



HAL
open science

**Suivi scientifique du programme décennal de
restauration écologique et hydraulique du Rhône.
Rapport de synthèse 2003-2008. Chautagne, Belley et de
Brégnier-Cordon**

Jean-Michel Olivier, Nicolas Lamouroux, Pierre Sagnes, Sylvie Méricoux,
Hervé Piégay, Gudrun Bornette, Emmanuel Castella, Amael Paillex, Olga
Béguin, Anne-Laure Montbertrand, et al.

► **To cite this version:**

Jean-Michel Olivier, Nicolas Lamouroux, Pierre Sagnes, Sylvie Méricoux, Hervé Piégay, et al.. Suivi scientifique du programme décennal de restauration écologique et hydraulique du Rhône. Rapport de synthèse 2003-2008. Chautagne, Belley et de Brégnier-Cordon. [Rapport de recherche] CEMAGREF; Université Lyon 1; CNRS; Université de Genève; Université Lyon 3; EZUS - Université Lyon 1. 2008. halshs-04558111

HAL Id: halshs-04558111

<https://shs.hal.science/halshs-04558111>

Submitted on 24 Apr 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Maitrise d'ouvrage :

Compagnie Nationale du Rhône

Réalisation :

UMR CNRS 5600 - Université Lyon3



Laboratoire d'écologie des hydrosystèmes fluviaux
UMR CNRS 5023 - Université Lyon 1

Département Gestion des milieux aquatiques
UR Biologie des Ecosystèmes aquatiques
Groupement de Lyon

Suivi scientifique du programme décennal de restauration écologique et hydraulique du Rhône



Rapport de synthèse 2003-2008 Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon

Novembre 2009

Contrat de prestations n°DPE-F 03-0093
CNR / EZUS-Université Lyon1



Rhône Alpes Région



Partie Poissons chenal et lînes : **Jean-Michel OLIVIER** (UMR CNRS 5023 – Université Lyon 1), **Nicolas LAMOUREUX** (CEMAGREF – Lyon), **Pierre SAGNES** (UMR CNRS 5023 – Université Lyon 1)

Partie Invertébrés du chenal : **Sylvie MERIGOUX-LHOPITAL** (UMR CNRS 5023, Université Lyon1).

Partie Géomorphologie (sédimentation et granulométrie) : **Hervé PIEGAY** (responsable scientifique)

Partie végétation des Lînes : **Gudrun BORNETTE** (UMR CNRS 5023 – Université Lyon 1)

Partie Invertébrés des lînes : **Emmanuel CASTELLA**, **Amaël PAILLEX**, **Olga BEGUIN**, **Anne-Laure BESACIER-MONBERTRAND**, **Gilles CARRON**, **David McCRAE**, **Aurélien TERRIER** (Université de Genève)

Coordination scientifique générale : **Jean-Michel OLIVIER & Nicolas LAMOUREUX**

Synthèse

La restauration hydraulique et écologique des trois secteurs du Haut-Rhône, Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon, a été réalisée entre 2003 (Chautagne) et 2006 (Brégnier-Cordon). Elle se caractérise par un relèvement significatif des débits réservés dans les Vieux-Rhône de Chautagne et Belley et par l'instauration d'une valeur plancher de débit de $65 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ entre le barrage de Champagneux et le Guiers (Brégnier-Cordon). Le deuxième aspect de la restauration concerne la réhabilitation de 23 lônes.

Le programme de suivi scientifique élaboré autour du programme de restauration du Rhône a pour objectif de collecter des données pré et post-restauration, de développer et de mettre en œuvre des méthodes et des indicateurs destinés à mesurer de manière pertinente les effets de la restauration sur les peuplements aquatiques. Il s'agit d'évaluer les conséquences potentielles de la mise à disposition des organismes d'habitats nouveaux, tant dans les chenaux courants que dans les annexes fluviales. Dans ce programme de suivi, les effets des modifications de débits réservés sont évalués sur les peuplements de poissons et d'invertébrés des Vieux-Rhône ; l'évolution physique (géomorphologie, analyse des caractéristiques topographiques, bathymétriques et sédimentaires) des annexes restaurées est analysée sur 15 lônes et l'évolution des communautés végétales (macrophytes) et animales (macroinvertébrés et poissons) après restauration est effectuée sur un jeu de lônes sélectionnées.

Les données collectées au cours de ce suivi ont permis de construire et de tester, notamment pour les communautés de macroinvertébrés, des modèles de réponses aux variations des caractéristiques de l'habitat induites par les opérations de restauration. Les résultats de ce travail constituent un atout important pour la suite du suivi et également pour le pilotage d'opérations de restauration futures. La prise en compte de sites non restaurés (lônes) fournit un référentiel permettant une comparaison avec les sites restaurés au cours de leur évolution post-restauration et facilite la prise en compte dans les analyses de facteurs d'évolution indépendants de la restauration (facteurs hydro-climatiques, apparition d'espèces invasives dans le système).

Les premiers résultats obtenus dans le cadre du suivi post-restauration ne permettent pas encore de conclure à une modification significative des structures de peuplements (invertébrés et poissons) dans les Vieux-Rhône après modification des régimes de débits réservés. La durée d'observation est encore trop courte (pour information le suivi sur le site de Pierre-Bénite restauré en 2000 montre qu'il faut attendre au moins 5 ans pour mesurer des effets notables suite à l'augmentation du débit).

La restauration des lônes crée, dans la plupart des cas, des milieux neufs (par recréusement et/ou reconnexion au chenal actif). Les changements post-restauration mesurés sont les plus importants dans les annexes pour lesquelles les modifications des caractéristiques physiques sont les plus marquées (ouverture à l'amont et à l'aval créant des chenaux secondaires courants). Dans les autres annexes, le recul n'est pas suffisant pour mesurer des tendances post-restauration significatives. Les mesures effectuées témoignent de la « réaction » à court terme des peuplements. Néanmoins, les premiers résultats sont encourageants et certains descripteurs comme les poissons semblent réagir de manière rapide à la mise à disposition de nouveaux milieux, certaines lônes comme les Molottes, le Brotalet et le Ponton constituent de bons exemples. Le grand nombre de sites suivis ainsi que la diversité des cas de figures rencontrés constituent un atout important pour la compréhension des modalités d'évolution des annexes restaurées.

Sommaire

1	Introduction	5
2	Chapitre 1 : évolution des peuplements de poissons après augmentation des débits réservés dans les Vieux-Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon....	12
2.1	Stratégie d'échantillonnage	12
2.2	Description des stations d'échantillonnage	12
2.3	Métriques.....	16
2.3.1	Rappels méthodologiques	16
2.3.2	Modification des surfaces utiles pour les secteurs de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon	18
2.4	Évolution des peuplements après augmentation des débits réservés	20
2.4.1	Rappel des conclusions de états initiaux	20
2.4.2	Evolution générale après modification des débits réservés.....	24
2.5	Conclusion.....	31
3	Chapitre 2 : évolution des peuplements macroinvertébrés benthiques après augmentation des débits réservés dans les Vieux-Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon.....	33
3.1	Rappel des objectifs et méthodologie.....	33
3.2	Rappel des attendus	34
3.3	Comparaison des peuplements d'invertébrés avant et après restauration	38
3.4	Conclusion.....	44
4	Chapitre 3 : la sédimentation dans 15 lônes restaurées du Haut Rhône.....	46
4.1	Rappel des objectifs et des données acquises.....	46
4.2	Résultats : Durée de vie des lônes restaurées	47
4.3	Résultats : évolution des conditions d'habitat.....	49
4.4	Conclusion.....	54
5	Chapitre 4 : évolution des communautés végétales des lônes restaurées de Belley et Brégnier-Cordon.....	55
5.1	Rappel des Objectifs.....	55
5.2	Stratégie d'échantillonnage	55
5.3	Métriques.....	56
5.4	Rappel des conclusions de états initiaux	57
5.5	Suivi post-restauration.....	58
5.5.1	Caractéristiques physico-chimiques des lônes après restauration.....	58
5.5.2	Évolution du diagnostic floristique après restauration.....	63
5.5.3	Dynamique de la biodiversité et de la composition des peuplements.....	73
5.6	Conclusion.....	74
6	Chapitre 5 : Les communautés de macroinvertébrés de 18 lônes du Rhône dans les secteurs de Belley et Brégnier-Cordon, deux ans après restauration (2003 - 2008).....	76
6.1	Introduction	76
6.2	Stratégie d'échantillonnage	76
6.2.1	Localisation des sites.....	76
6.2.2	Description de l'habitat	77
6.2.3	Echantillonnage de la macrofaune	78
6.2.4	Calcul des métriques	78
6.2.5	Analyse des données.	79
6.3	Etat de référence pré-restauration (2003 - 2006)	80

6.3.1	Comment la composition de la faune décrit-elle la diversité des lônes avant restauration ?	80
6.3.2	Peut-on quantifier la connectivité latérale d'un site avec le fleuve ?.....	83
6.3.3	Les autres métriques faunistiques répondent-elles au gradient de connectivité latérale ?.....	87
6.4	Changements post-restauration (2007 - 2008)	97
6.4.1	Comment le niveau de connectivité des lônes a t'il varié deux ans après restauration ?.....	97
6.4.2	La composition des peuplements d'invertébrés reflète t'elle les changements de connectivité latérale ?	100
6.4.3	La richesse taxonomique des peuplements d'invertébrés reflète-t'elle les changements de connectivité latérale ?.....	103
6.4.4	Les espèces exogènes sont-elles influencées par les opérations de restauration ?	103
6.4.5	Les caractéristiques fonctionnelles des peuplements d'invertébrés reflètent t'elles les changements de connectivité latérale ?.....	107
6.4.6	Les sites nouvellement créés dans des thalwegs asséchés possèdent-ils des caractéristiques particulières ?	110
6.4.7	L'espèce patrimoniale <i>Anisus vorticulus</i> montre t'elle des changements entre les deux périodes d'étude ?	112
6.5	Conclusion.....	114
7	Chapitre 6 : évolution des peuplements de poissons dans 14 lônes restaurées des secteurs de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon.	115
7.1	Stratégie d'échantillonnage	115
7.2	Métriques.....	115
7.3	Rappel des conclusions de états initiaux	116
7.4	Suivi post-restauration.....	118
7.4.1	Description synthétique de chaque lône après restauration	118
7.4.2	Analyse synthétique du contenu faunistique de l'ensemble des lônes	120
7.5	Conclusion.....	126
8	Conclusion générale	128
9	Références bibliographiques	132

1 Introduction

Le programme décennal de restauration du Rhône français, lancé en 1998 et repris dans le nouveau plan Rhône de 2006, comprend trois axes : la modification des débits à l'aval des barrages, la restauration d'anciens bras latéraux (lônes) et la circulation des migrateurs. Le suivi scientifique multidisciplinaire qui s'est construit autour de ce programme comprend le suivi proprement dit de l'état physique et écologique de plusieurs aménagements, le développement de modèles d'aide à la décision et d'évaluation de la restauration, un volet socio-économique. Il constitue une occasion de tester la capacité prédictive de modèles écologiques.

Le Programme de Restauration concerne 8 sites en priorité (les Vieux-Rhône des aménagements de Chautagne CE, Belley BY, Brégnier-Cordon BC, Miribel-Jonage MI, Pierre-Bénite PB, Péage-de-Roussillon PR, Donzère-Mondragon DM, Montélimar MO). Ce rapport concerne les trois sites restaurés du Haut-Rhône et se réfère aux protocoles de suivis définis au démarrage du programme.

Le but du suivi est **d'exprimer des hypothèses relatives à la réponse des écosystèmes et des communautés aux actions de restauration, puis en fonction des résultats** (validation ou non des hypothèses) **de créer des modèles explicatifs et/ou prédictifs pouvant être utilisés comme retour d'expérience pour les actions de restauration futures.**

Le dispositif de suivi a deux dimensions :

- une dimension d'observatoire dont l'objectif est de suivre l'évolution des sites restaurés afin de mesurer si les objectifs de la restauration sont atteints (mesurer des changements),
- une dimension de pilotage qui consiste à intégrer dans les futurs objectifs de restauration les résultats et conclusions obtenus sur les sites déjà restaurés.

Le suivi est basé sur des travaux expérimentaux et des méthodes d'échantillonnage qui ne font pas l'objet d'une normalisation. Il se décompose en deux phases successives. La première concerne la **description**, au cours de l'année (ou des années) précédant les travaux de restauration des lônes, **de l'état écologique initial** du site. La seconde phase concerne le suivi après l'augmentation des débits réservés et les travaux de restauration des lônes afin de mettre en évidence les **évolutions des composantes écologiques**.

Les thèmes du suivi et les protocoles d'échantillonnage associés sont ceux préconisés par André et Olivier (2003) et ne sont rappelés que succinctement ici. Les fréquences d'échantillonnage sont uniformisées entre les sites et adaptées suite au retour d'expérience des suivis antérieurs. En particulier, une fréquence d'échantillonnage biennale est proposée pour les suivis des peuplements d'invertébrés afin d'accélérer le retour d'expérience tout en contrôlant d'éventuelles invasions.

Les deux volets de la restauration sont abordés :

- **les protocoles mis en œuvre dans les chenaux des sections court-circuitées ont pour objectif de permettre la mesure des effets des changements de débits réservés sur les communautés de poissons et d'invertébrés benthiques** (cf. chapitre 1 – poissons du chenal - et chapitre 2 – invertébrés du chenal). La méthodologie employée repose sur le lien entre la valeur du débit réservé et la distribution statistique des paramètres hydrauliques au sein de la section court-

circuitée, et sur l'influence de ces paramètres hydrauliques sur la distribution, la richesse spécifique et l'abondance des organismes aquatiques. Les stations échantillonnées sont donc réparties dans les parties non-influencées hydrauliquement des Vieux-Rhône, c'est-à-dire non soumises aux remous des aménagements hydroélectriques situés immédiatement en aval.

- **Le suivi des lônes restaurées comporte quatre thématiques** : le suivi de la sédimentation (*cf.* chapitre 3), le suivi de la végétation aquatique (*cf.* chapitre 4), le suivi de la faune macroinvertébrée (*cf.* chapitre 5) et le suivi des communautés piscicole (*cf.* chapitre 6). Toutes les lônes restaurées ne font pas l'objet d'un suivi.

Dans le cadre du suivi les problématiques suivantes ont été retenues :

- modélisation des réponses des communautés de macroinvertébrés et de poissons aux variations de contraintes hydrauliques dans les chenaux soumis à augmentation du débit réservé,
- essai de prédiction de la durée de vie des bras restaurés et recherche de géométries fluviales particulières qui répondent sur un long terme à des attentes écologiques fixées initialement,
- analyse de l'évolution de la biodiversité (macrophytes) dans les lônes en relation avec la trophie des milieux, l'intensité des perturbations hydrauliques dans ces milieux, le degré d'alimentation par des eaux souterraines et les caractéristiques sédimentaires,
- établissement de modèles prédictifs de la richesse faunistique (macroinvertébrés) en fonction des caractéristiques écologiques (qualité des eaux, degré de connexion avec le chenal, diversité d'habitats...) des lônes,
- étude de l'effet de l'augmentation des débits réservés et des travaux de réhabilitation des lônes sur des populations de poissons « cibles ».

Les travaux réalisés au cours de la période 2003-2006 ont permis de définir les métriques et les indicateurs présentés dans le tableau suivant.

Peuplement piscicole

	Indicateurs	Métriques
Chenal	Richesse spécifique	Nombre d'espèces
	Structure du peuplement	Fréquence des différentes espèces
	Espèces cibles	Distribution en classes de la taille des espèces cibles
	Proportion espèces eaux vives	Effectifs des espèces : BAF, SPI, BLN, LOF, CHA
	Proportion espèces eaux courantes	Effectifs des espèces : OBR, BAF, ABL, HOT, TOX, VAN
Lônes	Richesse spécifique piscicole	Abondance relative des espèces
	Indicateur d'eaux stagnantes	Abondance relative des espèces phytophiles et lithophytophiles
	Espèces cibles	Abondance des espèces cibles

Peuplement d'invertébrés du chenal

Indicateurs	Métriques
Proportion d'espèces des habitats lotiques	Abondance relative des espèces rhéophiles
Proportion d'espèces des habitats lentiques	Abondance relative des espèces limnophiles

Peuplement d'invertébrés des lônes

Indicateurs	Métriques
Richesse taxonomique et statut des espèces	Richesse taxonomique totale
	Richesse spécifique des taxons EPT
	Richesse spécifique des mollusques gastéropodes
	Nombre d'espèces à statut de protection ou de vulnérabilité documenté
	% d'individus appartenant à des espèces non-indigènes
Caractéristiques biologiques et écologiques des taxons	% broyeurs / collecteurs
	% collecteurs filtreurs / autres collecteurs
	% prédateurs / autres groupes trophiques
	% taxons > 1 génération par an / taxons < 1 génération par an
	% taxons se déplaçant à la surface du substrat
	% taxons à dérive comportementale
	% espèces typiques du fleuve

Végétation aquatique des lônes

Indicateurs	Métriques
Influence des perturbations hydrauliques	Degré de perturbation (5 classes)
Trophie	Degré de trophie (3 à 4 classes)
Colmatage	Alimentation en eau souterraine (oui / non)
Richesse spécifique en espèces végétales aquatiques	Richesse par lône
Diversification végétale	Abondance relative des espèces rares

Géomorphologie des lônes

Indicateurs	Métriques
Espérance de vie de l'état restauré	Comblement post-restauration
Conditions d'habitat intra-lône	Granulométrie du substrat

Les trois sites de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon ont été restaurés entre 2003 et 2006.

Les débits réservés ont été relevés et 23 lônes ont été réhabilitées :

- Chautagne : Lône de la Malourdie et du Brotalet,
- Belley : Anse de Chanaz, lône Moiroud, Lône d'Orgeval, Lône des Luisettes, Lône Béard, Lône Fournier, Lône de Lucey, Anse de Yenne, Lône dans l'île, Lône de Virignin,
- Brégnier-Cordon : Lône des Granges, Lône Vachon, Lône des Cerisiers, Lône de l'Ilon, Lône des Sables, Lône Mattant, Lône des Molottes, Lône du Ponton, Marquisat et Colonnes.

La CNR a également effectué des travaux destinés à améliorer la libre circulation des poissons :

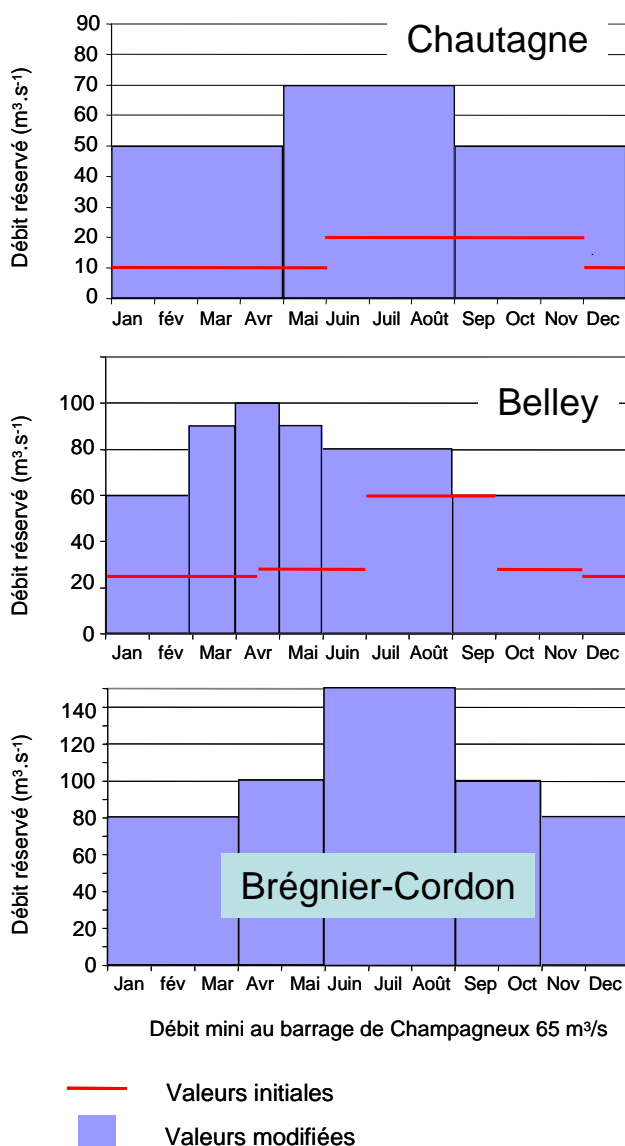
- passe à poissons du seuil des Molottes,
- fenêtre à poissons et castors au siphon du Séran,
- diagnostic du fonctionnement de l'écluse à poissons du barrage de Savières,
- diagnostic du fonctionnement de la rivière artificielle du seuil de Yenne,
- passe à poissons en rive gauche sur le Guiers à la confluence.

Le présent rapport présente la synthèse du suivi scientifique effectué dans les trois Vieux-Rhône et dans une partie des lônes restaurées entre 2003 et 2008. Les deux thématiques « réponses des peuplements de poissons et de macroinvertébrés aux modifications de débits réservés » et « analyse de l'évolution de la géomorphologie, des communautés végétales et animales (macroinvertébrés et poissons) » sont abordées successivement.

Les sites suivis et les thématiques retenues pour chaque site sont les suivants :

		Thématiques			
Secteurs	Types de milieu	Poissons	Invertébrés	Végétation	Sédimentation
Chautagne	Chenal	X	X		
	Lône de la Malourdie	X			X
	Lône du Brotalet	X			X
Belley	Chenal	X	X		
	Lône des Luisettes	X	X	X	X
	Lône Moiroud	X	X	X	X
	Lône Béard	X	X	X	X
	Lône Fournier	X	X	X	X
	Anse de Yenne	X	X		X
	Lône de Lucey		X		X
Brégner-Cordon	Chenal	X	X		
	Lône de Chantemerle	X	X	X	X
	Lône des Granges	X	X	X	X
	Lône Vachon	X	X		X
	Lône des Cerisiers	X			X
	Lône des Molottes	X	X	X	X
	Lône Mattant	X	X		X
	Lône du Ponton	X	X	X	X
	Lône de la Plaine		X		X

Les débits réservés ont été modifiés en juillet 2004 en Chautagne, en juillet 2005 à Belley et en juillet 2006 à Brégner-Cordon selon les modalités suivantes :



Valeurs minimales des débits dans les Vieux-Rhône de Chautagne, Belley et Brégner-Cordon avant et après modification des valeurs dans le cadre du programme de restauration du Rhône.

La motivation du Syndicat du Haut-Rhône par rapport à la demande exprimée de relèvement des débits minimum était résumée par la formule : « *retrouver un fleuve vif et courant* ». Des indicateurs hydrauliques caractérisant ces deux critères (*vif* et *courant*) ont donc été développés.

Les augmentations de débit minimum se sont traduites différemment en **termes hydrauliques** selon les sites.

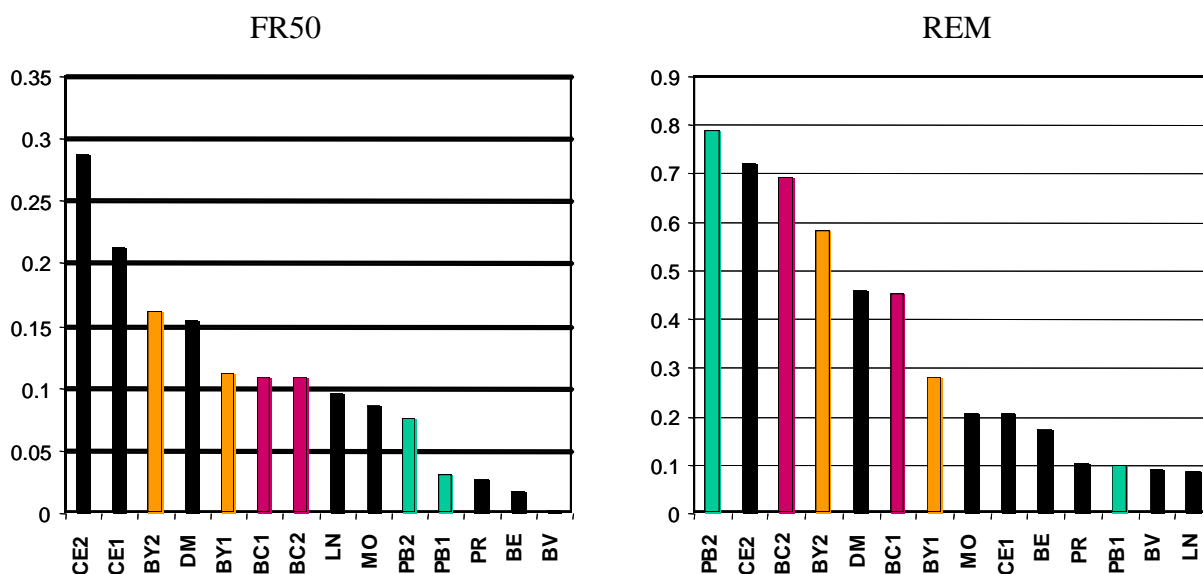
Les résultats de l'application de modèles d'habitat sur le Rhône comme ailleurs (Lamouroux *et al.* 1999, Lamouroux et Capra 2002) sont fidèlement synthétisés par quelques descripteurs hydrauliques clés des tronçons de cours d'eau. Les plus importants sont le nombre de Froude au débit médian **FR50** et le nombre de Reynolds au débit minimum **REM**,

qui sont des combinaisons du débit Q, de la largeur L et de la hauteur d'eau H du tronçon de cours d'eau considéré. Ces indices sont utiles pour refléter/comparer l'impact de la restauration sur plusieurs sites.

FR50 est un indice hydraulique lié à la morphologie du cours d'eau (proportions de radiers/mouilles). Plus sa valeur est élevée, plus **il reflète l'idée d'un fleuve vif**, de façon comparable sur des sites variés. C'est une variable potentiellement sensible à une modification de seuil transversal. Une augmentation de FR50 augmente la valeur d'habitat relative (par rapport aux autres espèces) des espèces typiques des radiers (barbeau, loche franche, chabot, blageon, spirilin).

REM est lié au niveau de débit par unité de largeur. Plus sa valeur est élevée, plus **il reflète l'idée d'un fleuve courant**, de façon comparable sur des sites variés. Il est particulièrement sensible aux changements de débit minimum. Une augmentation de REM augmente la valeur d'habitat relative des espèces typiques d'eau courante (barbeau, ablette, hotu, toxostome, vandoise, ombre). Noter que certaines espèces rhéophiles comme le barbeau sont favorisées à la fois par de fortes valeurs de FR50 et REM.

En pratique, $FR50 = Q50 / (g^{0.5} * H50^{1.5} * L50)$ et $REM = QM / (v * LM)$ où Q50, H50, L50 sont le débit, la hauteur et la largeur mouillée médians ; g est l'accélération gravitationnelle ; QM et LM sont le débit minimum et la largeur correspondante ; v est la viscosité dynamique de l'eau.



Valeurs de FR50 (indice morphologique, à gauche) et REM (indice de débit, à droite) sur les différents vieux Rhône du bas Rhône et du haut Rhône (cf. codes définis sur la Figure 2.1.1 ; LN, BV et BE correspondent à d'autres sites du bas Rhône : Logis-Neuf, Bourg-les-Valence et Beauchastel). Les codes de type 'CE1' et 'CE2' réfèrent aux situations pré- et post-augmentation du débit.

Le changement de débit minimum des Vieux Rhône modifie essentiellement la valeur de REM, l'indice de débit. En revanche, l'indice lié à la morphologie est assez peu modifié par le changement de débit. A Brégner-Cordon par exemple, il reste intermédiaire entre les fortes

valeurs du Haut-Rhône (Chautagne avec de nombreux radiers) et les faibles valeurs actuelles de Beauchastel ou Bourg-les-Valence.

2 Chapitre 1 : évolution des peuplements de poissons après augmentation des débits réservés dans les Vieux-Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon.

2.1 Stratégie d'échantillonnage

Dans le cadre des pêches de suivi, une campagne d'échantillonnage par pêche électrique est réalisée en automne afin d'obtenir des informations pertinentes sur le succès de reproduction de l'année en cours. Cent à deux cent points d'échantillonnage ponctuels d'abondance – EPA - sont effectués en bateau à chaque campagne d'échantillonnage. La méthodologie consiste à réaliser des points d'échantillonnage avec surprise du poisson par immersion rapide de l'anode. Les points de pêche sont répartis dans chaque Vieux-Rhône, sur une ou plusieurs stations. Le nombre de points de pêche est déterminé en fonction de la longueur des Vieux-Rhône et de leur hétérogénéité. À chaque point les poissons sont dénombrés, identifiés et mesurés individuellement.

Le nombre de points d'échantillonnage effectué dans chaque tronçon est le suivant :

<i>Secteur</i>	<i>Effort d'échantillonnage</i>
Chautagne	100 E.P.A
Belley	200 E.P.A.
Brégnier-Cordon	200 E.P.A.

2.2 Description des stations d'échantillonnage

Les stations d'échantillonnage prennent en considération la **diversité d'habitats** (mésos-habitats) dans chaque secteur et couvrent donc une grande partie des Vieux-Rhône (Figure 1, Figure 2, Figure 3).

Chacun des trois Vieux-Rhône possède des caractéristiques particulières relatives à leur longueur, leur géomorphologie, leur régime de débit réservé et leur aménagement antérieur à la construction des barrages (endiguements) ou postérieurs (implantation de seuils).

- Le Vieux-Rhône de Chautagne est le plus court des trois, ne reçoit pas d'affluent, possède une pente relativement forte et avait avant restauration les débits réservés le plus faibles (10 et 20 m³/s).
- Le Vieux-Rhône de Belley est plus long, possédait avant restauration un débit réservé plus important qu'en Chautagne (25 m³.s⁻¹ de décembre à mars, de 28 m³.s⁻¹ en avril – mai - juin et en octobre - novembre, et de 60 m³.s⁻¹ en juillet – août - septembre). Il est en communication avec le Lac du Bourget *via* le Canal de Savières, ce qui permet les échanges piscicoles entre les deux milieux. Il reçoit également le Séran (affluent de rive droite) et la partie en aval de la confluence est une réserve de pêche propice aux truites et aux ombres communs. Trois seuils (Fournier, Lucey et Yenne) ont été implantés sur son cours ce qui modifie localement les écoulements et peut constituer un obstacle à la libre circulation des poissons en période de débit réservé. Le chenal présente des caractéristiques typiques des grandes rivières de piémont avec une dominance des substrats

grossiers et une mosaïque d'habitats offrant aussi bien des faciès très courants que des faciès calmes : sections très courantes (seuils naturels, plats courants), sections lenticules (mouilles, bras latéraux connectés), petits bras secondaires lotiques, nombreux abris (bois morts, excavation sous-berges, végétation aquatique...) et bonne connectivité générale entre ces milieux.

- Le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon possède des caractéristiques différentes des deux autres avec une pente plus faible et un régime de débit réservé avant restauration plus généreux (janvier, février, mars : $80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; avril, mai : $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; juin, juillet, août : $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; septembre, octobre : $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; novembre, décembre : $80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Le secteur de Brégnier-Cordon a toujours été considéré comme un milieu exceptionnel en raison de la grande diversité des milieux annexes présents. Il reçoit le Guiers (affluent de rive droite) avec lequel des échanges piscicoles sont possibles (présence d'une passe à poissons) et possède un seuil en travers (seuil des Molottes) lui aussi pourvu d'une passe à poissons. D'un point de vue hydro-morphologique, ce Vieux-Rhône se caractérise par un nombre de radiers très courants plus faible qu'en Chautagne ou à Belley, la pente du secteur et la présence du seuil des Molottes favorisent les zones profondes et courantes. La capacité d'accueil pour les poissons de ce secteur est potentiellement très importante en raison de la diversité des faciès dans le chenal et de la présence de bras secondaires plus ou moins lotiques.

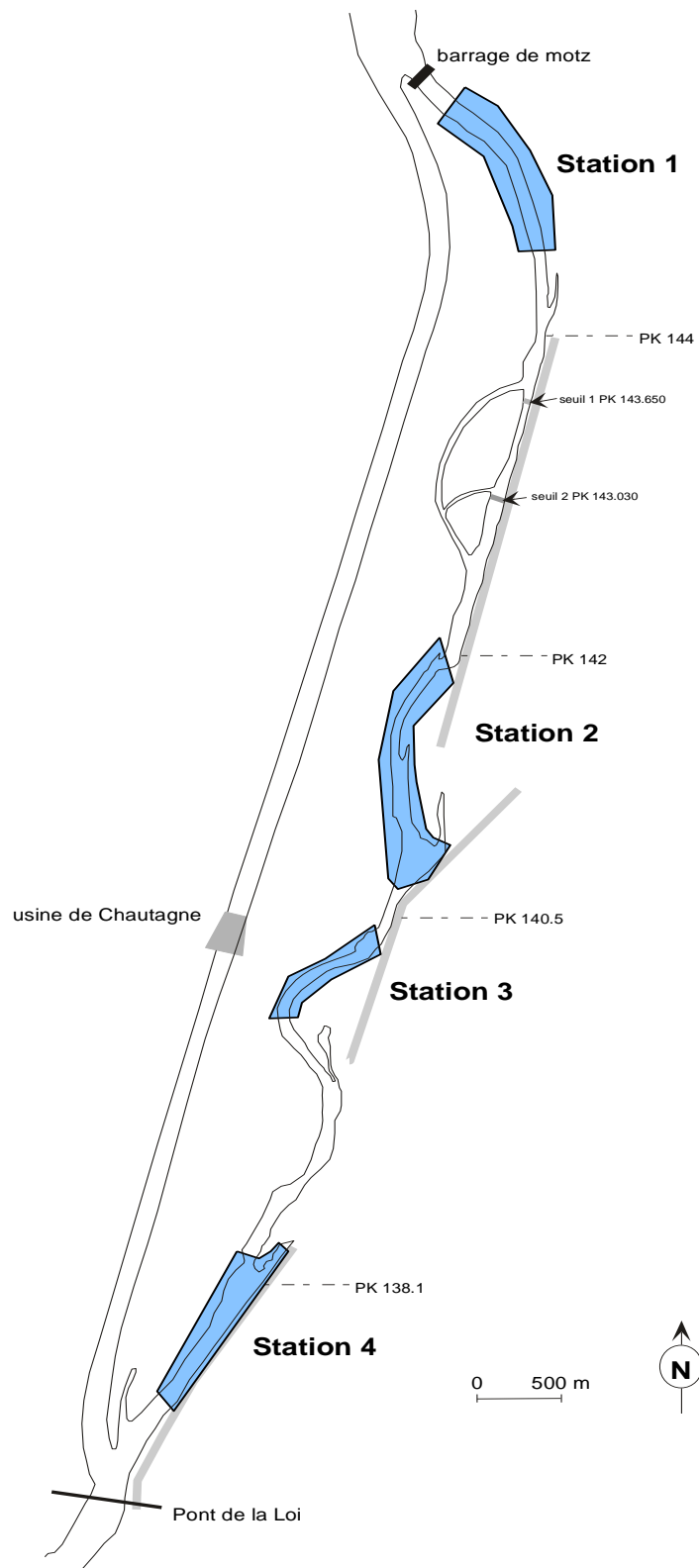


Figure 1 : Carte de localisation des stations de pêche dans le Vieux-Rhône de Chautagne.

