	Rotengle (Sud)	ROT					1	●	
<i>Carassius auratus</i>	Poisson rouge	CAA	1		1			●	
<i>Salmo salar</i>	Saumon	SAT	1					●	
<i>Ictalurus melas</i>	Poisson-chat	PCH			1		1	●	
<i>Salaria fluviatilis</i>	Blennie fluviatile	BLE					1	●	
<i>Gasterosteus sp</i>	Epinoche	EPI			1	1	1	●	
<b>TOTAL espèces</b>			3	1	0	5	3	4	<b>9</b>

9 espèces introduites.

### 3.2 Peuplement observé

Au total, 761 actions de pêche ont été réalisées entre 2017 et 2021 sur le Rhône genevois et plus de 5000 poissons ont été capturés (Tableau 3.5). Toutes campagnes de pêche cumulées, 28 espèces de poissons ont été recensées. Parmi les espèces indigènes attendues, seules la lotte et l'anguille n'ont pas été observées. Le corégone et l'omble, plutôt inféodés au lac Léman, n'ont pas non plus été pêchés. *A contrario*, la perche-soleil, l'épinoche et la blennie fluviatile semblent être des espèces allochtones durablement établies. En outre, de nouvelles espèces exotiques comme le silure, le black-bass et différents carassins ont été capturés. Cette diversité n'est que peu variable d'une année à l'autre. Elle intègre toutes les espèces recensées lors des suivis de passes à poissons disponibles (Müller et al 1996, Corealis 2018, etc.), à l'exception du corégone, dont quelques juvéniles avaient été attrapés par Hydrosphère au printemps 2015 et 2016 (Hydrosphère, 2017).

*Diversité attendue retrouvée.*

Pour information, seules trois truites (dont une forme lacustre), deux ombres, un blageon et un spirilin ont été capturés à l'issue des quatre campagnes de pêche.

Néanmoins, si pour certains taxons, leur nombre est parfois anecdotique, force est de constater que la diversité indigène et typique attendue est dans l'ensemble encore observée. De plus, la dizaine d'espèces introduites ne représente pas plus que 4% du nombre des captures. Les potentiels ichtyologiques du Rhône demeurent donc bien réels. En outre, les populations d'ombres et de truites, a priori viables, sont présentes dans l'Allondon et l'Arve (Canton de Genève, 2010 & 2021).

Tableau 3.5 : Liste des espèces capturées dans le Rhône genevois entre 2017 et 2021

Espèces		2017	2018	2019	2021	Total	Total
		2 stations	2 stations	4 stations	4 stations	effectif	espèces
(soulignées = indigènes et typiques)		Verbois	Chancy	Verbois + Chancy	Verbois + Chancy	capturé	capturées
Gardon	<u>Rutilus rutilus</u>	413	624	717	221	1975	1
Chevesne	<u>Squalius cephalus</u>	76	184	212	350	822	1
Barbeau	<u>Barbus barbus</u>	25	108	117	162	412	1
Perche	<u>Perca fluviatilis</u>	69	26	76	206	377	1
Goujon	<u>Gobio gobio</u>	28	125	87	116	356	1
Ablette	<u>Alburnus alburnus</u>	20	73	159	86	338	1
Rotengle	<u>Scardinius erythrophthalmus</u>	25	48	18	67	158	1
Vairon	<u>Phoxinus phoxinus</u>	37	10	27	48	122	1
Perche soleil	<u>Lepomis gibbosus</u>	27	17	13	39	96	1
Vandoise	<u>Leusciscus leusciscus</u>			43	51	94	1
Tanche	<u>Tinca tinca</u>	43	3	18	15	79	1
Brème	<u>Abramis brama</u>	18	8	31	14	71	1
Brochet	<u>Esox lucius</u>	30	6	12	11	59	1
Epinoche	<u>Gasterosteus gymnuris</u>	1	5	6	27	39	1
Silure	<u>Silurus glanis</u>	2	10	9	8	29	1
Chabot	<u>Cottus gobio</u>		12	8	3	23	1
Blennie	<u>Salaria fluviatilis</u>	7	1	2	12	22	1
Loche franche	<u>Barbatula barbatula</u>		9	6	3	18	1
Black bass	<u>Micropterus salmoides</u>	1			2	3	1
Blageon	<u>Telestes souffia</u>		1		1	2	1
Carpe	<u>Cyprinus carpio</u>	1		1		2	1
Ombre	<u>Thymallus thymallus</u>	1		1		2	1
Truite f. rivière	<u>Salmo sp. rivière</u>	1			1	2	1
Truite f. lacustre	<u>Salmo sp. lacustre</u>	1				1	
Carassin	<u>Carassius gibelio</u>	2				2	1
Carassin	<u>Carassius carassius</u>			1		1	1
Poisson rouge	<u>Carassius auratus</u>				1	1	1
Poisson chat	<u>Ameiurus melas</u>			1		1	1
Spirilin	<u>Alburnus bipunctatus</u>		1			1	1
<b>Total effectif capturé</b>		<b>833</b>	<b>1276</b>	<b>1585</b>	<b>1447</b>	<b>5141</b>	<b>28</b>
Ecr. Signal	<u>Pacifastacus leniusculus</u>	5	4	20	3	32	1
Ecr. américaine	<u>Faxonius limosus</u>		1			1	1

Seules 3 truites et 2 ombres.

Globalement sur les quatre campagnes, les densités pondérales capturées d'espèces indigènes et typiques demeurent stables mais très faibles au regard des rivières à gabarit et à typologie comparables. La station de Chancy amont ressort comme la moins mauvaise. En 2018, les biomasses prises au filet y ont été nettement supérieures. La présence de la confluence de l'Allondon au milieu de la station explique probablement cette distinction. Cet affluent d'importance doit probablement jouer le rôle de refuge et alimenter régulièrement le Rhône en poissons.

*Rhône genevois = grande rivière à barbeau la moins poissonneuse jamais observée.*

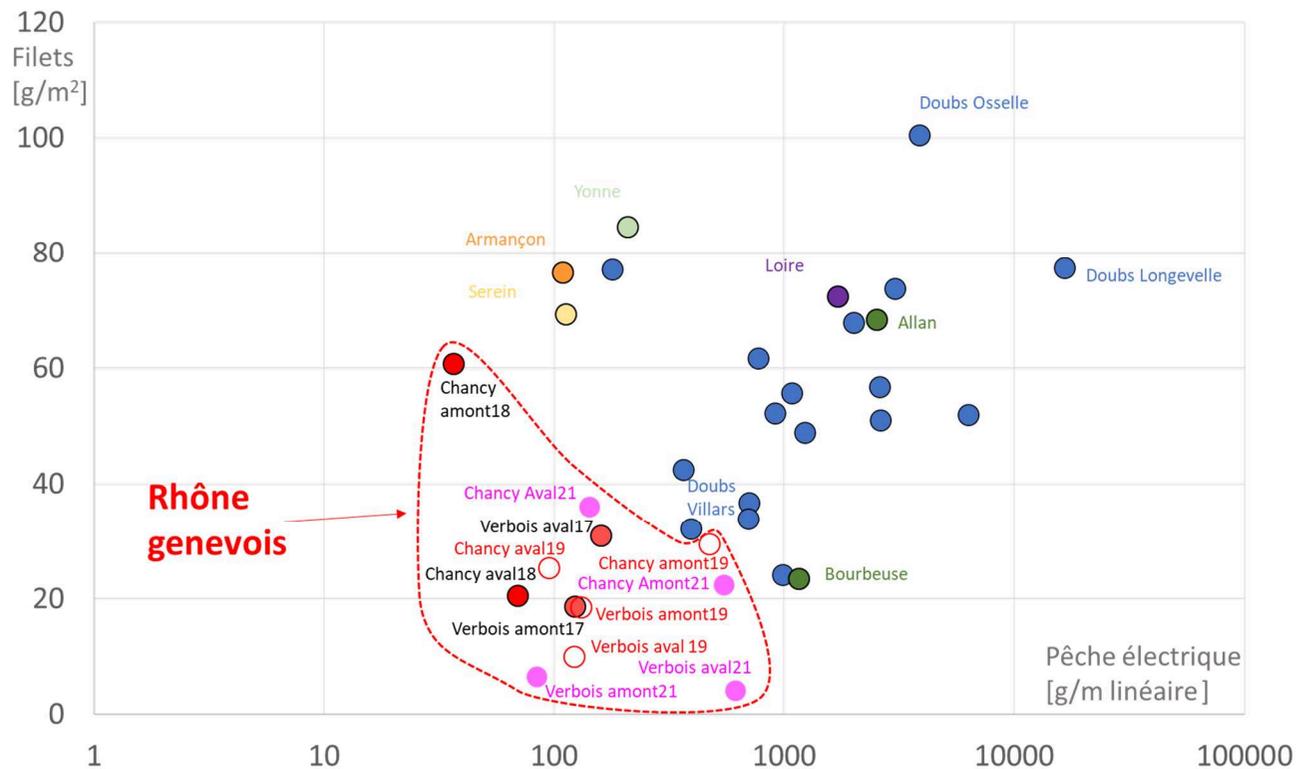


Figure 3.3 : Comparaison des rendements de pêche (CPUE) d'espèces indigènes et typiques de la zone à barbeau obtenus à l'aide des pêches aux filets sur le Rhône genevois avec ceux observés sur d'autres cours d'eau de grande taille français.

En fonction du type de stations, la part d'espèces rhéophiles est toujours plus élevée dans les secteurs d'eau courante (Verbois amont et Chancy amont) que dans les remous des barrages (Verbois aval et Chancy aval).

Zone courante = espèces lotiques  
 Remous barrage = espèces lenticques

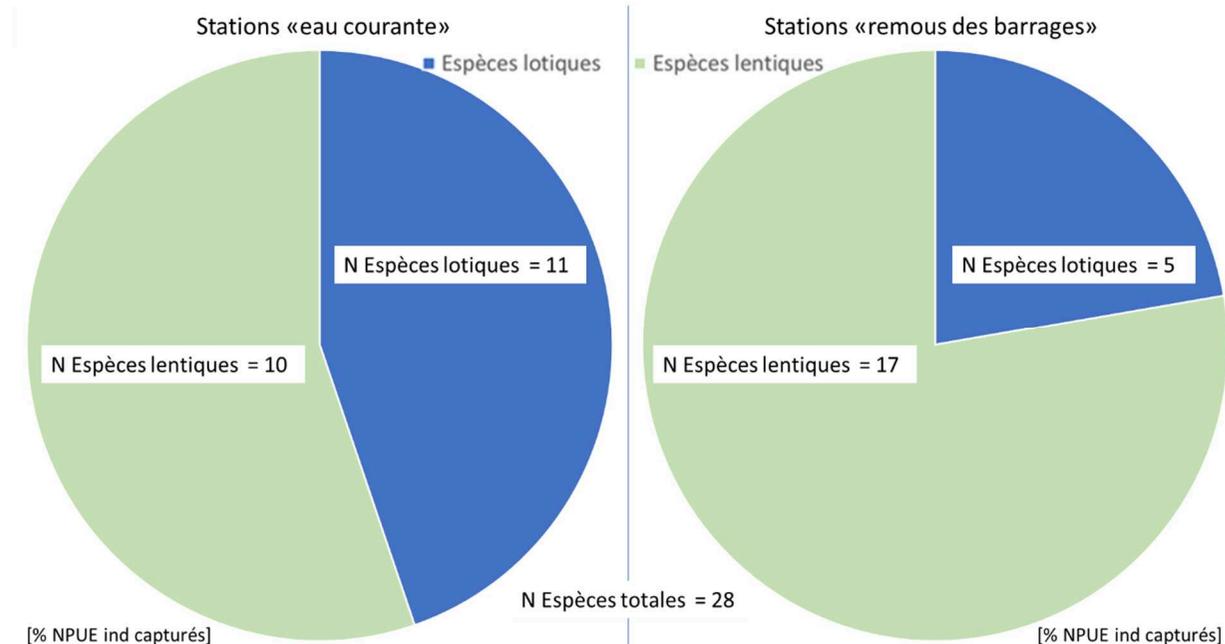


Figure 3.4 : Composition du peuplement de poissons en fonction du type de stations pêchées

En matière d'analyse typologique, il convient ainsi de concentrer les comparaisons sur les secteurs à eau courante. Il apparaît que globalement les peuplements du Rhône sont systématiquement fortement altérés par rapport aux potentiels attendus (Figure 3.5 & Figure 3.6). Cette perturbation demeure stable dans le temps. Le cœur résiduel des peuplements se compose de barbeau, goujon, chevesne pour ce qui concerne les espèces d'eau courante, et de gardon et de perche pour celles d'eau stagnante.

La plupart des poissons rhéophiles attendus sont soit absents soit en densité sporadique.