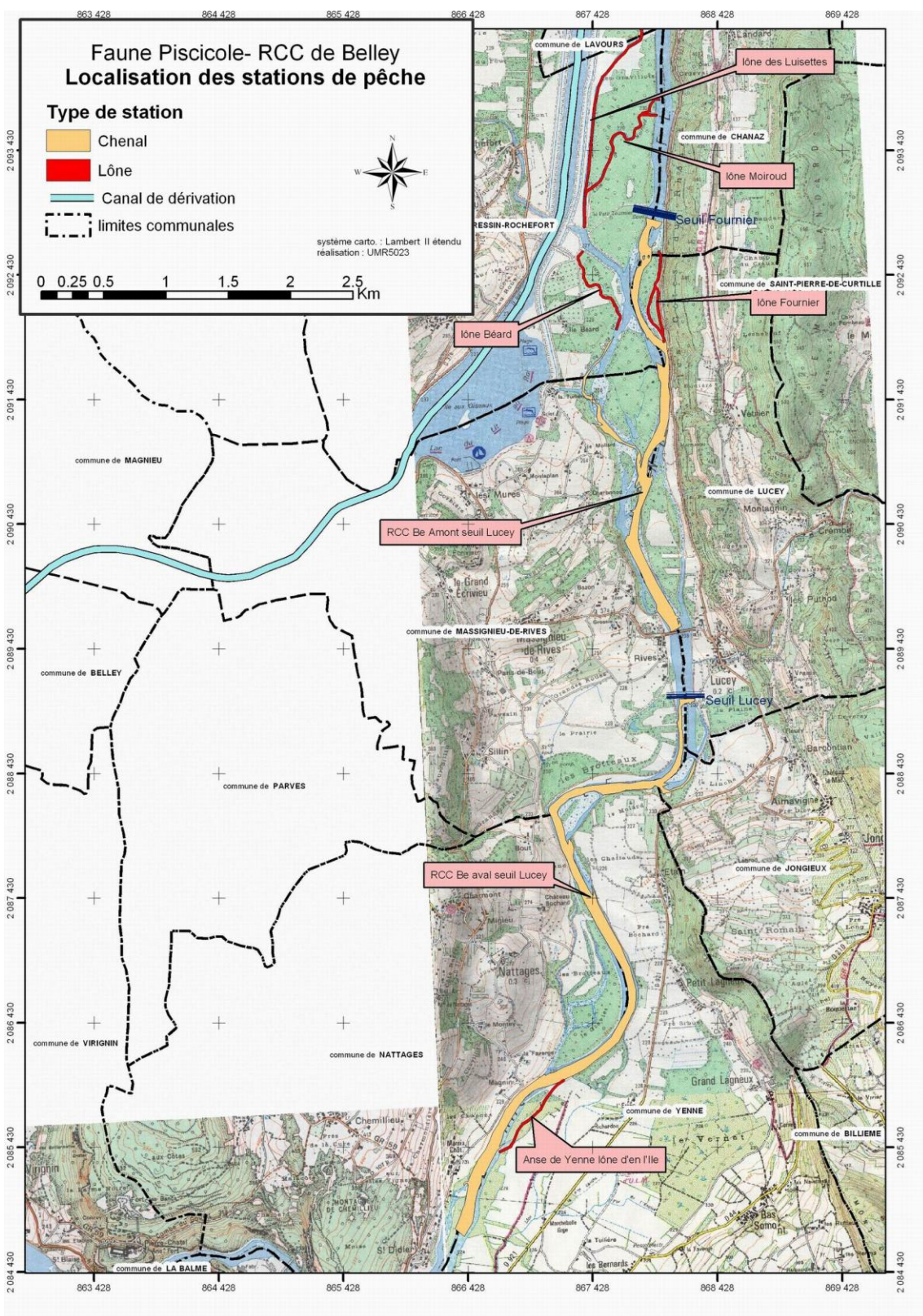


Figure 2 : Carte de localisation des stations piscicoles sur le RCC de Belley (chenal et lônes).

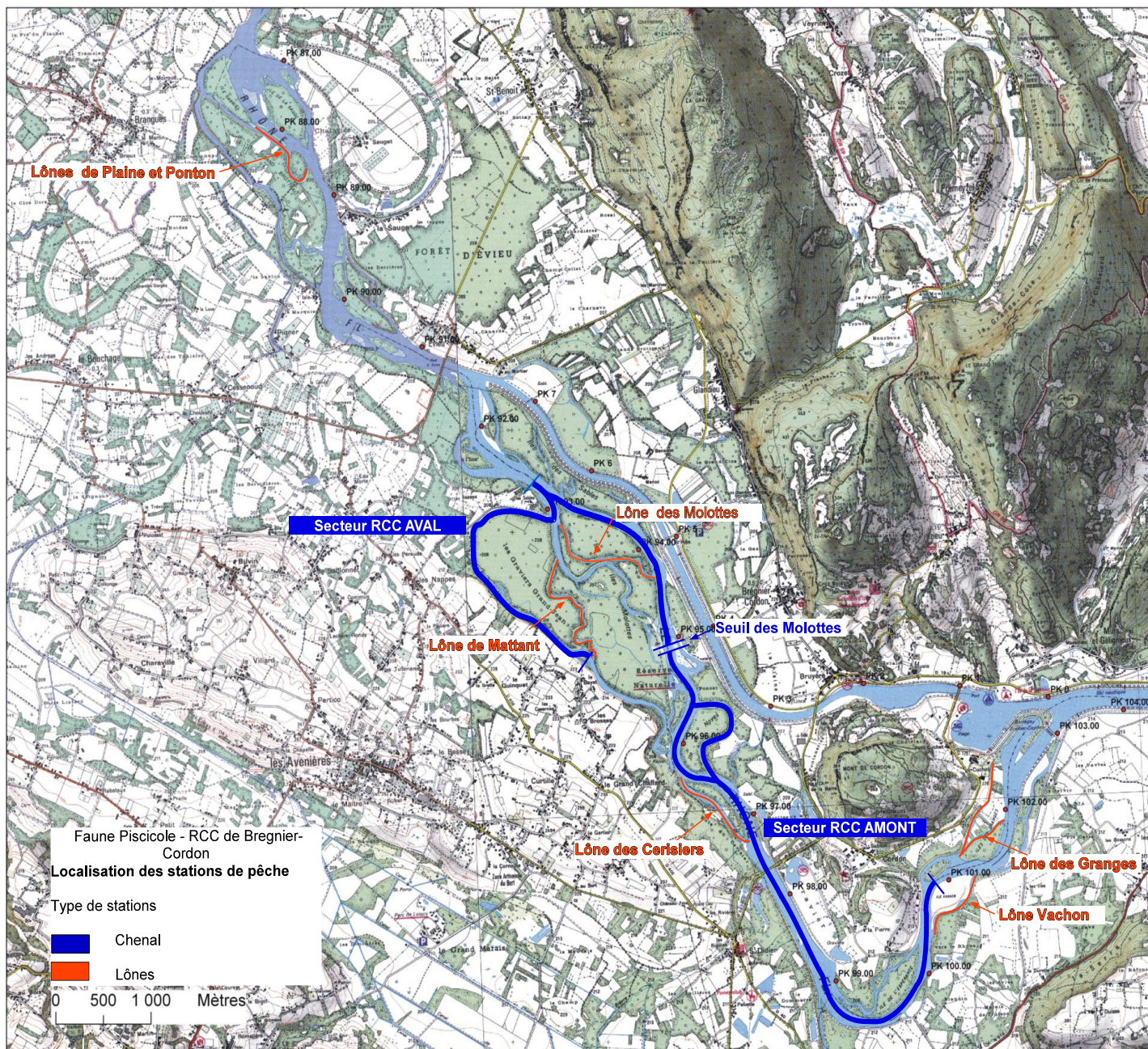


Figure 3 : Carte de localisation des stations de pêche dans le secteur de Bregnier-Cordon. La Lône de Chantemerle, située immédiatement en aval de la restitution de l'aménagement de Belley, ne figure pas sur ce plan.

2.3 Métriques

La méthodologie employée a pour objectif de rendre compte de l'effet des modifications de régimes de débit réservé sur les peuplements de poissons. Elle utilise les résultats de la modélisation des modifications quantitatives des variables de l'habitat physique en fonction des valeurs de débit et les profils écologiques des espèces de poissons dominantes dans le peuplement.

2.3.1 Rappels méthodologiques

Les simulations de la qualité de l'habitat des poissons sur le vieux Rhône ont été actualisées à l'aide de la méthode des 'microhabitats' via le logiciel Estimhab

(<http://www.lyon.cemagref.fr/bea/lhq/lhq.html>, Lamouroux et Capra 2002, Lamouroux et Souchon 2002). Estimhab est un modèle peu coûteux pour estimer les impacts écologiques de la gestion hydraulique des cours d'eau (modification des débits minimums, ajout/suppression de seuils). Il donne des résultats quasi-similaires à ceux fournis par les modèles classiques des 'microhabitats' (logiciels Phabsim, Evha), à partir de variables d'entrée simplifiées (mesures de largeurs et hauteurs à deux débits).

Les modèles 'microhabitats' classiques (logiciels Phabsim, Evha) décrivent les conditions physiques dans un cours d'eau à l'aide d'un modèle hydraulique, puis estiment l'habitat potentiel des espèces à l'aide de leurs modèles de préférence pour les conditions physiques (Figure 4). Les prédictions sont exprimées en terme de valeur d'habitat (note entre 0 et 1) ou en terme de surface utilisable (valeur d'habitat * surface mouillée) pour chacune des espèces considérées.

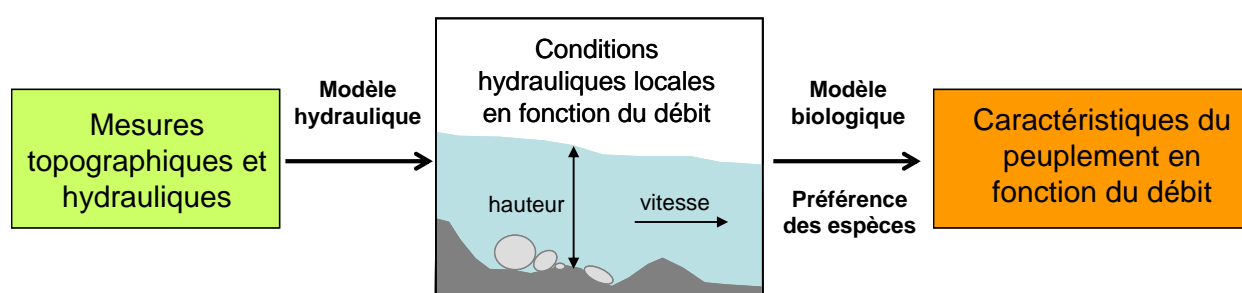


Figure 4 : principe des modèles d'habitats

Ces modèles de qualité de l'habitat ont été essentiellement utilisés pour les salmonidés, et sont relativement lourds à mettre en œuvre localement (relevés topographiques et hydrauliques précis). En l'état, il semblait donc difficile de les appliquer sur de nombreux sites ou à l'ensemble d'un bassin versant. Afin de remédier à ce type de limites, « Estimhab » utilise les résultats de la recherche autour de trois points :

- *le développement de courbes de préférence pour un grand nombre d'espèces de poisson ;*

Ceci a été fait pour 24 espèces de poissons (à différents stades de développement) du sud de la France, en prenant soin de définir des modèles 'moyens' sur différents cours d'eau des bassins de la Loire, du Rhône et de la Garonne. Ces développements permettent d'appliquer les modèles d'habitat dans tous les types de cours d'eau.

- *la simplification des variables d'entrée des modèles ;*

L'analyse de l'application des modèles d'habitat sur plusieurs dizaines de sites a permis d'identifier quelles caractéristiques hydrauliques moyennes des tronçons de cours d'eau (débit, hauteur, largeur, taille du substrat ...) gouvernent la valeur d'habitat ou surface utilisable par différentes espèces. On peut alors simplifier les variables d'entrée nécessaires pour estimer les modifications de qualité de l'habitat. « Estimhab » utilise ces variables d'entrée simplifiées.

- *la validation biologique des simulations.*

Sur les cours d'eau à truite comme sur les cours d'eau plus larges, multispécifiques, plusieurs prédictions des modèles ont été validées (par confrontation avec des données issues de pêches). Ces validations multi-sites, obtenues sur le bassin du Rhône comme à l'étranger, ont montré la pertinence biologique des modèles.

Comme 'Phabsim' ou 'Evha', versions classiques des méthodes 'des microhabitats', « Estimhab » prédit l'évolution avec le débit d'une note de qualité de l'habitat (variant entre 0 et 1), ou d'une surface utilisable (note de qualité de l'habitat * surface de la station).

2.3.2 Modification des surfaces utiles pour les secteurs de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon

2.3.2.1 *Evolution des surfaces utiles en fonction du débit pour des guildes de poissons dans le Vieux-Rhône de Chautagne*

En Chautagne, les données d'entrée d'Estimhab (lois hauteur-débit et largeur-débit moyennes) ont été estimées par mesure directe (en 1995, à différents débits) sur un tronçon courant (station de pêche 'méandre de la Malourdie' pk 139-140.5). Les simulations réalisées sur ce tronçon pourront être comparées à des simulations faites sur d'autres tronçons du secteur lors de la phase d'évaluation de la restauration.

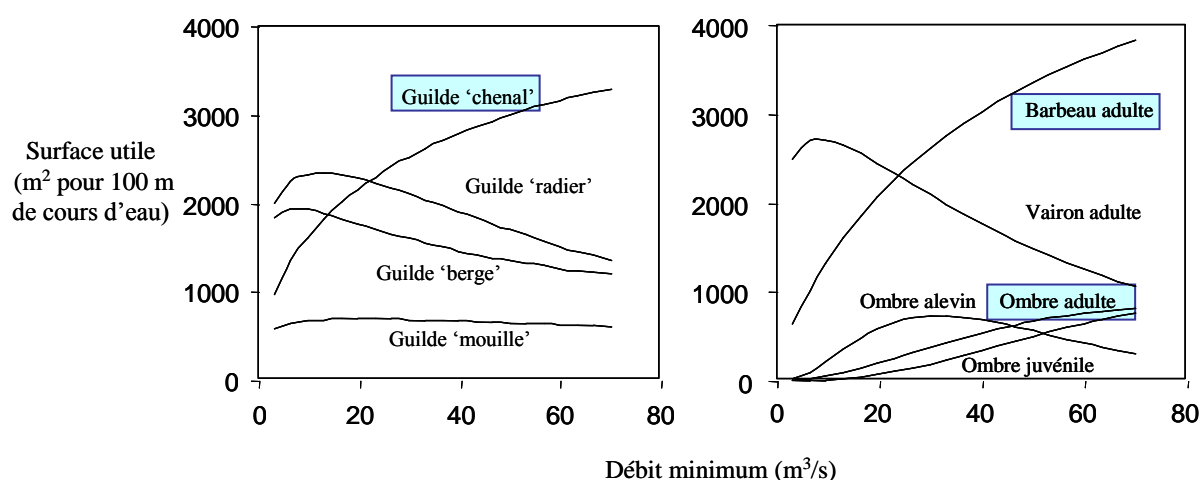


Figure 5 : Evolution des surfaces utiles pour des guildes¹ de poissons (groupes d'espèces, à gauche) et quelques espèces (à droite) en fonction du débit minimum sur le vieux Rhône de Chautagne. La guilde 'chenal' indique la valeur d'habitat moyenne des espèces vivant dans des conditions rapides et/ou profondes (ex : ombre, barbeau adulte, ablette, hotu, vandoise). Les autres guildes sont : berge (ex : goujon, blageon juvénile, chevesne juvénile, vairon) ; radier (ex : loche, chabot, barbeau juvénile) ; mouille (ex : anguille, perche soleil, perche, gardon, chevesne adulte). L'augmentation du débit favorise la guilde 'chenal', dont la surface utile double avec le passage du débit minimum de 10 à 50 m³/s. L'ombre et le barbeau, par exemple, devraient largement bénéficier de l'augmentation du débit minimum. La valeur d'habitat des poissons vivant le long des berges ou dans les radiers (ex : vairon) diminue en liaison avec l'augmentation de la profondeur.

Les modélisations de qualité de l'habitat (Figure 5) indiquent que l'augmentation du débit favorise les espèces vivant dans des conditions rapides et/ou profondes (ombre, barbeau, ablette, hotu, vandoise) par rapport aux autres. Cette tendance est continue, bien que particulièrement marquée en dessous de 50 m³/s. Elle est tout à fait comparable à celle obtenue sur Pierre-Bénite, et cohérente avec les modélisations existantes sur le Rhône (Lamouroux *et al.*, 1999).

¹ Une guilde est un ensemble d'espèces d'un peuplement utilisant une même ressource.

2.3.2.2 Evolution des surfaces utiles en fonction du débit pour des guildes de poissons dans le Vieux-Rhône de Belley

Sur le vieux Rhône de Belley, les données d'entrée d'Estimhab (lois hauteur-débit et largeur-débit moyennes) ont été estimées par superposition de profils en travers et de lignes d'eau fournies par la Compagnie Nationale du Rhône (cf. Lamouroux *et al.* 1999). Le tronçon modélisé est un tronçon courant, non influencé hydrauliquement par les seuils en travers du vieux Rhône (station de pêche 'aval du seuil de Lucey' pk 124.2-125.2). Les simulations réalisées sur ce tronçon pourront être comparées à des simulations faites sur d'autres tronçons du secteur lors de la phase d'évaluation de la restauration.

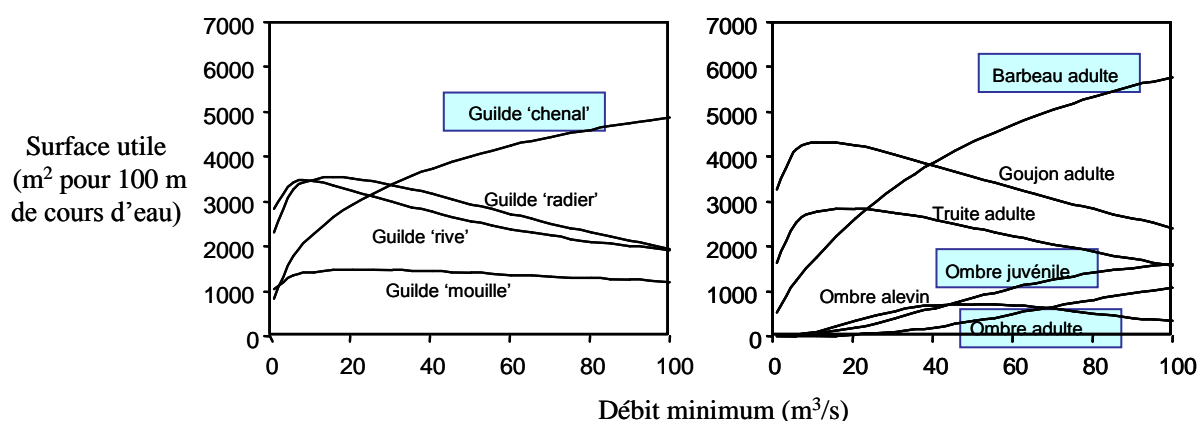


Figure 6 : Evolution des surfaces utiles pour des guildes de poissons (groupes d'espèces, à gauche) et quelques espèces (à droite) en fonction du débit minimum sur le vieux Rhône de Belley.

L'augmentation du débit favorise la **guilde 'chenal'** (Figure 7), dont la surface utile augmente d'environ 30% avec le passage du débit minimum de 25 à 50 m³/s. L'ombre et le barbeau, par exemple, devraient bénéficier de l'augmentation du débit minimum. La surface utile des poissons vivant dans les radiers ou le long des berges (ex : goujon) diminue en liaison avec l'augmentation de la profondeur.

2.3.2.3 Evolution des surfaces utiles en fonction du débit pour des guildes de poissons dans le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon

Sur le Vieux Rhône de Brégnier-Cordon, les données d'entrée d'Estimhab (lois hauteur-débit et largeur-débit moyennes) ont été estimées par superposition de profils en travers et de lignes d'eau fournies par la Compagnie Nationale du Rhône (cf. Lamouroux *et al.* 1999). Le tronçon modélisé est un tronçon courant, situé à l'aval du de la confluence avec le Guiers, non influencé hydrauliquement par les seuils en travers du Vieux Rhône (pk 92.5-94). Les simulations réalisées sur ce tronçon pourront être comparées à des simulations faites sur d'autres tronçons du secteur lors de la phase d'évaluation de la restauration.

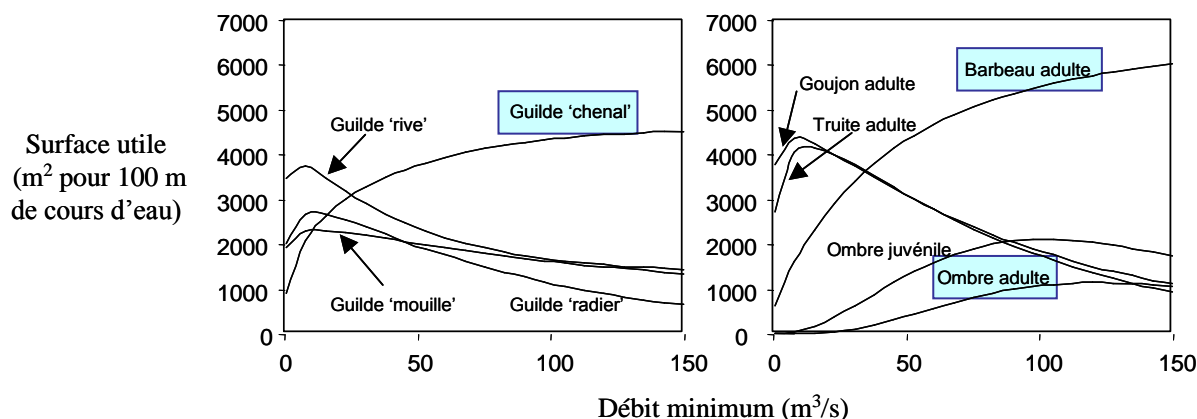


Figure 8 : Evolution des surfaces utiles pour des guildes de poissons (groupes d'espèces, à gauche) et quelques espèces (à droite) en fonction du débit minimum sur le Vieux Rhône de Brégny-Cordon.

Les modélisations de qualité de l'habitat indiquent que le débit minimum de 80 m³/s est satisfaisant pour les espèces vivant dans des conditions rapides et/ou profondes (ombre, barbeau, ablette, hotu, vandoise) (Figure 8). Cependant, l'indice lié à la morphologie est intermédiaire à Brégny-Cordon et le nombre de radiers marqués, favorables aux espèces rhéophiles (notamment en période de reproduction) est moins important qu'en Chautagne ou à Belley.

Les validations biologiques de ces modèles (exemple de Pierre-Bénite) nous indiquent clairement que la position relative des courbes est pertinente (les proportions relatives des espèces répondent de façon comparable). Par contre, les difficultés d'échantillonnage en habitat profond font 'descendre' artificiellement toutes les courbes à fort débit, notamment en grands fleuves. Il ne faut donc pas s'inquiéter de la décroissance des surfaces utiles des guildes 'radier' et 'rive' pour les forts débits. La modélisation indique juste que leur proportion sera réduite par rapport à celles des espèces de la guilde 'chenal'.

Deux métriques sont proposées dans le tableau de bord du suivi scientifique du programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône : « **proportion d'espèces d'eaux vives** » (abondance relative des espèces barbeau, spirin, blageon, loche franche, chabot) et « **proportion d'espèces d'eaux courantes** » (ombre, barbeau, ablette, hotu, vandoise).

D'une manière générale, les modèles prédisent une augmentation des surfaces utiles pour la guilde « **espèces d'eaux courantes** » et donc une augmentation des **abondances relatives** des espèces appartenant à cette guilde dans les résultats des pêches : **ombre commun, barbeau fluviatile, ablette, hotu, vandoise** (espèces vivant dans des conditions rapides et/ou profondes).

2.4 Évolution des peuplements après augmentation des débits réservés

2.4.1 Rappel des conclusions de états initiaux

2.4.1.1 Secteur de Chautagne

Les principales caractéristiques du peuplement piscicole de Chautagne avant modification des débits réservés ont été mises en évidence lors de l'établissement de l'état initial réalisé à partir des données collectées entre 1989 et 2003. Ces caractéristiques sont les suivantes :

- 27 espèces de poissons ont été échantillonnées au cours de cette période, dont 2 espèces de Salmonidés (truite fario et ombre commun) et 15 espèces de cyprinidés ; ces espèces sont pour

la plupart très communes dans le Haut Rhône, à l'exception du carassin doré, espèce introduite et trouvée une seule fois dans ce secteur.

- Les espèces les plus caractéristiques du R.C.C. de Chautagne sont : la truite fario, le hotu, le spirilin, l'ombre commun, la vandoise, la loche franche, la chevaine, le goujon, le vairon, le barbeau fluviatile.
- Certaines espèces sont présentes avec une certaine régularité dans le temps : **le barbeau fluviatile**, la perche fluviatile, le goujon, la tanche, **l'ombre commun** ;
- Certaines espèces ont des fréquences d'occurrence ayant augmenté significativement au cours du temps : **le vairon, le chevaine, la loche franche**, sans doute en raison de la mise en débit réservé du tronçon court-circuité et des changements des caractéristiques écologiques associées (granulométrie, réduction des vitesses de courant et de la profondeur, et eutrophisation du milieu).
- D'autres espèces ont des fréquences d'occurrence ayant diminué entre 1989 et 2003 : **la vandoise, le hotu, le blageon, le spirilin** et dans une moindre mesure la truite fario ; ces espèces reconnues comme très exigeantes vis-à-vis de la qualité du substrat, de la température, de la vitesse d'écoulement et de qualité générale de l'eau, ont probablement été défavorisées par la construction de l'aménagement de Chautagne ; ce phénomène peut refléter des problèmes de dynamique de population sérieux.
- L'analyse quantitative des données a mis en évidence un changement de la structure du peuplement à partir de 1995 avec un peuplement dominé par vandoise, hotu, perche fluviatile, spirilin, truite fario et blageon **pour la période avant 1996**, et par loche franche, vairon, gardon, ablette, goujon et chevaine pour la **période 1996 – 2003** ; ce changement reflète les inversions de proportions d'espèces citées dans les 2 points précédents. Cette constatation peut témoigner de la durée nécessaire pour mettre en évidence sur le moyen terme (15 ans) les changements de structure de communauté associés à la mise en débit réservé du secteur. De plus, les changements climatiques globaux peuvent également jouer un rôle dans les phénomènes observés.

Le R.C.C. de Chautagne est donc un milieu dont la faune piscicole originelle comportait un ensemble d'espèces affectionnant particulièrement les fonds de galets et les fortes vitesses de courant (cyprinidés rhéophiles et salmonidés tels que la truite et l'ombre commun). La construction du barrage de Motz et la mise en débit réservé du secteur ont conduit à une modification importante des caractéristiques d'habitat, dont les effets sur le long terme se traduisent par une réduction de l'abondance des espèces rhéophiles et une augmentation de l'abondance des espèces plus tolérantes (chevaine) et plus caractéristiques des cours d'eau de faible et de moyenne dimensions (vairon, loche franche, spirilin).

2.4.1.2 Secteur de Belley

Les principales caractéristiques du peuplement piscicole du Vieux-Rhône de Belley avant modification des débits réservés ont été mises en évidence lors de l'établissement de l'état initial réalisé en 2004.

- 30 espèces de poissons ont été échantillonnées lors des deux campagnes de pêches réalisées en 2004, dont 2 espèces de salmonidés (truite fario et ombre commun) et 17 espèces de cyprinidés ; ces espèces sont pour la plupart très communes dans le Haut Rhône. Le Vieux-Rhône de Belley se distingue des autres secteurs par la présence de la blennie fluviatile et de la lote, deux espèces qui témoignent de la proximité du Lac du Bourget. Le Pseudorasbora (espèce introduite à la fin des années 1980 dans le bassin du Rhône) a été trouvé pour la première fois à Belley lors de ces pêches.
- Les espèces les plus fréquemment capturées sont : le barbeau fluviatile, la chevaine et le goujon.

- Certaines espèces ont des fréquences d'occurrence relativement élevées : la loche franche, la grémille, la vandoise, le vairon, le hotu et le spirilin et peuvent être considérées comme caractéristiques de ce tronçon court-circuité.
- Les données collectées en 2004 n'ont pas révélé de différences fondamentales au sein du peuplement entre l'amont et l'aval du seuil de Lucey.
- Le R.C.C. de Belley constitue un milieu riche en habitats pour la faune piscicole, ce qui se traduit dans la structure de peuplement par la coexistence d'un grand nombre d'espèces dont les exigences écologiques sont variées. La qualité des habitats du chenal avec la présence de seuils naturels très courants avec une granulométrie grossière, de mouilles profondes et de zones de rives naturelles permet la coexistence des espèces les plus exigeantes (truite, ombre, hotu) et des espèces fuyant plus ou moins les zones turbulentes et procure aux différentes espèces les conditions nécessaires à l'accomplissement de leur cycle vital.

Les données collectées en 2004 montrent que pour la plupart des espèces échantillonnées les populations présentent des structures en classes de tailles mettant en évidence **l'existence de structures de populations bien établies**. Il est donc très probable que la majorité des espèces rencontrées se reproduisent et effectuent leur cycle vital dans le Vieux-Rhône, témoignant de la présence des habitats nécessaires à chaque stade de développement. Cependant, pour plusieurs espèces dont le hotu, des effectifs plus importants seraient nécessaires pour conclure de manière fiable sur l'état réel des populations. Néanmoins, **le R.C.C. de Belley apparaît comme l'un des plus riches du Haut-Rhône** avec une population de truites importante et renfermant de très grands individus. Des données plus approfondies seraient nécessaires pour statuer sur la population d'ombre commun mais il existe incontestablement une reproduction naturelle (non quantifiable actuellement) dans le Vieux-Rhône de Belley.

2.4.1.3 Secteur de Brégnier-Cordon

Les principales caractéristiques du peuplement piscicole du Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon avant modification des débits réservés ont été mises en évidence lors de l'établissement de l'état initial réalisé en 2004 et 2005.

- 28 espèces de poissons ont été échantillonnées lors des deux campagnes de pêches dont 2 espèces de salmonidés (truite fario et ombre commun) et 17 espèces de cyprinidés ; ces espèces sont pour la plupart très communes dans le Haut Rhône. Le sandre et la lote, échantillonnés lors de pêches réalisées entre 1989 et 1997, n'ont pas été trouvés en 2004-2005. Le Pseudorasbora (espèce introduite à la fin des années 1980 dans le bassin du Rhône) a été trouvé pour la première fois à Brégnier-Cordon en octobre 1994.
- Les espèces les plus fréquemment capturées dans le RCC de Brégnier-Cordon sont : le chevaine, le goujon et le barbeau fluviatile. Le chevaine est l'espèce qui présente la plus forte fréquence d'occurrence dans tous les milieux prospectés.
- Les données collectées en 2004 et 2005 n'ont pas révélé de différences fondamentales au sein du peuplement entre l'amont et l'aval du seuil des Molottes, ce qui témoigne probablement de la capacité des poissons à circuler au sein du Vieux-Rhône.
- Les quatre espèces les plus abondantes après le chevaine sont le goujon (13.4%), le barbeau (9.5%), le spirilin (8.9%) et le hotu (6.3%) mais les effectifs capturés sont plus faibles qu'il y a une dizaine d'années en regard de la capacité d'accueil du Vieux-Rhône.
- Les espèces limnophiles (bouvière, épinoche, tanche) sont également présentes en amont et en aval du seuil mais avec des effectifs très faibles.

Il semblerait que la détérioration de la qualité du peuplement soit postérieure à 1994. La présence du seuil des Molottes a probablement induit une augmentation de la sédimentation dans le secteur sous influence de ce seuil (effet négatif sur la qualité des habitats fréquentés habituellement par les espèces rhéophiles : hotu, truite, ombre commun, barbeau). Néanmoins, la taille importante de ce Vieux-Rhône, la présence de nombreux bras latéraux et de nombreuses zones relativement profondes sont autant de facteurs qui invitent à relativiser les résultats obtenus au cours deux campagnes de pêches électriques.

2.4.1.4 Conclusion

Les peuplements piscicoles des trois Vieux-Rhône possédaient des caractéristiques différentes lors de l'établissement de l'état initial avant modification du régime des débits réservés.

Les informations disponibles sur l'état des peuplements de poissons avant la grande période d'aménagement de la deuxième moitié du 20^{ème} siècle faisaient déjà état de différences au sein du peuplement de poissons et ce surtout en fonction des caractéristiques hydro-géomorphologiques du Rhône (Olivier *et al.*, 2009).

Le secteur de Chautagne, caractérisé par sa forte pente et son modèle tressé abritait une population d'ombre commun importante. Les espèces dominantes étaient la truite, l'ombre commun, le barbeau, le brochet, l'anguille, la perche la vandoise et le chevaine. Les deux principaux affluents (Usses les Fier) jouaient un rôle important, notamment pour les migrations de reproduction.

Les secteurs de Belley et de Brégnier-Cordon possédaient des caractéristiques typiques de plaines alluviales de piémont avec des chenaux très rapides et une large plaine alluviale présentant une mosaïque d'habitats très diversifiée. L'ombre commun y était moins abondant qu'en Chautagne. En plus des espèces présentes en Chautagne, la blennie fluviatile et la lotte de rivière (reproduction importante dans le Marais de Lavours) y étaient très communes. Ce secteur marquait aussi la limite supérieure de la migration de reproduction de l'alose et de la lamproie marine.

L'aménagement hydro-électrique du fleuve et la mise en débit réservé des Vieux-Rhône a progressivement modifié la structure des peuplements existants en fractionnant l'habitat et en réduisant les surfaces utiles de certains méso-habitats nécessaires à certaines phases du cycle vital des espèces.

L'état des peuplements réalisé avant modification des débits réservés souligne :

- la transformation du peuplement de Chautagne avec un fort développement du chevaine, du barbeau, du vairon et de la loche franche, une régression importante de la population de hotus (sans doute accentuée par la pêche professionnelle au cours des années 90) et de la population de vandoises, le maintien de populations (en faibles densités) de truites fario et d'ombres communs,
- le maintien à Belley d'un peuplement riche et « relativement équilibré » dans le sens où la dynamique des populations des espèces caractéristiques semble se maintenir après mise en débit réservé ; des études quantitatives, non-disponibles aujourd'hui, seraient nécessaires pour préciser ces caractéristiques,

- l'obtention de résultats sur le secteur de Brégnier-Cordon probablement en deçà des capacités d'accueil du milieu, résultats qui doivent être relativisés en regard de la complexité du milieu et des difficultés d'échantillonnage qui en découlent ainsi que de la durée prise en compte pour décrire cet état initial (2 campagnes d'échantillonnage).

2.4.2 Evolution générale après modification des débits réservés

Trente trois espèces ont été échantillonnées dans les Vieux-Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon (Tableau 1). Cette liste comporte la majorité des espèces potentiellement présentes sur le Haut-Rhône. La blennie fluviatile et la lotte ont été exclusivement rencontrées dans le Vieux-Rhône de Belley (connexion avec le Lac du Bourget).

Les résultats détaillés des pêches annuelles sont présentés en annexe.

Le calcul des proportions « d'espèces d'eaux courantes » (ombre commun, barbeau fluviatile, ablette, hotu, vandoise) montre que les résultats sont différents d'un secteur à l'autre (Figure 9).

En Chautagne, la proportion « d'espèces d'eaux courantes » a augmenté dès 2005 (un an après modification du débit réservé). Elle est principalement due aux proportions plus importantes d'ablettes et de barbeaux (Figure 10). **Il est important de noter que les proportions d'ombres communs, de hotus et de vandoises n'ont pas augmenté significativement après augmentation du débit réservé.** Le fait que des juvéniles de hotus et de vandoises soient encore présents dans les échantillons en 2008 témoigne néanmoins d'une reproduction potentielle dans le Vieux-Rhône, bien que les captures d'adultes soient très exceptionnelles. Les valeurs prises en compte pour la période pré-augmentation de débit réservé sont celles des pêches d'automne de 1996 à 2003 (moyenne). La très forte diminution (>50%) des effectifs échantillonnés en 2007 et 2008 par rapport aux années précédentes se traduit par une augmentation importante de la proportion d'espèces d'eaux vives en 2008 (en particulier des loches franches et des barbeaux) (Figure 11).

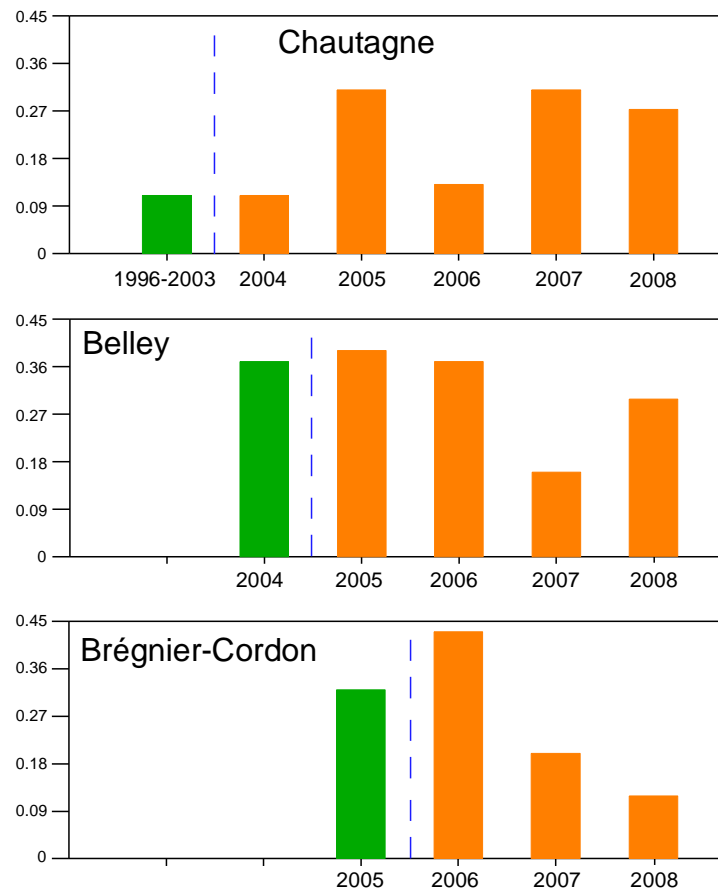


Figure 9 : Proportions d'espèces d'eaux courantes dans les trois secteurs du Haut-Rhône avant (en vert) et après (en orange) augmentation du débit réservé (figuré par un trait pointillé).

Familie	Espèce		Code	Guilde de reproduction
	Nom vernaculaire	Nom latin		
Petromizontidés				
	Lamproie de planer	<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)	LPP	lithophile
Salmonidés				
	Truite fario	<i>Salmo trutta fario</i> (Linné, 1758)	TRF	lithophile
	Ombre commun	<i>Thymallus thymallus</i> (Linné, 1766)	OBR	lithophile
Lotidés				
	Lote	<i>Lota lota</i> (Linné, 1758)	LOT	Pélagophile
Esocidés				
	Brochet	<i>Esox lucius</i> (Linné, 1758)	BRO	phytophile
Cyprinidés				
	Gardon	<i>Rutilus rutilus</i> (L., 1758)	GAR	phyto-lithophile
	Blageon	<i>Leuciscus souffia</i> (Risso, 1826)	BLN	lithophile
	Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i> (L., 1758)	VAN	lithophile
	Chevaine	<i>Leuciscus cephalus</i> (L., 1758)	CHE	lithophile
	Vairon	<i>Phoxinus phoxinus</i> (L., 1758)	VAI	lithophile
	Rotengle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L., 1758)	ROT	phytophile
	Tanche	<i>Tinca tinca</i> (L., 1758)	TAN	phytophile
	Ablette	<i>Alburnus alburnus</i> (L., 1758)	ABL	phyto-lithophile
	Spirilin	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782)	SPI	lithophile
	Brème bordelière	<i>Blicca bjoerkna</i> (L., 1758)	BRB	phytophile
	Brème commune	<i>Abramis brama</i> (L., 1758)	BRE	phyto-lithophile
	Hotu	<i>Chondrostoma nasus</i> (L., 1758)	HOT	lithophile
	Bouvière	<i>Rhodeus sericeus</i> (Bloch, 1785)	BOU	ostracophile
	Goujon	<i>Gobio gobio</i> (L., 1758)	GOU	psammophile
	Pseudorasbora	<i>Pseudorasbora parva</i> (Chlegel, 1842)	PSR	phyto-lithophile
	Barbeau fluviatile	<i>Barbus barbus</i> (L., 1758)	BAF	lithophile
	Carpe commune	<i>Cyprinus carpio</i> (L., 1758)	CCO	phytophile
	Carassin argenté	<i>Carassius gibelio</i> (L., 1758)	CGO	phytophile
Balitoridés				
	Loche franche	<i>Barbatula barbatula</i> (L., 1758)	LOF	lithophile
Ictaluridés				
	Poisson-chat	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	PCH	nest-guarder
Anguillidés				
	Anguille	<i>Anguilla anguilla</i> (L., 1758)	ANG	
Gastérostéidés				
	Epinoche	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (L., 1758)	EPI	nest-guarder
Centrarchidés				
	Perche-soleil	<i>Lepomis gibbosus</i> (L., 1758)	PES	nest-guarder (sub. Indif.)
Percidés				
	Perche fluviatile	<i>Perca fluviatilis</i> (L., 1758)	PER	phytophile
	Grémille	<i>Gymnocephalus cernua</i> (L., 1758)	GRE	phyto-lithophile
	Sandre	<i>Sander lucioperca</i> (L., 1758)	SAN	nest-guarder, (phytophile)
Blenniidés				
	Bennie fluviatile	<i>Salaria fluviatilis</i> (Asso, 1801)	BLE	nest-guarder
Cottidés				
	Chabot	<i>Cottus gobio</i> (L., 1758)	CHA	nest-guarder, (spéléophile)

Tableau 1 : Liste des espèces échantillonnées dans les trois secteurs de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon. Pour chaque espèce (exceptée l'anguille qui se reproduit en mer) figure son appartenance à une guilde de reproduction (une guilde est un ensemble d'espèces qui utilisent le même type de support de reproduction). Lithophile : qui dépose ses œufs sur un substrat grossier (blocs, galets, graviers), psammophile : qui dépose ses œufs sur du sable, phytophile qui dépose ses œufs sur la végétation, phyto-lithophile : qui dépose ses œufs sur de la végétation ou un substrat dur, voir sur du bois immergé, ostracophile : qui dépose ses œufs dans une moule d'eau douce (genre *Unio* ou *Anodonta*), nest-guarder : espèces qui construisent et qui gardent un nid dans lequel sont déposés les œufs. Ces données sont extraites de Balon (1975). Il est important de noter que la truite et l'ombre enfouissent leurs œufs dans le substrat.

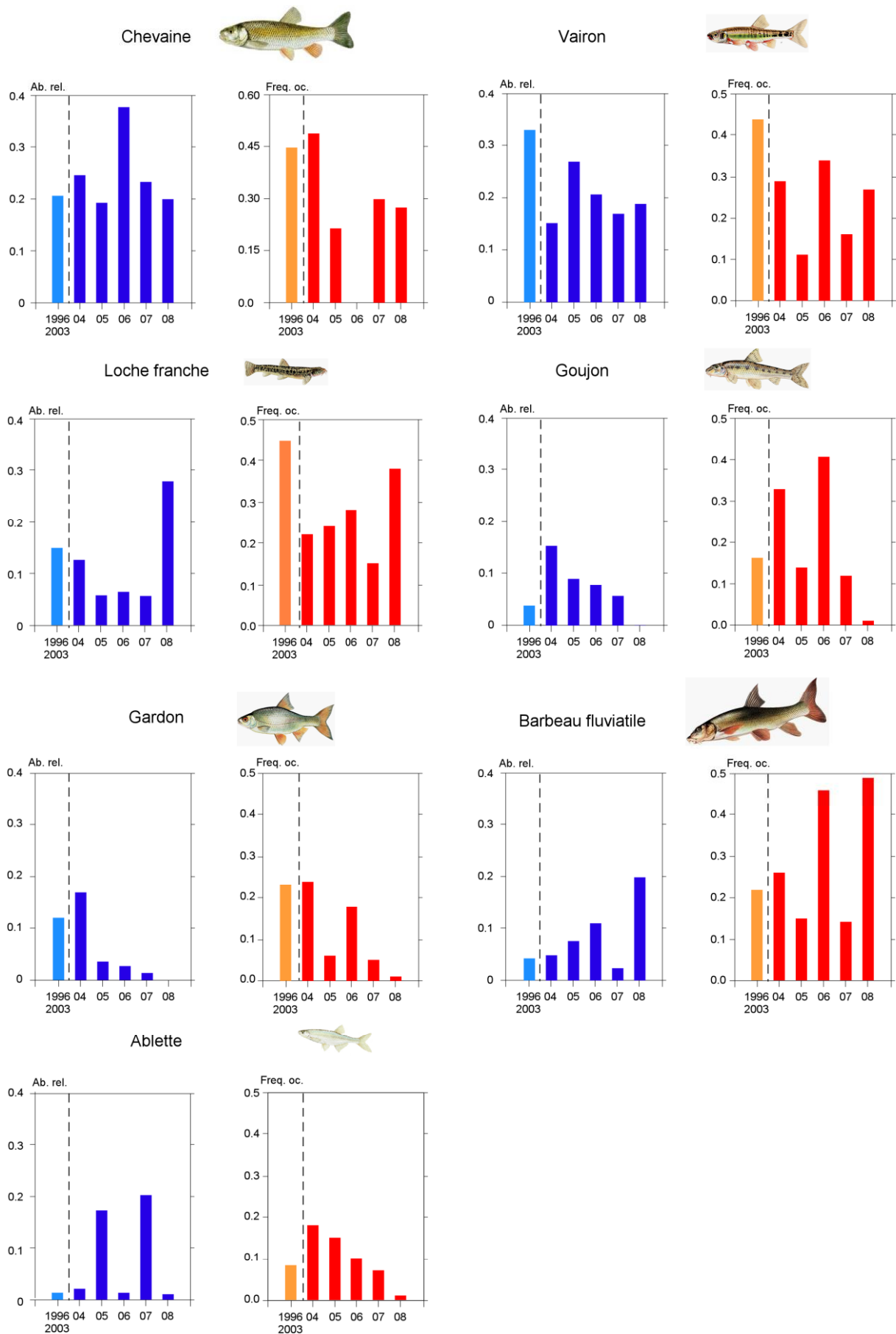


Figure 10 : Abondances relatives et fréquences d'occurrences dans les pêches (100 E.P.A.) des 7 espèces les plus importantes en Chautagne (le trait pointillé mentionne la date de modification du débit réservé).

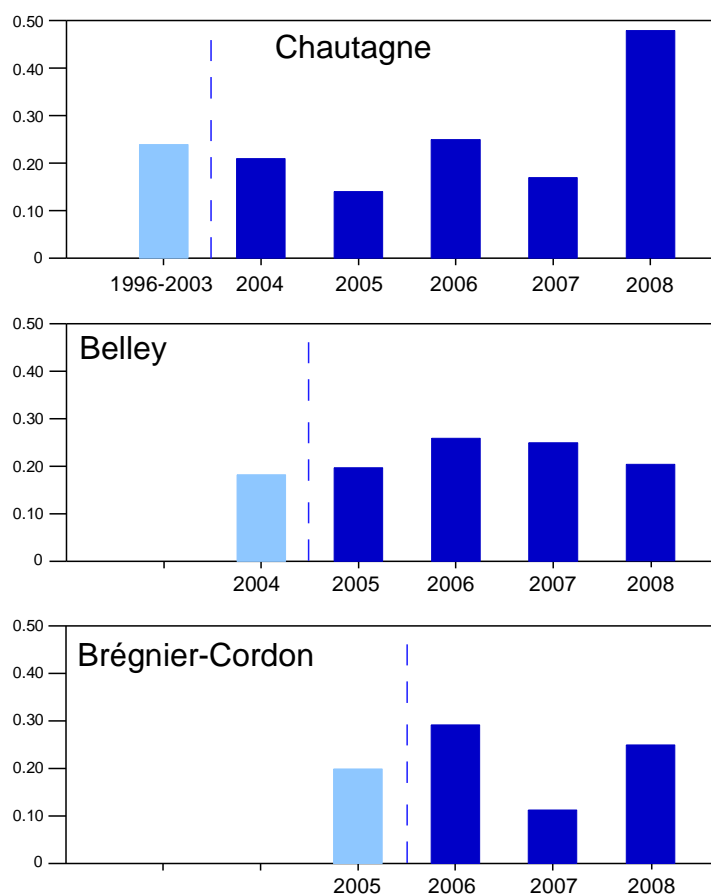


Figure 11 : Proportions d'espèces d'eaux vives dans les trois secteurs du Haut-Rhône avant (en bleu clair) et après (en bleu foncé) augmentation du débit réservé (figuré par un trait pointillé).

À **Belley**, la proportion « d'espèces d'eaux courantes » est restée relativement stable en 2005 et 2006 pour chuter en 2007 et 2008. Cette baisse est principalement due à une diminution des abondances relatives des vandoises, barbeaux et ablettes (Figure 12). Dans le Vieux-Rhône de Belley, les différentes classes d'âges de ces espèces sont généralement bien représentées dans les échantillons. La baisse observée en 2007 et 2008 est probablement due à deux facteurs au moins : un succès de reproduction moindre au cours de ces deux années, sans doute à cause des caractéristiques hydro-climatiques au printemps et en début d'été (débits élevés et régime thermique), et aussi aux conditions hydrologiques avant la période de pêche (augmentation du débit réservé pour des raisons techniques de gestion des ouvrages) pouvant modifier la répartition spatiale des poissons, en particulier des individus adultes (vandoises, hotus, barbeaux, ombres). Ce phénomène se traduit par une baisse généralisée (pour toutes les espèces ou presque) des effectifs échantillonnés. Les résultats observés en 2007 et 2008 doivent être interprétés comme des « points bas » dans la chronique de suivi du peuplement de poissons sans pour autant permettre une remise en question des effets bénéfiques de la modification du régime des débits réservés.

À **Brégnier-Cordon**, la modification de débit réservé ne concerne que la partie la plus amont du Vieux-Rhône (entre le barrage de Champagneux et la confluence avec le Guiers comprenant un radier propice à l'ombre commun situé immédiatement en amont de la confluence). L'augmentation de la proportion « d'espèces d'eaux courantes » en 2006 est provoquée par une augmentation de l'abondance relative de barbeaux et d'ablettes (principalement des juvéniles de l'année témoignant du bon succès de reproduction au printemps 2006) (Figure 13). Les causes probables des résultats obtenus en 2007 et 2008 sont les mêmes que celles évoquées pour le Vieux-Rhône de Belley.

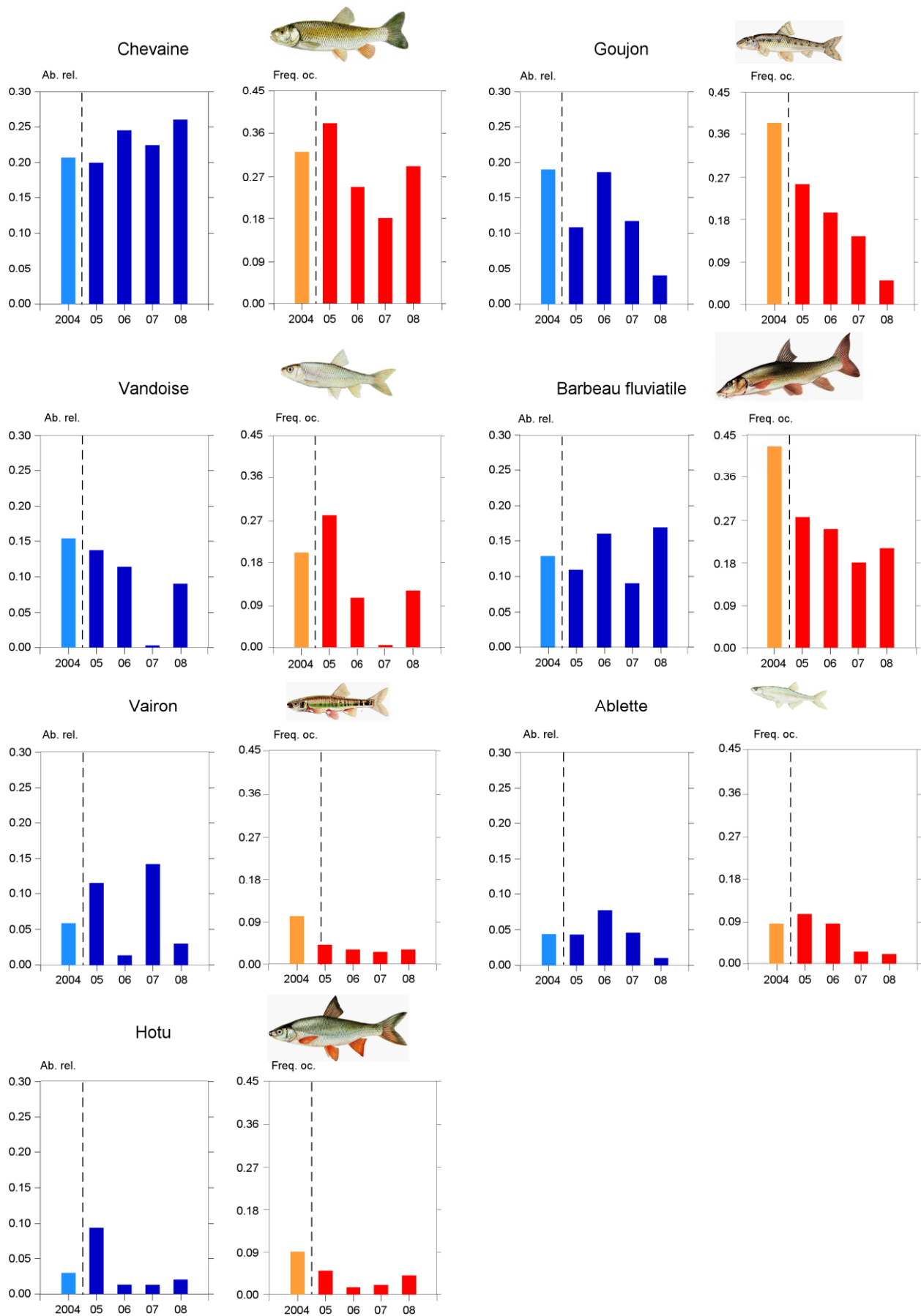


Figure 12 : Abondances relatives et fréquences d'occurrences dans les pêches (200 E.P.A.) des 7 espèces les plus importantes à Belley (le trait pointillé mentionne la date de modification du débit réservé).

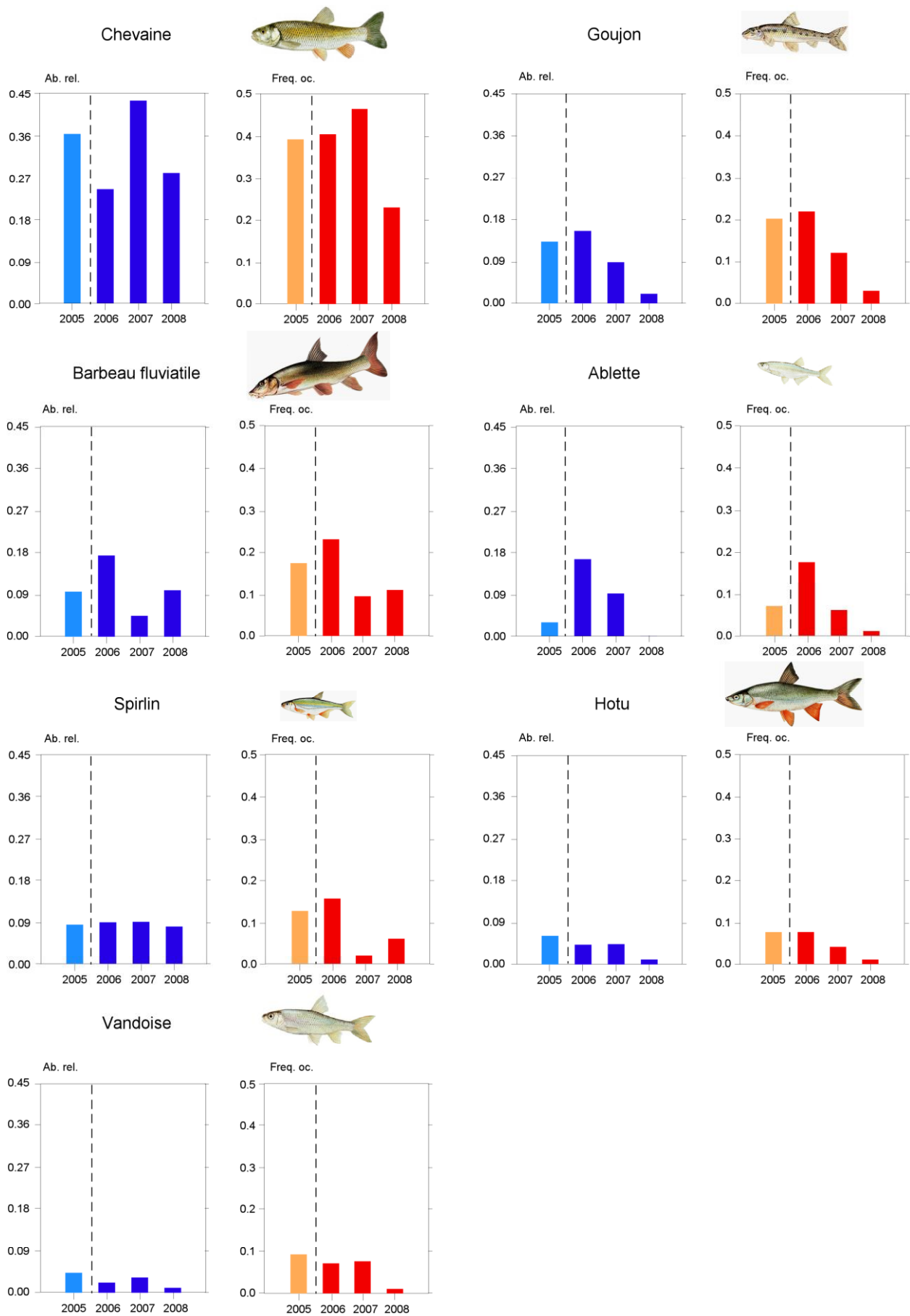


Figure 13 : Abondances relatives et fréquences d'occurrences dans les pêches (200 E.P.A.) des 7 espèces les plus importantes à Brégnier-Cordon (le trait pointillé mentionne la date de modification du débit).

2.5 Conclusion

L'analyse des peuplements de poissons dans les Vieux-Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon avant et après modification du débit réservé a permis la mise en évidence des caractéristiques majeures des peuplements des 3 secteurs avant augmentation des débits réservés. Ces données témoignent de l'état des peuplements après la mise en service des aménagements. La structure des peuplements piscicoles des trois sections court-circuitées résultait de l'évolution des communautés après 20 ans de mise en débit réservé. Le niveau de connaissance de l'état de ces structures était hétérogène d'un secteur à l'autre. Le secteur de Chautagne a bénéficié d'une attention particulière, les secteurs de Belley et de Brégnier-Cordon n'ont pas été suivis avec la même intensité, notamment après 1997. L'effort d'échantillonnage a été re-calibré pour la réalisation des états initiaux. Dans les trois secteurs, le chevaine est incontestablement l'espèce qui s'est le mieux développée après la mise en service des aménagements.

L'analyse des données piscicoles de Chautagne entre 1989 et 2003 (état pré-restauration) a mis en évidence les modalités d'évolution à moyen terme du peuplement dans un contexte de réduction de débit et de changements géomorphologiques progressifs (Klingeman *et al.*, 1998). Les faits les plus marquants concernent la réduction importante et régulière des effectifs de hotus et de vandoises (adultes puis juvéniles) dans les échantillons de pêche électrique, concomitante à une augmentation progressive des abondances de barbeaux, de vairons et de loches franches. Les causes précises du déclin du hotu et de la vandoise sont mal connues mais concernent probablement la raréfaction d'habitats nécessaires à certaines classes d'âges (classes intermédiaires). Ces deux espèces sont des composantes importantes de la métrique « espèces d'eaux courantes ». Les prédictions des modèles indiquent que l'augmentation du débit réservé devrait favoriser le développement de ces deux espèces. Le fait que les densités aient été probablement très faibles avant augmentation du débit explique certainement l'absence de « réaction » de ces espèces à la modification du régime des débits réservés. Il en est de même pour les deux espèces de Salmonidés dont les populations se maintiennent avec des effectifs faibles. De plus, les faibles effectifs totaux de poissons échantillonnés en 2007 et 2008 révèlent que les conditions de reproduction et de croissance des juvéniles n'ont pas été favorables ces deux années (phénomène constaté également à Belley et à Brégnier-Cordon).

L'état initial du peuplement de Belley a été réalisé à partir de données récentes (2 campagnes de pêches en 2004) mais les résultats ont mis en évidence la bonne qualité de la structure du peuplement par rapport aux deux autres secteurs étudiés. Dans ces conditions, les effets attendus de la modification du régime de débits réservés sont très difficiles à mesurer sur une période courte (3 ans).

La structure du peuplement de Brégnier-Cordon obtenue après réalisation de l'état initial a révélé l'existence d'un peuplement piscicole appauvri (par rapport aux résultats enregistrés après la mise en service du barrage), avec des effectifs capturés relativement faibles et un peuplement dominé par le chevaine. La dégradation apparente du peuplement par rapport à son état immédiatement après la mise en service du barrage (jusqu'en 1994) n'a pas pu être interprétée. L'efficacité de l'échantillonnage par pêche électrique dans des conditions particulières (variabilité hydrologique induite par la gestion des ouvrages), la complexité du Vieux-Rhône et la présence d'une proportion importante de faciès profonds peuvent également être à l'origine des résultats obtenus. Dans ce contexte, seul le suivi à long terme du peuplement pourra apporter des précisions sur l'état du peuplement par rapport à l'état des années 90.

Le bilan du suivi post-restauration dans les trois secteurs du Haut-Rhône souligne :

- que la durée du suivi après augmentation du débit réservé est insuffisante pour apprécier de manière pertinente l'effet du relèvement du débit sur les peuplements de poissons (augmentation de la proportion « des espèces d'eaux courantes »)
- que les attendus sont identiques sur les trois sections court-circuitées mais que les enjeux diffèrent d'un secteur à l'autre en fonction de la structure des peuplements et de certaines populations (hotus, vandoises, truites, ombres communs),
- que la complexité hydro-morphologique du Rhône et la gestion des débits, même dans les sections court-circuitées, induisent une variabilité inter-annuelle du succès de reproduction des espèces et de leur répartition spatiale qui ont une influence importante sur les résultats du suivi annuel, le fleuve reste un système complexe dont le fonctionnement ne peut être appréhender que sur une échelle temporelle longue,
- que dans le secteur de Chautagne, un effet significatif du relèvement des débits réservés devrait se traduire à moyen terme par une restauration des populations de hotus, vandoises et ombres communs avec intégration progressive des différentes classes d'âges dans la structure des populations, ce qui n'a pas été observé jusqu'en 2008,
- que le peuplement du secteur de Belley ne présente pas les problèmes structurels de celui de Chautagne et que l'effet bénéfique du relèvement des débits réservés ne se mesurera probablement que très progressivement sur le long terme,
- que les enjeux du relèvement du débit réservé dans le Vieux-Rhône de Brégnier-Cordon sont plus limités que pour les deux autres secteurs, seule la partie entre le barrage de Champagneux et la confluence avec le Guiers étant concernée par la modification de débit.

L'utilisation de métriques synthétiques comme la proportion « d'espèces d'eaux courantes » pour mesurer les effets des augmentations de débits est pertinente dans le contexte du Haut-Rhône. Néanmoins, elle s'appuie implicitement sur l'analyse de données plus précises comme l'analyse de la structure en tailles (ou en âges) des populations cibles (hotus, vandoises, ombres communs), l'analyse de la variabilité inter-annuelle du succès de reproduction (mesurée par la proportion de juvéniles de l'année dans les échantillons). Il est également nécessaire d'intégrer dans l'analyse l'effet à moyen terme de la restauration écologique des annexes fluviales (lônes).

La poursuite du suivi entrepris a également pour objectif d'améliorer la connaissance sur l'écologie des populations de poissons du Rhône afin d'en optimiser la gestion.

3 Chapitre 2 : évolution des peuplements macroinvertébrés benthiques après augmentation des débits réservés dans les Vieux-Rhône de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon.

3.1 Rappel des objectifs et méthodologie

La distribution des invertébrés benthiques dans le chenal des Vieux-Rhône dépend largement des **conditions hydrauliques locales** et ces organismes représentent donc un matériel de choix pour évaluer la qualité de l'habitat physique du milieu. Ainsi, les études sur les invertébrés benthiques initiées dans le cadre du suivi scientifique du programme de restauration écologique et hydraulique du Rhône visent d'une part à étudier les relations entre les conditions hydrauliques locales et la distribution des espèces à partir de données de références et d'autre part, à établir des scénarios de modifications biocénotiques en fonction des changements hydrauliques associés aux augmentations de débit dans les Vieux-Rhône.

Le travail de modélisation de la réponse des peuplements d'invertébrés aux changements de conditions hydrauliques dans les Vieux-Rhône a nécessité l'acquisition de données avant restauration.

Les modèles permettant d'estimer les effets potentiels de la restauration des débits dans les Vieux-Rhône du Haut-Rhône sur les densités de divers taxons d'invertébrés benthiques sont ensuite utilisés. Ce travail repose sur l'utilisation du modèle d'habitat statistique FSTress adapté aux invertébrés benthiques. Ce modèle permet de prédire des densités d'espèces à un débit donné à l'échelle du tronçon et donc de prévoir des changements faunistiques et de fonctionnement du milieu induits par des modifications de débits.

Dans une dernière phase, des études post-restauration sont réalisées dans le but d'acquérir des données permettant de valider les prédictions du modèle d'habitat statistique FSTress.

A l'échelle locale, les invertébrés sont échantillonnés et les paramètres hydrauliques (valeur de la contrainte au fond mesurée à l'aide de FST hémisphères et vitesse de courant) mesurés sur les mêmes points d'échantillonnage. Les invertébrés sont récoltés avec un cylindre de Hess muni d'un filet de maille de 200 μ m. Les premiers centimètres de substrat et la faune associée sont collectés sur une surface de 0.05 m². Nous utilisons la méthode des hémisphères FST pour mesurer les contraintes hydrauliques locales au fond de la rivière au niveau du point d'échantillonnage de la faune. Les forces hydrauliques au fond ainsi mesurées peuvent induire le remaniement des sédiments et donc déloger les invertébrés benthiques de leurs abris et sont donc de bons indicateurs de perturbation de l'habitat physique.

Ainsi, avant restauration (2002-2003), les invertébrés du chenal et les paramètres hydrauliques ont été échantillonnés dans les trois Vieux- Rhône (Chautagne, Belley, Brégnier-Cordon) à trois saisons (printemps, été et hiver). Un total de 240 échantillons a été réalisé de manière aléatoire dans les 3 tronçons court-circuités pour cette phase initiale.

Les résultats de cette phase ont montré que les deux saisons printemps et été donnaient une bonne image des peuplements en place. Ainsi, seules ces deux saisons ont été retenues pour l'échantillonnage post-restauration.

De plus, au cours de la phase pré-restauration, 5 tamis de vides de maille différents (2000, 1000, 630, 400 & 200 μ m) ont été utilisés au laboratoire pour séparer les organismes par classe de tailles. Les résultats de cette phase ont montré que les individus dont la taille était supérieure à 400 μ m décrivaient d'une manière pertinente les peuplements en place. Ainsi, dans ce rapport, seuls ces individus sont considérés pour la présentation et l'analyse des données.

Les dates d'échantillonnage sont présentées ci-dessous :

Secteur	Pré-restauration			Post-restauration n+2		Post-restauration n+4	
	Printemps	été	hiver	printemps	été	printemps	été
Chautagne	05/06/2002	13/09/2002	24/01/2003	08/06/2006	24/09/2006	22/05/2008	26/08/2008
Belley	30/05/2002	28/08/2002	23/01/2003	23/05/2008	16/09/2007		
Brégnier-Cordon	06/06/2002	29/08/2002	21/01/2003		30/09/2008		

Tableau 2 : Campagnes d'échantillonnage dans les trois Vieux-Rhône du Haut-Rhône.

3.2 Rappel des attendus

Pour atteindre ces objectifs fixés (analyse des relations entre les conditions hydrauliques locales et la distribution des espèces et établissement des scénarios de modifications de structure des peuplements en fonction des changements hydrauliques), dans un premier temps, il a été nécessaire d'élaborer des modèles permettant d'estimer les effets potentiels de la restauration des débits dans les tronçons court-circuités du Haut-Rhône sur les densités de divers taxons d'invertébrés benthiques. Ce travail repose sur l'utilisation du modèle d'habitat statistique FSTress (Lamouroux, 1997) adapté aux invertébrés benthiques. **Ce modèle permet de prédire des densités d'espèces à un débit donné à l'échelle du tronçon et donc de prévoir des changements faunistiques et de fonctionnement du milieu induits par des modifications de débits.**

Le modèle FSTress implique le **couplage de deux types de modèles** : des modèles biologiques établis à une échelle locale (microhabitat) et des modèles hydrauliques statistiques établis à l'échelle du tronçon (typiquement long de 15 à 30 fois la largeur afin de couvrir une à plusieurs séquences de type radier-mouille, lorsqu'elles existent).

Les modèles statistiques hydrauliques prédisent de manière logique et **pour les 3 secteurs** de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon, une **plus forte proportion de contraintes hydrauliques faibles** (numéros d'hémisphères $FST \leq 8 = 3.93 \cdot 10^{-1} \text{ N.m}^2$) **pour de faibles débits que pour des forts débits**. Cependant on peut noter de petites différences entre les secteurs. Ainsi, quel que soit le débit, le **pourcentage de contraintes fortes est toujours plus important dans le secteur de Chautagne que dans les secteurs de Belley et de Brégnier Cordon, ce dernier secteur présentant les pourcentages les plus faibles.**

Modèles hydrauliques pour les débits réservés pré et post-restauration de Chautagne.

- **En hiver et au printemps** pour $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, 63% des conditions hydrauliques du tronçon correspondraient à des hémisphères $FST \leq 8$ et 37 % de $FST > 8$ alors que pour $50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ on obtiendrait 48% et 52%, respectivement.
- **En été** pour $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, 57% des conditions hydrauliques du tronçon correspondraient à des hémisphères $FST \leq 8$ et 43 % de $FST > 8$ alors que pour $70 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, on obtiendrait 34% et 56%, respectivement.

Modèles hydrauliques pour les débits réservés pré et post-restauration de Belley.

- **En hiver** pour $25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, 74% des conditions hydrauliques du tronçon correspondraient à des hémisphères $FST \leq 8$ et 26 % de $FST > 8$, alors que pour $60 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, on obtiendrait 64% et 36% respectivement.