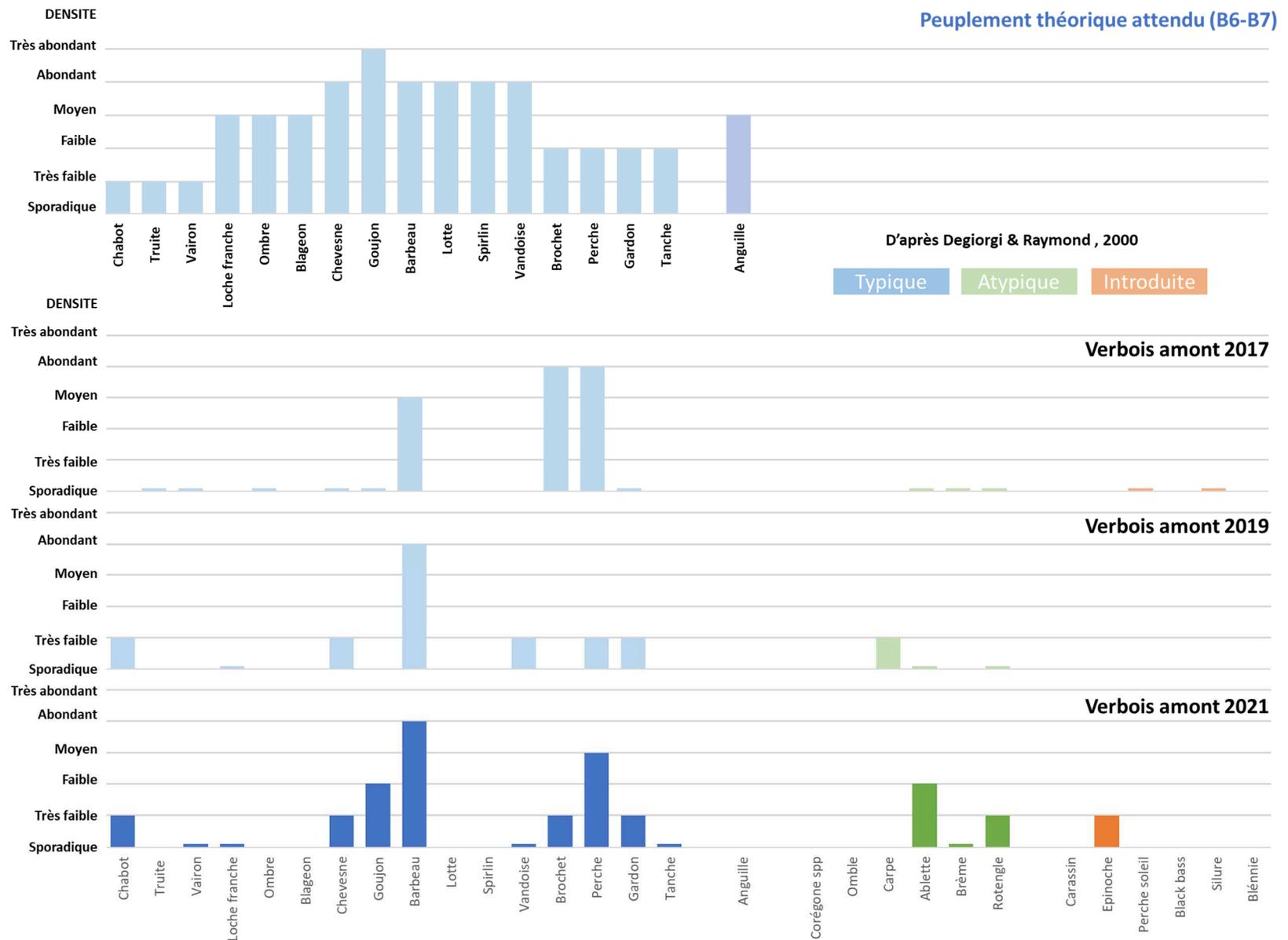


Figure 3.5 : Peuplement attendu en l'absence de perturbation versus situation observée sur le secteur d'eau courante Verbois Amont entre 2017 et 2021.

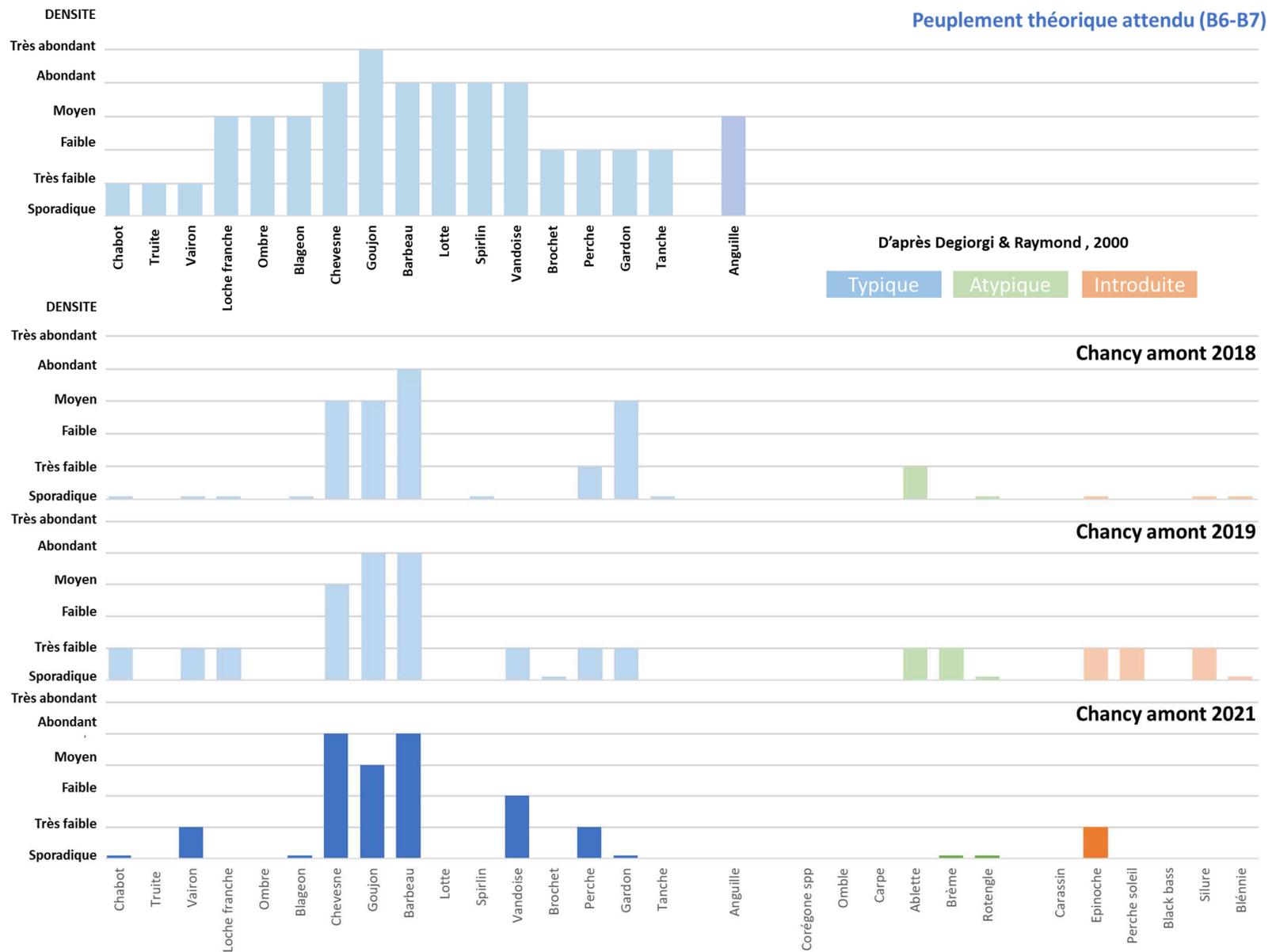


Figure 3.6 : Peuplement attendu en l'absence de perturbation versus situation observée sur le secteur d'eau courante Chancy Amont entre 2018 et 2021.

D'une manière étonnante, les opérations de purges des barrages intervenues en mai 2021 ne semblent pas avoir eu beaucoup d'impacts sur l'ichtyofaune. En effet, en comparant en données brutes, les densités numériques pêchées avant les vidanges (2019) avec les données juste après (2021) sur les quatre stations confondues, les différences observées ne permettent pas de révéler de pertes d'individus.

Purge =  
Moins de poissons au filet  
Plus en pêche électrique

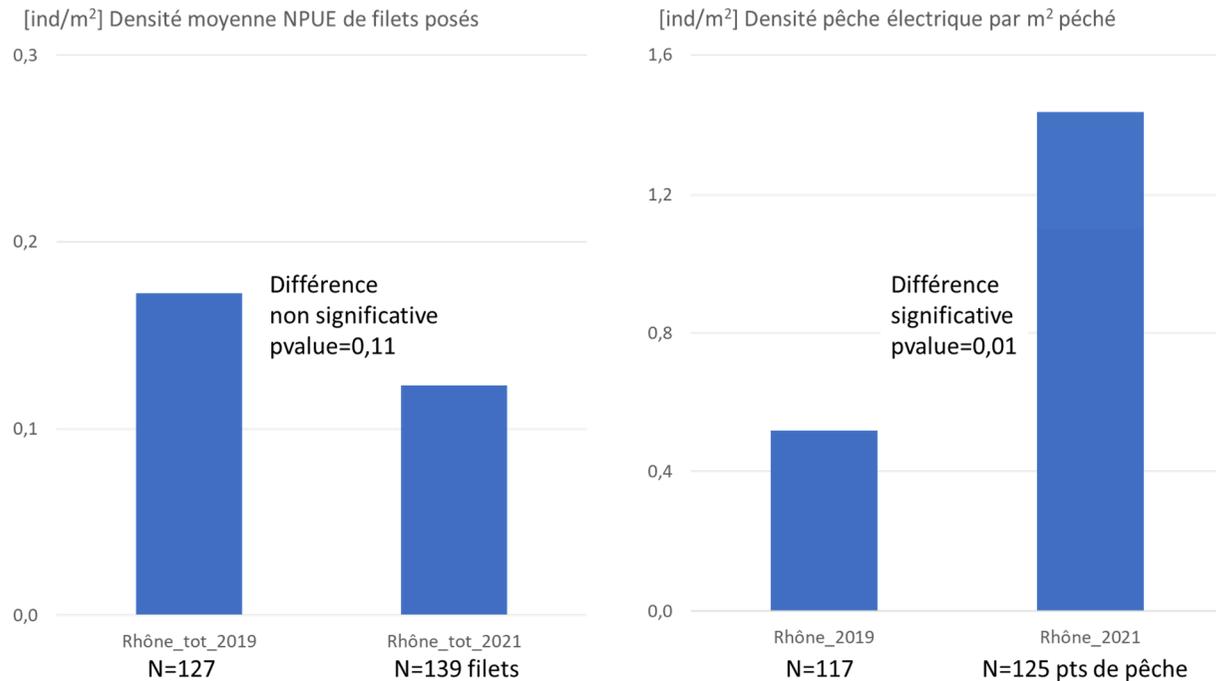


Figure 3.7 : Comparaison des densités pondérales capturées avant et après la vidange intervenue en mai 2021 sur les quatre stations confondues.

Les densités capturées sont identiques avant/après aux filets et plus de deux fois plus nombreuses en pêche électrique. Cependant, il est important de distinguer les tailles de captures des deux techniques : en moyenne les individus capturés pèsent 133 g. aux filets et seulement 23 g. en électropêche, soit 5 fois moins (Figure 3.8).

Filets = adultes

Pêche électrique = juvéniles

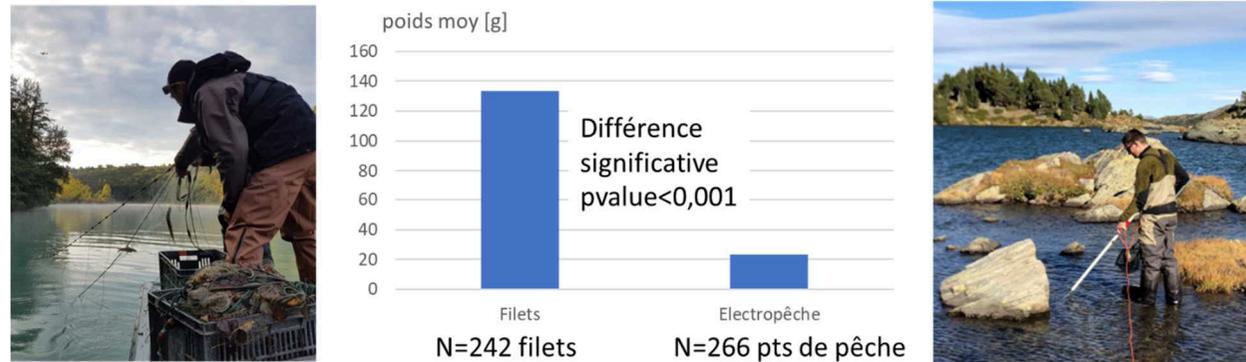
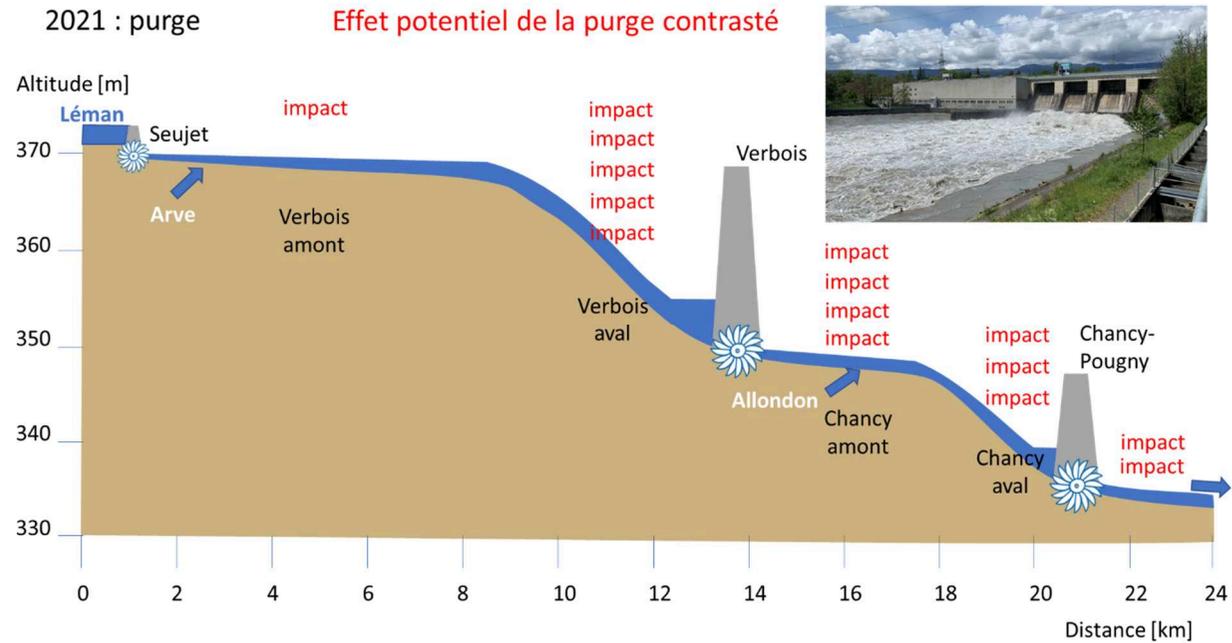


Figure 3.8 : Poids moyen [g] des poissons capturés aux filets et en pêche électrique sur les opérations 2019 et 2021 pour les quatre stations confondues.