- **Au printemps** $28 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, 73% des conditions hydrauliques du tronçon correspondraient à des hémisphères $\text{FST} \leq 8$ et 27 % de $\text{FST} > 8$, alors que pour $80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ on obtiendrait 61% et 39%, respectivement.
- **En été** pour $60 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, 64% des conditions hydrauliques du tronçon correspondraient à des hémisphères $\text{FST} \leq 8$ et 36 % de $\text{FST} > 8$, alors que pour $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ on obtiendrait 58% et 42%, respectivement.

Modèles hydrauliques pour les débits réservés de Brégnier-Cordon.

- **En hiver** pour $80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, 74% des conditions hydrauliques du tronçon correspondraient à des hémisphères dont le numéro est $\text{FST} \leq 8$ et 26 % de $\text{FST} > 8$.
- **Au printemps** pour $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, 72% des conditions hydrauliques du tronçon correspondraient à des hémisphères $\text{FST} \leq 8$ et 28 % $\text{FST} > 8$.
- **En été** pour $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, 69% des conditions hydrauliques du tronçon correspondraient à des hémisphères $\text{FST} \leq 8$ et 31 % de $\text{FST} > 8$.

Les préférences hydrauliques ont été modélisées pour 66 taxons.

Les modèles moyens de préférence par taxon expliquent entre 0 et 49% de la variation en \ln des densités des taxons dans les campagnes d'échantillonnage. Les modèles des taxons tels que les *Simuliidae*, *Micronecta spp.*, *Baetis lutheri* ou *Elmis spp.* expliquent plus de 40% de la variation des \ln des densités dans les échantillons. Les modèles de 60% des taxons étudiés (39 sur 66) expliquent au moins 10% de cette variation.

L'hémisphère moyen préféré pour chaque taxon s'étend de 3.65 (*i.e.* une force de cisaillement estimée à environ $0.14 \text{ N} \cdot \text{m}^{-2}$) pour *Micronecta spp.* à 13.23 (*i.e.* $1.8 \text{ N} \cdot \text{m}^{-2}$) pour *Hydropsyche siltalai*.

Les résultats montrent des différences nettes dans les préférences hydrauliques des 66 taxons étudiés. On distingue plusieurs groupes de taxons :

- Des taxons **très rhéophiles** inféodés à des contraintes fortes ($\text{AVGFST} \geq 10$) tels que *Theodoxus fluviatilis*, *Ancylus fluviatilis*, *Baetis vardarensis*, *Elmis spp.* ou *Hydropsyche siltalai*.
- Des taxons **rhéophiles** inféodés à des contraintes correspondant à des AVGFST compris entre 8 et 10 tels que *Hydropsyche modesta* ou les Diptères Orthocladiinae.
- Des taxons **limnophiles** ($6 \leq \text{AVGFST} \leq 8$) tels que *Asellus aquaticus* ou *Hydroptila spp.*
- Des taxons **très limnophiles** inféodés à des contraintes très faibles $\text{AVGFST} < 6$ tels que *Micronecta spp.*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Polycelis nigra-tenuis* ou *Caenis luctuosa*.
- Des taxons ne présentant pas de préférences hydrauliques tels *Dendrocoelum lacteum*, *Athripsodes albifrons* et *Gammarus fossarum* appelés "ubiquistes".

Dans les 3 secteurs d'études, plus d' 1/3 des taxons étudiés ne présentent pas de préférences hydrauliques, environ 1/3 sont inféodés à des contraintes fortes ($\text{FST} > 8$) et environ 1/6 sont inféodés à des contraintes faibles ($\text{FST} \leq 8$) (Tableau 3).

- Parmi ces taxons, la proportion d'individus sans préférences hydrauliques est nettement plus grande dans les secteurs de Belley et de Brégnier-Cordon (57.5 et 65.5% respectivement) que dans le secteur de Chautagne (24.5%).

- Parmi les taxons présentant des préférences hydrauliques, une grande majorité des individus sont inféodés à des contraintes fortes (FST >8) pour les 3 secteurs. A noter que presque 80% des individus de taxons dont les préférences ont été modélisées sont inféodés à des contraintes fortes à Chautagne contre 41.5 et 32% à Belley et Brégnier-Cordon respectivement.

Secteur	sans préf	limnobiontes	limnophiles	rhéophiles	rhéobiontes	Ind.
		FST< 6	6≤FST≤8	8<FST≤10	FST>10	
Chautagne	25.8	7.3	3.2	2.4	19.4	41.9
Belley	24.5	8.2	4.5	2.7	20.9	39.1
Brégnier Cordon	24.3	4.3	2.9	2.1	20	46.4

Tableau 3 : Pourcentages de taxons sans préférences hydrauliques ou inféodés à des contraintes faibles (limnobiontes ou limnophiles) ou fortes (rhéophiles et rhéobiontes) dans les 3 secteurs d'étude. « Ind. » correspond aux pourcentages de taxons dont les préférences n'ont pas été modélisées.

Le couplage des modèles biologiques et hydrauliques par FSTress prévoit, pour les 3 secteurs du Haut-Rhône (Tableau 4) :

- qu'une **augmentation des débits** induira une **augmentation des densités des taxons rhéobiontes-rhéophiles** tels que par exemple *Ancylus fluviatilis*, *Dreissena polymorpha*, *Baetis vardarensis* et *Hydropsche contubernalis*.
- qu'une **augmentation des débits** induirait une **diminution des densités des taxons limnobiontes-limnophiles** tels que par exemple *Caenis luctuosa*, *Micronecta spp.*, *Polycentropus flavomaculatus* et *Potamopyrgus antipodarum*.
- que sur les **39** taxons présentant des préférences hydrauliques marquées, **27** devraient répondre positivement aux augmentations de débits

Groupes	Taxons	Réponse à l'augmentation de débits
Mollusques	<i>Ancylus fluviatilis</i>	+
Crustacés	Asellidae	-
Crustacés	<i>Asellus aquaticus</i>	-
Ephéméroptères	<i>Baetis vardarensis</i>	+
Ephéméroptères	<i>Baetis rhodani</i>	+
Ephéméroptères	<i>Baetis</i> spp.	+
Ephéméroptères	<i>Caenis luctuosa</i>	-
Ephéméroptères	<i>Caenis</i> spp.	-
Diptères	Chironomini	-
Mollusques	<i>Dreissena polymorpha</i>	+
Planaires	<i>Dugesia polychroa-lugubris</i>	+
Planaires	<i>Dugesia tigrina</i>	+
Coléoptères	<i>Elmis</i> spp.	+
Coléoptères	<i>Esolus</i> spp.	+
Coléoptères	<i>Esolus</i> spp. ad	+
Ephéméroptères	<i>Heptagenia sulphurea</i>	+
Trichoptères	<i>Hydropsyche contubernalis</i>	+
Trichoptères	<i>Hydropsyche exocellata</i>	+
Trichoptères	<i>Hydropsyche incognita</i>	+
Trichoptères	<i>Hydropsyche modesta</i>	+
Trichoptères	<i>Hydropsyche siltalai</i>	+
Trichoptères	<i>Hydropsyche</i> spp.	+
Trichoptères	<i>Hydroptila</i> spp.	-
Plécoptères	<i>Leuctra</i> spp.	+
Coléoptères	<i>Limnius</i> spp.	+
Hétéroptères	<i>Micronecta</i> spp.	-
Diptères	Orthoclaadiinae	+
Coléoptères	<i>Oulimnius</i> spp.	+
Mollusques	<i>Pisidium</i> spp.	-
Planaires	<i>Polycelis nigra-tenuis</i>	-
Trichoptères	Polycentropodidae	-
Trichoptères	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	-
Ephéméroptères	<i>Potamanthus luteus</i>	+
Mollusques	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	-
Ephéméroptères	<i>Rhithrogena semicolorata</i>	+
Ephéméroptères	<i>Rhithrogena</i> spp.	+
Trichoptères	<i>Rhyacophila s. stricto</i> spp.	+
Diptères	Simuliidae	+
Mollusques	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	+

Tableau 4 : Réponses des taxons aux augmentations de débits. (+ : augmentation des densités et - : diminution des densités).

Le modèle hydraulique utilisé prévoit **une augmentation des proportions de contraintes hydrauliques fortes avec une augmentation des débits quel que soit le secteur considéré** et donc une augmentation potentielle d'habitats favorables aux espèces rhéophiles. Cependant, quel que soit le débit, **le pourcentage de contraintes fortes est toujours plus important dans le secteur de Chautagne que dans les secteurs de Belley et de Brégnier-Cordon**, ce dernier secteur présentant les pourcentages les plus faibles. Ainsi, même si les débits réservés après restauration restent plus faibles à Chautagne que dans les deux autres secteurs, les proportions de contraintes fortes resteront plus importantes dans ce secteur et ce secteur demeurera donc plus propice à la bonne implantation des taxons rhéophiles.

En Chautagne, les débits ont été augmentés de + 40 et + 50 m³.s⁻¹ pour les deux périodes "hiver-printemps" et "été" respectivement, alors qu'à Belley ces débits ont été augmentés seulement de + 35 et + 40 m³.s⁻¹ pour l'hiver et l'été respectivement. On pourrait donc

s'attendre à une **augmentation** plus importante **des densités** de taxons rhéophiles dans le secteur de Chautagne que dans le secteur de Belley. Les prédictions issues de la modélisation montrent le contraire. **Avec une augmentation des débits, les indices de densité augmenteraient plus vite dans le secteur de Belley que dans les secteurs de Chautagne et de Brégnier-Cordon** (ces augmentations étant les plus faibles pour ce dernier secteur). Ces résultats s'expliquent probablement par le fait que dans le secteur de Chautagne, même avec des débits plus faibles, les conditions seraient quand même plus favorables aux taxons rhéophiles qui présentaient déjà des densités bien plus fortes que dans les autres secteurs avant restauration des débits. Les invertébrés rhéophiles répondront à la restauration des débits dans ce secteur (leurs densités augmenteront) mais cette augmentation sera probablement moins forte qu'à Belley où les conditions étaient, avant restauration, moins propices à l'implantation de ces taxons.

Etant donné que les densités de taxons rhéophiles avant restauration étaient plus faibles dans les secteurs de Belley et Brégnier-Cordon que dans le secteur de Chautagne, l'augmentation en pourcentage des indices de densités dans ces deux premiers secteurs devrait être nettement plus importante qu'à Chautagne.

Les prédictions issues de la modélisation prévoient également une **diminution de la densité des taxons limnophiles** dans le chenal pour tous les secteurs et cette diminution serait plus importante dans le secteur de Belley. Ce résultat reflète une diminution des conditions hydrauliques propices aux taxons limnophiles plus importante dans ce secteur avec les augmentations de débits. La plus faible diminution en pourcentage de l'indice de densités (secteur de Brégnier-Cordon) serait due à de plus fortes densités de taxons limnophiles dans ce secteur. La diminution des densités des taxons limnophiles suite à la restauration des débits ne devrait pas se répercuter à l'échelle de l'hydrosystème mais uniquement dans le chenal. En effet, les taxons limnophiles trouveront des conditions favorables dans les lônes existantes ou restaurées.

3.3 Comparaison des peuplements d'invertébrés avant et après restauration

Des ACP inter et intra-classes pour les trois secteurs de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon nous ont permis, 1) **de comparer les distributions d'invertébrés entre les 3 RCC** pour lesquels nous disposons de données pré et post-restauration et 2) d'analyser les variations des distributions au sein de chacun de ces RCC **pour étudier l'effet campagne** et ainsi **mettre en évidence des éventuels changements après restauration**.

Ces ACP ont été réalisées sur un tableau de données comportant 96 colonnes (taxons) et 270 lignes (relevés). Les données ont été transformées en log (abondance +1).

L'analyse inter-RCC explique 21% de la variabilité spatiale du jeu de données. L'axe F1 très structurant montre **un gradient amont-aval** de ces trois RCC avec à l'amont (Chautagne) de fortes densités d'espèces de Trichoptères (espèces du genre *Hydropsyche* et *Psychomyia pusilla*), d'Éphéméroptères (*Potamanthus luteus*, *Heptagenia sulphurea* et espèces du genre *Baetis*) ainsi que des Diptères Orthocladiinae, Tanypodinae et Simuliidae. Vers l'aval (Belley puis Brégnier-Cordon) ces taxons sont moins bien représentés et on observe plutôt de fortes densités des espèces de Gammarés, des Planaires du genre *Dugesia*, des espèces de Coléoptères Elmidae et des Mollusques (*Ancylus fluviatilis*, *Theodoxus fluviatilis* et *Corbicula fluminea*).

On observe un **gradient amont-aval de degrés de trophie des taxons témoignant d'une qualité biologique passable des milieux à l'amont et qui s'améliore vers l'aval** (influence du Fier ?). Par ailleurs, les résultats avaient montré un **gradient de rhéophilie** de l'amont vers l'aval avant restauration avec un pourcentage d'individus rhéophiles plus important à l'amont. Ce gradient de rhéophilie est confirmé après-restauration (Figure 14).

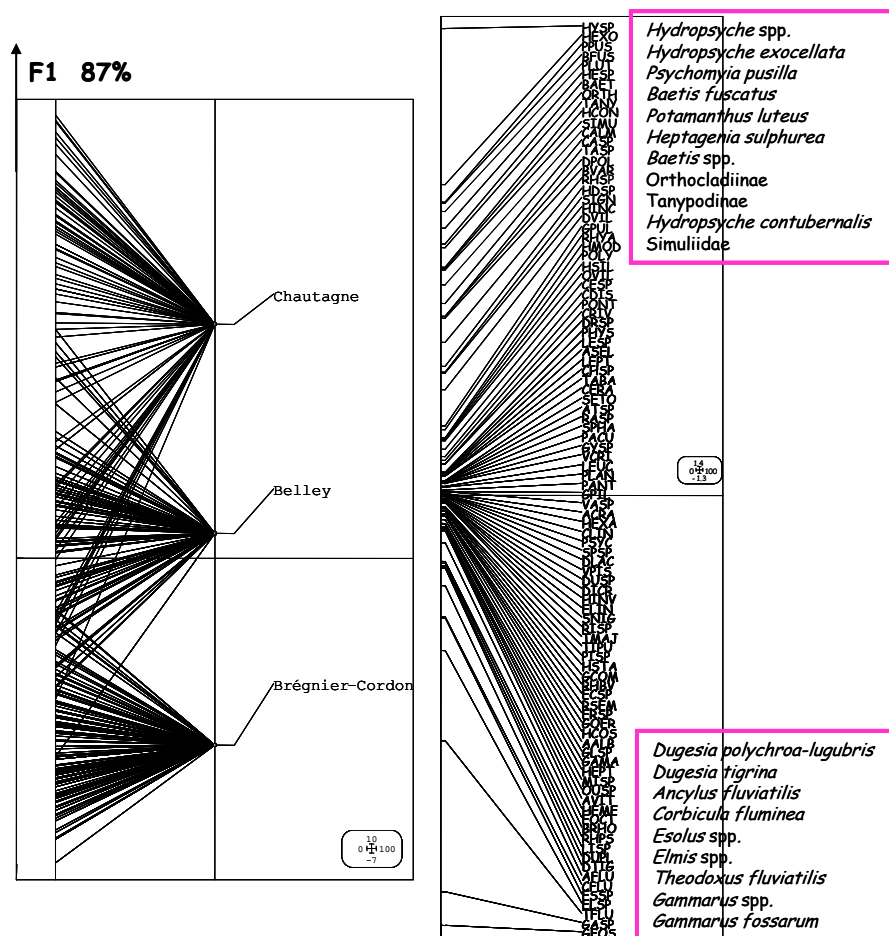


Figure 14 : Position des RCC et des taxons sur l'axe F1 de l'ACP inter-classes.

L'analyse intra-RCC explique 79% de la variabilité spatiale du jeu de données traduisant un très fort effet campagne au sein de chaque RCC.

L'axe 1 discrimine les campagnes pré-restauration des campagnes post-restauration (Figure 15). Les taxons caractéristiques des campagnes pré-restauration (coordonnées négatives sur l'axe F1 de la Figure 15) qui voient leurs densités chuter après restauration sont par exemple le gastéropode *Ancylus fluviatilis*, les insectes *Esolus* spp., *Hydropsyche* spp., *Baetis* spp. et Tanytarsini, ainsi que les espèces de Gammarus (notamment les *Gammarus fossarum*). Ces Gammarus sont remplacés après restauration par le prédateur *Dikerogammarus villosus* (coordonnées positives sur l'axe F1 de la Figure 15) réputé pour occuper la niche écologique des Gammarus autochtones. De plus, on note en post-restauration un nombre très important de juvéniles de Gammaridae (presque 2000 indiv/m² à Belley) dont une très forte proportion est probablement des juvéniles de *Dikerogammarus villosus*.

Sur l'axe 2 de l'analyse intra-classes, on observe un gradient saisonnier qui s'observe globalement aussi après restauration. Les taxons caractéristiques des campagnes de printemps

(coordonnées positives sur l'axe F2 de la Figure 15) sont par exemple l'Éphéméroptère *Serratella ignita*, le Plécoptère *Leuctra* spp., ainsi que les Diptères Tanytarsini, Tanypodinae, Chironomini et Orthocladiinae. On note cependant que si les Diptères Tanyponidae sont en fortes densités dans les campagnes de printemps pré-restauration, ils sont en nette régression dans les campagnes de printemps post-restauration (environ même densités pour les deux campagnes à Belley et inférieures au printemps à Chautagne).

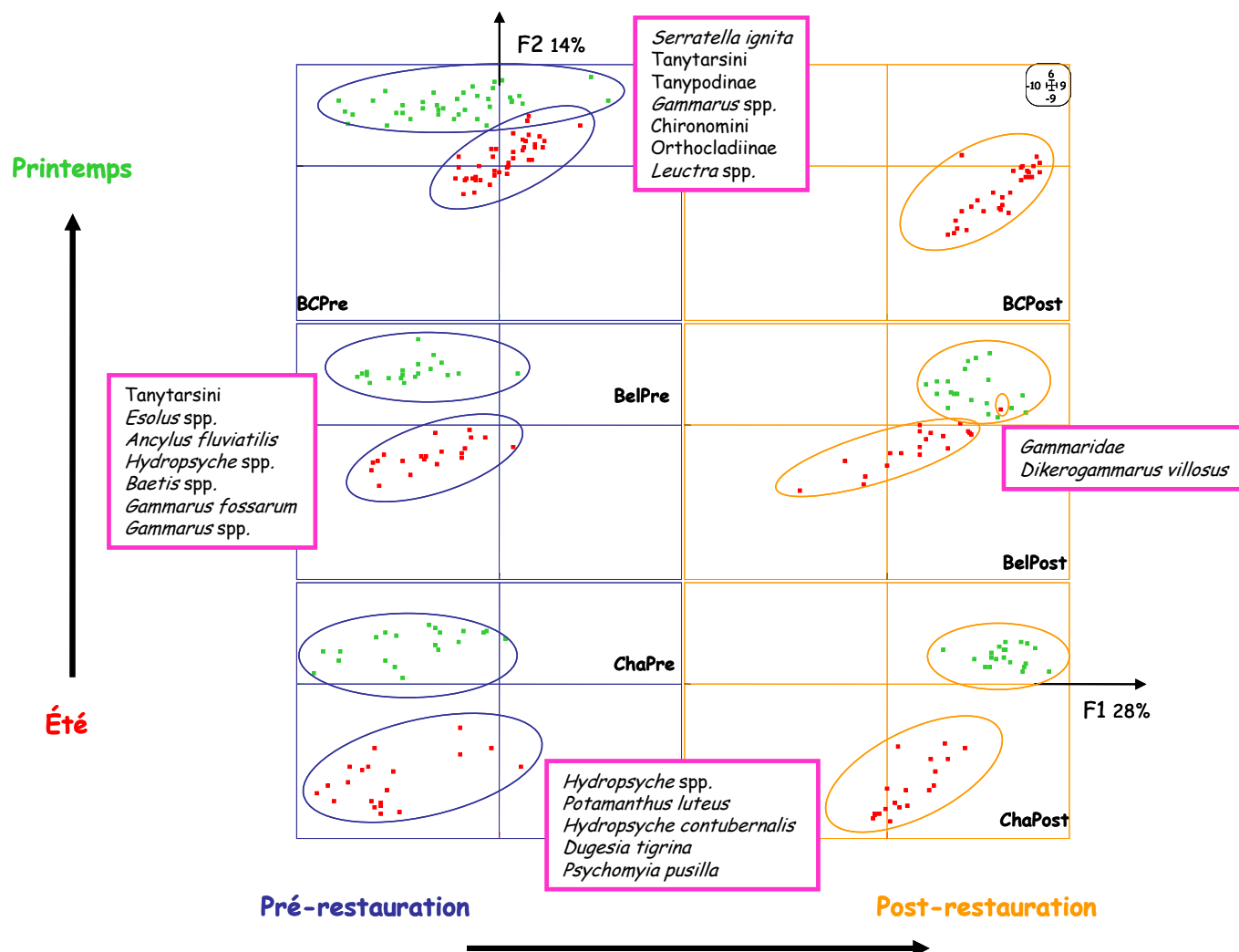


Figure 15 : Position des relevés dans chaque RCC pour les campagnes de printemps et d'été avant et après restauration sur les axes F1 et F2 de l'ACP intra-classes.

On notera enfin au printemps une très forte abondance de juvéniles de Gammares (*Gammarus* spp.) notamment dans le secteur de Brégner-Cordon.

De même, on observe des taxons caractéristiques des campagnes d'été avant et après restauration telles que les Trichoptères *Psychomyia pusilla*, l'Éphéméroptère spécifique de grands cours d'eau *Potamanthus luteus* ou la planaire *Dugesia tigrina*. De plus, on notera des densités plus importantes pour la majorité des espèces d'*Hydropsyche* en été dans le secteur de Chautagne avant et après restauration et à Belley seulement après restauration.

→ On observe donc **une grande variabilité saisonnière des distributions de taxons** d'invertébrés dans chacun des secteurs de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon.

→ Cette variabilité saisonnière se retrouve globalement **avec les mêmes tendances après restauration**

→ Les résultats montrent des **variations dans la distribution des invertébrés après restauration** et ces changements sont globalement **identiques dans les trois secteurs**. On note en particulier une **chute de la richesse taxonomique et des effectifs** pour de nombreux taxons au profit du prédateur *Dikerogammarus villosus* notamment à Belley et à Brégnier-Cordon si on considère que les Gammaridae sont pour une grande part des juvéniles de cette espèce.

Prédictions du modèle FSTress

Le couplage des modèles biologiques et hydrauliques par FSTress prévoit, pour les trois secteurs du Haut-Rhône, qu'une **augmentation des débits induira une augmentation des densités des taxons rhéophiles** et au contraire, **une diminution des densités des taxons limnophiles**. On peut noter que sur les 39 taxons présentant des préférences hydrauliques marquées, **27 devraient répondre positivement aux augmentations de débits**.

Préférences hydrauliques globales des peuplements avant et après restauration

Les résultats montrent **une augmentation du pourcentage d'individus rhéophiles dans les secteurs de Belley et de Brégnier-Cordon après restauration** (Tableau 5 et Figure 16). A Brégnier-Cordon cette augmentation relative du nombre d'individus très rhéophiles s'explique par la baisse très importante du nombre d'individus de Gammares (ubiquistes quant aux conditions hydrauliques). A Belley l'augmentation relative du nombre d'individus rhéophiles repose également essentiellement sur la chute des effectifs de Gammares mais aussi sur une très forte augmentation des effectifs de *Potamanthus luteus* (densités triplées) et d'Orthoclaadiinae (densités plus que doublées) au cours des campagnes post-restauration.

En Chautagne, on n'observe aucun changement pré et post-restauration en ce qui concerne les pourcentages d'individus rhéophiles (Figure 16).

Rhéophilie	Brégnier-Cordon		Belley		Chautagne	
	pré	post	pré	post	pré	post
Ind	0.18	22.36	0.12	1.22	0.37	1.20
Très Limnophiles	1.17	0.49	0.22	0.31	1.99	1.91
Limnophiles	0.29	0.85	0.66	0.65	0.84	1.27
Rhéophiles	18.36	19.63	27.82	43.38	38.47	37.78
Très Rhéophiles	7.71	29.04	9.57	10.61	30.80	32.92
Ubiquistes	72.29	27.62	61.62	43.83	27.54	24.92

Tableau 5 : Pourcentages d'individus inféodés à des contraintes hydrauliques faibles (Très Limnophiles et Limnophiles) ou fortes (Rhéophiles ou Très Rhéophiles) ou sans préférence hydraulique (ubiquistes). Ind : correspond aux pourcentages d'individus dont les préférences n'ont pas été modélisées.

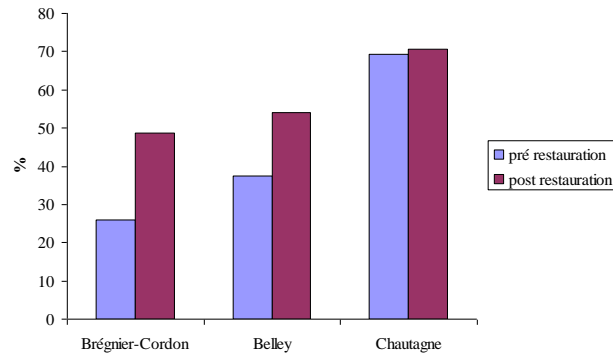


Figure 16 : Pourcentages d'individus infestés à des contraintes hydrauliques fortes (Rhéophiles ou très Rhéophiles) dans les 3 RCC présentant des données pré et post restauration.

→ Les changements observés entre les campagnes pré et post-restauration reposent sur quelques taxons dont les effectifs ont brutalement chuté ou au contraire brutalement augmenté après restauration. Ces résultats sont donc **à interpréter avec prudence et devront être confirmés.**

Validations des prédictions de FSTress

Les comparaisons des prédictions du modèle FSTress et les observations de terrain montrent qu'en **Chautagne et à Belley respectivement 51 et 67% des taxons qui présentent des préférences hydrauliques significatives** (Mérigoux et al. 2009) **répondent dans le même sens que les prédictions au moins à une saison** (Tableau 5). Par exemple, les densités des taxons rhéophiles tels que les Simuliidae, *Potamanthus luteus*, *Hydropsyche contubernalis*, *Theodoxus fluviatilis* et Orthoclaadiinae augmentent globalement après restauration en Chautagne et à Belley comme le modèle l'avait prédit (Tableau 5). De même, les densités de taxons limnophiles tels que Polycentropodidae, *Polycentropus flavomaculatus*, Asellidae, *Polycelis nigra-tenuis* et *Asellus aquaticus* baissent comme prédit par le modèle. Cependant, la baisse des densités de certains taxons rhéophiles tels que par exemple *Ancylus fluviatilis* et *Rhyacophila s. stricto* spp. dans les deux secteurs ou l'augmentation des densités de taxons limnophiles tels que *Potamopyrgus antipodarum* dans les deux secteurs ou des Chironomini uniquement à Belley restent difficile à interpréter car contraire aux attendus.

On notera que les taxons limnophiles répondent mieux que les taxons rhéophiles aux prédictions de FSTress. En Chautagne et à Belley respectivement, 75 et 83% des taxons limnophiles répondent dans le même sens que les prédictions contre seulement 44 et 58% pour les taxons rhéophiles.

On observe une **variabilité saisonnière dans les réponses** puisque seuls environ 40% des taxons répondent dans le même sens que les prédictions aux deux saisons. Par exemple, les densités du taxon rhéophile *Hydropsyche contubernalis* diminuent au printemps mais augmentent en été dans les deux secteurs de Chautagne et Belley.

Taxons	Chautagne				Taxons	Belley			
	Δ HV	Δ obsTot	Δ obsPrint	Δ obsEté		Δ HV	Δ obsTot	Δ obsPrint	Δ obsEté
Polycentropodidae	-0.11	-0.89	-0.19	-1.58	Polycentropodidae	-0.08	-0.03	0.00	-0.05
<i>Micronecta</i> spp.	-0.10	0.03	0.13	-0.06	<i>Micronecta</i> spp.	-0.08	-0.21	-0.18	-0.24
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	-0.10	-0.52	0.00	-1.05	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	-0.08	-0.01	0.00	-0.03
Asellidae	-0.10	-0.17	-0.28	-0.07	<i>Polycelis nigra-tenuis</i>	-0.08	-0.41	-0.27	-0.55
<i>Polycelis nigra-tenuis</i>	-0.10	-0.44	-0.75	-0.13	<i>Caenis luctuosa</i>	-0.07	0.17	-0.29	0.63
<i>Caenis luctuosa</i>	-0.10	0.54	0.91	0.18	<i>Pisidium</i> spp.	-0.07	-0.01	-0.02	0.00
Chironomini	-0.10	-1.51	-1.37	-1.66	Asellidae	-0.07	-1.07	-2.16	0.01
<i>Pisidium</i> spp.	-0.10	0.04	0.05	0.02	Chironomini	-0.07	4.38	7.33	1.42
<i>Asellus aquaticus</i>	-0.09	-0.16	-0.28	-0.04	<i>Asellus aquaticus</i>	-0.06	-0.98	-1.98	0.01
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	-0.08	0.89	0.77	1.00	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	-0.06	1.13	1.19	1.07
<i>Hydroptila</i> spp.	-0.08	0.78	-0.22	1.78	<i>Hydroptila</i> spp.	-0.05	-1.03	0.48	-2.53
<i>Caenis</i> spp.	-0.06	1.41	1.29	1.52	<i>Caenis</i> spp.	-0.04	0.27	-0.77	1.31
<i>Dugesia polychroa-lugubris</i>	0.04	-0.22	-0.19	-0.25	<i>Dugesia polychroa-lugubris</i>	0.03	-0.89	-0.59	-1.19
Orthoclaadiinae	0.05	11.77	19.66	3.88	Orthoclaadiinae	0.04	6.20	7.92	4.48
<i>Baetis</i> spp.	0.08	1.33	1.75	0.90	<i>Ancyclus fluviatilis</i>	0.06	-1.66	0.03	-3.35
<i>Ancyclus fluviatilis</i>	0.08	-1.47	-0.76	-2.18	<i>Baetis</i> spp.	0.06	-1.39	0.81	-3.60
<i>Hydropsyche sitalai</i>	0.10	-1.52	-0.33	-2.71	<i>Hydropsyche sitalai</i>	0.07	0.07	-0.25	0.39
<i>Elmis</i> spp.	0.10	-0.06	0.08	-0.20	<i>Elmis</i> spp.	0.07	-0.60	-0.64	-0.56
<i>Esolus</i> spp.	0.11	-0.67	-1.04	-0.30	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.07	0.34	-0.01	0.69
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0.11	0.02	0.00	0.05	<i>Esolus</i> spp.	0.08	-2.92	-4.94	-0.89
<i>Hydropsyche</i> spp.	0.11	0.01	-3.06	3.07	<i>Baetis rhodani</i>	0.08	-0.02	-0.12	0.08
<i>Potamanthus luteus</i>	0.11	0.14	-2.97	3.25	<i>Rhyacophila s. stricto</i> spp.	0.08	-1.40	-2.06	-0.75
<i>Hydropsyche modesta</i>	0.11	-0.35	-0.04	-0.67	<i>Dugesia tigrina</i>	0.08	-2.95	-1.85	-4.04
<i>Dugesia tigrina</i>	0.11	-2.08	-0.75	-3.41	<i>Hydropsyche</i> spp.	0.08	1.40	-2.09	4.89
<i>Rhyacophila s. stricto</i> spp.	0.11	-2.11	-2.71	-1.50	<i>Baetis vardarensis</i>	0.08	-1.24	-0.64	-1.83
<i>Baetis rhodani</i>	0.12	-0.03	0.00	-0.06	<i>Leuctra</i> spp.	0.08	-0.75	-1.60	0.10
<i>Hydropsyche exocellata</i>	0.12	0.27	0.06	0.48	<i>Potamanthus luteus</i>	0.09	3.92	0.36	7.49
<i>Rhithrogena</i> spp.	0.12	-0.01	0.00	-0.02	<i>Hydropsyche modesta</i>	0.09	-0.49	-0.58	-0.40
<i>Baetis vardarensis</i>	0.12	-2.04	-2.98	-1.10	<i>Dreissena polymorpha</i>	0.09	-0.72	-1.16	-0.27
<i>Leuctra</i> spp.	0.12	-0.27	-0.41	-0.13	<i>Esolus</i> spp. ad	0.09	-0.50	-1.28	0.28
<i>Heptagenia sulphurea</i>	0.12	-2.09	-3.18	-1.01	<i>Heptagenia sulphurea</i>	0.09	1.97	-0.45	4.38
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	0.12	0.57	-0.56	1.70	Simuliidae	0.09	1.19	1.87	0.52
<i>Dreissena polymorpha</i>	0.12	0.18	-0.95	1.30	<i>Hydropsyche exocellata</i>	0.09	-0.94	-1.08	-0.81
<i>Hydropsyche incognita</i>	0.12	0.14	0.13	0.15	<i>Hydropsyche incognita</i>	0.09	-0.01	-0.02	0.01
<i>Esolus</i> spp. ad	0.12	-0.02	-0.02	-0.02	<i>Limnius</i> spp.	0.09	-0.84	-1.04	-0.64
<i>Limnius</i> spp.	0.13	-0.30	-0.19	-0.42	<i>Hydropsyche contubernalis</i>	0.10	1.75	-0.02	3.52
Simuliidae	0.13	0.39	-2.70	3.47	<i>Rhithrogena</i> spp.				

Tableau 6 : Prédiction et observations dans les secteurs de Chautagne et Belley des densités des taxons présentant des préférences hydrauliques marquées. Avec ad : adultes; Δ HV : variations des valeurs d'habitat prédites par FSTress dans les Vieux-Rhône pour les débits réservés d'hiver pré et post-restauration (Chautagne 10 et 20 m³ et Belley 25 et 65 m³) ; Δ obs : variations des densités (N.indiv/dm² transformées en log abondance +1) des campagnes pré et post-restauration. Tot : densités moyennes des campagnes de printemps et d'été. Les taxons sont classés par leur valeur d'habitat (notes de 0 à 1 de qualité de l'habitat local définies à partir des densités normalisées. Ces notes correspondent donc à des indices de densités).

De même, on observe une variabilité dans les réponses entre les deux secteurs pour environ ¼ des espèces traduisant une **variabilité spatiale dans les réponses**. Par exemple, les densités de l'espèce rhéophile *Dreissena polymorpha* augmentent globalement dans le secteur de Chautagne comme prédit par le modèle mais diminuent dans le secteur de Belley (Tableau 6).

De plus, les résultats montrent qu'il n'existe **pas de corrélations** entre les variations de valeurs d'habitat prédites et les variations des densités observées sur le terrain avant et après restauration (Figure 17). Les figures présentant les saisons séparées n'améliorent pas la relation.

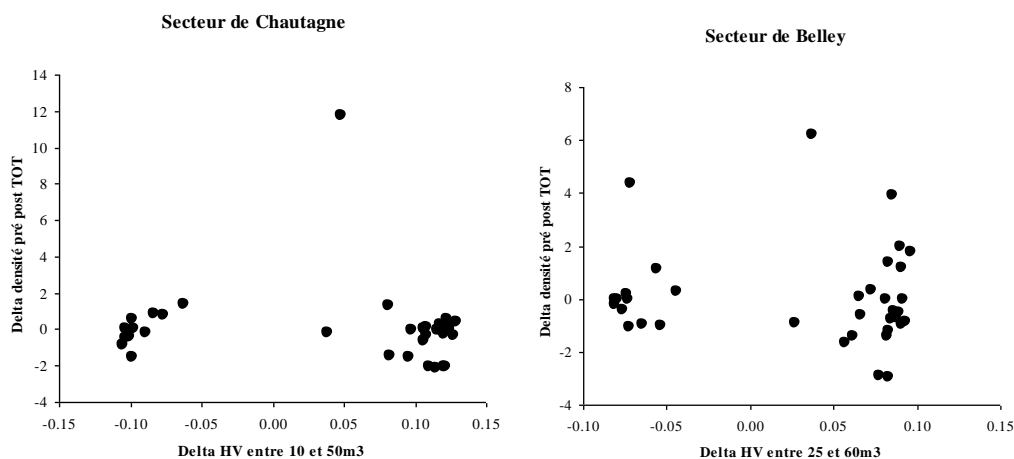


Figure 17 : Relation entre les variations des valeurs d'habitat (HV) prédites par FSTress pour les deux débits minimum d'hiver pré et post-restauration et les variations de densités pré et post-restauration (N.indiv/dm² transformés en log abondance +1) dans les secteurs de Chautagne et Belley.