En d’autres termes, aux filets se sont essentiellement des adultes qui sont capturés, alors qu’en pêche électrique, il s’agit de juvéniles. Les opérations de purge semblent donc avoir dopé la reproduction des poissons, alors que la plupart des adultes ne semblent pas avoir été affectés. Néanmoins, la qualité de la reproduction 2019 pourrait avoir été inférieure à celle de 2021.

Afin de détailler l’effet de la vidange, il convient de séparer les éléments par station. En réalité longitudinalement, l’impact des opérations de purges est différent d’une station à l’autre (Figure 3.9). En particulier, les différences de niveaux d’eau sur la station Verbois amont sont limitées, et elle ne reçoit pas la turbidité des eaux de fonds des barrages. Elle est donc celle qui endure un impact potentiel le plus faible. En revanche, autour du barrage de Verbois, les perturbations seront à leur paroxysme. Sur la station Verbois aval, le plan d’eau artificiel redevient rivière d’eau courante, et les stations Chancy amont et aval subissent de plein fouet la turbidité de la vidange. A noter que sur la station Chancy aval, la forme en S du méandre permet de créer des refuges hydrauliques mêmes à fort débit (Figure 3.10), ce qui n’est pas le cas sur les trois autres sites de pêche, qui sont rectilignes et à écoulement homogène.



Impacts contrastés de la purge sur les diverses stations

Figure 3.9 : Illustration des impacts potentiels des opérations de vidange sur les différentes stations.



Figure 3.10 : Illustration de la forme en S de la station Chancy aval (à gauche) permettant la présence de refuges hydrauliques lors des opérations de vidange (à droite).

En supprimant la station amont des résultats, les différences avant/après purge deviennent significatives pour les filets. Les adultes semblent donc également par endroit affectés.

Purge =  
Moins d'adultes  
Plus de juvéniles

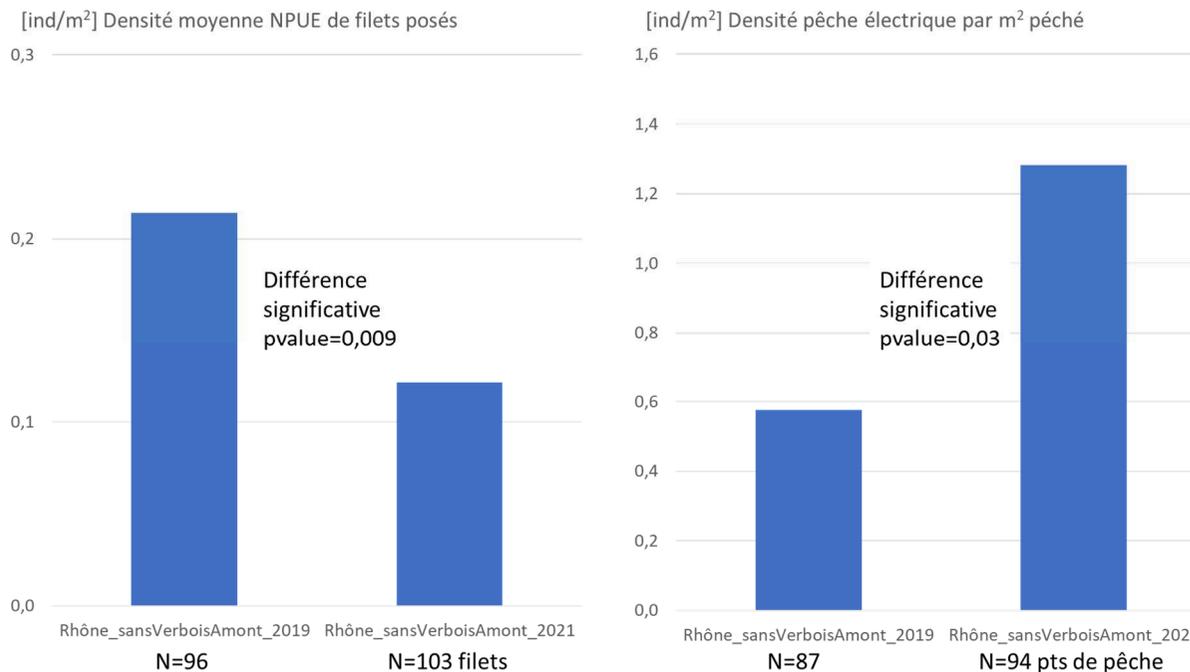


Figure 3.11 : Comparaison des densités pondérales capturées avant et après la vidange intervenue en mai 2021 sur les quatre stations confondues.

En particulier, la distinction de ces trois stations par espèce révèle que les densités cumulées (d'adultes) de gardon, d'ablette et de brème commune sont réduites de plus de 70% (Figure 3.12). A contrario, les densités (d'adultes) de chevesnes, de perches et de rotengles semblent être légèrement supérieures après vidange qu'avant.

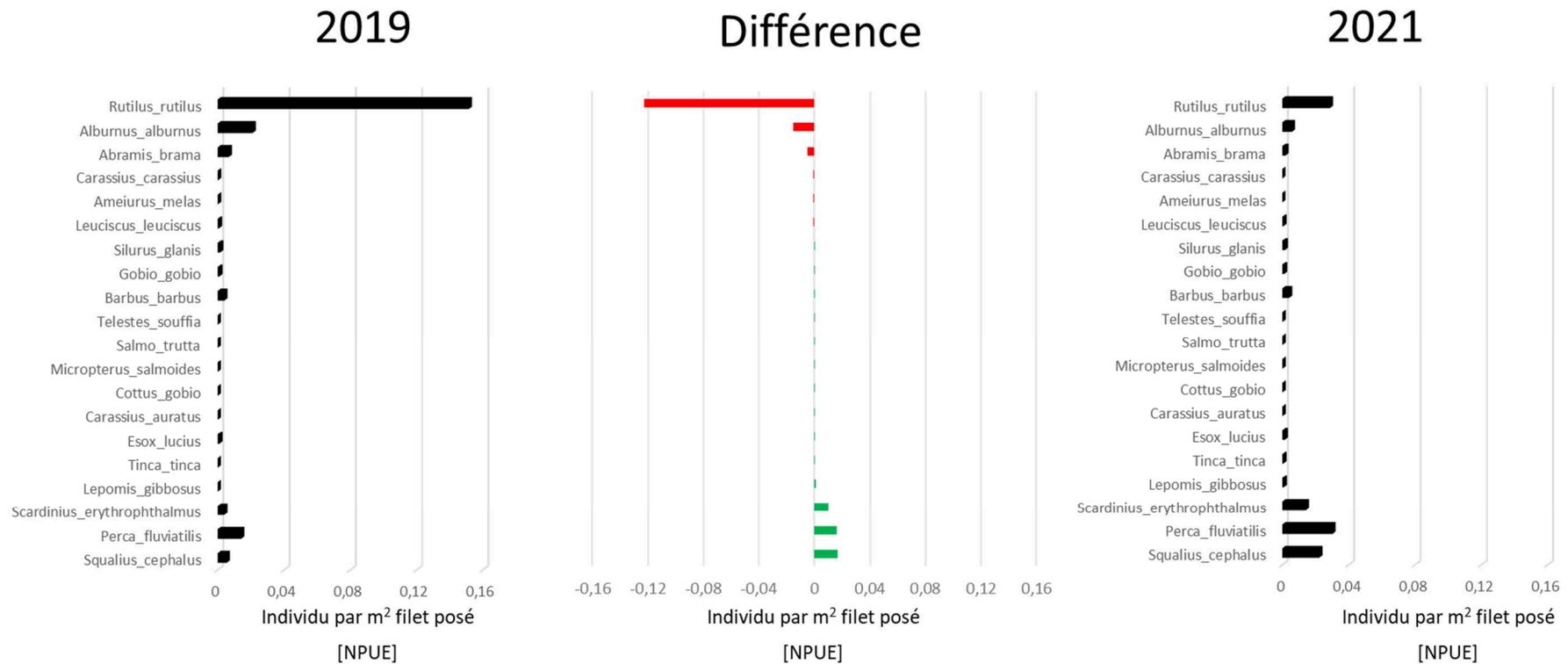


Figure 3.12 : Comparaison des densités numériques capturées aux filets avant et après la vidange intervenue en mai 2021 sur les trois stations les plus aval confondues.

Les résultats par pêche électrique mettent en évidence de très faibles réductions de densités numériques. La plupart des poissons juvéniles sont plus nombreux après vidange qu'avant. En particulier, l'accroissement des juvéniles de chevesne et de barbeau dépasse les 50% (Figure 3.13).

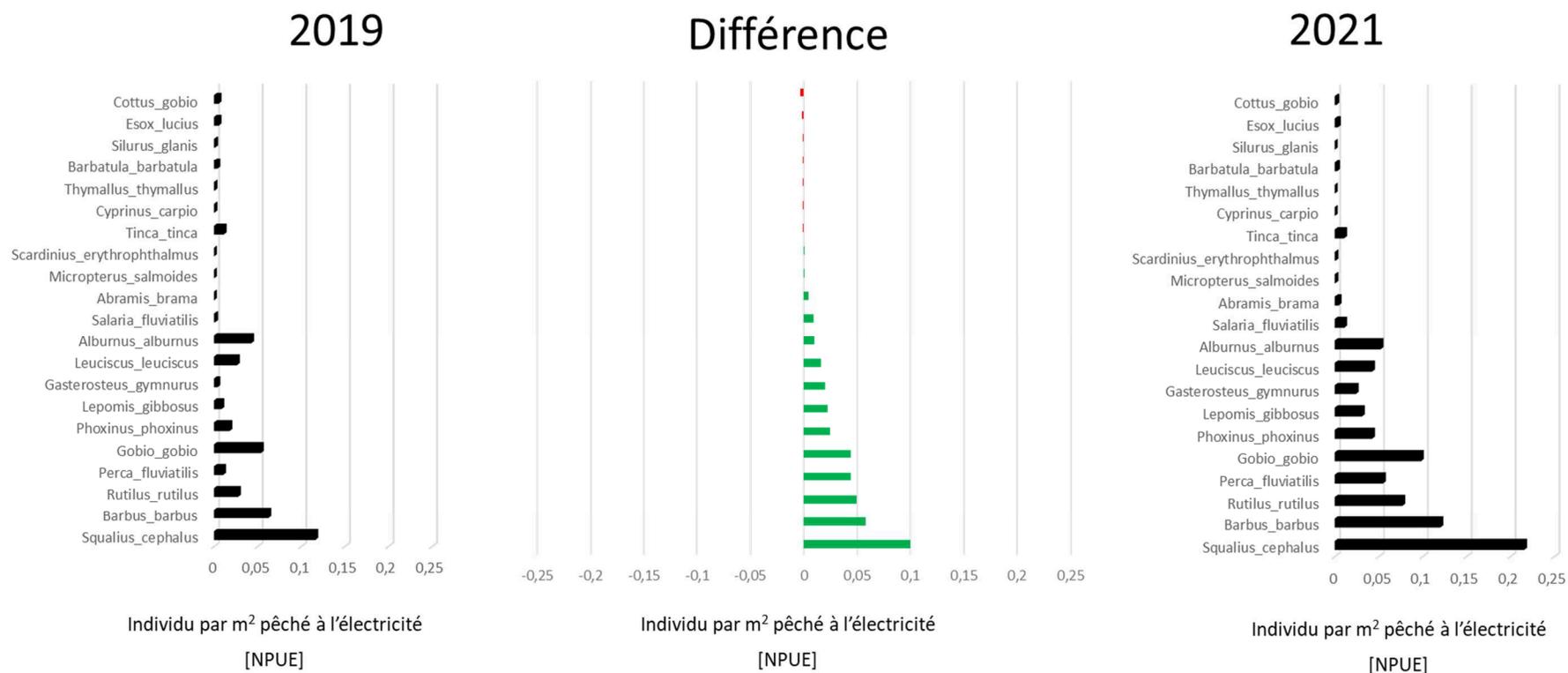


Figure 3.13 : Comparaison des densités numériques capturées en pêche électrique avant et après la vidange intervenue en mai 2021 sur les trois stations les plus aval confondues.