3.4 Conclusion

Les résultats montrent donc que les observations de terrain et les prédictions du modèle FSTress vont dans le même sens pour plus de la moitié des taxons mais qu'il n'existe pas de corrélations entre ces observations et ces prédictions avant et après restauration. Les données post-restauration de Chautagne et de Belley ne nous permettent pas de valider les prédictions du modèle FSTress et peuvent donc apparaître comme surprenantes dans ce contexte.

Cependant, des paramètres indépendants de la restauration viennent troubler ces résultats et pourraient expliquer notamment la chute importante du nombre de taxons et de leur effectif après restauration.

En effet, les portions court-circuitées du Rhône sont soumises à des paramètres hydro-climatiques ou des contraintes plus ponctuelles de gestion de barrages dont la variabilité inter-annuelle a des répercussions sur les peuplements aquatiques. Ces paramètres ou contraintes peuvent donc induire des variabilités inter-annuelles de densités des espèces que des études sur du moyen ou du long terme nous permettront de comprendre. Ainsi, la variabilité inter-annuelle de l'intensité et de la fréquence des crues peut avoir des répercussions sur les peuplements d'invertébrés et ceci indépendamment des opérations de restauration des débits dans les RCC. De même, les variations des débits journaliers liées à la gestion des barrages observées les semaines précédant l'échantillonnage des campagnes d'été 2006 en Chautagne et 2008 à Brégner-Cordon ont probablement eu des effets sur les peuplements faunistiques en place. De plus, l'implantation de l'espèce invasive *Dikerogammarus villosus* pendant les travaux de restauration du Haut-Rhône suivi, en 2006 par de la colonisation des Corbicules dans les secteurs de Chautagne et de Belley et depuis 2008, du Polychète *Hypania invalida* dans les secteurs de Brégner-Cordon et Belley soulèvent en effet de réels problèmes. Une

réflexion devra être menée rapidement sur cette problématique de l'impact des "espèces invasives" sur les peuplements d'invertébrés du Haut-Rhône pour comprendre la part relative des effets de ces espèces sur les invertébrés en place et celle des opérations de restauration. Cette connaissance s'avère indispensable pour pouvoir quantifier précisément les effets des augmentations de débits sur les peuplements d'invertébrés du Haut-Rhône.

Les métriques liées aux modifications de débit utilisées dans le cadre du suivi de l'augmentation de débit réservé du Rhône doivent donc être interprétées dans le cadre d'un suivi comprenant plusieurs campagnes d'échantillonnage post-restauration et en intégrant l'ensemble des facteurs susceptibles d'avoir une influence sur la dynamique des espèces dans les Vieux-Rhône (modification de l'hydrologie en fonction des contraintes d'exploitation et d'entretien des usines par la CNR, facteurs hydro-climatiques, arrivée de nouvelles espèces exogènes...). La validation du modèle FST ne se fera donc que sur du moyen ou du long terme et il n'est pas étonnant que les premières campagnes post-restauration ne nous révèlent pas immédiatement les attendus.

4 Chapitre 3 : la sédimentation dans 15 lônes restaurées du Haut Rhône

4.1 Rappel des objectifs et des données acquises

En termes de sédimentation dans les lônes, le suivi scientifique du programme de restauration du Rhône pose deux questions majeures :

- **Quelle est la durée de vie d'une lône restaurée ?** Y a-t-il un comblement du bras par sédimentation ? Existe-t-il des phénomènes de décapage ralentissant le processus, voire l'inversant? Cette durée est-elle modifiée par la restauration ? Ce premier ensemble de questions est abordé en confrontant le taux de sédimentation (épaisseur des sédiments déposés sur une période de temps donnée) et la hauteur d'eau moyenne de la lône qui est susceptible d'enregistrer le comblement.

- **La restauration modifie-t-elle les conditions d'habitat dans la lône ?** Ces conditions d'habitat dépendent de l'écoulement et des caractéristiques granulométriques du lit. L'objectif est ici de déterminer si les conditions d'habitat sont modifiées par rapport aux conditions initiales et si ces nouvelles conditions vont se maintenir durablement. Pour caractériser cette évolution, un suivi de la granulométrie moyenne et de la variabilité granulométrique intra-lône est réalisé. Il est complété par un suivi automatisé des hauteurs d'eau.

Le protocole retenu prévoyait une campagne tous les deux ans et plusieurs relevés :

* Mesure de l'épaisseur de la sédimentation fine et de la hauteur d'eau à partir d'un réseau de points d'observation (mesure par sondage à la perche de l'épaisseur du dépôt de limon dans la zone en eau), distribués le long de l'axe de chacune des lônes (environ 50 points par lône, 1 point tous les 10 m dans le cadre de la convention 2007-2009 mais sur seulement 10 points dans la convention précédente qui concerne les états initiaux des lônes du Haut-Rhône).

* Mesure de la distribution granulométrique. Cinq prélèvements équi-répartis longitudinalement ont été réalisés dans l'axe de la lône à la benne d'Eckmann afin de mesurer la taille médiane des sédiments de surface et leur variabilité locale (écart inter-quartile standardisé).

Sur le Haut-Rhône, plusieurs campagnes ont ainsi été réalisées (Tableau 7).

	Nbre de lônes	Campagne avant rest.	Campagne post-rest	Campagne post-rest	Campagne post-rest	Campagne post-rest
Chautagne	2	Aucune	Fév. 2006	Oct. 2006	Oct. 2007	Aout. 2009
Belley	6	Mai 2004 Sept. 2003	Fév. 2006	Oct. 2006	Oct. 2007	Aout. 2009
Brégnier-Cordon	7	Nov. 2005	Oct. 2006	Oct. 2007	Sept. 2009	

Tableau 7 : Synthèse des campagnes de suivi de la sédimentation et de la granulométrie

Parallèlement, des suivis topographiques et hydrologiques ont été réalisés afin de déterminer le débit débordant au droit de l'entrée amont dont la valeur et la fréquence contrôlent véritablement les conditions hydrauliques dans la lône et donc sa sédimentation.

Plusieurs piézomètres ont ainsi été installés afin de suivre l'évolution de la hauteur d'eau et détecter le moment où le débordement se manifeste (Tableau 8). Onze d'entre eux sont actuellement installés et enregistrent les hauteurs d'eau ; un a été détruit sur Malourdie lors de travaux CNR. Toutes les lônes ne sont pas équipées car certaines ont un régime hydrologique totalement calqué sur celui du Rhône

Ces piézomètres ont aussi permis de voir comment le plan d'eau des lônes évolue au fil des saisons. Ces données n'ont pas été pleinement exploitées comparativement car on dispose encore de chroniques trop courtes pour les lônes de Brégnier-Cordon.

		abrév.	date de début
1	Malourdie	MAL	15/11/2004
2	Brotalet	BRO	15/11/2004
3	Luisettes	LUI	25/01/2006
4	Moiroud	MOI	25/01/2006
5	Fournier	FOU	18/11/2005
6	Béard	BEA	27/09/2005
7	Lucey	LUC	∅
8	Anse de Yenne	YEN	∅
9	Chantemerle	CHA	24/10/2006
10	Granges	GRA	24/10/2006
11	Vachon	VAC	∅
12	Cerisiers	CER	∅
13	Mattant	MAT	∅
14	Mollotes	MOL	27/10/2007
15	Plaine	PLA	02/03/2007

Tableau 8 : Localisation et date de démarrage des enregistrements piézométriques acquis sur les lônes du Haut-Rhône. NB : tous les piézomètres sont actuellement en fonctionnement à l'exception d'un installé sur Malourdie.

4.2 Résultats : Durée de vie des lônes restaurées

Les premières tendances ont été mises en évidence, notamment sur les lônes de Chautagne pour lesquelles on dispose de 4 campagnes après la restauration. Même si les conclusions sont encore fragiles compte tenu du faible nombre d'observations, on constate :

- Qu'une forte sédimentation touche de nombreuses lônes immédiatement après leur restauration. C'était le cas de Cerisiers, Malourdie et Brotalet par exemple (Figure 18).
- Cette forte sédimentation initiale se ralentit significativement dans les premières années qui suivent les opérations. Dans le cas de Malourdie, la sédimentation est ainsi passée de 30 cm/an en valeur médiane au cours de la première année à 7 cm/an rapportée sur les 4 années suivant les travaux. Sur Brotalet, cette évolution existe aussi mais est moins marquée.

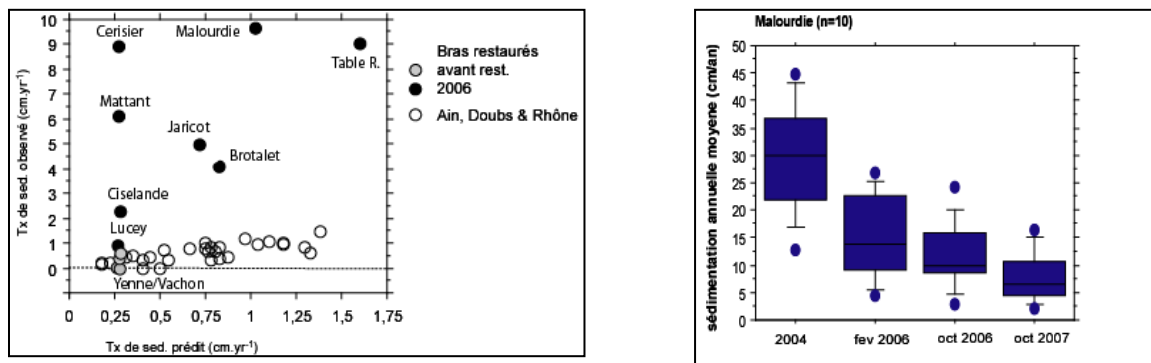


Figure 18 : – A gauche) Position de plusieurs bras restaurés du Haut-Rhône sur le graphique « taux de sédimentation observé versus taux de sédimentation prédit par le modèle pluri-décennal (tx de sed. pluri-décennal = f(freq. Q amont ; freq. Q aval) » (Citterio et Piégay, 2009), A droite) Evolution de la sédimentation annuelle moyenne sur Malourdie au cours des 4 campagnes post-restauration (la boîte à moustaches donne la médiane, les 1^{er} et 3^{ème} quartiles, les 1^{er} et 10^{ème} déciles et les valeurs maximales). La série est calculée à partir des épaisseurs de sédimentation prises tous les 10 m dans l’axe de la lône.

Le suivi inter-annuel de la sédimentation a permis de calculer ainsi les premières tendances. Si l’on raisonne sur les observations de 2006, le comblement des lônes devrait être rapidement enregistré. Sur Malourdie, on ne devrait plus avoir que 20 cm d’eau en moyenne dès 2018. L’évolution serait plus rapide encore sur Molottes ou Plaine, ces 20 cm étant atteints dès 2015. C’est Béard qui aurait ainsi la durée de vie la plus longue, les 20 cm d’eau n’étant atteints qu’en 2035 au rythme de la sédimentation de 2006 (Figure 19). Ces estimations sont sans doute les plus pessimistes car on ne tient compte ni des décapages qui peuvent se manifester lors de fortes crues ni du ralentissement de la sédimentation au cours du temps. Si l’on prend l’exemple de Malourdie, la seule lône pour laquelle on dispose d’une série de 4 observations, on constate un ralentissement de la sédimentation et une durée de vie de fait beaucoup plus longue. C’est ainsi que la hauteur d’eau devrait se maintenir autour de 80 cm en moyenne à partir de 2012 et se maintenir alors durablement si le modèle tendanciel ajusté sur les observations se confirme. Les relevés de cet automne devraient encore permettre d’affiner ces observations.

Ces premiers éléments permettent de comprendre qu’il faut plusieurs années d’observation après restauration pour effectivement pouvoir étalonner un modèle tendanciel qui soit réaliste pour déterminer la durée de vie d’une lône, d’autant que ces observations ne tiennent pas compte de la variabilité inter-annuelle des crues. Par ailleurs, il existe sans doute différents contextes géographiques que l’on ne peut encore pas bien identifier faute de disposer de plus longues séries sur plusieurs lônes. De fait, les campagnes de 2009 (en cours) et de 2011 seront cruciales pour disposer de ces observations sur un grand nombre de lônes et étudier ainsi pleinement la diversité géographique des tendances à la sédimentation des lônes restaurées (Figure 20).

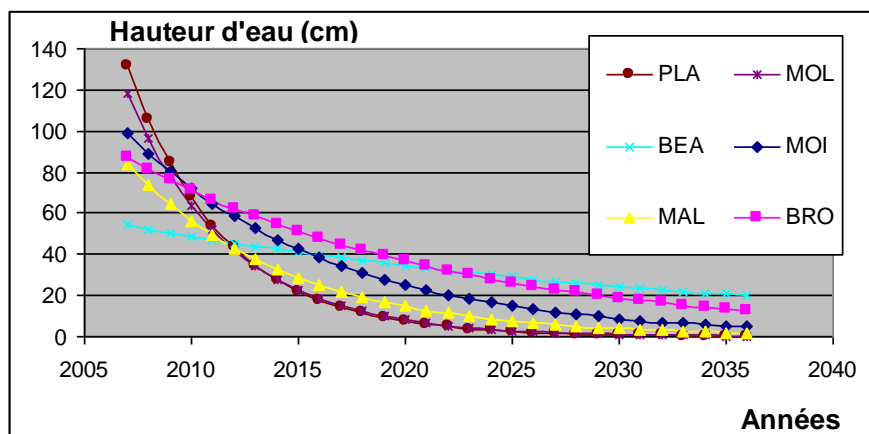


Figure 19 : Durée de vie de quelques lônes du Haut-Rhône en fonction de la hauteur d'eau et de la sédimentation annuelle observées en 2006.

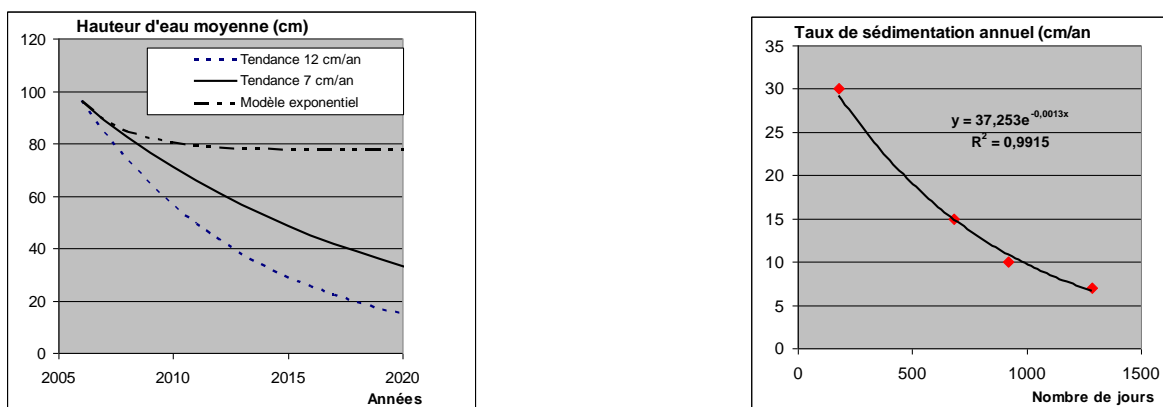


Figure 20 : Variation de la durée de vie de la lône de la Malourdie en fonction du taux de sédimentation retenu pour le calcul (graph de gauche) : taux observé en 2004 soit moins de 6 mois après la restauration (12 cm/an), taux de 2007 soit 3,5 ans après la restauration (7 cm/an) ou encore taux reposant sur une tendance exponentielle décroissante calculée sur l'ensemble des observations (graph de droite).

4.3 Résultats : évolution des conditions d'habitat

Comme pour la sédimentation, il est difficile de mettre en lumière une évolution des conditions d'habitat depuis la restauration, sachant que nous ne disposons pas d'assez de recul et que le patron granulométrique ne s'est pas encore stabilisé. De fait, deux approches ont été conduites : 1) comparer simplement l'état avant et après restauration en terme de hauteurs d'eau et de taille des sédiments, toutes les analyses au granulomètre laser étant faites à ce jour et 2) établir une typologie fonctionnelle des lônes restaurées afin de mettre en lumière la variabilité géographique actuelle des conditions d'habitat, tenant compte non seulement de la granulométrie mais aussi du contexte hydraulique.

Sont ainsi comparés les états initiaux 2003/2004 ou 2005 selon les lômes et un état post-restauration. A titre d'exemple, nous avons retenu la campagne de l'automne 2006 pour laquelle les suivis ont été faits pour des débits proches de ceux existant lors des levés initiaux. Malourdie et Brotalet sur Chautagne ne sont pas présentées car nous n'avons malheureusement pas pu faire de levés avant travaux. De fait, la Figure 21 illustre bien les changements géométriques observées avec une augmentation significative de la profondeur de la plupart des plans d'eau de Belley et de Brégnier-Cordon avec, dans certain cas un véritablement recusement (Beard, Vachon, Yenne).

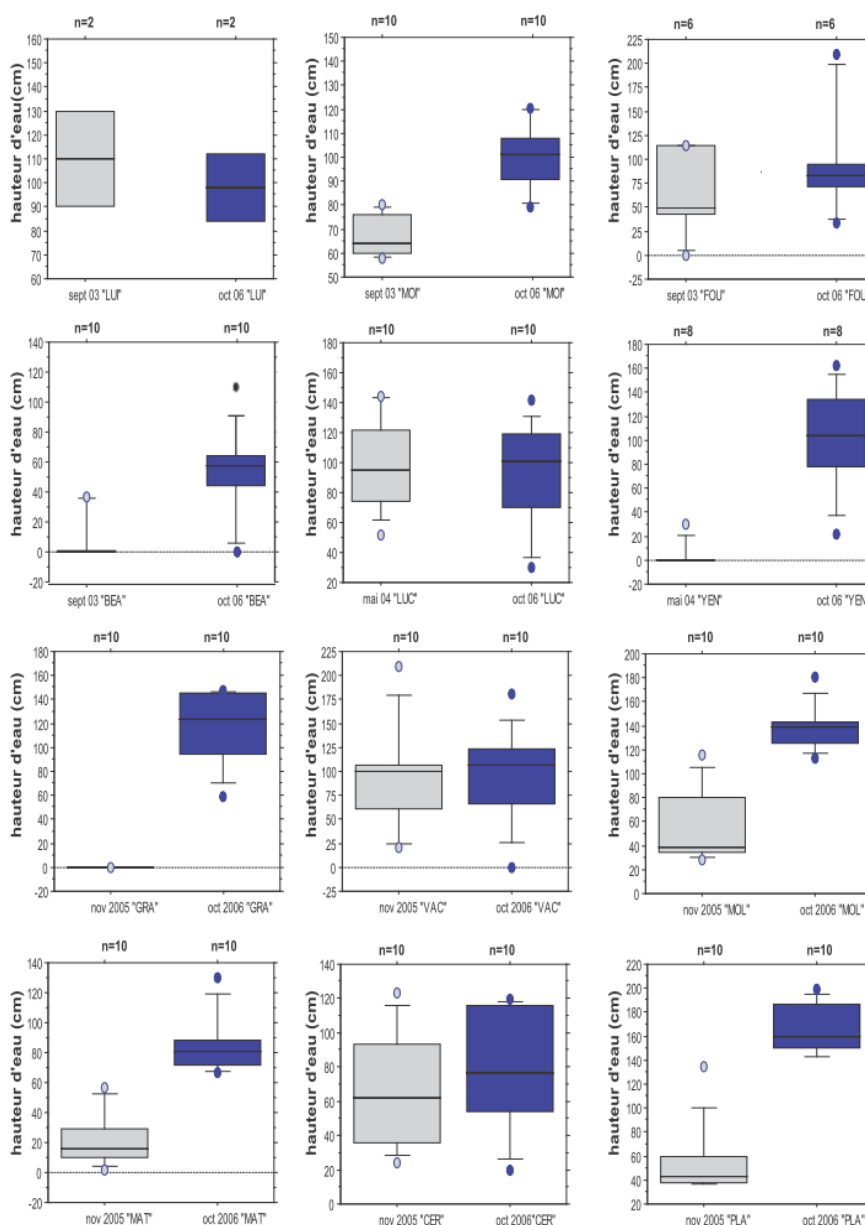


Figure 21 : Variabilité intra-lôme de la hauteur d'eau mesurée dans les bras restaurés des aménagements de Belley et de Brégnier Cordon (en gris avant travaux, en bleu, après travaux). La boîte à moustache donne la médiane, les 1^{er} et 3^{ème} quartiles, les 1^{er} et 10^{ème} déciles et les valeurs maximales). Les lignes d'eau ont été corrigées grâce aux données piézométriques afin que celles-ci soient comparables pour le débit observé lors de l'état initial. (les dates de levés et les débits associés sont les suivants : LUI – 18/09/2003 (121 m³/s), 18/10/2006 (56 m³/s), - MOI – 19/09/2003 (119 m³/s), 17/10/2006 (56 m³/s), - FOU – 19/09/2003 (119 m³/s), 18/10/2006 (56 m³/s), - BEA 19 septembre 2003 (121 m³/s), 17/10/2006 (56 m³/s), - LUC 04/05/2004 (129 m³/s), 19/10/2006 (52 m³/s), - YEN 04/05/2004 (129 m³/s), 20/10/2006 (50 m³/s), - GRA 04/05/2004 (76 m³/s), 24/10/2006 (105.16 m³/s), - VAC – 04/05/2004 (76 m³/s), 27/10/2006 (101.50 m³/s), - MOL – 24/11/2005 (75 m³/s), 26/10/2006 (104.99 m³/s), - MAT 17/11/2005 (67 m³/s), 26/10/2006 (104.99 m³/s), - CER 24/11/2005 (75 m³/s), 25/10/2006 (123.53 m³/s), - PLA 17/11/2005, 26/10/2006 (104.99 m³/s)).

Dans le rapport de 2008, nous avons présenté les premiers résultats portant sur la granulométrie post-restauration des lônes. La variabilité des conditions d'habitat entre les lônes restaurées était bien illustrée par la granulométrie. On pouvait observer que la gamme granulométrique était très étendue dans tous les RCC observés et que des « types hydro-sédimentaires » se distinguaient clairement depuis des bras typiquement de décantation avec des venues plus ou moins sableuses à l'embouchure (Molottes, Table Ronde sur Pierre Bénite), jusqu'à des bras à courant actif et caractérisés par des transferts sableux importants (LUI, YEN, CIS). La Figure 22 illustre cette fois la différence granulométrique entre les états avant et après restauration des différentes lônes, ce qui correspond à la métrique de caractérisation que nous avons définie au début du projet. Deux groupes se distinguent nettement, à savoir les lônes à fond graveleux et les lônes à sédiments limono-sableux. Parmi les premières, certaines enregistrent des taches de sédimentation fine à la suite de leur restauration, notamment Béard et Luisettes, alors que d'autres n'ont pas ou peu de modification de leur substrat (Vachon, Lucey, Granges). Dans le cas de Béard, elle n'a pas encore été parcourue par des écoulements depuis sa restauration enregistrant quelques retours d'eau à l'origine de la sédimentation fine observée. On peut s'attendre à ce que des crues rares soient suffisamment morphogènes pour éroder ces dépôts. Luisettes est peut être aussi dans ce cas. Les suivis inter-annuels devraient permettre de mieux comprendre ces processus de rajeunissement en faisant davantage le lien avec l'intensité des crues enregistrées durant les différentes périodes d'observation. Mattant qui avait une sédimentation plutôt fine avant restauration est aujourd'hui courante et graveleuse. Malourdie, Cerisiers, Ponton ont une granulométrie semblable à ce qu'elle était avant restauration alors que dans Moiroud, Chantemerle et Brotalet la sédimentation actuelle est plus grossière et Molottes plus fine. Comme dans la plupart des cas les bouchons n'ont pas été modifiés, il est assez probable que la granulométrie moyenne des différentes lônes se rapproche progressivement de celle qui était observée avant travaux.

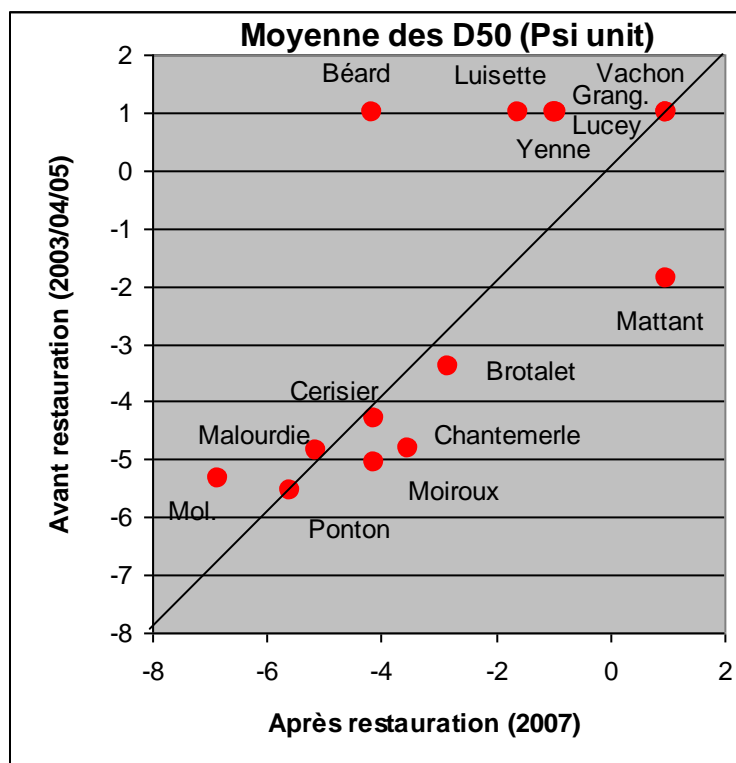


Figure 22 : Comparaison de la moyenne des D_{50} des sédiments du fond (n=5) avant et après restauration dans les lônes de Belley et de Brégnier-Cordon. Les unités sont en psi ($\log(D_{50})/\log(2)$ avec D_{50} en mm).

De toute évidence, les variations hydrau-sédimentaires ne sont pas uniquement contrôlées par les fréquences de débordement, des lônes enregistrant une sédimentation limono-argileuse peuvent ainsi être très ou au contraire rarement coulantes, ce qui accroît de fait la variabilité des conditions physiques qui sont observées et laisse présager ainsi des résultats intéressants en terme de couplage des données physiques et biologiques et de bio-indication. La Figure 23 qui met en lien la fréquence du débit journalier moyen débordant (j/an) avec la force tractrice moyenne dans la lône au moment où se fait le débordement souligne bien cette diversité de types fonctionnels. On a deux groupes qui se distinguent :

- Les lônes fonctionnant comme des chenaux secondaires avec des écoulements plutôt actifs (Mattant, Cerisiers, Anse de Yenne) et d'autres avec des écoulements plus passifs (Vachon, Lucey).
- Les lônes à connexion intermittente pour lesquelles une relation existe entre la fréquence et l'intensité des écoulements, deux sous-types étant observés, l'un ayant des écoulements plus actifs que l'autre à fréquence de connexion égale (Brotalet, Luisettes, Moiroud *versus* Béard, Granges, Malourdie, Fournier).

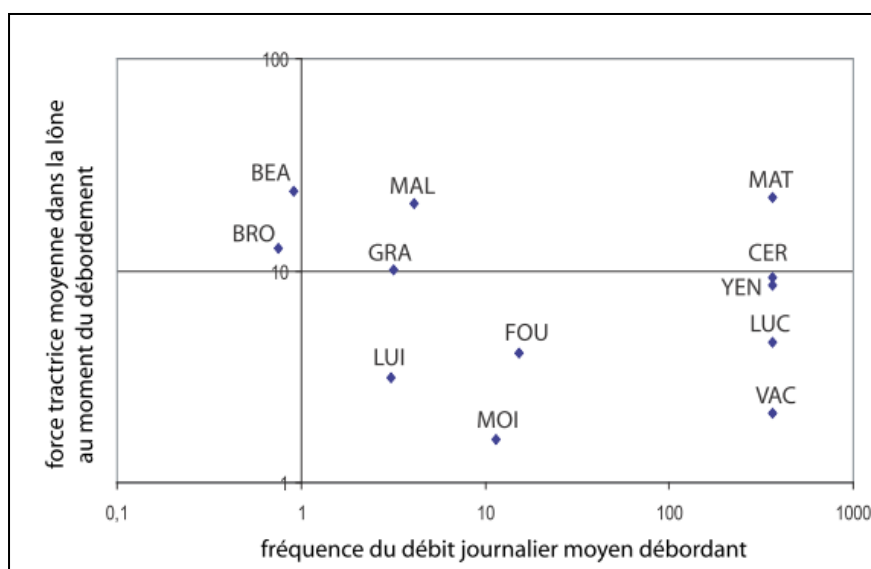


Figure 23 : – Répartition log-log des lônes du Haut-Rhône en fonction de la fréquence de connexion amont (j/an) et des forces tractrices moyennes au moment de cette connexion (N/m²).

Ces données hydrologiques et hydrauliques, qui ont été calculées grâce au réseau de piézomètres et à la détermination du débit de débordement, ont été mises en relation avec les données relatives à la granulométrie des fonds (D_{max} , D_{min} , tendance longitudinale - valeur α de la droite de tendance - distance = $\alpha D_{50} + \beta$ -, variabilité stationnelle - écart inter-quartile de la distribution stationnelle -) et à la géométrie de la lône (longueur, largeur, profondeur, pente) afin de fournir une première typologie fonctionnelle. Nous n'avons pas intégré la sédimentation car les lônes ne peuvent être actuellement comparées que durant l'année qui suit la restauration et qui semble assez spécifique. Cette typologie repose une Analyse en Composantes Principales normées et le dendrogramme résultant d'une classification ascendante hiérarchique permettant de bien visualiser la corrélation entre les variables et les caractères des groupes de lônes qui émergent (Figure 24). Le cercle des corrélations et le plan factoriel des lônes (F1xF2) permettent de voir que celles-ci se distinguent bien les unes des

autres sur les 2 axes. Le premier oppose les lônes en fonction de la profondeur et de la valeur de la force tractrice au moment de la connexion. Il y a donc des lônes profondes et présentant des écoulements relativement passifs comme Lucey, Luisettes, Moiroud auxquelles s'opposent des lônes aux écoulements potentiellement plus intenses: Béard, Malourdie, Granges, Mattant. L'axe F2 oppose les lônes à connexion intermittente à sédimentation sablo-limoneuse aux bras secondaires graveleux. Si l'on intègre dans l'ACP, les variables de géométrie (largeur, longueur, pente et sinuosité), les groupes deviennent plus complexes car de nombreux cas particuliers émergent.

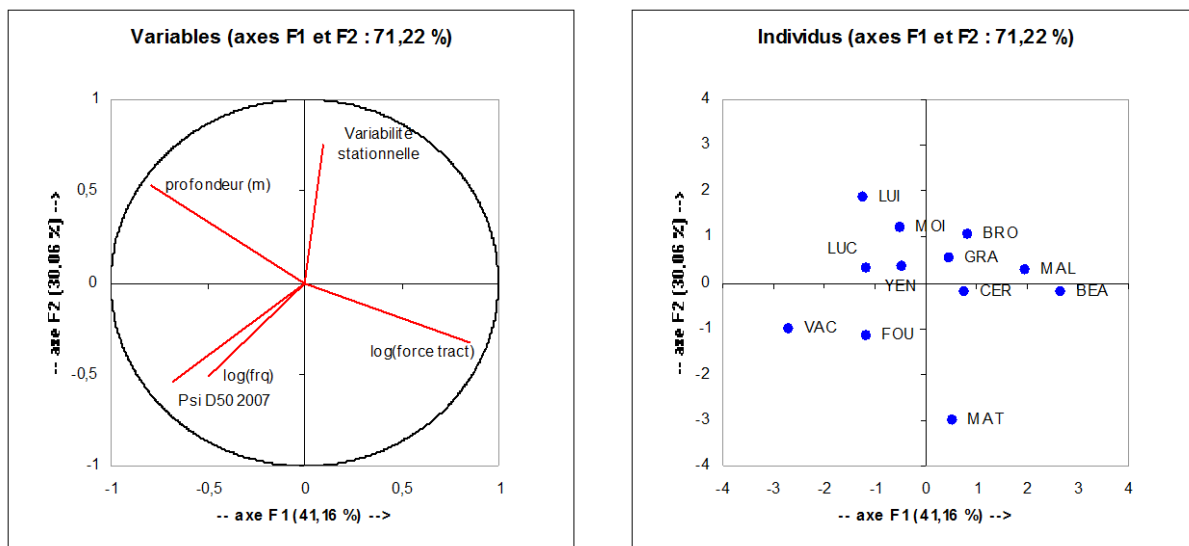


Figure 24 : Typologie du fonctionnement physique des lônes restaurées du Haut-Rhône. Cercle des corrélations et premier plan factoriel de l'ACPn réalisée sur les variables hydro-morphologiques des lônes (en haut). Dendrogramme résultant d'une classification ascendante hiérarchique (en bas) permettant de bien visualiser les différents groupes.

4.4 Conclusion

Aux termes de près de 15 ans de suivi, ces travaux commencent tout juste à porter leurs fruits. Ceci s'explique par le fait que ces suivis ont démarré à différents moments sur les différents secteurs du Rhône, rendant compliquée toute comparaison. Si on dispose de 15 ans sur Pierre Bénite et que l'on peut alors comparer l'évolution des 3 lônes restaurées (voir à ce titre la publication de Amoros *et al.* 2005), le recul est beaucoup plus court sur Brégnier-Cordon et Belley, ce qui fait que les comparaisons ne deviennent possibles que maintenant et que les évolutions elles-mêmes (granulométrie et sédimentation) sont encore difficiles à cerner. Par ailleurs ce sont sur les lônes sur lesquelles les suivis sont les plus longs que nous ne disposons malheureusement pas d'états avant travaux (Pierre Bénite, Chautagne).

Malgré tout, les suivis ont été réalisés et dès fin 2009, on disposera d'un ensemble de lônes restaurées avec plusieurs états permettant cette fois de voir émerger la variabilité des patrons granulométriques et sédimentaires comme le soulignaient les premiers résultats acquis sur Pierre Bénite. L'installation de piézomètres et les campagnes engagées sur les lônes non restaurées du Rhône moyen permettront également de disposer dès 2010 de données pour effectuer une bonne comparaison des lônes sur le continuum rhodanien avant restauration.

On a vu aussi que la durée de vie de certaines lônes commence à pouvoir être calculée. C'est le cas de Malourdie, Brotalet, (Table Ronde et Jaricot à Pierre-Bénite). Les relevés 2009 permettront d'avoir des modèles plus robustes et de valider notamment celui de Malourdie qui est le mieux ajusté. Il sera sans doute également possible de pouvoir mieux tenir compte de la chronique des crues, l'intensité de celles-ci influençant significativement la sédimentation annuelle observée (travaux réalisés sur la Table Ronde en partenariat avec J. Lecoz), ce qui bruite les résultats provenant d'un suivi inter-annuel simplifié.

Enfin, les conditions hydrauliques et hydrologiques ne sont toujours pas cohérentes avec les patrons granulométriques. C'est ainsi que Béard ou Malourdie, qui sont rarement inondées mais disposent de forces tractrices élevées une fois connectées, ont une sédimentation beaucoup plus fine que celle que l'on pourrait prévoir. Il y a donc beaucoup à attendre de la réponse sédimentaire à des crues un peu plus prononcées que celles que l'on a déjà connues pour mieux se rendre compte de l'effet des décapages. Ceci devrait permettre aux lônes rarement inondées d'ajuster alors leur patron granulométrique à leur condition hydraulique.

5 Chapitre 4 : évolution des communautés végétales des lônes restaurées de Belley et Brégnier-Cordon.

5.1 Rappel des Objectifs

Un diagnostic du fonctionnement écologique de chaque zone humide est réalisé à chaque date d'échantillonnage, à partir des données floristiques et environnementales collectées sur la zone humide. Ce diagnostic repose sur la méthode mise au point par Bornette et al. (1996). Pour l'établir, on procède à la mise en relation des espèces dominantes de la zone humide à une date donnée avec ses exigences écologiques (Amoros *et al.*, 2000). Les exigences considérées sont la tolérance des espèces à la charge des eaux en phosphates et ammoniacque, leur tolérance au décapage ou au dépôt de sédiments lors des crues (degré de perturbation), et leur association aux milieux alimentés par les eaux souterraines.

5.2 Stratégie d'échantillonnage

Protocole

Les relevés de végétation sont effectués de la fin de la saison de végétation au début de l'automne (août-septembre), sur des transects de 2m de large s'étendant d'une rive à l'autre, perpendiculairement à l'axe d'écoulement longitudinal de la lône. Sur chaque lône ces transects sont régulièrement espacés de l'aval vers l'amont sur toute l'étendue du chenal en eau. Sur chaque transect, l'abondance (% de recouvrement) et la sociabilité de chaque espèce sont estimées visuellement à l'aide du double indice de BRAUN-BLANQUET. Sont également mesurées la largeur en eau, la profondeur au centre du transect et la granulométrie du substrat exprimée par le pourcentage de recouvrement (mêmes classes que pour la végétation) de chaque classe granulométrique (galets et graviers, sables, limons, vases, sédiment tourbeux) estimé visuellement sur la surface du transect.

Un suivi mensuel de la qualité des eaux a également été réalisé.

Les paramètres mesurés sont les suivants :

Température: des eaux stables thermiquement indiquent l'existence d'une bonne alimentation phréatique (Bornette et Amoros, 1991).

Oxygène: permet de déceler d'éventuels phénomènes d'anoxie saisonnière, et de mesurer l'effet éventuel des apports d'eau souterraine sur l'oxygénation des eaux (Bornette et Amoros, 1991).

Conductivité: caractérise l'origine des eaux souterraines (une forte conductivité est habituellement indicatrice des aquifères de versant calcaire, Bornette *et al.*, 1998a).

pH : indique une influence des eaux superficielles fluviales, à pH généralement plus élevé que les eaux des lônes (Bornette *et al.*, 1998a).

Nitrates : indiquent soit des apports anthropiques importants localement, soit l'influence d'un aquifère de versant plus contaminée que les aquifères alluviaux (Bornette *et al.*, 1998b). Sa mesure peut également permettre d'identifier un aquifère issu d'un versant peu calcaire.

Orthophosphates : indicateurs du degré d'eutrophisation des eaux, ils permettent de compléter la gamme couverte par les communautés végétales, qui perdent leur caractère descripteur au delà de 60-80 µg/l (Carbiener *et al.*, 1990).

Ammonium : issu en particulier de la nitrification des nitrates dans le cycle de l'azote, son accumulation est favorisée par des conditions anoxiques et un substrat riche en carbone organique. Phytotoxique (Smolders *et al.*, 2003, Britto *et al.*, 2001), il provoque des lésions de l'appareil végétatif chez les espèces sensibles, et augmente la demande en oxygène des racines, et provoque directement ou indirectement leur nécrose (van Katwijk *et al.*, 1997) et à terme la mort de la plante (Pezeshki, 2001, Burkholder *et al.*, 2007). Il constitue un paramètre essentiel de l'eutrophisation et de la dégradation des systèmes aquatiques, et conduit à la disparition de la végétation aquatique en cas de fortes accumulations, même temporaires.

Les caractéristiques physico-chimiques des zones humides avant et après restauration ont été comparées paramètre par paramètre par des ANOVA. Les caractéristiques moyennes de ces zones humides, et leur dynamique au cours du temps ont respectivement été analysées par une ACP normée inter-stations et une ACP normée de l'ensemble des points. Les analyses ont été réalisées avec les logiciels JUMP et ADE4.

Les états initiaux avant restauration ont été réalisés en 2004 (secteur de Belley) et 2005 (secteur de Brégner-Cordon). Les lône suivies sont les suivantes : lône des Luisettes, lône Moiroud, lône Béard, lône Fournier, lône de Chantemerle, lône des Granges, lône des Molottes, lône de la Plaine, lône du Ponton.

Une seule campagne d'échantillonnage a été réalisée 2 ans après restauration des lône (été 2007 à Belley et été 2008 à Brégner-Cordon).

5.3 Métries

Pour chaque lône un diagnostic floristique est réalisé en prenant en compte trois critères :

- **Le niveau de perturbation** qui conditionne la richesse spécifique dans l'écosystème. Lorsque le milieu est très perturbé, seules les espèces pionnières se maintiennent. Ces espèces ont en général une faible aptitude compétitive, et sont exclues des écosystèmes les plus stables, dans lesquels les espèces les plus compétitives dominent le peuplement. Ainsi, aux deux extrêmes du gradient de perturbations, l'écosystème est colonisé par un peuplement qui tend à être peu diversifié. Au contraire, pour une fréquence et une intensité moyenne de perturbations, les phénomènes d'exclusion compétitive sont limités, un équilibre dynamique est atteint, permettant la co-occurrence d'espèces compétitives et d'espèces pionnières, et la richesse spécifique atteint une valeur maximale.
- **Le niveau de ressources disponibles** dans les écosystèmes aquatiques qui va jouer un rôle prépondérant sur la structure et la dynamique des communautés végétales. En effet, le niveau de ressources influence directement leur composition. Pour des niveaux de ressources élevés, les espèces de grande taille et à croissance rapide sont généralement les plus compétitives, et tendent à dominer les peuplements. Lorsque le niveau de ressources est faible, les espèces capables de supporter ce stress (croissance lente, conservation des ressources, taille plutôt faible) tendent à dominer les peuplements. Par conséquent, les espèces aquatiques ne sont pas distribuées de manière aléatoire dans les écosystèmes et l'on peut associer la plupart des espèces à des niveaux de ressources donnés.
- **L'existence d'apports d'eaux souterraines** qui est aussi un paramètre important pour le fonctionnement de la zone humide. Le débit de ces apports varie selon les

niveaux des nappes souterraines, le degré de colmatage du substrat dans la zone humide, et selon ses caractéristiques physiques, notamment sa pente et sa capacité hydraulique. Les eaux souterraines peuvent conditionner la qualité de l'eau dans la lône. Si elles sont pauvres en nutriments, elles peuvent maintenir le statut oligotrophe du milieu. De surcroît, parce qu'elles sont sténothermes et fraîches, elles maintiennent des températures plus froides dans la zone humide, ce qui limite la production végétale et notamment la prolifération algale. Elles contribuent à limiter les phénomènes d'anoxie grâce au renouvellement des eaux engendré par l'apport permanent d'eaux (même faiblement) oxygénées. Enfin, par leur débit même, elles peuvent contribuer à exporter partiellement la matière organique et les sédiments fins de fond de lit, freinant ainsi les processus successionnels.

L'ensemble de ces critères permet de dégager le type de fonctionnement de la zone humide, déduire sa durée de vie (durée de la phase aquatique) et ses potentialités de restauration. Il permet également de mesurer l'écart entre l'objectif fixé par l'opération et le résultat effectif de celle-ci, au fur et à mesure de l'évolution de la zone humide.

Les étapes successives de sa mise en œuvre du diagnostic floristique sont les suivantes :

- Les relevés floristiques collectés sur l'ensemble de la zone humide permettent de la découper éventuellement en zones floristiques. Cette zonation est réalisée à l'aide d'analyses statistiques de type ACP centrée (analyse en composantes principales), qui discriminent au mieux les relevés sur la base de leur contenu floristique, les relevés présentant des contenus floristiques proches ayant des coordonnées factorielles proches sur les premiers axes de l'analyse.
- Les espèces dominantes de chacune des zones floristiques de l'écosystème sont ensuite recherchées dans les tables des exigences écologiques des espèces (Bornette *et al.* 1996, Amoros *et al.* 2000). Les critères pris en compte sont la **tolérance des espèces végétales à la charge des eaux en phosphates et ammoniacque, leur tolérance au décapage ou au dépôt de sédiments lors des crues** (degré de perturbation), et **leur association aux milieux alimentés par les eaux souterraines**. L'abondance relative d'hélophytes dans le peuplement (plantes ripariales, ou tolérantes aux exondations) permet d'évaluer le degré de permanence des eaux. Les deux premiers critères permettent de définir les types fonctionnels, les deux derniers interviennent plutôt dans l'estimation de la durée de vie des chenaux et de leurs potentialités de restauration.

5.4 Rappel des conclusions de états initiaux

Le diagnostic établi sur les 4 lônes du secteur de Belley et les 5 lônes du secteur de Brégnier-Cordon avant restauration est le suivant :

- la lône Béard est fortement soumise aux processus d'alluvionnement. Les communautés végétales rencontrées sont caractéristiques des milieux eutrophes (riches en éléments nutritifs). Les apports en eaux souterraines sont nuls dans la partie amont de la lône et très faibles en aval.
- La lône Fournier présente également des caractéristiques de milieu eutrophe, avec des processus d'érosion élevée (chenal de crue) et de forts apports en eaux souterraines.
- La lône des Luisettes peut être découpée en 2 zones floristiques :

- une zone aval possédant des conditions d'habitat méso-eutrophes à eutrophes, avec des processus d'érosion élevés et des apports d'eaux souterraines significatifs ;
- une zone amont de type méso-eutrophe subissant des épisodes d'érosion importants et recevant des apports d'eaux souterraines très significatifs.
- La lône Moiroud colonisée par des espèces de milieux eutrophes, elle est dominée par une espèce invasive (*Elodea nuttallii*). Cette lône se comble progressivement (fort alluvionnement) et son alimentation par des eaux souterraines est très réduite.
- La lône de Chantemerle est fortement soumise à la dynamique fluviale et aux processus d'alluvionnement (substrat limoneux). Les communautés végétales rencontrées sont caractéristiques des milieux mésotrophes et eutrophes (riches en éléments nutritifs, qualité physico-chimique de l'eau similaire à celle du Rhône). Cette lône a été ouverte à l'amont en 1993, les apports en eaux souterraines sont nuls.
- La lône des Molottes peut être découpée en trois zones : amont, intermédiaire et aval :
 - la zone amont est un milieu eutrophe qui présente la plus forte diversité floristique, depuis 1996 cette partie subit un processus d'alluvionnement, dans cette zone les apports en eaux souterraines sont nuls,
 - la partie intermédiaire est colonisée par des héliophytes de grande taille (Phragmites et Impatiens) traduisant l'atterrissement de la zone, la richesse spécifique est très faible. Il n'y a pas d'alimentation en eaux souterraines et les exondations sont fréquentes,
 - la zone aval est également une zone eutrophe, subissant des processus d'alluvionnement en progression depuis 1996, et de rares exondations.
- La lône des Granges est entrecoupée de nombreux bouchons alluviaux. Le peuplement floristique des mouilles est assez homogène et les espèces traduisent des conditions méso-eutrophes et n'indique pas d'apports en eaux souterraines. Cette lône subit des processus d'érosion importants (substrat grossier).
- Le peuplement de la lône du Ponton est constitué d'une seule zone floristique peu diversifiée (3 à 6 espèces par transect). Il est dominé par *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis* et *Polygonum hydropiper*. Le milieu est eutrophe, des apports en eaux souterraines existent, les exondations sont très fréquentes.
- La lône de la Plaine présente un niveau de trophie méso-eutrophe, les perturbations (hydrologiques) sont peu fréquentes et les apports en eaux souterraines existent et leur intensité est faible, cette lône ne contient pas l'espèce exotique *Elodea nuttallii*.

5.5 Suivi post-restauration

5.5.1 Caractéristiques physico-chimiques des lônes après restauration

Les caractéristiques physico-chimiques des sites sont relativement contrastées entre le site de Belley et celui de Brégnier-Cordon après l'opération de restauration (Figure 25).

Les Lônes de Belley se caractérisent par des teneurs en sulfates, en nitrates, en oxygène dissous, et des valeurs de pH en général supérieures à celles observées dans les lônes de Brégnier-Cordon. Ces caractéristiques sont à rapprocher de celles des eaux superficielles du fleuve qui présentent de fortes teneurs dans ces différents paramètres. Des travaux antérieurs ont en effet démontré que le fleuve présente des teneurs en sulfates élevées sur le site de Brégnier-Cordon, car il traverse des sols riches en gypse (gypse triasique du bassin hydrographique du Lac Léman, Juget *et al.*, 1979). Il a également été démontré que son pH

est plus élevé, tandis que son alcalinité est plus faible que celle mesurée dans les eaux souterraines (Bornette et Amoros, 1991; Bornette et Large, 1995; Bornette et Arens, 2002).

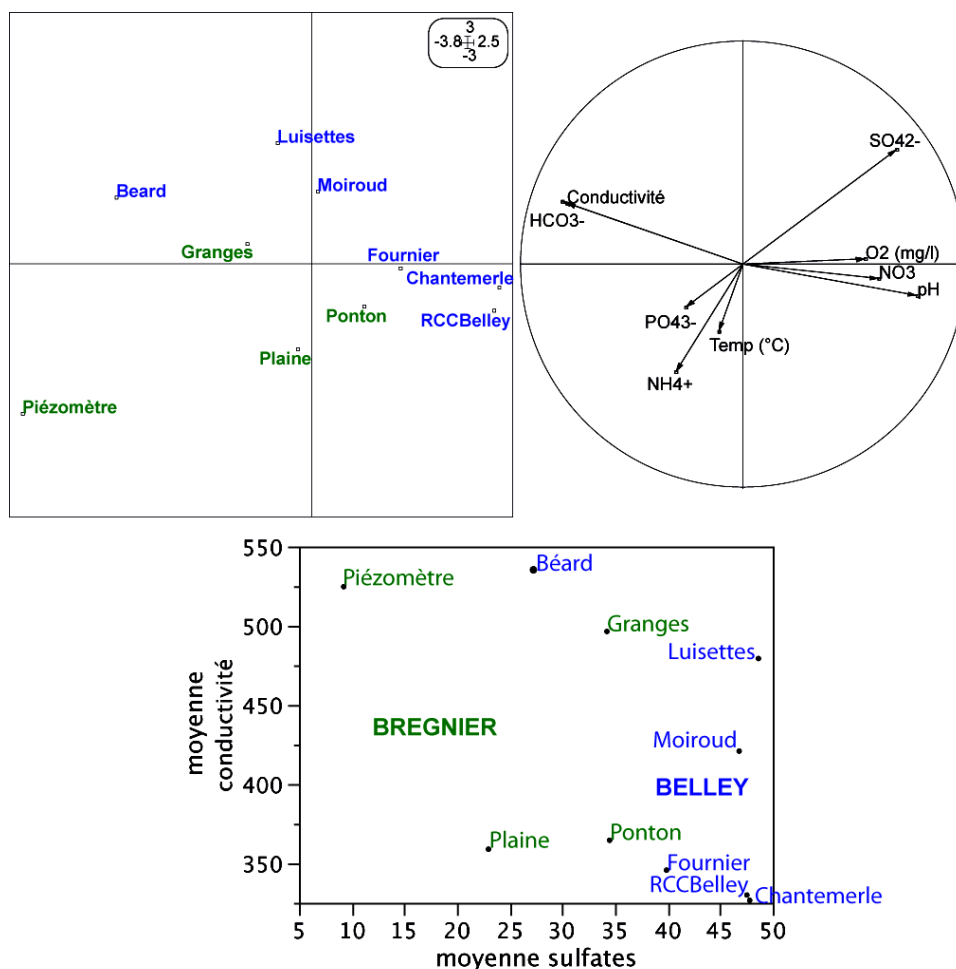


Figure 25: ACP normées des caractéristiques physico-chimiques des lînes restaurées de Brégnier-Cordon et Belley collectées après l'opération de restauration (données 2006-2008).

Les lînes qui présentent des valeurs positives sur l'axe F1 sont donc en moyenne plus fortement influencées par des apports directs ou indirects (sous-écoulements) du fleuve, même si l'intensité de ces apports est variable d'un site à l'autre. Leur position sur l'axe F1 traduit sans doute l'intensité de ces apports. En effet, la lîne de Chantemerle, connectée au fleuve à l'amont, présente des caractéristiques physico-chimiques très proches de celles du fleuve. À l'opposé, la lîne Béard est probablement plus fortement influencée par des apports d'eau souterraine issue d'aquifères latéraux, plus alcalins, et sa position se rapproche ainsi de celle du piézomètre. Les lînes de Brégnier-Cordon sont caractérisées par des coordonnées factorielles en général plus faibles sur l'axe F1, traduisant soit une influence du fleuve plus faible que les lînes de Belley, soit des caractéristiques physico-chimiques du fleuve différentes. Lorsqu'on place ces stations en fonction de leur conductivité et de leur concentration moyenne en sulfates (Figure 25 en bas) on constate que les lînes de la Plaine et du Ponton présentent des concentrations en sulfates faibles, mais des conductivités également faibles, ce qui suggère que ces lînes ne sont pas alimentées par un aquifère de versant. Si ces lînes sont alimentées par des eaux fluviales, celles-ci sont moins chargées en sulfates dans le secteur de Brégnier-Cordon que dans celui de Belley (apports du Guiers qui pourrait diluer ce paramètre). Cette tendance est confirmée par les données collectées avant la restauration, période à laquelle le Rhône présente également des concentrations en sulfates supérieures à

Belley ($37,5 \pm 7$ pour Belley, contre $31,2 \pm 6,9$ et $31,6 \pm 12,5$ pour Brégner-Cordon, Rivoire et Bornette 2006).

Le positionnement des lônes en fonction de leur conductivité moyenne et du coefficient de variation de leur température (Figure 26) permet de mesurer l'influence des eaux souterraines sur les lônes en identifiant d'une part leur origine probable (indiquée par la conductivité, plus élevée dans les aquifères de versant) et d'autre part leur vitesse de renouvellement dans la lône (indiqué par le coefficient de variation de la température). Les lônes les plus proches qualitativement du fleuve, soit parce qu'elles sont directement connectées à celui-ci (e.g. Chantemerle), soit parce qu'elles sont fortement influencées par les sous-écoulements fluviaux (de conductivité plus faible que les aquifères de versant ; e.g. Plaine, Ponton) présentent des conductivités moyennes faibles. Les lônes proches qualitativement du piézomètre sont soit peu influencées par les sous-écoulements fluviaux, soit alimentées par des sous-écoulements ayant parcouru une distance importante dans le sédiment. Cette analyse, comme la précédente, suggère que les lônes Béard, Luisettes, Granges et Moiroud sont alimentées par des eaux souterraines issues non seulement du fleuve, mais, et ce malgré leur position géographique, également potentiellement par un aquifère de versant. Ce type de situation peut se rencontrer lorsque le canal d'amenée, colmaté et perché, autorise la circulation de l'aquifère de versant sous son lit (e.g. secteur de Miribel Jonage, Bornette et Amoros, 1991). La lône Moiroud est celle dont le coefficient de variation de la température est le plus faible, traduisant le turn-over par les eaux phréatiques le plus important. A l'opposé, la lône Béard présente un fort coefficient de variation des températures, traduisant un turn-over par les eaux phréatiques faibles, et potentiellement insuffisant à long terme pour assurer l'auto-entretien de la lône, malgré le diagnostic plutôt favorable fourni par la végétation. On peut donc craindre que ce turn-over ne soit pas suffisant pour assurer l'auto-entretien des zones humides de Belley et de Brégner-Cordon.

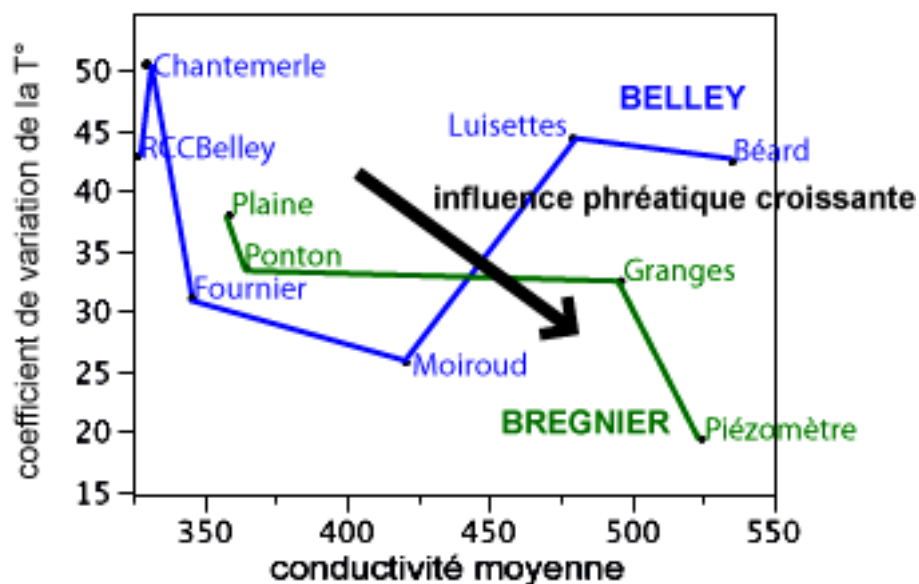


Figure 26 : conductivité moyenne et coefficient de variation des lônes de Belley et de Brégner après restauration.

Évolution post-restauration

Le positionnement des stations les unes par rapport aux autres a fortement varié depuis la restauration. Les lônes du Ponton, des Granges et Moiroud, plus proches qualitativement des eaux souterraines avant restauration, sont, après restauration, plus proches du fleuve, ce qui traduit une modification de l'alimentation de ces zones humides induites par la restauration.

Lorsque l'on procède à l'analyse des données physico-chimiques collectées depuis le début du suivi de ces lônes (Figure 27), on constate que la restauration a eu des effets contrastés suivant les lônes.

Plusieurs lônes ne montrent pas de variation marquée de leurs caractéristiques physico-chimiques, suggérant (Chantemerle, Plaine, Granges) ou validant (Fournier) le faible impact de la restauration sur leur fonctionnement.

Deux lônes montrent une variation de leurs caractéristiques physico-chimiques dans le sens d'une proximité plus grande avec les caractéristiques des eaux fluviales (Ponton, Moiroud), suggérant que la restauration, en surcreusant le lit, a contribué à augmenter les apports d'eau fluviale dans les chenaux. Ce processus pourrait favoriser le maintien de l'eutrophisation voire son accélération, du fait de la forte contamination de la nappe alluviale par les sulfates (Smolders *et al.*, 2006).

Deux lônes, enfin, présentent une variation de leurs caractéristiques physico-chimiques dans le sens d'une plus grande similarité avec la nappe phréatique (Béard, Luisettes), ce qui milite en faveur d'une augmentation de l'alimentation phréatique, confirmée par l'étude des communautés végétales.

Une analyse plus approfondie des paramètres physico-chimiques modifiés par les opérations de restauration tend à confirmer statistiquement ces tendances. En effet, Béard présente des teneurs en nitrates et des conductivités plus élevées après restauration, et une diminution des valeurs de pH et des teneurs en oxygène (Tableau 9).

La lône des Luisettes présente des variations moins prononcées qui se traduisent par une augmentation de la teneur en nitrates et de la conductivité après restauration.

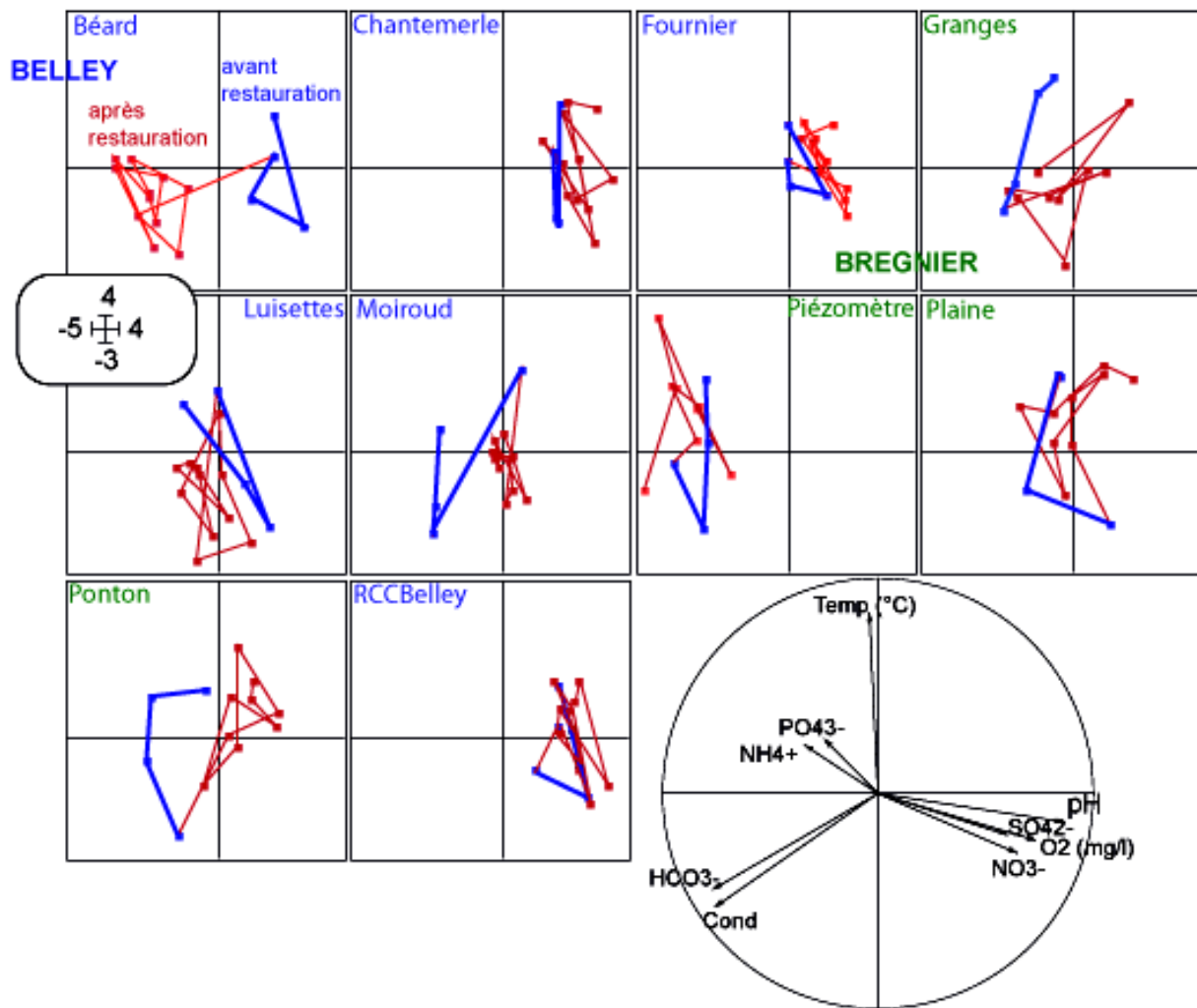


Figure 27 : ACP normée des données physico-chimiques collectées dans les lônes de Brégner-Cordon et Belley depuis 2004.

La lône du Ponton, qui montre une tendance à se rapprocher qualitativement des eaux fluviales, présente également une diminution de la conductivité et de la teneur en ammonium, et également une augmentation forte de la teneur en sulfates et en oxygène, ce qui confirme cette tendance. La lône Moiroud montre moins de variations physico-chimiques significatives, si ce n'est une augmentation de la teneur en nitrates.

	NO3	O2	Cd	pH	NH4	PO4	SO4
Béard	0,0377 (-)	0,0004 (-)	0,0005(+)	<0,0001(-)	0,7547	0,2172	0,7704
Chantemerle	0,7965	0,1668	0,3593	0,7276	0,9876	0,1708	0,0288(+)
Fournier	0,6335	0,0246(+)	0,0298(-)	0,141	0,3315	0,0348(+)	0,099
Granges	0,5284	0,008(+)	0,0372(+)	0,3728	0,1538	0,7007	0,0015(+)
Luisette	0,0251 (+)	0,5925	0,0038(+)	0,2738	0,9184	0,1385	0,0104(+)
Moiroud	0,0003 (+)	0,5782	0,9791	0,7554	0,4315	0,1611	0,0114(+)
Piézo 164	0,0849	0,6366	0,7253	0,5003	0,1506	0,1373	0,0438(+)
Plaine	0,3245	0,1342	0,4447	0,2885	0,5313	0,0521	0,0687
Ponton	0,6676	0,0097(+)	0,0709(-)	0,0604	0,0071(-)	0,1721	0,0006(+)
RCCBelley	0,7454	0,8297	0,8175	0,9077	0,0874	0,1599	0,2384

Tableau 9 : ANOVA des données physico-chimiques collectées avant et après l'opération de restauration. Les variations significatives sont indiquées en rouge, et le sens de la variation est indiqué entre parenthèses. Les variations qui restent significatives après correction de Bonferroni sont indiquées en gras.

5.5.2 Évolution du diagnostic floristique après restauration

L'évolution du diagnostic floristique des lônes est établie à partir des données collectées entre 1996 et 1998 (atlas des lônes du Rhône), 2003 et 2007 (Belley), 2004 et 2008 (Brégnier-Cordon).

Lône Béard

La Lône Béard est caractérisée après restauration par conditions **méso-eutrophes à eutrophes** avec des **apports phréatiques moyens**, un **niveau de perturbation moyen** **l'existence de processus d'alluvionnement**. On notera la présence d'*Utricularia vulgaris* et de *Sparganium emersum*, espèces protégées en région Rhône-Alpes. La lône comporte trois zones distinctes : la zone aval, curée et reconnectée au Vieux-Rhône en 2005, la zone médiane curée en 2005, la zone amont, surcreusée en trois points afin de recréer 3 petits plans d'eaux en 2005.

Zone aval

Entre 1996 et 2003, on observe une diminution de la richesse spécifique. Une espèce invasive est désormais dominante (*Elodea nuttallii*). Plusieurs espèces témoignant d'eau courante eutrophe disparaissent (*Ranunculus fluitans*, *Potamogeton crispus*). La régression de *Phalaris arundinacea* combinée avec la progression d'*Eleocharis palustris* montre une évolution des conditions d'habitat dans le sens d'une diminution des écoulements superficiels. Des espèces qui constituaient le peuplement dominant en 1998 (*Potamogeton pusillus*, *Elodea canadensis*, *Callitriche sp.*, *Chara sp.*) régressent ou disparaissent. Elles sont généralement associées à une alimentation phréatique. Ce patron tend donc à démontrer que le colmatage de la zone a progressé très significativement depuis 1998, diminuant la vitesse du courant et la connectivité avec les aquifères. Cette évolution peut traduire une tendance à long-terme, mais peut également être la conséquence à une période de faibles débits, sans crues morphogènes.

Entre 2003 et 2007, la richesse spécifique diminue encore, les abondances des espèces présentes variant peu. *Elodea nuttallii*, espèce invasive, est toujours dominante, même si son abondance a légèrement diminué. A l'inverse de la tendance observée en 2003, la progression de *Phalaris arundinacea* combinée avec la disparition d'*Eleocharis palustris* montre une évolution des conditions d'habitat dans le sens d'une augmentation des écoulements superficiels. Certaines espèces indicatrices d'apports phréatiques ayant disparues en 2003 réapparaissent (*Elodea canadensis* et *Callitriche platycarpa*).

Le curage de cet espace et la reconnexion au Seran réalisé en 2005 ne modifie pas significativement le peuplement végétal présent. Les mêmes espèces sont présentes, avec des abondances similaires. Cependant, certaines espèces présentes en 1998 et disparues en 2003 sont à nouveau présentes. Elles sont associées à la présence d'apports phréatiques et peuvent indiquer une meilleure connexion de la zone humide avec les aquifères, mais insuffisante pour inverser le processus d'alluvionnement donc de colmatage progressif de la lône. Une seconde espèce invasive apparaît, *Elodea canadensis*.

Zone médiane

Entre 1998 et 2003, la richesse spécifique diminue. *Ceratophyllum demersum* et *Lemna minor* progressent au détriment de *Callitriche sp.*, de *Myriophyllum verticillatum* et de *Elodea canadensis*. Cette tendance semble **montrer une eutrophisation et une diminution marquée de l'influence des eaux souterraines dans cette zone entre 1998 et 2003**.

Entre 2003 et 2007, la richesse spécifique augmente de manière conséquente (passage de 11 espèces à 21 espèces). Plusieurs espèces témoignant de conditions eutrophes disparaissent (*Phragmites australis*, *Potamogeton pectinatus*), ainsi qu'une espèce protégée en région Rhône-Alpes, *Utricularia vulgaris*. *Ceratophyllum demersum* et *Lemna minor*, qui progressaient auparavant, diminuent de manière importante, au profit d'*Elodea nuttallii* et de *Potamogeton pusillus*. Plusieurs espèces témoignant d'eau courantes eutrophes font leur apparition (*Ranunculus fluitans*, *Glyceria fluitans* et *Potamogeton crispus*), ainsi que des algues filamenteuses.

Le curage de cet espace réalisé en 2005 a entraîné de grandes modifications du peuplement végétal. **La richesse spécifique a fortement augmenté, par la venue d'espèces de milieux courants et d'espèces indicatrices d'apports phréatiques**. Les espèces de conditions eutrophes régressent et indiquent un changement des conditions trophiques vers un stade mésotrophe. S'il semble y avoir une meilleure connexion de la zone humide avec les aquifères et le Seran, elle s'avère insuffisante pour inverser le processus d'alluvionnement donc

de colmatage progressif de la lône. De plus, l'espèce invasive, *Elodea nuttallii*, a fortement progressé dans cette zone suite au curage, et risque de devenir dominante à court terme.

Zone amont

Entre 1998 et 2003, on assiste à une prolifération de l'*Elodea nuttallii*, espèce qui est parvenue à supplanter *Ceratophyllum demersum*.

Entre 2003 et 2007, la richesse spécifique augmente de manière conséquente. L'espèce invasive, l'*Elodea nuttallii*, régresse mais demeure l'espèce dominante. **Plusieurs espèces indicatrices d'apports phréatiques font leur apparition** (*Potamogeton natans* et *Chara sp.*) ainsi qu'une espèce protégée en Région Rhône-Alpes (*Utricularia vulgaris*). *Ceratophyllum demersum*, disparu en 2003 au profit d'*Elodea nuttallii*, est de nouveau présent. *Sparganium emersum*, espèce protégée en région Rhône-Alpes, disparaît.

Le curage de cet espace en 2005 semble avoir permis une reconnexion de la lône avec les aquifères, mais elle s'avère insuffisante pour inverser le processus d'alluvionnement donc de colmatage progressif de la lône. Si la richesse spécifique a fortement augmentée, une espèce invasive, *Elodea nuttallii*, domine toujours le peuplement.