Enfin, en matière de structure de taille, une comparaison de la situation du gardon révèle que toutes les classes d’âges sont affectées par la vidange (Figure 3.14). A noter que les 0+ capturés en octobre 2021 n’ont pas subi la purge et sont issus de la reproduction printanière.

Purge =  
Toutes les classes d'âge affectées

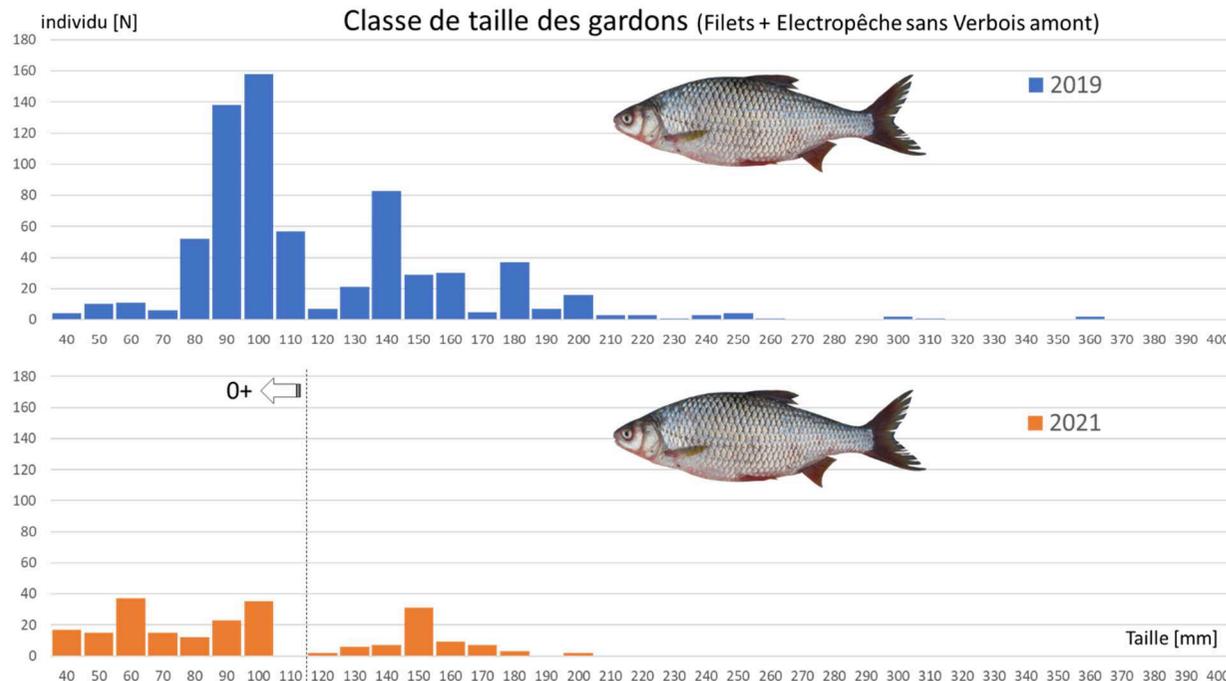


Figure 3.14 : Comparaison des structures de taille de capture du gardon avant et après les opérations de vidanges sur les trois stations les plus aval confondues.

En matière de récolte halieutique, l'évolution des données disponibles depuis les années 1980 est sans équivoque : dans les années 1980, 15'000 à 20'000 truites étaient capturées annuellement dans le Rhône par les pêcheurs. Depuis, la quantité des prises n'a cessé de diminuer pour stagner aux alentours de 500 individus/an.

En comparaison à l'échelle nationale et selon des données disponibles sur le site de la confédération ([www.fischereistatistik.ch](http://www.fischereistatistik.ch)), la baisse des captures de truites à Genève détonne nettement avec celle du reste de la Suisse. Un creux est réellement apparu depuis les années 90.

Récolte halieutique en chute libre depuis les années 90

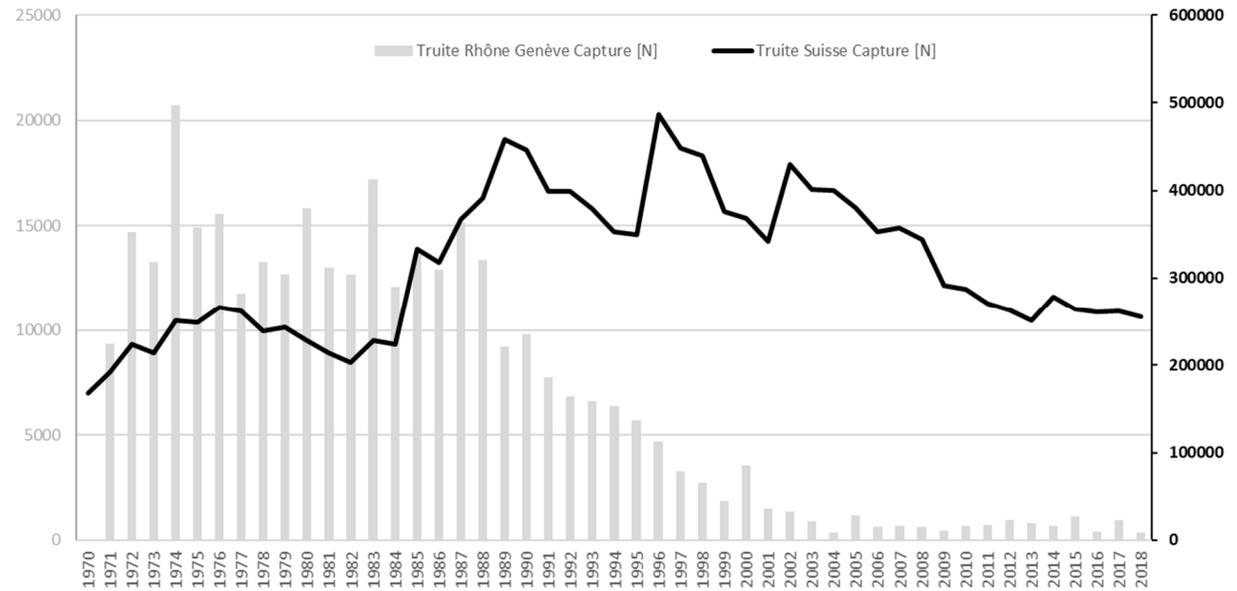


Figure 3.15 : Comparaison des statistiques de captures de truites sur le Rhône genevois avec celles disponibles pour l'ensemble de la Suisse (données Canton Genève et OFEV [www.fischereistatistik.ch](http://www.fischereistatistik.ch)).

Concernant les ombres, la tendance est similaire : 500 à 600 captures par an étaient déclarées dans les années 80 contre moins de 3 par an ces dernières années.

À l'heure actuelle, la capture d'une truite ou d'un ombre dans le Rhône est donc devenue anecdotique.

Enfin et pour rappel, le Projet Lac (Périal et al, 2012) avait révélé que la rade de Genève était l'efférence lacustre la moins poissonneuse du centre de l'Europe.

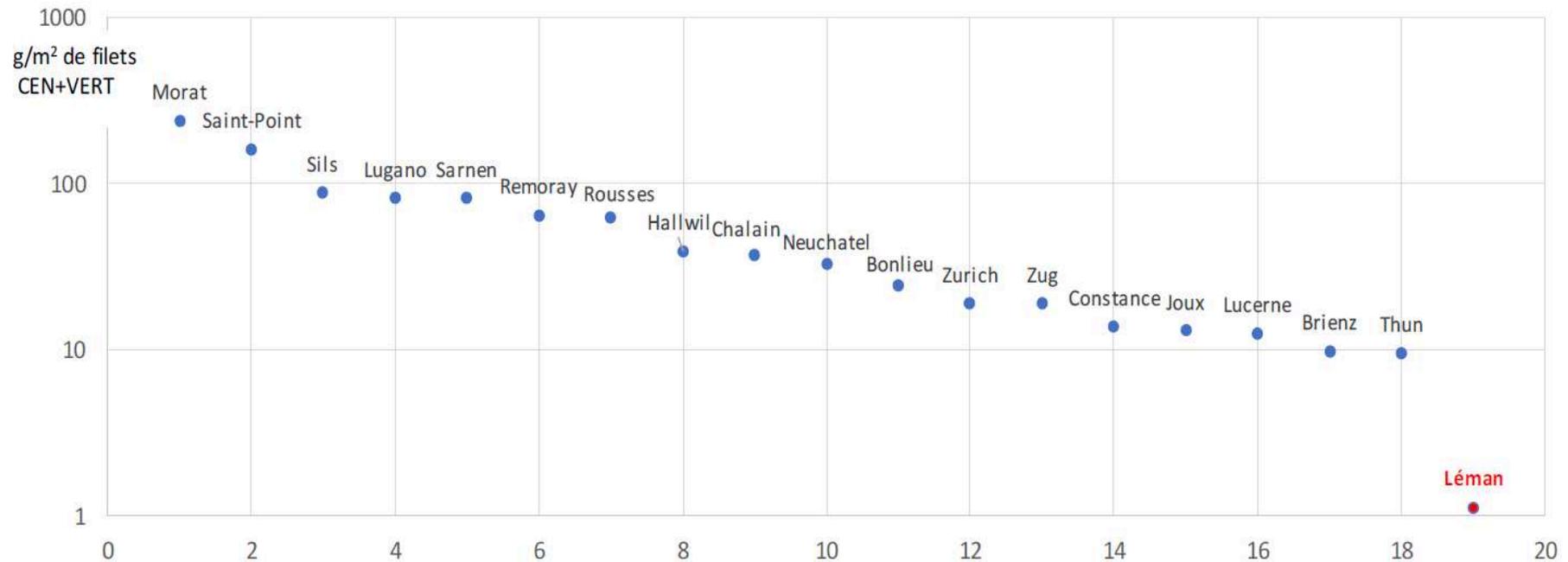


Figure 3.16 : Densité pisciaire observée à l'efférence des lacs échantillonnés aux filets (CEN+VERT) entre 2010 et 2015 par le Projet Lac (Données Projet lac). Attention, les filets sont différents de ceux utilisés en rivière, les unités et les valeurs ne sont donc pas comparables avec les autres figures.

### 3.3 Bilan des enseignements

Le peuplement pisciaire du Rhône genevois peut être considéré en mauvais état de conservation. Globalement, il apparaît que :

- Par rapport à des cours d'eau similaires, les biomasses observées sont largement déficitaires sur l'ensemble des stations, même trois ans après une purge sédimentaire.
- Les seules espèces d'eau courante présentant des populations *a priori* pérennes sont le barbeau, le goujon et le chevesne. Les autres espèces rhéophiles typiques ne sont présentes que de façon purement sporadique.
- La perche et le gardon constituent également une bonne part des peuplements, notamment dans le remous des barrages.
- Quelques espèces allochtones sont présentes, mais en très faible densité.
- La capture de salmonidés par la pêche de loisir est devenue anecdotique. La baisse a été drastique dès les années 90.
- Les purges sédimentaires récurrentes affectent essentiellement les adultes de gardon, d'ablette et de brème dominant le peuplement ichtyologique des remous des barrages. En revanche, en 2021, les opérations de vidange semblent avoir dopé la présence de juvénile de chevesne et de barbeau sur l'ensemble du linéaire.
- Presque toutes les espèces mentionnées dans la littérature ont été retrouvées. Seules la lotte et l'anguille manquent à l'appel.

*Richesse spécifique originelle  
presque encore présente...*

*La plus mauvaise zone à  
barbeau et efférence lacustre  
jamais pêchée*

Ainsi, le Rhône genevois est l'un des grands cours d'eau au centre de l'Europe possédant la plus faible densité de poissons jamais observée. Les purges sédimentaires récurrentes affectent les peuplements des retenues, mais ne doivent pas être considérées comme seules responsables des déficits constatés. Cependant, les potentiels restauratoires demeurent. En effet, la quasi-totalité des espèces typiques décrites par la littérature a été répertoriée. Il convient donc de circonscrire les dysfonctionnements et de proposer des solutions d'assainissement hiérarchisées pour espérer que le Rhône genevois redevienne un site halieutique prisé, comme c'était le cas dans un passé proche.

## 4 Perturbations potentielles

### 4.1 Qualité de l'eau et des sédiments

Selon Wildi et al (2006), les fonds de la retenue de Verbois étaient par endroits à considérer comme « site contaminé » avant les dernières vidanges. Les sédiments contenaient trop de métaux lourds, de HAP et de PCB. Toutefois et en plus de l'arrivée de la STEP d'Aire en amont de Verbois ainsi que des rejets liés à l'agglomération de Genève, force est de constater que les résultats plus récents des analyses de qualité d'eau réalisées par les Services cantonaux sur le Rhône demeurent bons, voire très bons (DIEA 2011 & 2020, GREBE 2014).

*Qualité d'eau compatible.*

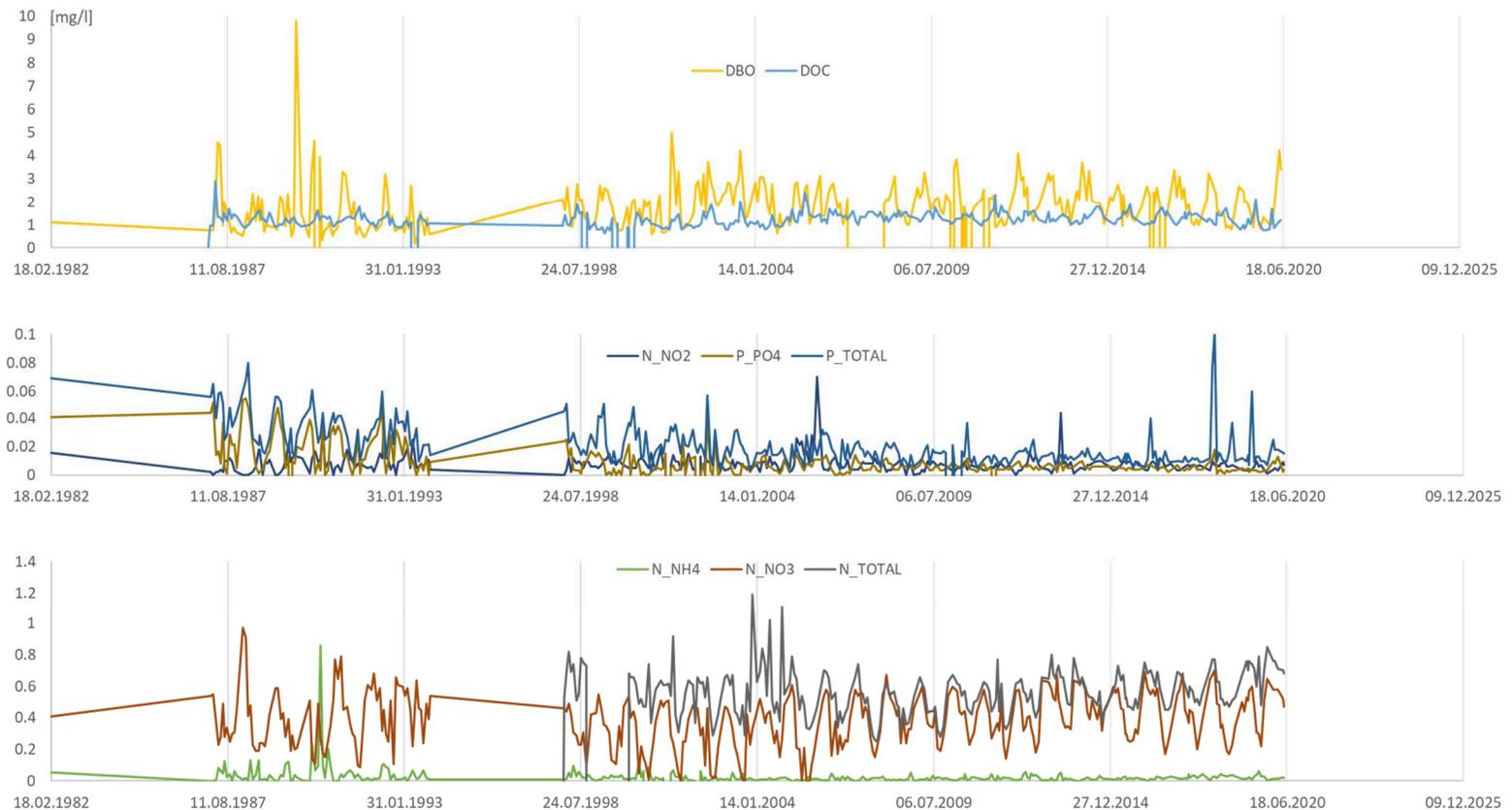


Figure 4.1 : Evolution de la qualité d'eau du Rhône depuis 1982 (données Etat de Genève).

La dilution des pollutions semble donc suffisante pour assurer une qualité d'eau compatible avec les espèces de poissons indigènes attendues sur le site. Pour preuve, le blageon, l'ombre ou le chabot, espèces typiques réputées les plus sensibles, ont été observés. Ainsi, bien qu'elle ne soit pas toujours exemplaire, la qualité de l'eau ne peut pas expliquer à elle seule les graves déficits constatés.

*Qualité benthique moyenne à mauvaise.*

Cependant, les analyses de macroinvertébrés benthiques (Figure 4.2) n'ont jamais été optimales, toujours inférieures à 16/20 depuis les années 60 (Perfetta 2006) et se sont récemment encore dégradées variant entre 6 à 10/20 en février 2020 (données Etat de Genève).

Il serait donc utile au diagnostic écologique de mener des analyses complémentaires sur les teneurs en oxygène de la colonne d'eau des retenues, d'établir un profil thermique en fonction de l'exploitation hydroélectrique, de rechercher d'éventuels contaminants dans les sédiments, etc. afin de déterminer plus précisément d'éventuels dysfonctionnements qui pourraient expliquer une part des déficits constatés.



Figure 4.2 : Evolution de la qualité de la macrofaune benthique du Rhône genevois (note IBG /20) depuis 1962 (données Etat de Genève et Perfetta 2006).

## 4.2 Température de l'eau

Les métabolismes thermiques du Rhône et de l'Arve demeurent stables depuis les années 80. En moyenne, aucune tendance nette au réchauffement ne peut être observée et les gammes thermiques sont compatibles avec la typologie et les espèces d'eau courante typiques susceptibles d'être présentes.

*Températures stables.*

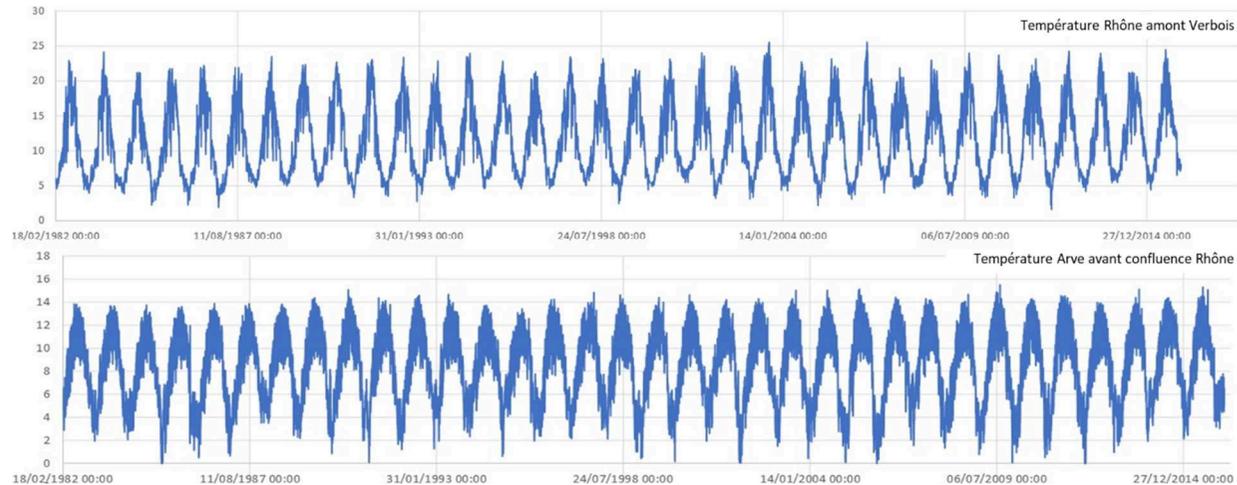


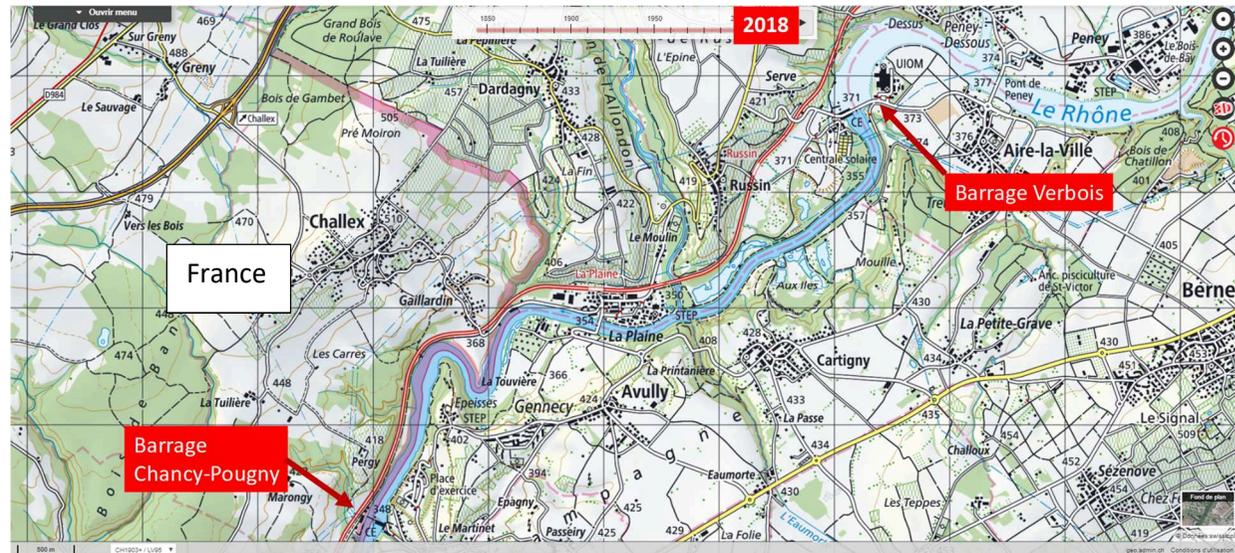
Figure 4.3 : Evolution de la température du Rhône (en haut) et de l'Arve (en bas) depuis 1982.

## 4.3 Qualité de l'habitat

La comparaison des cartes nationales met en évidence que deux importants changements sont intervenus au fil du temps : la mise en service du barrage de Chancy-Pougny en 1924 et de celui de Verbois en 1942 avec la chenalisation du cours d'eau en aval (Figure 4.4). Les tresses et les îlots, caractéristiques d'une rivière alpine tumultueuse à zone alluviale dynamique, ont disparu et le fleuve a été canalisé. Le piégeage du transport solide dans le remous de la retenue de Verbois et la mise au droit du cours d'eau expliquent la disparition de ces figures alluviales. La morphologie du Rhône a donc été lourdement affectée par les aménagements liés à l'exploitation hydroélectrique et aux corrections fluviales réalisées en parallèle.

*De fortes perturbations dès 1924.*

	Mise en service
Chancy-Pougny	1924
Verbois	1942
Seujet	1987



*Nombreuses tresses et bras multiples méandriformes.*

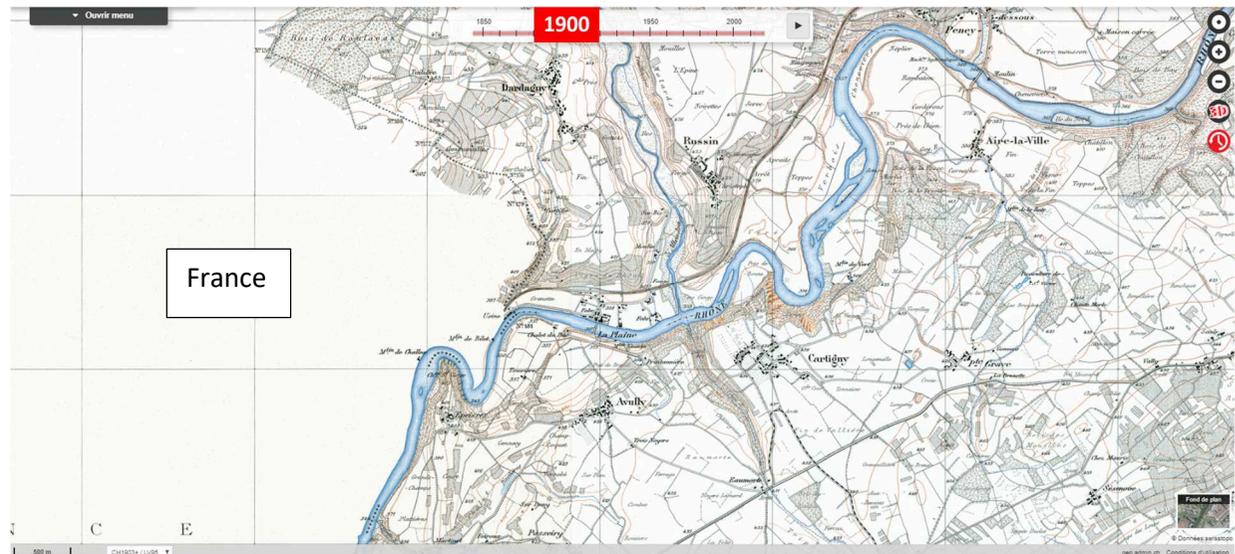


Figure 4.4 : Evolution de la morphologie du Rhône sur le tronçon considéré lors des derniers siècles.

*Changements morphologiques spectaculaires.*

Dans le détail, les changements de morphologie en amont de la confluence de l'Allondon sont particulièrement spectaculaires. Le Rhône perd plus de 1600 m de linéaire. Tous les îles et bras secondaires sont supprimés et le lit d'étiage est transformé en chenal d'évacuation des eaux de turbinage du barrage de Verbois.