Henry & Amoros (Atlas des lônes, 1998) concluaient à une zone humide en eau permanente, caractérisée par des peuplements végétaux d'eau eutrophe. La zone humide apparaissait peu perturbée, et alimentée par des eaux souterraines, malgré la prédominance d'un substrat fin. Le rapport concluait à une durée de vie intermédiaire (grâce aux apports d'eau souterraine), et des potentialités de restauration faibles à intermédiaires. Au vu des résultats de 2003, et de la vitesse des changements observés entre 1998 et 2003, ces prédictions ont été révisées à la baisse. Cependant, la progression de ce colmatage peut résulter de deux phénomènes dont les conséquences sont différentes en ce qui concerne la durée de vie de la lône. Cette évolution peut traduire une tendance à long terme, et dans ce cas ces prédictions sont valides. Elle peut également traduire une réduction de la fréquence des crues sur la période 1998-2003, réversible en cas de débits importants. Dans ce deuxième cas, les prévisions d'évolution formulées en 1998 ne sont pas remises en cause. Une telle situation est très fréquente dans les zones humides, et beaucoup d'entre elles sont soumises alternativement à des processus d'alluvionnement liés à des périodes de faible débit, processus réversibles grâce à l'occurrence périodique de crues plus intenses.

De manière globale, on note bien une amélioration des conditions trophiques et une reconnexion avec les aquifères, excepté dans le tronçon amont. Cependant, ces apports phréatiques ne semblent pas être suffisants pour limiter l'alluvionnement (la part du limon reste à plus de 90% du substrat en 2007).

L'état de la lône en 2007 est conforme aux prévisions émises avant restauration. **On note bien une augmentation de l'abondance des espèces liées aux apports d'eau phréatiques**, mais celle-ci s'accompagne d'un maintien ou d'une forte progression d'*Elodea nuttallii*. On peut donc conclure que cette augmentation de l'alimentation phréatique ne devrait pas montrer une grande pérennité, sauf si les crues parviennent à inverser le processus. De surcroît, le curage a favorisé la progression d'*Elodea nuttallii* dans certaines parties de la zone humide. Notre expérience de l'impact à moyen terme des restaurations de lônes nous conduisent à conclure que les résultats de cette première campagne de relevés ne traduisent probablement pas de manière valide l'évolution probable de la lône, et il est nécessaire de poursuivre le suivi pour conclure sur l'effet de cette restauration.

Lône Fournier

La lône Fournier se caractérise après restauration par des conditions **eutrophes et l'absence d'espèces indicatrices d'apports phréatiques**, par un **niveau de perturbations élevé** et de processus d'alluvionnement probablement limités aux berges et aux extrémités de la lône.

La richesse spécifique a diminué entre 1998 et 2003. Les espèces témoignant de conditions perturbées sont toujours présentes et dominantes (*Phalaris arundinacea*, *Polygonum hydropiper*). Le fonctionnement de la zone humide n'a pas évolué de manière significative au cours de cette période, avec le maintien d'espèces de milieux eutrophes. Les crues sont probablement responsables d'un auto-entretien de la zone humide, qui empêche la colonisation par la végétation. Dans les deux cas, les espèces constituant le peuplement dominant ne témoignent pas d'apports d'eau souterraine, mais la présence de *Berula erecta*, de *Characées*, de *Veronica anagallis-aquatica* de manière sporadique, allié au renouvellement perceptible des eaux dans la zone humide, militent dans le sens d'une alimentation phréatique, issue probablement des infiltrations fluviales.

Entre 2003 et 2007, **une forte diminution de la richesse spécifique a été enregistrée** (passage de 13 espèces à 6 espèces). Si les espèces caractéristiques des milieux perturbés (*Phalaris arundinacea*, *Myriophyllum spicatum*) se maintiennent, les espèces témoignant d'apports phréatiques ont disparu. *Elodea nuttallii* montre une diminution de son abondance.

L'objectif affiché du curage de la partie amont de la zone humide était d'augmenter l'alimentation de la zone humide par les aquifères. D'après l'étude de 1998 (Henry & Amoros 1998), la zone humide était connectée au Rhône court-circuité à son extrémité aval, et déconnectée à l'amont par un petit bouchon alluvial à substrat grossier et un reste d'épi. Le rapport sur l'état initial concluait au fait que le curage de la partie amont ne devait pas avoir de conséquences notables sur l'alimentation phréatique de la zone humide, qui était d'ores et déjà effective. L'augmentation de la capacité hydraulique résultant de ce curage pouvait au contraire éventuellement diminuer l'intensité des processus d'érosion dans cette partie de chenal, et diminuer la vitesse de renouvellement des eaux par les exfiltrations d'origine phréatique. Si tel était le cas, on pouvait s'attendre à une diminution progressive du niveau de perturbation, qui pouvait, si son niveau était suffisamment modéré, permettre l'installation d'une mosaïque changeante. Si cet équilibre était atteint, l'arrêt des successions devait se confirmer, et l'on devait observer le comblement partiel du chenal par des limons, jusqu'à un point d'équilibre, correspondant à la capacité hydraulique nécessaire pour l'écoulement des débordements du fleuve en crue. La biodiversité végétale devait augmenter très significativement.

Le curage de cette zone humide, qui visait à augmenter les apports phréatiques, semble avoir eu l'effet inverse de celui escompté. **En effet, les espèces indicatrices d'apports phréatiques ont complètement disparu, et seules des espèces de milieux très perturbés sont présentes. Le niveau de perturbation semble avoir augmenté**, au vu de la diminution de la richesse spécifique. Il est prématuré de conclure sur le devenir de cette lône, mais le niveau de perturbation ne semble pas évoluer vers un niveau de perturbation moyen.

Lône Moiroud

La lône Moiroud se caractérise après restauration par des conditions **eutrophes, des apports phréatiques faibles, un niveau de perturbations moyen et la présence de processus d'alluvionnement. Il ne semble pas y avoir de modifications de fonctionnement suite à la restauration.**

La zone humide est colonisée en 1996 et 2003 par des espèces caractéristiques de **milieux eutrophes** (*Lemna minor*, *Ceratophyllum demersum*). Cependant, on assiste à une progression très significative des espèces polluo-tolérantes entre les deux dates. *Elodea nuttallii* devient dominante en 2003.

Plusieurs espèces témoignant d'apports phréatiques ont régressé ou disparu (*Chara globularis*). Dans les deux cas, la faible proportion d'espèces indicatrices d'apports d'eaux souterraines suggère une faible connexion avec les aquifères, même si celle-ci semble plus significative en 1996.

Certaines espèces dominantes, qui témoignaient de l'influence de la dynamique fluviale (*Potamogeton pusillus*, *Elodea canadensis*) ont disparu en 2003. Les espèces présentes aux deux dates tolèrent des niveaux de perturbation variables. En 2003, la dominance d'*Elodea nuttallii*, combinée avec 1) l'absence d'espèces inféodées aux milieux perturbés; 2) l'abondance d'espèces non fixées, 3) la coexistence de *Phalaris arundinacea* et de *Phragmites australis*, suggère **l'existence de processus d'alluvionnement**. La granulométrie de la zone humide semble avoir évolué vers un substrat plus limoneux, et montre donc un fonctionnement qui s'oriente vers les processus d'alluvionnement. La tendance observée dans cette lône est donc comparable à celle observée dans les autres lônes du secteur de Belley, soit une diminution **globale de l'influence des perturbations**.

Entre 2003 et 2007, la richesse spécifique a augmenté mais **les espèces témoignant de conditions eutrophes se maintiennent** et *Elodea nuttallii* reste dominante. Plusieurs espèces indicatrices de perturbations élevées font leur apparition (*Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pusillus*), mais les espèces indicatrices d'alluvionnement se maintiennent également (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum verticillatum*). **Il ne semble pas y avoir de modifications de fonctionnement suite à la restauration.**

Le diagnostic de Henry & Amoros (1998) concluait à la relative stabilisation des successions dans la zone humide, grâce à une fréquence et une intensité de perturbations capables de limiter les processus successionnels et l'atterrissement de l'habitat. En 2003, on a constaté une modification significative du fonctionnement de la zone humide, et on s'orientait plutôt vers un atterrissement de la zone humide dans un délai relativement restreint, du fait des processus d'alluvionnement. L'objectif de la restauration consistait à curer la zone humide en amont de sa confluence avec la lône des Luisettes, et de creuser 7 mares sur la partie amont.

Le surcreusement de la zone humide, du fait qu'elle est soumise à des processus d'alluvionnement, ne devrait avoir qu'un effet temporaire. En l'absence de modification de son fonctionnement hydrologique, ces processus d'alluvionnement devraient se poursuivre, et rapidement contrebalancer les bénéfices d'une restauration par curage. Sauf si le contraste entre les diagnostics réalisés en 1996 et 2003 résultait d'une période particulièrement dépourvue de hauts débits, qui aurait permis un alluvionnement plus important dans cette zone humide. On pouvait donc s'attendre à ce que le bénéfice du curage soit faible et de courte durée. Il était également à craindre que le curage ne favorise, comme dans les cas précédents, l'installation monopoliste d'*Elodea nuttallii* au détriment des espèces constituant le peuplement de 1996, que l'on aurait pu espérer voir se réimplanter dans la zone humide après le curage.

En 2007, *Elodea nuttallii* s'est fortement implantée dans la lône. Conformément aux prévisions formulées en 2003, l'alluvionnement semble se poursuivre, avec une augmentation de l'importance du limon au détriment de la charge solide (passage de 80% en 2003 à 90% du substrat en 2007). **Le curage ne semble pas avoir modifié de manière significative le fonctionnement de la zone humide, et la durée de vie de l'état restauré est potentiellement faible.**

Lône des Luisettes

La lône des Luisettes se caractérise après restauration par des conditions **mésotrophes**, des **apports phréatiques faibles**, un **niveau de perturbations moyen** et la **présence de processus d'alluvionnement**.

Zone aval

Un changement de dominance entre 1998 et 2003 est visible, *Potamogeton pectinatus* et *Elodea canadensis*, sont dominants en 1998, tandis que *Potamogeton nodosus* et *Elodea nuttallii* deviennent les espèces dominantes en 2003. Plusieurs espèces indicatrices d'apports phréatiques disparaissent (*Potamogeton natans*, *Callitriche*

platycarpa). Les espèces dominantes dans les deux cas témoignent d'une influence élevée du cours actif, qui peut résulter de phénomènes de décapage importants. La coexistence de *Phalaris arundinacea* et de *Phragmites australis* le long des berges militerait en faveur de l'existence de processus d'alluvionnement, mais ceux-ci sont probablement contrebalancés par des crues érosives maintenant une bonne connectivité avec les aquifères. Ceci tend à confirmer la stabilité de la zone humide, et la non-progression des processus d'alluvionnement. Il convient de noter la forte progression d'*Elodea nuttallii* et la disparition d'*Elodea canadensis* en 6 ans.

Une diminution de la richesse spécifique est visible entre 2003 et 2007. L'espèce invasive *Elodea nuttallii* régresse au profit d'une espèce indicatrice d'échanges phréatiques, *Potamogeton natans*. S'il semble y avoir une amélioration des conditions trophiques, il n'est pas possible de conclure à une meilleure connectivité avec les aquifères. En effet, on constate la disparition d'espèces indicatrices (*Berula erecta*) et non indicatrices (*Potamogeton nodosus*) d'apports d'eaux souterraines, ce qui ne permet pas de dégager de tendance claire deux ans seulement après le curage.

Zone amont

La richesse spécifique augmente de manière importante entre 1998 et 2003. Plusieurs espèces témoignant d'apports phréatiques apparaissent, comme *Eleocharis acicularis*, *Nasturtium officinale*, *Ranunculus trichophyllus*. Si la zone reste dominée par *Chara vulgaris* et *Groenlandia densa*, *Elodea nuttallii* est apparue depuis 1996, et a pris la seconde place en termes d'abondance dans la zone, devant *Groenlandia densa*. La richesse floristique totale de la zone a augmenté, ainsi que la richesse moyenne par relevé, mais sans que cela ne corresponde à une modification des caractéristiques sédimentaires de la zone, qui était déjà dominée par un substrat très graveleux (91,5% de granulats grossiers, 2% de sable, 5% de limon et 2% de vase) en 1996. En conséquence, les données ne permettent pas de conclure à un changement de fonctionnement significatif entre les deux dates. L'augmentation de la diversité floristique pourrait être liée à une légère diminution de la fréquence ou de l'intensité des perturbations par les crues, permettant temporairement l'établissement d'une mosaïque changeante et d'une forte biodiversité, conformément à la théorie des perturbations intermédiaires.

La richesse spécifique a fortement diminuée entre 2003 et 2007. L'espèce invasive, *Elodea nuttallii*, apparue en 1996, est à présent dominante même si son abondance semble avoir diminué (ce qui peut être du aux effets instantanés du curage). Si certaines espèces indicatrices d'apports phréatiques sont toujours présentes (Characées, *Groenlandia densa*), un certain nombre a disparu suite au curage de la lône (*Eleocharis acicularis*, *Ranunculus trichophyllus*), pouvant indiquer une diminution du débit phréatique. Les quelques espèces présentes en 2007 semblent indiquer un processus d'alluvionnement, absent en 1996 et 2003.

Le projet de curage prévoyait le surcreusement de la partie amont de la zone humide. Ce curage imposait probablement d'attaquer le plancher graveleux sur une longueur de plus de 300 m. Dans leur rapport de 1996, Henry & Amoros concluaient à une zone humide mésotrophe, plutôt moyennement que très perturbée (d'après l'abondance de la végétation et son organisation) du fait du gué aval, et nettement alimentée par les sous-écoulements fluviaux. L'analyse de l'état initial confirmait le diagnostic, et concluait même à un écosystème très perturbé, avec des processus d'alluvionnement contrôlés à l'extrémité aval de la zone humide. La zone humide avait donc une durée de vie élevée à très élevée, son profil longitudinal actuel résultant probablement d'un ajustement passé de son profil en long aux conditions d'écoulement en crue. La restauration de ce type d'écosystèmes est considérée comme inutile, puisque 1) l'écosystème présente un fonctionnement conforme à celui que l'on peut attendre dans ce type de cours d'eau, et 2) sa pérennité est garantie par les apports d'eau souterraines et surtout par les crues érosives.

Dans ce contexte, le surcreusement de la partie amont de la zone humide risquait d'entraîner un déséquilibre de ce profil en long, entraînant, comme dans le cas de la lône Fournier, des processus d'érosion progressive et/ou régressive. Même en l'absence de réajustement, on pouvait craindre un alluvionnement accéléré dans cette zone surcreusée, alluvionnement qui pouvait entraîner un colmatage du sédiment graveleux, et une diminution du débit phréatique dans la zone humide. En cas d'alluvionnement, la zone curée risquait d'être très rapidement colonisée par *Elodea nuttallii*. **En termes écologiques, les bénéfices attendus étaient donc probablement faibles.**

La diminution du nombre d'espèces indicatrices d'apports phréatiques suggère une baisse du débit phréatique par colmatage du sédiment. Cette tendance est confirmée par

l'augmentation de la part du limon dans le substrat entre 2003 et 2007, au détriment de la charge grossière, et par l'augmentation de la proportion d'espèces tolérantes à l'alluvionnement dans le peuplement végétal. Une espèce invasive, *Elodea nuttallii*, est devenue dominante en 2007. Conformément aux prévisions formulées dans le rapport de 2004, il semble donc que le curage n'ait pas eu d'impact positif sur le fonctionnement de la zone humide et la biodiversité, mais au contraire, il pourrait avoir modifié le profil d'équilibre de la zone humide, favorisant ainsi l'alluvionnement.

Lône de Chantemerle

La lône Chantemerle n'a pas fait l'objet de mesures particulières de restauration physique depuis 2003 (fermeture partielle de la connexion amont). Les espèces présentes sont indicatrices de milieux **eutrophes**, les **apports en eaux phréatiques sont inexistants** et les **processus d'alluvionnement semblent plus accentués que les années précédentes**

La lône de Chantemerle, bien que longue de 1 Km, a un contenu floristique homogène, caractérisé par une faible richesse spécifique (7 espèces au total) et un faible recouvrement des espèces. Les espèces les plus représentées dans la lône sont alors *Elodea nuttallii* et *Myriophyllum spicatum*. Ces deux espèces sont associées à des conditions méso-eutrophes, voire plutôt eutrophes. *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* et *Potamogeton nodosus* présentes de façon sporadique, sont également liées aux conditions **eutrophes**. **Aucune des espèces présentes ne traduit l'existence d'apports d'eaux souterraines**. Ces deux tendances sont confirmées par l'analyse des données physico-chimiques, qui confirme que la lône est riche en nutriments et proche qualitativement du Rhône. Les espèces dominantes témoignent d'une forte influence de la dynamique fluviale et probablement de processus d'alluvionnement modérés, suggérés par la présence en abondance d'*Elodea nuttallii*. Le substrat est majoritairement dominé par les limons sauf dans la zone influencée par une communication latérale avec le Rhône, où le sédiment grossier domine. Ceci traduit l'existence de processus érosifs localisés, mais les phénomènes d'alluvionnement prédominent. La hauteur d'eau est importante (1,6 m en moyenne). Cette lône a subi une première restauration en 1993, le bouchon alluvial amont ainsi que les obstacles à l'écoulement dans le lit ont été éliminés. Depuis 1994, la lône est toujours en eau, et **alimentée en permanence par les eaux du Rhône à l'amont**. La lône n'abritait en 1996 que 5 espèces, et environ la moitié des transects était dépourvue de végétation. Les espèces les plus abondantes, *Myriophyllum spicatum* et *Phalaris arundinacea*, témoignant d'un milieu eutrophe perturbé, se sont maintenues (réimplantation de *Phalaris arundinacea* par la CNR ?). Par contre *Elodea nuttallii* est apparue et domine désormais le peuplement, comme cela est fréquemment observé pour les écosystèmes très connectés au Rhône. Sa présence ainsi que le développement du substrat limoneux au détriment du substrat grossier (62% graviers en 1996) indique la progression des processus d'alluvionnement qui étaient plus localisés en 1996. L'apparition de *Potamogeton nodosus* au niveau de la confluence aval traduit également des processus d'alluvionnement, et le début probable de constitution d'un bouchon alluvial. La lône de Chantemerle se caractérise donc par des eaux eutrophes, et des processus d'alluvionnement, peut-être stabilisés par la connexion amont de la lône au Rhône. On note également l'absence d'indices d'apports d'eaux souterraines. Les eaux sont permanentes.

En 1997, Henry et Amoros concluait à une zone humide eutrophe, fréquemment et/ou intensément perturbée. Sa durée de vie était élevée à très élevée car la lône se comportait comme un chenal actif. Ceci est toujours le cas en 2004, même si les processus d'alluvionnement ont pris le pas sur les processus érosifs, ils sont potentiellement modérés ou faibles du fait de la faible sinuosité de la lône et de son ouverture amont. La restauration a consisté à renforcer le bouchon alluvial amont par apport de limon et graviers afin de limiter l'alimentation par l'amont pour les débits modérés.

En 2008, la lône présente des peuplements plus diversifiés, mais qui restent dominés par *Elodea nuttallii* et *Myriophyllum spicatum* pour les espèces aquatiques. On note l'apparition de *Ceratophyllum demersum* et *Potamogeton pectinatus*, espèces de **milieux eutrophes**, toutes deux favorisées par les eaux stagnantes ou les processus d'alluvionnement. Le diagnostic écologique conduit à une **lône eutrophe**, mais **les processus d'alluvionnement semblent plus accentués que pour les années précédentes**. La dynamique future de la lône dépend de l'équilibre entre alluvionnement (périodes de débits moyens) et érosion (périodes de débit élevé). En cas de déséquilibre entre ces deux processus, la lône évoluera dans le sens

de l'atterrissement ou de l'érosion dominante, c'est-à-dire soit vers la fermeture, soit vers une lône pauvre en espèces, mais qui restera stable du fait des phénomènes d'érosion dominante. Si les deux processus s'équilibrent, la lône restera à un état d'équilibre dynamique, stable à long terme, et se caractérisera par une forte biodiversité. Les données actuellement à notre disposition, et le recul temporel dont nous disposons, ne permettent pas de conclure quant à ces différentes options.

Petite lône de Chantemerle

La petite lône de Chantemerle est une **lône eutrophe, probablement soumise aux processus d'alluvionnement de manière forte**, et dont la durée de vie devrait rester faible.

En 2004, le peuplement de la petite lône était très discontinu, avec peu d'espèces (7 au total), celles-ci ne se développant que sur un ou deux transects avec en général un faible recouvrement. Les espèces les plus représentées sont *Elodea nuttallii* et *Phalaris arundinacea*. *Elodea nuttallii* (installée depuis 1996) indique des conditions méso-eutrophes et des processus d'alluvionnement. *Phalaris arundinacea* tolère également ces processus et le substrat est complètement limoneux. Le développement des héliophytes et la hauteur d'eau faible témoignent d'épisodes répétés d'exondations. La petite lône a été surcreusée sur les deux tiers aval de sa longueur en 1993, et elle est depuis alimentée en permanence par les reflux du Rhône. En 1996, le recouvrement de la végétation était très faible avec seulement deux espèces, très indicatrices d'un système **eutrophe**, et des eaux très turbides. Le milieu était soumis à l'alluvionnement. Même si le fonctionnement de la lône reste identique en 2004, les espèces présentes en 1996 ont été remplacées par des espèces plus tolérantes aux exondations. Ceci s'explique par la forte diminution de la hauteur d'eau (55 cm en moyenne en 1996 contre 4 cm en 2004). Cette diminution de la lame d'eau est due au comblement de la lône par les sédiments fins (observation par Henry C. en 2004). En effet, on peut supposer que le niveau d'eau est relativement stable du fait de la position de la lône. Celle-ci est située à l'extrémité amont de la retenue de l'aménagement hydro-électrique de Brégnier-Cordon.

En 2008, la petite lône présente des peuplements dominés par *Elodea nuttallii*, *Ceratophyllum demersum* et *Myriophyllum spicatum*, qui se rapprochent ainsi des peuplements de 1996. *Ceratophyllum demersum* est une espèce de milieu **eutrophe**, favorisée par les eaux stagnantes ou les processus d'alluvionnement. Le diagnostic écologique conduit comme pour les années précédentes, à une **lône eutrophe, probablement soumise aux processus d'alluvionnement de manière forte**, et dont la durée de vie devrait rester faible.

Lône des Granges

La lône des Granges se caractérise après restauration par un niveau de trophie élevé, des apports phréatiques moyens (à confirmer par l'évolution future des communautés végétales), un niveau de perturbation élevé, des processus d'alluvionnement probables.

En 1996 et 2004, la lône était entrecoupée de nombreux bouchons alluviaux qui, comme le bouchon alluvial amont, sont peu élevés, constitués de galets, graviers et limons, et colonisés par une végétation herbacée, quelques buissons et de petits arbres (Henry et Amoros, 1997). Le peuplement des plans d'eau était dominé par *Elodea nuttallii* et *Polygonum hydropiper*, accompagnées de *Lemna minor*, *Phalaris arundinacea* et *Potamogeton pusillus*. Ces espèces traduisent des conditions **méso-eutrophes à eutrophes**. Les espèces dominantes **n'indiquent pas d'apports d'eaux souterraines**, et traduisent **un niveau de perturbations par les crues faibles à intermédiaires**. On note une régression d'espèces eutrophes entre 1996 et 2004 (e.g. *Ceratophyllum demersum*), mais également d'espèces associées aux eaux plus mésotrophes (e.g. *Myriophyllum verticillatum*). L'ensemble traduit plutôt soit une augmentation de la fréquence des perturbations par les crues, soit une **augmentation de la fréquence des exondations**, la deuxième alternative étant la plus probable, au vu de la progression des héliophytes dans la lône. Cette situation pourrait être liée aux débits particulièrement faibles des années 2003-2004. De surcroît, l'analyse des données physico-chimiques indiquant que les eaux de la lône ont des caractéristiques physico-chimiques qui se rapprochent de celles des eaux souterraines, on peut faire l'hypothèse que ces apports sont à même de limiter les processus d'atterrissement, même si des processus d'alluvionnement de faible intensité semblaient exister.

Le projet de restauration a consisté dans le creusement de la lône sur sa partie aval sur 330 m sur le bras principal et sur 170 m sur le 2^{ème} bras. D'autre part, des mares ont été créées sur la partie amont. Les conséquences de ces travaux étaient des processus d'alluvionnement potentiellement induits par le curage du bouchon alluvial. L'hypothèse était que les dépôts d'alluvions pourraient être périodiquement éliminés par les perturbations dans le bras principal. Par contre dans le deuxième bras, complètement atterri et déconnecté à l'amont, l'hypothèse était que ces dépôts se maintiennent, comblant progressivement la zone remise en eau. Le creusement de mares supplémentaires devait permettre d'étendre les habitats aquatiques, avec le risque de progression d'*Elodea nuttallii*. En ce qui concerne le fonctionnement, il a été également évoqué un risque d'érosion régressive du fait de la modification du profil en long de la lône, entraînant potentiellement l'enfoncement du lit de la lône, favorisant les apports d'eaux souterraines.

En 2008, la lône est colonisée par un faible nombre d'espèces, et toutes les espèces présentes le sont en faible abondance.

Le diagnostic est similaire à celui des années précédentes en ce qui concerne la **trophie**, qui reste **relativement élevée, et les perturbations, qui semblent également élevées, avec des processus d'alluvionnement probables**. Il est cependant probablement prématuré pour fournir un bilan de cette restauration, car les peuplements restent peu abondants et les espèces présentent un faible recouvrement. En l'absence de données supplémentaires, on peut conclure que la restauration n'a pas eu d'effet significatif sur le fonctionnement écologique de la lône, même si elle a conduit à une diminution très significative de l'abondance et de la diversité des peuplements végétaux. L'augmentation potentielle des apports d'eaux souterraines suggérée par les résultats des analyses physico-chimiques, n'est pas encore visible au travers la composition des peuplements (on note cependant l'apparition de *Berula erecta*, très inféodée aux écosystèmes alimentés par des eaux souterraines).

Lône des Molottes

La lône des Molottes après restauration est caractérisée par la présence d'espèces indicatrices de milieux **eutrophes** ou **hyper-eutrophes**, **l'absence d'espèces indicatrices d'apports d'eaux souterraines**, et l'existence de **processus d'alluvionnement importants**.

Avant restauration, la lône des Molottes était dominée par *Ceratophyllum demersum* et *Lemna minor*. *Echinochloa crus-galli*, *Elodea nuttallii* et *Potamogeton pusillus* étaient également très abondantes. *Ceratophyllum demersum* et *Lemna minor* indiquent des conditions **eutrophes**. Ces espèces sont indifférentes au niveau des perturbations. *Potamogeton pusillus*, qui se développe uniquement dans cette zone, est associé à des **perturbations élevées**. La granulométrie plus grossière du sédiment et la présence ponctuelle de galets et graviers traduisent l'existence de **perturbations décapantes**. Cependant, la présence d'*Elodea nuttallii* et la part encore importante des limons dans le sédiment témoignent de processus d'alluvionnement significatifs. Aucune espèce dominante n'est associée aux eaux souterraines, ce qui milite dans le sens d'un **faible drainage phréatique**. La hauteur d'eau est faible (0.05 à 0.4 m), mais *Ceratophyllum demersum* et *Elodea nuttallii* suggèrent une relative permanence des eaux, au moins sur une partie de la zone.

Les données collectées en 1996, indiquaient également un milieu eutrophe, vraisemblablement alimenté par des sous-écoulements fluviaux. *Potamogeton pusillus*, majoritaire en 1996, et associée aux perturbations érosives, a fortement régressé en 2004. Cette évolution, combinée au recul de *Phalaris arundinacea* et à la diminution de la part de galets/graviers dans le sédiment, indique une diminution des processus érosifs au profit des processus d'alluvionnement au cours du temps. Ceci est confirmé par l'apparition d'*Elodea nuttallii* au détriment d'*Elodea canadensis* et la progression des processus d'atterrissement, en particulier dans la partie centrale de la lône, colonisée par *Phragmites australis* et *Impatiens glandulifera*. De plus, la disparition de *Chara major*, indicatrice d'une alimentation par des eaux souterraines, est potentiellement liée à l'augmentation du colmatage du substrat. En 2004, la durée de vie de la lône apparaît faible, au regard de la progression importante de l'atterrissement dans la zone centrale, de la progression des processus d'alluvionnement dans le reste du chenal, et de la disparition des signes de sous-écoulements. Les potentialités de réversibilité de

l'écosystème sont faibles si la restauration ne permet pas un auto-entretien du milieu (par l'activation des processus érosifs ou des apports d'eaux souterraines).

La restauration prévoyait la remise en eau de la lône sur toute sa partie aval (400 m), en la faisant communiquer en permanence avec le Rhône. La portée de cette opération était considérée comme restreinte, car 1) elle n'était pas susceptible de modifier le fonctionnement des parties centrales et amont de la lône, et 2) car elle était susceptible de favoriser l'alluvionnement par affrontement des eaux de crues lors des débordements amont avec les eaux stagnantes de cette partie surcreusée.

On constate la régression d'*Elodea canadensis*, *Callitriche platycarpa*, et *Myriophyllum verticillatum*, toutes trois en général associées aux eaux souterraines mésotrophes. Par ailleurs, les espèces **eutrophes** persistent (e.g. *Lemna minor*, *Ceratophyllum demersum*, *Elodea nuttallii*), même si leur abondance est plus faible que les années précédentes, probablement du fait de la proximité de la date de la restauration, et *Spirodela polyrhiza*, associée aux eaux hyper-eutrophes, apparaît. Le fonctionnement de la lône n'est pas significativement modifié par rapport aux années précédentes : **les eaux restent eutrophes, sans indice fort d'apport d'eaux souterraines, les processus d'alluvionnement semblent perdurer**. Avec les limites qu'impose un diagnostic réalisé relativement tôt après la restauration, on peut donc conclure à une validation du pronostic, c'est à dire une **conservation du statut eutrophe et des processus d'alluvionnement qui caractérisaient la lône avant la restauration**.

Lône du Ponton

La lône du ponton est caractérisée après restauration par des eaux **eutrophes, un faible niveau de perturbation, une alimentation par les eaux souterraines très modérée** et des **processus d'alluvionnement relativement importants**.

Le peuplement de la lône Ponton était constitué en 2004 d'une seule zone floristique peu diversifiée (3 à 6 espèces par transect). Il était dominé par *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis* et *Polygonum hydropiper*. *P. hydropiper* témoigne de conditions **mésio-eutrophes**, et *Ceratophyllum demersum* de conditions **eutrophes**. Les espèces majoritaires ne témoignent pas d'apports d'eaux souterraines, mais *Callitriche platycarpa* et *Elodea canadensis*, présentant ponctuellement un fort recouvrement (>50%), sont généralement liées à ces apports. Des **apports d'eaux souterraines sont par conséquent probables**. L'analyse des données physico-chimiques (données de 2004) a également mis en évidence l'influence d'apports d'eaux souterraines. En effet, les eaux présentent les valeurs de conductivité et d'alcalinité les plus élevées, qui témoignent potentiellement d'apports d'une aquifère de versant. La plus forte teneur en sulfates observée dans la lône par rapport à la nappe (piézomètre), traduit cependant l'influence probable du Rhône. La coexistence de *Phalaris arundinacea* et *Phragmites australis*, habituellement associées à des niveaux de perturbations contrastés (respectivement élevés et faibles), milite en faveur de **l'existence de processus d'alluvionnement**. Ces processus sont également indiqués par *Elodea nuttallii*, ainsi que par les caractéristiques du substrat, limoneux et majoritairement minéral (95 % du sédiment sec). Le milieu est en effet alimenté par des reflux à l'aval, et le bouchon amont est très élevé et densément boisé (Henry et Amoros, 1998), ce qui limite les débordements et réduit les vitesses. De plus, la lône est relativement sinueuse, ce qui, en réduisant la vitesse du courant, contribue également à favoriser l'alluvionnement. Les exondations partielles du milieu sont probablement fréquentes car les espèces les plus abondantes sont des héliophytes

Le fonctionnement de la lône en 2004 est le même qu'en 1996. Lorsque l'on compare les deux années, on constate que le contenu floristique a peu varié, mis à part la progression de *Phragmites australis* et la disparition de *Potamogeton pusillus*. On peut noter que le recouvrement par les héliophytes a augmenté, ce qui traduit probablement des exondations plus fréquentes. On observe une fois encore, l'apparition de l'espèce invasive *Elodea nuttallii*.

Dans le rapport de 1997, Henry et Amoros concluaient à un **milieu eutrophe, peu perturbé**, encore permanent, bien que peu profond et **en partie alimenté par des apports d'eau souterraine** (sous-écoulements du Rhône). L'eau du Rhône reflue dans la lône par l'aval lors des crues, favorisant les processus d'alluvionnement. La durée de vie potentielle de la lône apparaissait intermédiaire, mais avait été estimée comme faible en 2004, au vu de la faible profondeur de la lône.

La restauration avait pour objet l'élimination du bouchon aval pour reconnecter la lône au Rhône. Cette restauration ne devait pas modifier le fonctionnement de la lône. Le milieu devait rester eutrophe et l'hypothèse d'une accentuation des processus d'alluvionnement était formulée, du fait de la connexion plus importante de la lône avec le fleuve à l'aval. En termes de composition floristique, il était suggéré qu'*Elodea nuttallii* devait rapidement envahir la zone humide, en tirant partie des espaces libérés par l'intervention, et potentiellement exclure les autres espèces.

En 2008, la lône présente des peuplements dominés par *Phalaris arundinacea* et *Phragmites australis*. La plupart des espèces d'eau permanente, liées aux apports d'eaux souterraines, encore présentes en 2004 ont disparu, suggérant une **diminution de la connectivité avec les eaux souterraines**. Le diagnostic écologique demeure par ailleurs invariant, la lône reste caractérisée par des eaux **eutrophes** et des **processus d'alluvionnement**, de manière apparemment plus marquée en 2008 que les années précédentes.

Lône de la Plaine

Cette lône n'a pas été restaurée.

La lône de la Plaine est caractérisée par des eaux **eutrophes**, un **niveau de perturbation faible à très faible**, une **alimentation en eaux souterraines très faible**.

En 2004, le peuplement était largement dominé par *Ceratophyllum demersum* accompagné par *Elodea canadensis* et *Hydrocharis morsus-ranae*. *Ceratophyllum demersum* est une espèce de milieu **eutrophe**. Son fort recouvrement (pouvant dépasser 75 %) en association avec *Hydrocharis morsus-ranae* et *Lemna minor* confirme le statut eutrophe du milieu. *Elodea canadensis* et *Callitriche platycarpa*, pourraient témoigner d'apports d'eaux souterraines, que l'analyse des données physico-chimiques confirme en 2004. Le milieu est peu soumis à l'influence érosive des crues, et il est probablement en eau permanente, du fait de la présence en quantité de *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *Hydrocharis morsus-ranae*, intolérantes à l'assec. En 1996, le type fonctionnel était identique, soit un **milieu eutrophe, peu perturbé, alimenté par des eaux souterraines**. L'organisation du peuplement a changé, mais on retrouve globalement les mêmes espèces. *Elodea canadensis* et *Hydrocharis morsus-ranae* se maintiennent parmi les espèces dominant la zone humide. *Ceratophyllum demersum* a fortement progressé, au détriment de *Potamogeton pusillus* et *Callitriche platycarpa*, ce qui pourrait être un **signe d'une influence moindre des eaux souterraines**, ou d'une plus faible influence des crues sur la période. Il est intéressant de noter qu'il n'y a pas d'introduction notable de nouvelles espèces et notamment de l'espèce envahissante *Elodea nuttallii* du fait probablement de la faible influence du Rhône. Dans le rapport de 1997, Henry et Amoros concluaient à une durée de vie potentielle intermédiaire, confirmée par les données acquises en 2005.