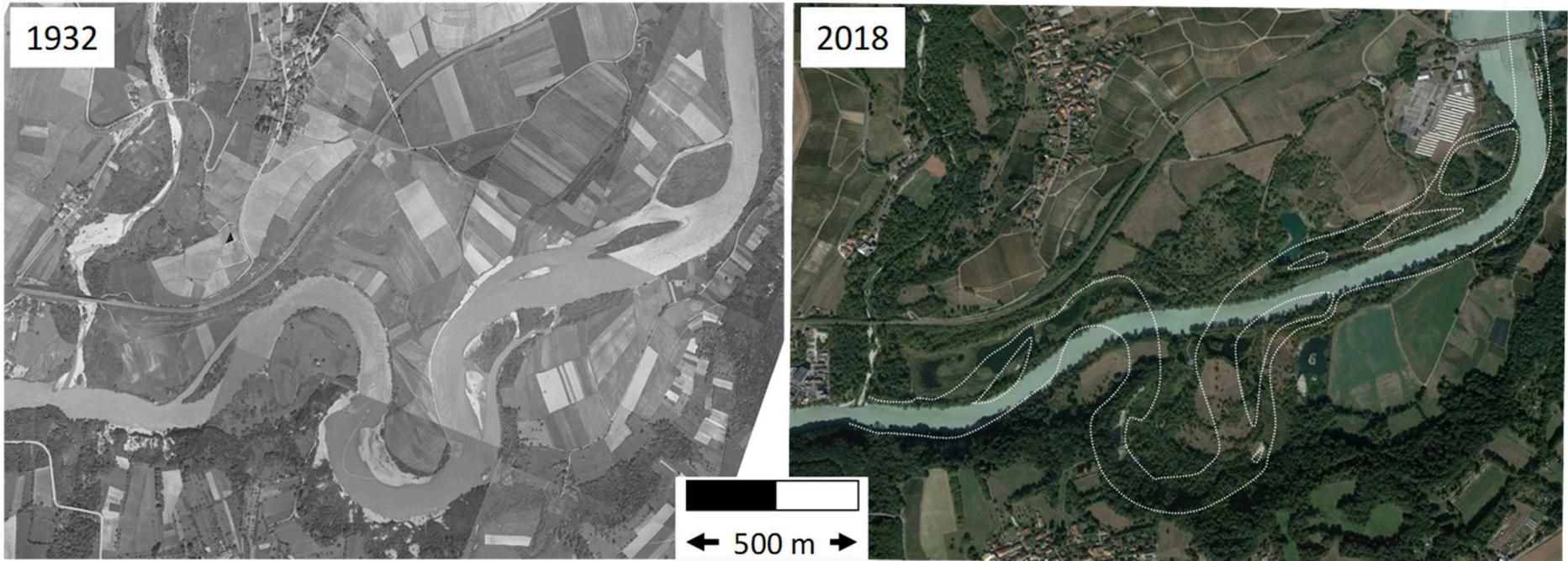


Figure 4.5 : Evolution de la morphologie de la station aval avant/ après le barrage de Verbois

En amont, entre la jonction de l'Arve et Verbois, des curages récurrents et un aménagement du chenal pour le rendre navigable sont à l'origine de la disparition de tout haut fond au centre du chenal.

En outre, depuis la mise en service du barrage de Verbois, des vidanges-chasses et abaissements du niveau d'eau sont organisés régulièrement pour purger le dépôt de sédiments fins apportés par l'Arve et accumulés dans le fond de la retenue. Le tronçon de Chancy-Pougny

en aval reçoit donc des eaux hautement chargées en farine glaciaire délétère à la faune aquatique.

*Des vidanges-chasses récurrentes.*



Figure 4.6 : Illustration du Rhône lors des vidanges-chasses

Au fil du temps, le Rhône a donc perdu de son linéaire, a été partiellement transformé en plan d'eau, et est régulièrement curé et purgé. De rivière méandriforme multi bras tumultueuse, il a été transformé en chenal monotone avec faible hétérogénéité d'écoulement. Le transport solide est hautement perturbé par cette situation hydromorphologique artificielle. Les galets-graviers sont bloqués en amont du barrage de Verbois et la farine glaciaire nappe quasiment l'ensemble des fonds.

Les cartographies réalisées des stations confirment cette situation, les substrats à haute capacité d'accueil (branchages, blocs, galets, graviers) sont minoritaires par rapport aux sédiments fins et aux profonds couverts de farine glaciaire.

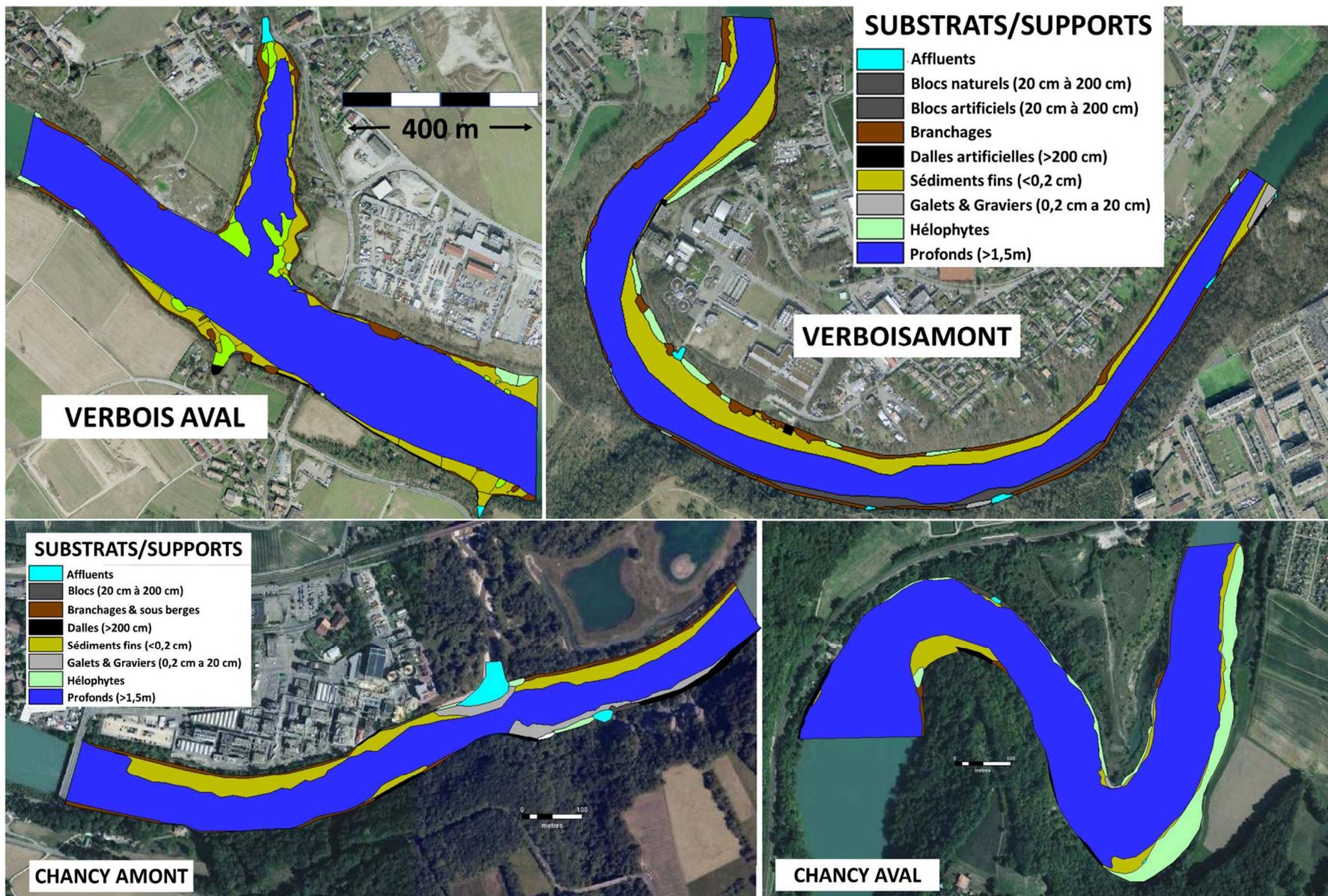


Figure 4.7 : Carte des substrats/supports des stations d'inventaire (changements négligeables entre 2017 et 2021)

Les données par électropêche indiquent également que la plus haute diversité et de densité de poissons se trouvent sur les substrats/supports biogènes devenus malheureusement minoritaires (Figure 4.8). L'impact de la transformation des habitats du Rhône est donc réel : la plupart des fonds présents sont peu attractifs pour la faune car monotones et couverts de farine glaciale. Les poissons trouvent ainsi refuge en bordure dans les quelques îlots d'habitats originels relictuels.

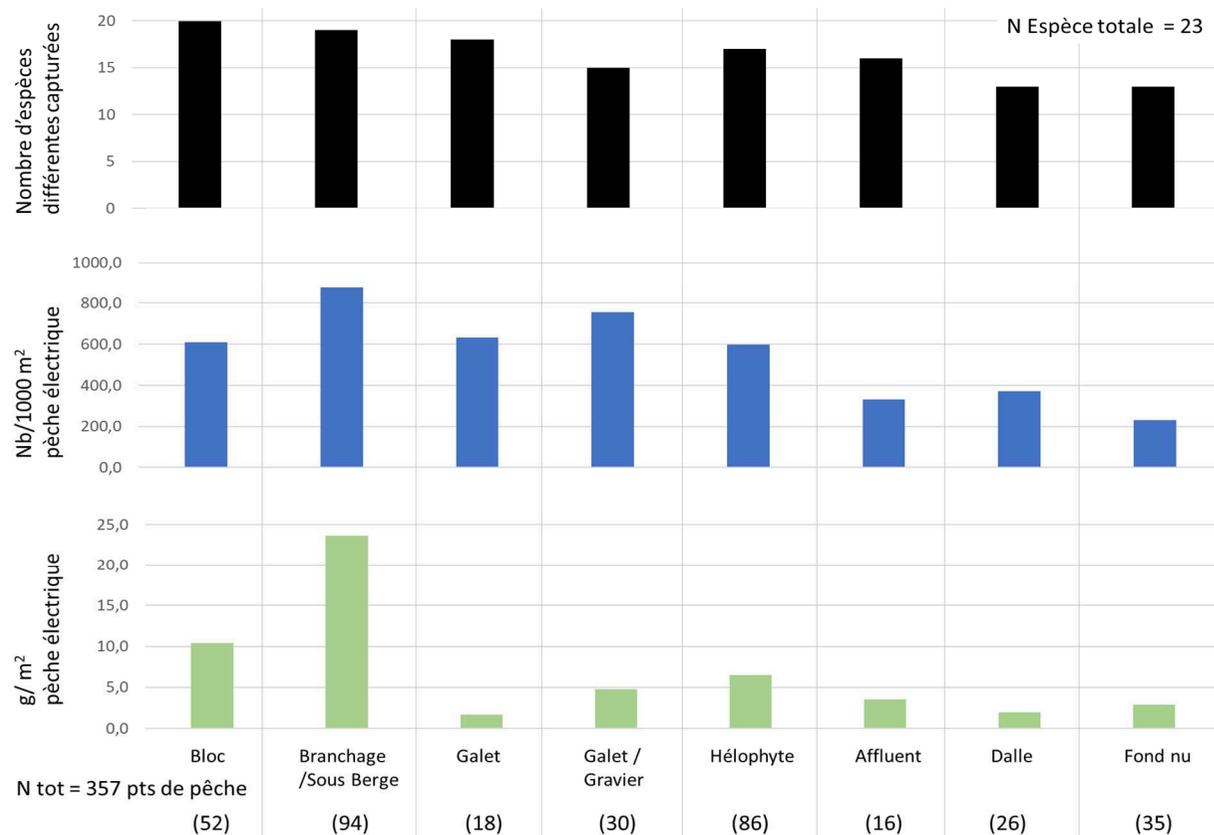


Figure 4.8 : Diversité et densité des captures moyennes réalisées à l'électropêche par type de substrats/supports, toutes stations et campagnes cumulées.

#### 4.4 Exploitation de la force hydraulique

L'exploitation de la force hydraulique du Rhône est très ancienne. Forel (1892) explique que l'artificialisation du niveau du lac Léman et par la même occasion du débit du Rhône a débuté au 18<sup>ème</sup> siècle à la suite de l'édification des digues et barrages de Genève, qui sont devenus à partir de 1987 le barrage du Seujet. Le barrage de Chancy-Pougny a été édifié en 1924 et celui de Verbois en 1942. Depuis longtemps, le niveau du lac Léman et le débit du Rhône sont ainsi modifiés par l'homme pour ses besoins en énergie.

De plus, l'exploitation hydroélectrique du Rhône n'est pas au fil de l'eau. En fonction des débits d'entrée, du niveau du lac Léman et de la demande d'énergie, les centrales adaptent leur production. Des phénomènes d'éclusées et des variations de vitesse de courant peuvent donc être observés journalièrement en aval de chaque restitution.

De fortes éclusées



Figure 4.9 : Marnage journalier en amont et en aval du barrage du Seujet en 2016 (extrait de GREN 2017)

Cette situation semble s'être aggravée depuis la construction du barrage du Seujet en 1987. En effet, selon les données des rapports de l'Eawag (Müller et al 1986 à 1998), les différences journalières de niveau d'eau provoquées par l'exploitation hydroélectrique de l'époque ne dépassaient que rarement 50 cm alors qu'actuellement elles sont très souvent au-delà de cette valeur pour atteindre jusqu'à 1,5 m. L'amplitude du marnage aurait donc été très amplifiée après la mise en place du Seujet.

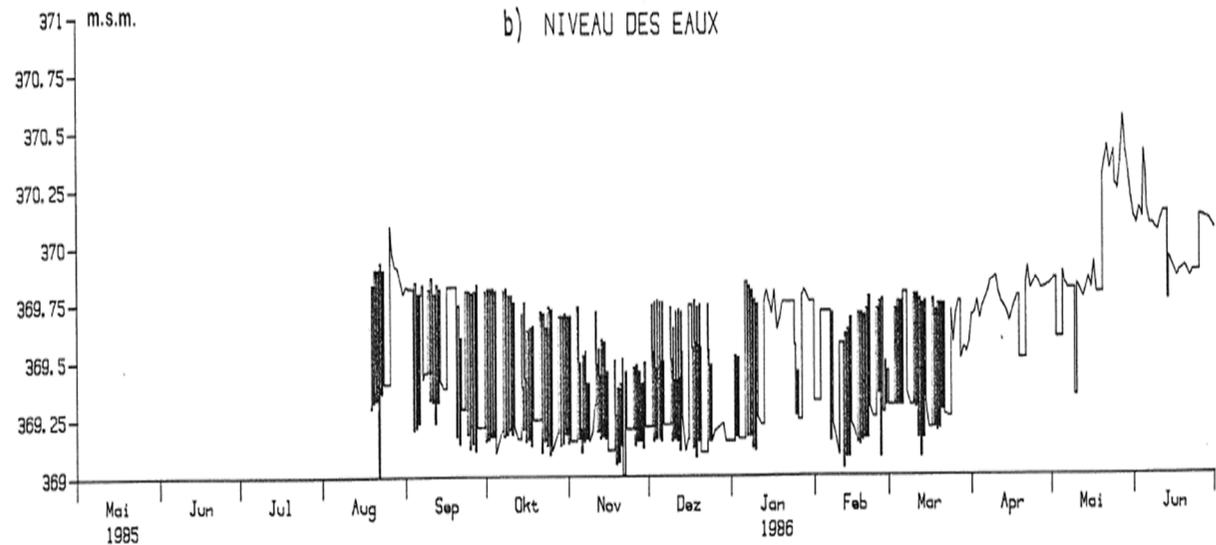


Figure 4.10 : Marnage journalier intervenant avant la mise en place de la centrale hydro-électrique du Seujet (extrait de Müller et al 1986)

Une analyse plus fine et plus complète des données de débits disponibles à l'OFEV et des conséquences sur les habitats de bordure de ces marnages récurrents devrait toutefois être menée pour déterminer l'impact éventuel que ce changement d'exploitation a provoqué sur la faune et la flore du Rhône. Un traitement statistique standardisé permettant d'estimer objectivement le degré de perturbation du régime hydrologique au fil du temps serait à préconiser. La méthode développée par D. Courret à Toulouse est à suggérer (Courret, 2016).

### 4.5 Gestion halieutique

Depuis Forel et jusqu'à nos jours, l'homme n'a cessé de repoissonner le Léman et les rivières genevoises de toute sorte de poissons. D'abord tests d'acclimatation de « nouvelles » espèces, ces déversements se sont petit à petit concentrés sur un repeuplement de compensation visant à augmenter les rendements de la pêche. Dès le milieu du 20<sup>ème</sup> siècle, des truites surdensitaires âgées de plus de 1 an ont été mises à l'eau en compagnie de juvéniles de diverses espèces recherchées par la pêche. Cette activité a pour but de soutenir l'intérêt halieutique du Rhône.

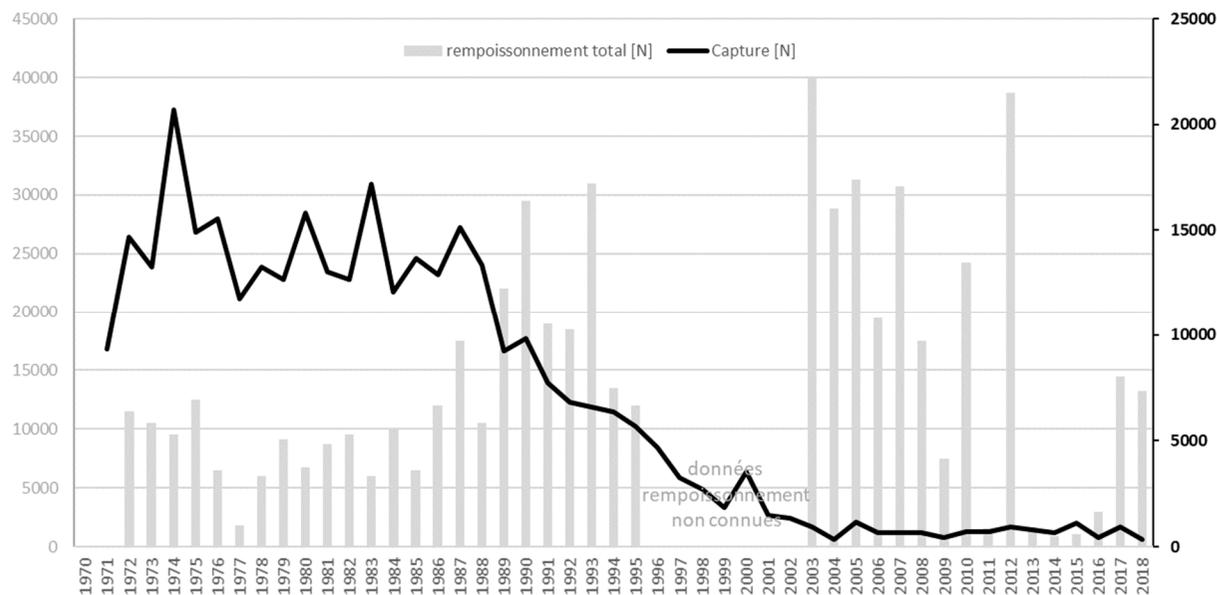


Figure 4.11 : Repoiçonnement en truite réalisé dans le Rhône genevois comparé aux statistiques de captures des pêcheurs (Données Etat de Genève).

Néanmoins malgré l'accroissement des individus déversés, l'effondrement des captures de salmonidés s'est poursuivi. A tel point que l'intérêt de poursuivre le repoiçonnement en salmonidés est à remettre en question.

Le fleuve semble être devenu hostile non seulement à la survie des truites repeuplés, mais également aux individus sauvages qui dévalent des tributaires et du lac.

Les changements de législation et/ou de pression de pêche au fil des époques ne permettent donc pas d'expliquer l'effondrement des captures intervenu depuis les années 90.

L'impact de la gestion halieutique sur la situation problématique de l'ichtyofaune du Rhône genevois est donc très relatif. Certes quelques taxons intéressants pour les pêcheurs sont apparus (black-bass, silure, etc.), mais leur densité demeure confidentielle.

#### 4.6 Bilan des causes de perturbation

La dégradation extrême de l'état de santé écologique du Rhône genevois n'est donc pas récente. La dégringolade des captures de salmonidés a débuté dans les années 70, s'est poursuivie dans les années 80 et 90 pour atteindre un plateau extrêmement bas dans les années 2000 qui se maintient jusqu'à nos jours.

Pourtant, la qualité d'eau et de la macrofaune benthique étaient comparables il y a 40-50 ans à celles en cours actuellement. Aucun réchauffement des eaux spectaculaire ne peut être observé. Les barrages de Verbois et de Chancy-Pougny étaient déjà là avec leurs purges sédimentaires récurrentes intervenant tous les 3 à 5 ans. Et les transformations morphologiques du fleuve étaient pour la plupart déjà réalisées.

Enfin, les rempoissonnements n'étaient pas foncièrement différents, voire moins intensifs. En revanche, les pêcheurs, vraisemblablement découragés devant la fréquence des bredouilles, doivent désormais être moins nombreux.

*Causes de l'appauvrissement pisciaire non élucidées.*

Les causes réelles ayant provoqué l'appauvrissement pisciaire constaté ne sont donc pas complètement élucidées.

Les purges récurrentes ne peuvent pas être accusées seules. Lors de ces manipulations d'exploitation hydroélectrique qui concernent tous les barrages, le Léman et les affluents (Arve, Allondon, etc.) doivent vraisemblablement jouer un rôle de refuge salutaire. En particulier, les juvéniles nés après les opérations doivent recoloniser petit à petit le fleuve, expliquant les plus fortes densités observées en bordure post opération. Pour les adultes des cyprinidés des retenues en revanche, la vidange les aura fait dévaler jusqu'à 70 %, et il faudra attendre 2 à 3 ans pour que le stock se reconstitue. Mais globalement, le peuplement d'eau courante typique indigène déficitaire avant la purge le demeure après.

Malgré tout historiquement, une corrélation nette apparaît entre la mise en place du barrage du Seujet, construit en 1987 pour être mis en service en 1994, et la chute des captures de salmonidés constatée depuis cette période (GREN 2017).

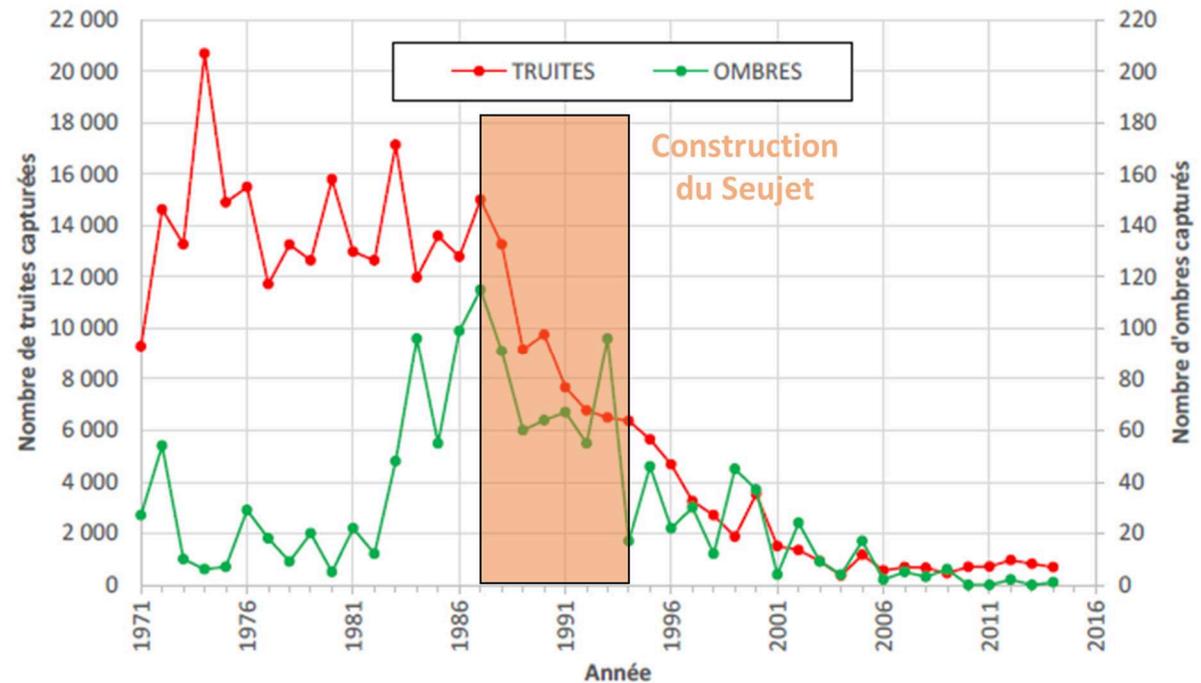


Figure 4.12 : Corrélation entre la construction du barrage du Seujet et les statistiques de captures des salmonidés dans le Rhône genevois (adapté de GREN, 2017).

Un effet délétère du barrage sur la situation des peuplements de poisson peut ainsi être suspecté. Il était par ailleurs déjà signalé à l’époque par l’EAWAG (Müller et al, 1991).

### 5.2.2 Rappel de l'évolution de la situation piscicole

Dans un premier temps, les impacts du chantier, et plus particulièrement la mise en place de la première enceinte, se sont traduits par une nette baisse des peuplements piscicoles sur le secteur BFM - Pont de Sous-Terre. Les espèces les plus touchées ont été les truites, les ombres, les goujons, les barbeaux et les chevaines. Certaines espèces ont pratiquement disparu du secteur.

Au cours de l'hiver 1988-1989, cette évolution s'est étendue à l'ensemble du parcours compris entre le Pont de la Machine et la Jonction et la structure du peuplement piscicole s'est dégradée sur la totalité du Rhône urbain.

A partir du printemps 1989, les phénomènes d'érosion et de sédimentation s'étant stabilisés, les espèces ont pu recoloniser le secteur. En octobre 1989, mis à part une carence dans le stock de truites, la structure du peuplement piscicole est à nouveau normale - la plupart des espèces sont présentes en quantité "habituelle".

Malgré la mise en place de la seconde enceinte, cette tendance à la normalisation se confirme en 1990 mais le peuplement de truites ne s'est toujours pas reconstitué depuis son effondrement en automne 1988. Cette diminution du stock de truites constitue la modification du peuplement piscicole la plus importante constatée depuis le début du chantier du Seujet.

*Figure 4.13 : Extrait du rapport de l'EAWAG en 1991 dénonçant l'effondrement de la population de truite du Rhône à la suite du début de l'édification du barrage (Extrait de Müller et al, 1991).*

Néanmoins, les connaissances actuelles ne sont pas suffisantes pour affirmer que l'impact du fonctionnement de ce barrage explique à lui seul l'importance de la dégradation des capacités salmonicoles du Rhône genevois. Nous ne sommes pas en mesure de savoir si c'est la destruction des zones de fraie, l'augmentation de l'amplitude des marnages, la perturbation de la circulation des poissons du Rhône au Léman ou/et d'éventuelles contaminations toxiques qui expliquent cette situation et son évolution.

La hiérarchisation des causes de l'altération des peuplements piscicoles est d'autant plus délicate que le rendement halieutique des principaux affluents, l'Arve et l'Allondon, a suivi la même évolution décalée dans le temps alors qu'ils ne sont ni l'un ni l'autre soumis à une exploitation hydroélectrique comparable. Il est donc aussi nécessaire de rechercher si les causes de la dégradation des grands cours d'eau genevois sont reliées ou si des facteurs concomitants ont agi en parallèle.

Nonobstant, l'augmentation des éclusées issues du barrage du Seujet en période estivale chaude constitue l'hypothèse favorite pouvant expliquer la disparition quasi totale des salmonidés du Rhône. En effet, la sortie du Léman dépasse parfois les 25°C alors que l'Arve n'atteint pas les 16 °C. Originellement et en condition de débits non perturbée, la fraîcheur de l'Arve couvrait les températures élevées en provenance du Léman et permettait de conserver une thermie compatible avec le maintien des salmonidés, comme en atteste leur présence avérée dans la littérature. En condition de débit affecté par des éclusées, l'apport d'eau à >25° C en provenance du Léman peut varier de 50 à 500 m<sup>3</sup> en moins d'une heure. Celui de l'Arve est stable à cette échelle de temps et se situe généralement entre 20 et 100 m<sup>3</sup> entre les mois de juillet et septembre (données OFEV station 2170). Dans des conditions particulières et momentanées, il est donc probable que le mélange des eaux de l'Arve ne suffise pas à réduire la thermie Rhône pour la rendre compatible à la survie des truites (températures létales 24-25 °C) et des ombres (températures létales 25-26 °C). La mise en place du régime à éclusées actuel du Rhône lors de la réfection du barrage du Seujet entre 1987 et 1994 pourrait donc constituer une des causes de la diminution des salmonidés dans le fleuve. Cependant, pour le démontrer, un modèle hydraulique débit-température des deux cours d'eau se devrait d'être élaboré.

## 5 Synthèse et conclusion

A la sortie du lac Léman selon Forel, le Rhône était une zone à barbeau riche et diversifiée. L'Arve apportait une fraîcheur et un transport solide conséquent. Des truites, des ombres côtoyaient donc les cyprinidés d'eau vive qui devaient constituer l'essentiel du peuplement. Au total 17 espèces typiques étaient présentes.

Dès le Moyen-Âge, la force hydraulique du Rhône à Genève a été utilisée. Ensuite, le barrage de Chancy-Pougny a été mis en service en 1924 et celui de Verbois a été construit entre 1938 et 1942. Enfin, le barrage du Seujet a été modernisé à la sortie du lac Léman entre 1987 et 1994. Ces ouvrages hydroélectriques et leur exploitation ont totalement modifié le fonctionnement alluvial du fleuve. Il a été transformé soit en canal d'évacuation d'eau de turbinage, soit en plan d'eau artificiel, soit même en chenal navigable. De plus, son transport solide a été perturbé avec la retenue de Verbois, notamment.

L'endiguement, les marnages et la chenalisation du Rhône genevois ont banalisé et uniformisé ses mosaïques de faciès et d'habitats originellement attractives et diversifiées. Ces altérations physiques additionnées aux phénomènes d'éclusées et aux purges sédimentaires récurrentes suffisent à expliquer l'essentiel des déficits piscicoles constatés.

En effet, bien que non optimale, la qualité d'eau demeure compatible avec la plupart des exigences des espèces attendues. Aucun réchauffement problématique des eaux n'a pu être mis en évidence. Les causes principales de perturbation sont donc à rechercher dans l'exploitation hydroélectrique du fleuve. En particulier, la modernisation du barrage du Seujet dès 1987 semble avoir été particulièrement délétère. Les éclusées qu'il effectue en période caniculaire pourraient notamment expliquer la disparition des salmonidés du fleuve.

Une analyse plus fine de la situation de ce barrage, un modèle hydraulique débit-température et les conséquences de son exploitation sur le Rhône genevois et la rade de Genève sont toutefois nécessaires à comprendre et démontrer en détail les altérations provoquées par sa réfection à la fin des années 80.

Parallèlement, les causes de la baisse du rendement halieutique décalée dans le temps des principaux affluents du Rhône, Arve et Allondon, devraient également être déterminées. En effet, il apparaît opportun de savoir si cette perte d'intérêt halieutique est reliée à la dégradation du Rhône et/ou si des dysfonctionnements extérieurs sont intervenus.

Enfin, il serait opportun de réfléchir sur les possibilités d'amélioration de la morphologie du fleuve, afin que les potentiels biologiques résiduels puissent mieux s'exprimer. En particulier, sur quelques secteurs choisis, des refuges attractifs et durables pour la faune aquatique pourraient être aménagés. Ils contribueraient à redorer le blason du Rhône genevois, qui constitue actuellement à la fois le cours d'eau de la zone à barbeau et l'efférence lacustre les moins poissonneux jamais échantillonnés au cœur de l'Europe.

## 6 Perspectives

Un suivi régulier de l'ichtyofaune du Rhône et de ses affluents selon les techniques mises en place serait à préconiser. En effet, ces données sont les seules garantes et objectives de la détermination de l'état de conservation de l'ichtyofaune présente dans le réseau hydrographique, du suivi de leur évolution dans le temps et surtout de la constitution d'un outil de monitoring indiscutable pour tester l'efficacité des mesures environnementales qui seraient mises en œuvre.

Parallèlement, l'analyse fine des chroniques de débits disponibles à l'OFEV permettrait de quantifier l'évolution de l'impact du marnage et des éclusées depuis la mise en place du barrage du Seujet. La constitution d'un modèle débit-température permettrait de comprendre l'impact des changements de régime hydrologique imposés par le Seujet depuis les années 90 sur le métabolisme thermique du fleuve et de sa comptabilité avec les salmonidés, notamment. Cet examen pourrait également être couplé à une analyse des habitats d'eau courante qui sont les plus perturbés par cette exploitation hydroélectrique, tant en amont qu'en aval du barrage. De plus, un recensement des frayères à salmonidés actuelles pourrait être confronté à celui réalisé lors de l'étude d'impact des années 80 et ainsi confirmer les observations des différents rapports intermédiaires de l'Eawag. Il serait également opportun de vérifier la bonne fonctionnalité de l'échelle à poisson. Ces différentes mesures pourraient alors être confrontées aux observations historiques disponibles afin de préciser l'évolution de la qualité des peuplements des poissons du Rhône à la sortie du Léman.

En complément, l'évolution de l'état de santé des principaux affluents, dont l'Arve et l'Allondon, devrait également être déterminée, *a minima*, soit par l'analyse des données disponibles à l'échelle cantonale, soit par des investigations similaires à celles réalisées depuis 2017 sur le Rhône genevois. Cette approche permettrait en particulier de comprendre si les peuplements de salmonidés présents dans les années 80 étaient ou non étroitement liés à celui du Rhône, ce qui expliquerait l'effondrement quasi synchrone des captures halieutiques observées sur ces trois cours d'eau...

Corollairement, la stratégie de rempoissonnement du Rhône serait à réévaluer. En effet, il apparaît peu pertinent d'introduire plusieurs milliers de truites annuellement alors que leur survie ne peut être assurée.

Pour pouvoir élucider complètement les causes de l'importante dégradation des capacités biogènes du Rhône genevois, il nous paraît aussi judicieux d'effectuer une recherche approfondie des éventuelles contaminations chimiques susceptibles d'affecter les sédiments fins de ce cours d'eau. Des analyses à faibles seuils de détection des teneurs en pesticides, en solvant, en ETM, PCB et HAP devraient ainsi être réalisées dans cette matrice, mais aussi dans les matières en suspension provenant de l'embouchure du Léman et des principaux affluents.

Sans attendre les résultats de ces différentes investigations, une réflexion pour améliorer la qualité morphologique du fleuve devrait être engagée. En effet, la faune aquatique supportera toujours mieux les impacts de l'artificialisation du régime hydrologique et des contaminations chimiques dans un milieu hétérogène et attractif que dans un chenal homogène assimilable à un toboggan de galets/graviers colmatés par des fines.

## 7 Bibliographie

- Aquavision (2007). Barrage de Verbois. Etude hydraulique et morphologique. Etude réalisée pour les SIG-Cellule Environnement Rhône. 139p.
- Bernard H (1909). "Monographie des poissons du Département de l'Ain." Bulletin de la société des Sciences Naturelles et d'Archéologie de l'Ain 57(4): 22.
- F. Cattaneo, J. Guillard, S. Diouf, et al. (in press). Mitigation of ecological impacts on fish of large reservoir sediment management through controlled flushing – The case of the Verbois dam (Rhône River, Switzerland). Science of the Total Environment
- Canton de Genève 2020. Etude de la qualité des rivières genevoises. Service de l'écologie de l'eau. Rapport Rhône-Arve 2020 et évolution depuis 2014. 37 p + annexes
- Canton de Genève 2010. L'Allondon. Fiche rivière n° 1- 4ème édition. 56 p. + annexes
- Corealis (2016). Abaissement 2016. Vidange des passes à poissons Verbois et Chancy-Pougny. Rapport pour les SIG , 6p.
- Courret D. Caractérisation de la perturbation hydrologique induite par les régimes d'éclusées hydroélectriques et définition d'un indicateur. Réflexion sur les mesures de mitigation des impacts des éclusées sur les populations de poissons. Thèse de doctorat Toulouse. DO - 10.13140/RG.2.1.1310.5683
- Degiorgi, F. et J. C. Raymond (2000). Utilisation de l'ichtyofaune pour la détermination de la qualité globale des écosystèmes d'eau courante. C. S. d. I. Pêche: 219.
- DIEA (2011). Fiche Rivière n°9: Le Rhône. Geneve, DIAE: 52.
- Diouf S, N. d. B. C., Sidler D (2010). Barrage de Verbois. Vidange & Chasse 2012. Dossier d'autorisation. SIG. Geneve: 184.
- Forel, F.-A. (1892, 1895, 1904). Le Léman Monographie limnologique, Tome I, II & III, Slatkine Reprints.
- Fischnetz (2004). Sur la trace du déclin piscicole. Rapport final. EAWAG/OFEFP, Dübendorf, Bern
- GREBE (2014). Suivi hydrobiologique 2014 du Rhône Suisse en aval de Genève-rapport d'étude final. 11p.
- GREN, 2017. Barrage du Seujet. Document en vue de l'audit de re-certification 2017 Naturemade Star. Rapport pour les SIG. 71 p.

- Huet, M. (1954). "Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes." Bull. Fr. Pêche Piscic. 175: 41-53.
- Hydrosphère (2017). Barrage de Chancy suivi du Haut Rhône 2016. Suivi piscicole. Rapport de février 2017. 42 p.
- Leger L (1922). Pêche et pisciculture dans le département de l'Ain. 14, 65-68. T. L. P. U. Grenoble. Grenoble, Trav.Lab.Piscic.Univ. Grenoble
- Müller et al (1986 à 1998). Rapports d'études d'impact de la construction du barrage du Seujet. Rapport EAWAG pour l'Etat de Genève.
- OFEV (2003). Pisces Atlas. Bern, Zaugg B., Stucki P., Pedroli J.C., Kirchhofer A., .
- OFEV (2017). Dynamique du charriage et des habitats. Recueil de fiches sur l'aménagement et l'écologie des cours d'eau. OFEV. Berne, Suisse: 85.
- Periat G, V. P. (2014). Etude du peuplement pisciaire du lac Léman. P. Lac. Lucerne, EAWAG: 40 pages + annexes.
- Verneaux, J. (1977b). "Biotypologie de l'écosystème "eau courante". Détermination approchée de l'appartenance typologique d'un peuplement ichtyologique." C.R. Acad. Sc. Paris 284(D): 675.
- Verneaux, J. (1981). "Les poissons et la qualité des cours d'eau." Annales scientifiques de l'Université de Franche-Comté 4(2): 33-41.
- Vonlanthen, P., Périat G., Schunke, D., Morillas, N., Grnadmottet, J-P., Degiorgi, F. 2018. IAM – Eine Methode zur Bewertung der Habitatvielfalt und -attraktivität von Fließgewässerabschnitten. Wasser Energie Luft. 3: 201-207.
- WFN, 2010. Revalorisation des espèces de poissons litho-rhéophiles de Suisse. Fiches d'information sur la biologie et les mesures de revalorisation. Rapport sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement. 52 p + annexes
- Wildi, W., Koukal, B. Ischi, V. Perroud A 2006. Qualité des sédiments de Verbois; comparaison avec les sédiments des rivières suisses et du Léman. Archives des sciences (2006) 59 :131-140.