En 2008, la lône reste dominée par *Ceratophyllum demersum* et *Hydrocharis morsus-ranae*, et garde ainsi un **statut eutrophe**. L'échantillonnage de 2008 met en évidence la disparition de plusieurs espèces associées aux eaux mésotrophes, et favorisées par les apports d'eaux souterraines, comme *Elodea canadensis* et *Callitriche platycarpa*. On note par ailleurs l'apparition de *Lemna trisulca*, également **associée aux apports d'eaux souterraines**, et d'*Elodea nuttallii*, qui a finalement colonisé cette lône.

L'influence des perturbations reste faible à très faible, mais le diagnostic en ce qui concerne le niveau de perturbation est imprécis, et fait apparaître simultanément un niveau de perturbation nul et des processus d'alluvionnement, ce qui est peu probable.

5.5.3 Dynamique de la biodiversité et de la composition des peuplements

5.5.3.1 Richesse spécifique

Dans le secteur de Belley, la lône de Chantemerle et la petite lône montrent toutes deux une tendance à l'augmentation de la richesse spécifique bien que celle-ci soit non significative. Cette augmentation de la richesse spécifique s'accompagne d'une forte variance, ce qui conduit à l'analyser avec précaution. Cependant, celle-ci peut être attribuée à une augmentation de la variabilité temporelle des conditions d'habitats dans la lône, liée à la fermeture partielle de la connexion amont, ce qui favoriserait la coexistence à court terme d'espèces rhéophiles de milieu bien oxygéné et d'espèces de milieu plus calme, plus sensibles aux contraintes du courant. Dans ce cas, l'augmentation de la richesse pourrait être fugace. Cependant, si l'évolution de la lône conduisait à une stabilisation des successions, grâce à un régime de perturbation intermédiaire, cette richesse spécifique pourrait augmenter encore progressivement et se stabiliser.

Les lônes Béard et Moiroud montrent une augmentation de la richesse spécifique, qui se rapproche ainsi des valeurs observées en 1996. La lône Béard est cependant la seule pour laquelle cette tendance est significative. Le diagnostic post restauration concluant à un potentiel succès de cette dernière, on peut faire l'hypothèse que cette tendance favorable se maintienne.

Les lônes Fournier et Luisettes montrent une diminution de la richesse spécifique 3 ans après la restauration, c'est-à-dire au moment où l'on pourrait attendre un pic de diversité, si l'on se réfère à la cinétique observée dans le secteur de Pierre-Bénite. On peut donc faire l'hypothèse que la restauration n'augmentera pas, même à plus long terme, la richesse spécifique dans la zone humide. La restauration semble même avoir eu un impact très négatif sur la biodiversité, puisque cette dernière est même inférieure aux valeurs observées lors des campagnes de 1996.

La richesse spécifique dans les lônes de Brégner-Cordon a globalement diminué, significativement pour les lônes du Ponton et des Granges. Cette tendance s'observe 3 ans après la restauration, ce qui traduit, comme pour les lônes de Belley, un effet négatif, même à court terme, de la restauration sur la richesse spécifique. Dans toutes ces situations, il serait nécessaire de confirmer cette tendance *a priori* négative grâce à un suivi à plus long terme des peuplements végétaux.

5.5.3.2 Dynamique des peuplements

Certaines lônes, comme Chantemerle, la petite lône de Chantemerle ou Fournier, n'ont pas ou peu été affectées floristiquement par l'opération de restauration.

Les lônes du Ponton, des Granges et des Luisettes montrent des changements d'envergure plus importants, mais qui restent modérés. Ils traduisent dans les trois cas la diminution significative de la richesse floristique observée après l'opération de restauration.

Les lônes Moiroud, Plaine et Béard montrent des changements floristiques très importants, qui se traduisent par un changement de fonctionnement écologique dans le cas de Béard. En effet, la restauration a ramené cette lône à un état floristique proche de celui de 1996. Des variations floristiques importantes sont apparues dans la lône Moiroud après restauration, avec en particulier la forte dominance d'espèces de milieux eutrophes (*Ceratophyllum demersum*, *Elodea nuttallii*, et *Myriophyllum spicatum*) en 2003 et 2007, associée à une augmentation (non significative) de la richesse spécifique en 2007.

La lône de la Plaine, non restaurée montre également des changements floristiques de forte intensité et directionnels, qui traduisent la forte diminution de la richesse spécifique observée dans cette lône depuis 2004.

5.6 Conclusion

L'analyse des caractéristiques physico-chimiques des lônes restaurées montre que la restauration a favorisé dans certains cas l'alimentation de la lône par les eaux souterraines provenant potentiellement d'aquifères de versant (karstiques, e.g. Béard, Luisettes). L'augmentation de cette connectivité est susceptible de favoriser certaines espèces patrimoniales sensibles aux apports d'eaux souterraines (e.g. *Hottonia palustris*), mais également de limiter les processus successionnels, en 1) évacuant une partie des fines s'accumulant dans la lône, 2) diminuant la productivité végétale (température et charge nutritionnelle moindre). Cet effet n'est cependant sensible que si le débit de ces apports est suffisant, ce qui ne semble pas être le cas en ce qui concerne par exemple Luisettes et Béard, dont les fluctuations thermiques restent parmi les plus élevées. Certaines lônes (e.g. Ponton, Moiroud, Granges) ont vu la part d'alimentation par des sous-écoulements fluviaux augmenter après la restauration, ce qui peut venir contrebalancer partiellement l'effet bénéfique des apports phréatiques de versant, car les sous-écoulements fluviaux sont plus riches en nutriments.

Les restaurations provoquent potentiellement une augmentation de la richesse spécifique à court terme dans les écosystèmes restaurés, liée au recrutement important d'espèces dans l'écosystème, mais ce recrutement n'est pas pérenne dans les lônes sur lesquelles le recul est suffisant (Pierre-Bénite). D'autre part, ce bénéfice à court terme n'est pas toujours avéré. En effet, parmi les différentes situations de restauration du secteur de Belley et Brégnier-Cordon, seules deux lônes (Chantemerle, Béard) montrent une augmentation significative à court terme de la richesse spécifique. Cette situation n'ayant pas de réplicats sur les sites sur lesquels nous disposons de données à long-terme, il conviendrait de poursuivre le suivi écologique de ces lônes, afin de mesurer l'impact à long terme de la restauration sur la biodiversité végétale.

En termes d'invasion, les restaurations n'ont pas eu un impact fort sur le processus d'invasion par *Elodea nuttallii*, probablement car l'espèce est peu tolérante aux processus d'alluvionnement élevés, quand ceux ci conduisent à une déconnexion de la lône avec les aquifères.

En termes de bénéfice écologique de la restauration, le bilan est plus mitigé sur Brégnier-Cordon que sur Belley. Dans tous les cas, **le recul semble insuffisant pour conclure sur l'impact définitif de la restauration**. Cependant, on n'observe pas d'amélioration du fonctionnement écologique des lônes, qui semblent toutes caractérisées par des eaux eutrophes et des processus d'alluvionnement après restauration, ce qui milite dans le sens d'une durabilité faible des états restaurés.

Il est trop tôt pour établir un bilan définitif des restaurations sur les secteurs de Belley et Brégnier-Cordon. Toutefois, on peut dégager quelques propositions pour les restaurations qui pourraient être envisagées par la suite. Dans un premier temps, il est nécessaire d'éviter toute intervention susceptible de favoriser les dépôts d'alluvions dans les lônes. Parmi celles-ci, la réouverture des bouchons aval favorise le reflux d'eau fluviale dans les lônes et de ce fait, l'alluvionnement. De même, l'augmentation de la fréquence de débordements par arasement de bouchons amont n'aurait pas un impact favorable sur le fonctionnement de la lône si celle-ci est manifestement soumise à des dépôts d'alluvions (sinuosité ou capacité hydraulique forte). Par voie de conséquence, l'effet de ces arasements peut être encore accentué par le

creusement du lit des lônes, car celui-ci, en augmentant la capacité hydraulique de la lône, contribue à diminuer la vitesse de l'eau en crue, et donc à favoriser encore l'alluvionnement. Le surcreusement des lônes doit donc se faire dans des situations dans lesquelles il ne s'accompagnera pas de dépôts accélérés lors des crues (déconnexion, ou faible influence des crues). Enfin, en ce qui concerne les risques d'invasion, ceux-ci semblent maîtrisés sur le Haut-Rhône, mais sont bien réels et entraîneraient potentiellement des conséquences écologiques fortes s'ils entraînaient la colonisation par des espèces monopolistes, dont l'allélopathie est avérée (e.g. *Ludwigia peploides* ou *grandiflora*, *Fallopia* sp.).

6 Chapitre 5 : Les communautés de macroinvertébrés de 18 lônes du Rhône dans les secteurs de Belley et Brégnier-Cordon, deux ans après restauration. (2003 - 2008)

6.1 Introduction

Dans le cadre du suivi scientifique du programme décennal de restauration du Rhône, les macroinvertébrés aquatiques des annexes fluviales (lônes) sont pris en compte afin de suivre les conséquences des travaux de restauration sur la diversité biologique de ces milieux (richesse et composition taxonomiques des communautés, statut des espèces, diversité de leurs caractéristiques biologiques).

Les macroinvertébrés accomplissent des fonctions primordiales (et qui leur sont propres) dans la fragmentation et la décomposition de la matière organique. Les peuplements de macroinvertébrés reflètent en outre la productivité des milieux et sont un maillon important de la chaîne trophique, particulièrement pour les poissons. Par des modifications du régime hydraulique, des habitats présents dans les lônes et de leur environnement immédiat (ripisylve par exemple), les travaux de restauration réalisés sur le Rhône entraînent potentiellement des modifications quantitatives et qualitatives des communautés d'invertébrés aquatiques.

Parmi les invertébrés aquatiques, plusieurs groupes permettent de porter un diagnostic sur la gamme complète d'habitats en contexte alluvial : des habitats lotiques (chenal principal) aux semi-aquatiques. Ils fournissent donc une "vision de site" et permettent entre autre de diagnostiquer les conséquences biotiques des modifications de communication entre les lônes et le chenal principal.

Les objectifs du présent rapport sont :

1) de proposer une synthèse sur l'état pré-restauration des 18 lônes, en effet, la combinaison de lônes étudiées ici n'avait jamais été présentée dans les rapports précédents,

2) de faire une première synthèse sur l'état des communautés dans les deux secteurs du Haut-Rhône (Belley et Brégnier-Cordon), deux ans après les opérations de restauration (augmentation des débits réservés, curage et reconnexion de certaines lônes). Cette synthèse incorpore également des résultats obtenus sur des sites non restaurés considérés comme témoins.

6.2 Stratégie d'échantillonnage

6.2.1 Localisation des sites.

Les 18 lônes étudiées et leurs dates d'échantillonnage figurent au Tableau 10. Le protocole d'étude des sites après restauration est identique à celui suivi avant restauration. La localisation géographique des sites étudiés est identique aux deux périodes, même lorsque des modifications ont été causées par les travaux de restauration. Deux sites d'échantillonnage sont sélectionnés à l'intérieur de chaque lône. Ces sites sont des zones géomorphologiquement homogènes et présentant généralement une unité du point de vue de la végétation aquatique. Ils représentent généralement les deux "pôles" caractéristiques de ces anciens chenaux de type parapotamique: un site amont (abrégé – am) représentant les secteurs les moins profonds (voire temporaires), déconnectés du Rhône en débit moyen, un site aval (abrégé – av), représentant les secteurs les plus profonds et généralement connectés au Rhône.

A l'intérieur de chaque site, un tronçon de 30 mètres (selon l'axe amont-aval de la lône) a été choisi pour la réalisation des protocoles de description de l'habitat et d'échantillonnage de la macrofaune aquatique.

lône		Pré- restauration, printemps	Pré- restauration, été	Post- restauration, printemps	Post- restauration, été
Belley					
Béard	BEAR	01.04.2004	22.07.2003	06.04.2007	20.07.2007
Chantemerle	CHAN	29.03.2004	20.07.2004	28.03&05.04.2007	20.07&23.08.2007
Fournier	FOUR	01.04.2004	22.07.2003	05.04.2007	23.08.2007
Luisettes	LUIS	01.04.2004	22.07.2003	05&06.04.2007	20&24.07.2007
Moiroud	MOIR	01.04.2004	22.07.2003	06.04.2007	19,20&24.07.2007
En l'île	ENIL	29.03.2004	21.07.2003	28.03.2007	20.07.2007
Lucey	LUCE	29.03.2004	21.07.2003	28.03.2007	20.07&23.08.2007
Brégnier- Cordon					
Granges	GRAN	13.04.2005	20.07.2004	03.04.2008	16.07.2008
Molottes	MOLO	12.04.2005	18&20.07.2004	18&25.04.2008	17&18.07.2008
Plaine	PLAI	13.04.2005	17&19.07.2004	28.04.2008	15.07.2008
Ponton	PONT	13.04.2005	19.07.2004	28.04.2008	15.07.2008
Mathan	MATH	02.04.2004	23.07.2003	25.04.2008	18.07.2008
Vachon	VACH	02.04.2004	23.07.2003	06.05.2008	03.09.2008
Tonkin ¹	TONK	25.04.2006	18.07.2006	18&25.04.2008	17&18.07.2008
Rossillon ¹	ROSS	15.04.2003	02.07.2003	03&23.04.2008	14.07.2008
Mortier ¹	MORT	15.04.2003	01.07.2003	23.04.2008	14.07.2008
Vieille Lône ¹	VILO	07.04.2005	14.07.2005	03.04.2008	15&16.07.2008
Creu de Bleu ¹	CRBL	14.04.2003	02.07.2003	18.04.2008	17.07.2008

Tableau 10 : Dates d'échantillonnage faunistique des 18 lônes.

6.2.2 Description de l'habitat

A l'intérieur de chaque tronçon de 30 m, 4 points de prélèvement sont tirés au hasard à l'aide d'une table permettant le tirage d'une coordonnée longitudinale parallèlement au chenal (position au mètre sur 30m) et d'une coordonnée transversale perpendiculairement au chenal (parmi 5 possibilités : rive droite, moitié droite, centre, moitié gauche, rive gauche). En chacun des 4 points une description de la structure de l'habitat (profondeur, courant, sédiment, végétation aquatique, ombrage) est effectuée selon un protocole standard à l'intérieur d'un quadrat de 50 x 50cm.

6.2.3 Echantillonnage de la macrofaune

A l'intérieur de chacun des 4 points tirés au hasard (quadrat 50 x 50 cm), la macrofaune aquatique est échantillonnée de la façon la plus exhaustive possible à l'épuisette (ouverture 15 x 12 cm) à l'intérieur du quadrat. Le vide de maille est 0.5 mm. La limite de profondeur est d'environ 190 cm (manche de l'épuisette). Les échantillons sont effectués à pied ou en bateau gonflable léger selon l'accessibilité et la profondeur d'eau. Le matériel est fixé à l'alcool. Au laboratoire la fraction grossière des prélèvements est triée à vue sur une cuvette blanche, avec l'aide éventuelle d'une loupe de couturière. La fraction fine est triée sous une loupe binoculaire. Les invertébrés sont déterminés au niveau le plus fin permis par l'ouvrage de Tachet et al. (2000), à l'exception des macrocrustacés, gastéropodes et insectes (autres que diptères et hétéroptères) dont la détermination est poussée à l'espèce dans la mesure du possible. Les Annélides Oligochètes sont exclus des analyses.

Les échantillonnages pré- et post-restauration ont été répétés à deux saisons: au début du Printemps (Mars-Avril) et en été (Juillet-Août). Le calendrier des prélèvements est donné par le tableau 1. Les analyses qui suivent sont basées sur l'exploitation de 3 à 4 échantillons par site et par campagne de prélèvement.

6.2.4 Calcul des métriques

Plusieurs métriques ont été retenues pour décrire l'état des communautés de macroinvertébrés aquatiques dans les lônes et leurs changements.

Trois valeurs de richesse taxonomique ont été calculées :

(1) la richesse taxonomique totale. Elle est obtenue sur les données brutes déterminées tel qu'indiqué plus haut et donc sur des niveaux taxonomiques hétérogènes

(2) la richesse EPT. C'est le nombre de taxons (calculé au niveau du genre ou de l'espèce) appartenant aux Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères, groupes pour lesquels un niveau de détermination plus homogène est obtenu. C'est un indicateur de diversité biologique classiquement utilisé dans l'évaluation des systèmes d'eau courante. Cette richesse augmente avec la qualité du milieu et l'intensité du courant s'exerçant dans les milieux.

(3) la richesse en mollusques gastéropodes. C'est le nombre d'espèces appartenant à ce groupe. Il diminue avec la permanence et l'intensité du courant s'exerçant dans les milieux.

Du fait de l'hétérogénéité des nombres d'invertébrés récoltés dans chaque prélèvement et du lien entre l'abondance et la richesse taxonomique, des estimations de richesse taxonomique mesurée sur des échantillons égaux du point de vue de l'abondance ont été calculées par la technique dite "de raréfaction" (Heck et al., 1975 ; Krebs, 1999). Cette technique simule le tirage aléatoire d'un nombre fixé d'individus à l'intérieur de chaque échantillon à comparer. Le nombre d'individus est déterminé à partir de l'effectif du moins abondant des échantillons comparés. Elles ont une valeur comparative entre sites et non une valeur absolue. Les calculs ont été faits avec la fonction "rarefy" du jeu de fonctions "vegan" développé pour le logiciel R (Ihaka & Gentleman, 1996) par J. Oksanen et B. O'Hara. La fonction calcule une richesse raréfiée pour un nombre d'individus donné à partir de la formule de Hurlbert (1971) et l'accompagne d'une erreur standard calculée selon Heck et al (1975).

Trois métriques ont été consacrées à singulariser parmi les taxons échantillonnés, les espèces pouvant être considérées comme exogènes au bassin du Rhône. Ces espèces

appartiennent majoritairement aux groupes des macrocrustacés (amphipodes, décapodes), des mollusques, bivalves ou gastéropodes et des annélides polychètes.

(4) le pourcentage d'individus appartenant à des espèces exogènes au bassin rhodanien a été calculé par rapport à l'abondance totale dans les relevés.

(5) la densité moyenne (en nombre d'individus / m²) des espèces exogènes par site

(6) le nombre d'espèces exogènes par site

A la suite des propositions de Merritt et al. (2002) pour adapter aux milieux aquatiques alluviaux des métriques développées pour les systèmes d'eau courante, cinq d'entre elles ont été employées ici :

(7) le pourcentage de broyeurs renseigne sur la disponibilité en matière organique grossière.

(8) le pourcentage de filtreurs exprime l'importance relative de la matière organique en suspension.

(9) le pourcentage de prédateurs exprime l'intensité du contrôle des prédateurs sur les proies.

(10) le pourcentage de taxons plurivoltins (pouvant accomplir plus d'un cycle de développement par an) exprime la proportion d'espèces potentiellement pionnières à développement rapide.

(11) le pourcentage de taxons se déplaçant à la surface du substrat sans mode de fixation spécifique ("sprawlers" ou taxons épibenthiques) exprime la disponibilité en proies pour les oiseaux et les poissons à alimentation benthique.

(12) le pourcentage de taxons possédant une aptitude moyenne à forte à la dérive comportementale exprime la disponibilité en proies pour les poissons se nourrissant dans la colonne d'eau.

Ces métriques sont calculées à partir des nombres d'individus totaux. Les informations relatives au calcul de ces métriques ont été essentiellement tirées de Tachet et al. (2000) (voltinisme), Colling (1996) (groupes trophiques), Merritt & Cummins (1996) (relation au substrat), De Crespin De Billy & Usseglio-Polatera (2002) (mode de dérive) et localement adaptées à l'aide d'autres sources pour certains taxons.

Sauf en cas d'indication contraire, les calculs ont été effectués au niveau des sites en amalgamant les résultats des deux saisons d'échantillonnage (Mars-Avril et Juillet-Août) pour une même situation (pré- ou post-restauration).

6.2.5 Analyse des données.

Des tests non-paramétriques (Wilcoxon) ont été utilisés pour comparer des lots de valeurs entre sites ou entre situations (pré- vs. post-restauration). Des analyses en composantes principales et des analyses factorielles des correspondances ont été utilisées pour décrire les similarités faunistiques ou mésologiques entre sites. Ces calculs et représentations graphiques ont été effectués avec le logiciel R (Ihaka & Gentleman, 1996) et le jeu de fonctions ade4 sous R (Chessel *et al.*, 2004).

6.3 Etat de référence pré-restauration (2003 - 2006)

6.3.1 Comment la composition de la faune décrit-elle la diversité des lônes avant restauration ?

La composition des assemblages de macroinvertébrés aquatiques change de façon progressive depuis les sites les moins influencés par le Rhône (par exemple la Vieille Lône de Brégnier - VILO), jusqu'aux sites directement connectés à lui en permanence (par exemple la Lône de Lucey - LUCE à Belley, ou du Tonkin - TONK à Brégnier) (Figure 28). Avant restauration, la faune des sites étudiés offre donc avant tout l'image d'un gradient de changement progressif qui répond en première approximation - au niveau d'influence du fleuve sur les habitats. L'analyse présentée à la Figure 28 ne fait apparaître qu'une exception à cette structure en gradient : la Lône du Tonkin (Brégnier), qui se singularise des autres lônes les plus connectées au Rhône comme LUCE ou la Lône de Chantemerle (CHAN).

Une procédure de classification appliquée au gradient précédemment décrit conduit à la constitution de cinq groupes de sites (Figure 28). Le

Tableau 11 montre comment les taxons participent à la caractérisation de ces groupes.

- **groupe A** : la Lône du Tonkin (TONK) est caractérisée par deux taxons propres (*Hydropsyche siltalai* et *Dendrocoelum lacteum*) et la très forte abondance de taxons rhéophiles (*Theodoxus fluviatilis* (plus de 600 ind./m²), le bivalve exogène *Corbicula fluminea* (plus de 100 ind/m²) et les Gammarus (près de 3'000 ind/m²)). Ces caractéristiques indiquent un chenal courant aux conditions hydrauliques assez stables. De fait, le débit entrant dans la lône est dicté par une prise d'eau permanente sur le court-circuit de Brégnier.

- **groupe B** : les Lônes de Chantemerle (CHAN) à l'aval de la restitution de Belley et de Lucey (LUCE) sont des chenaux latéraux actifs, connectés en permanence au Rhône (amont et aval). Les contraintes hydrauliques y fluctuent vraisemblablement de façon plus marquée que dans le Tonkin. Elles sont caractérisées par deux taxons propres, *Ancylus fluviatilis* et *Goera pillosa* et un cortège de taxons rhéophiles potamiques qui y atteignent leur abondance maximale : *Hydroptila*, *Hydropsyche contubernalis*, *Caenis macrura* (plus de 100 ind./ m²). L'aval de la lône Fournier (FOUR à Belley) est associé à ce groupe.

- **groupe C** : il s'agit de sites communiquant à l'aval de façon permanente avec le Rhône (LUIS av, BEAR av, MOIR av, ENIL av, VACH av), mais aussi de parties amont isolées ("mouilles") qui reçoivent fréquemment l'influence du fleuve lors des crues (LUIS am, FOUR am, ENIL am, MATH am, VACH am). Les lônes concernées appartiennent majoritairement au secteur de Belley. La faune traduit le caractère mixte de ces systèmes qui sont essentiellement stagnants mais subissent une influence du fleuve marquée, soit par des échanges permanents à l'aval, soit par apport lors des crues (maintien de taxons rhéophiles dans des mouilles stagnantes). Sont donc juxtaposés des taxons rhéophiles (Coléoptères Elmidae, *Hydropsyche*, *Caenis macrura*) et lénitophiles, notamment des mollusques gastéropodes comme *Planorbis carinatus* ou *Hippetis complanatus*. Plusieurs taxons ne sont représentés que dans les lônes de ce groupe (par exemple *Stictotarsus duodecimpustulatus*, *Siphonurus aestivalis*, *Erythromma lindenii*).

- **groupe D** : il s'agit d'un ensemble de 5 sites ne présentant pas une homogénéité très évidente. Deux d'entre eux sont clairement temporaires (MATH av et MOLO av), les trois autres (PLAI av, GRAN av et PONT av) n'ont pas de connexion permanente avec le fleuve et peuvent être considérés comme intermédiaires entre les sites des groupes C et E. Les taxons rhéophiles sont encore représentés, mais en faible abondance (*Potamanthus luteus*, *Gammarus*). De nombreux taxons lénitophiles, absent du groupe C, apparaissent (*Acroloxus lacustris*, *Glyphotaenius pellucidus*, *Caenis robusta*). Le gastéropode exogène *Gyraulus parvus* y montre son abondance maximale (moyenne supérieure à 70 ind/ m²).

- groupe E : Il s'agit de sites ne présentant pas de connexion permanente avec le Rhône et pour lesquels l'influence des crues est moins active que dans le groupe C. Il peut s'agir de mouilles isolées à l'amont de certaines lônes (BEAR am, MOLO am, PONT am, PLAI am), d'anciens chenaux entiers, non soumis à des crues décapantes (Vieille Lône VILO, Creux de Bleu CRBL, Lône de Rossillon ROSS et du Mortier MORT). Tous les sites regroupés (sauf BEAR am) se situent dans le secteur de Brégnier. Dans ce groupe, les taxons rhéophiles peuvent encore se maintenir localement, mais ils sont rares et peu abondants. La faune est dominée par des taxons lénitophiles (*Asellus aquaticus* (plus de 200 ind./ m² en moyenne), *Hyphydrus ovatus* et les gastéropodes *Planorbis carinatus*, *Hippeutis complanatus*, *Valvata cristata*, *Anisus vorticulus*). C'est dans ce groupe que cette dernière espèce, listée en annexe de la Directive Habitats européenne, atteint son maximum d'abondance (70 ind./ m² en moyenne) et de fréquence (elle est présente dans 7 des 13 sites de ce groupe). Plus d'une dizaine de taxons ne sont représentés que dans ce groupe de sites, comme *Lestes viridis*, *Anisus vortex* ou *Hygrotus*.

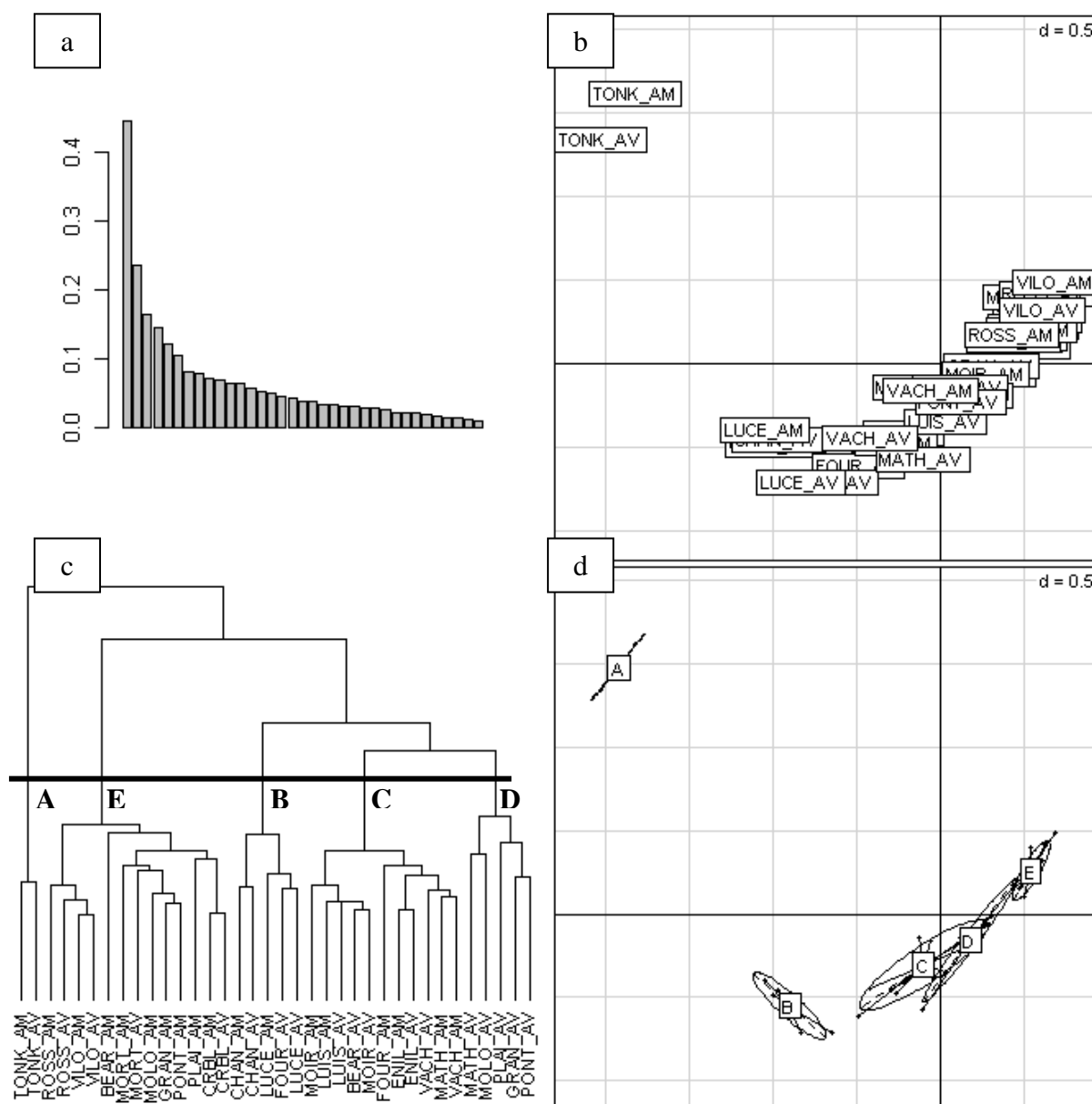


Figure 28 : Ordination (par une Analyse Factorielle des Correspondances - AFC) et classification de 36 sites des secteurs de Belley et Brégnier avant restauration, sur la base de leur composition taxonomique (156 taxons présents dans plus d'un site). a : valeurs propres de l'AFC, b : ordination des sites, c : classification des sites en 5 groupes (A à E), d : représentation des 5 groupes sur l'ordination obtenue en b.

	Groupe A	Groupe B	Groupe C	Groupe D	Groupe E
Hydropsyche siltalai	1.8				
Dendrocoelum lacteum	6.5				
Hydropsyche pellucidula	2.5	0.1			
Baetis rhodani	13.7	0.3			
Theodoxus fluviatilis	620.9	1.2			
Silo sp	0.8	0.1			
Dugesia tigrina	52.5	0.9			
Baetis fuscatus	3.5	0.8			
Heptagenia sulphurea	10.4	1.6			
Serratella ignita	2.5	1.3			
Simuliidae ind	0.5				
Limnius sp	16.8	0.2	0.4		0.1
Corbicula fluminea	117.4	5	1		
Onychogomphus forcipatus	1		0.2		
Dreissena polymorpha	0.3	2.7			
Hydropsyche gr exocellata	0.6	0.9	0.1		
Ancyclus fluviatilis		1.3			
Psychomyia pusilla	5.8	4.9	0.7		
Potamopyrgus antipodarum	11.4	76.5	2.2	0.1	0.1
Oulimnius sp	0.6	0.2	0.1		
Goera pilosa		3.1			
Hydroptila sp	1.6	7.9	1		
Sialis nigripes		0.2			
Atrichops crassipes	1.4	2.5	1.2		
Sialis fuliginosa		0.3	0.1		
Elmis sp	2.2	0.7	0.3		0.2
Hydropsyche contubernalis		11.5	1.1		
Ceraclea sp		0.1	0.1		
Esolus sp	5.6	0.5	1.9		
Centropilum luteolum		0.9	0.1		
Halesus gr radiatus	0.8	0.3	0.3		0.1
Potamanthus luteus	48.7	59.8	32.7	4.5	0.4
Caenis luctuosa	0.9	0.1	2.4		
Empididae ind	0.8	0.7	1		
Oecetis sp		1.6	0.9		
Gammarus sp	2919	118.6	323.4	7.5	3.6
Caenis macrura	5.5	109.2	51.4	0.6	0.3
Micronecta sp		189.7	41	6.8	0.2
Nebrioporus elegans		0.1	0.3		
Tipulidae ind		6.1	0.3		0.4
Calopteryx splendens		0.1	0.1		
autres Turbellaria ind	19.4	1.1	0.3		2.6
Mystacides sp		9.7	2.7		
Limoniidae ind	0.3	19.5	0.1	8.3	0.6
Pomatinus substriatus		0.1			
Gomphus vulgatissimus		0.4	0.7		
Cyrnus sp		0.1	0.2		
Erythromma najas			0.2		
Tabanidae ind	0.8	2.6	1.3	10.8	0.2
Stictotarsus duodecimpustulatus			0.5		
Ephemera sp		0.8	0.9		
Radix balthica		0.3	3.8	2.6	0.1
Galba truncatula		3		2.5	0.1
Platycnemis cf pennipes		1.6	0.5		0.9
Limnephilus germanus		0.7	0.1	0.1	0.1
Valvata piscinalis	0.6	6.3	2.3	17.2	2.1
Psychodidae ind		0.1		0.2	
Platambus maculatus			0.1		
Neureclipsis bimaculata			0.1		
Siphonorus aestivalis			1.4		
Polycentropus sp			0.1		
Caenis horaria		0.6	1.7		1
Physella acuta	4.4	5.3	3.2	34.1	9.6
Pisidium sp	2.3	29.9	23.6	128.4	36.5
Chironomidae ind	130.8	694.9	612.9	436.3	1107.3
Siphonorus lacustris		0.3	0.8		0.1
Anabolia nervosa		1.2	0.5		0.9
Erythromma lindenii			0.3		
Hydrachnidia ind	1.4	19.7	24.4	24	20.2
Athripsodes sp	2.2	0.8	9.9		10.4
Radix auricularia	0.7		0.9	2	0.9
Gyraulus parvus	4		8.6	72.5	0.8
Limnephilus gr lunatus			0.1	0.3	0.1
Libellula depressa			0.7	0.1	0.2
Dolichopodidae ind				0.2	
Ceratopogonidae ind		33.7	40.4	243	40.4
Laccophilus sp		0.3	6.2	2.3	4.6
Erebodellidae ind	2.9	1	3.3		9.7

	Groupe A	Groupe B	Groupe C	Groupe D	Groupe E
Nepa sp			0.3	0.1	0.6
Corixinae ind		0.6	9.8	0.3	4.7
Ranatra linearis			0.1		
Sialis lutaria		1.6	4.5	6.5	5.2
Crangonyx pseudogracilis					
Sphaerium sp		0.9	3.6	0.5	7.8
Gyraulus albus	0.8	0.2	4.1	3	9.5
Halipilus sp		6.7	27.3	7.2	34.3
Ischnura elegans			0.2	0.2	0.2
Gerris sp		0.7	0.2		0.6
Sciomyzidae ind			0.1	0.2	0.1
Laccobius sp			0.2		0.1
Gyrinus sp			0.1		0.1
Aeshna sp			0.9	0.4	0.8
Leptocerus sp	1	0.1		14.1	7
Limnephilus auricula				0.1	0.1
autres Glossiphoniidae	0.3	1.3	2.2	0.8	26.8
Muscidae ind		0.1		0.3	0.5
Musculium lacustre			6.2	10.6	16.2
Riolus sp			0.1		0.1
Cloeon dipterum		2.9	222.8	15.7	291.2
Pyrrhosoma nymphula			0.4		0.3
Cordulia aenea				0.2	
Dryops sp			0.1		0.3
Helobdella stagnalis	0.3	0.7	3.4	0.2	16.9
Stagnicola sp				1.6	0.6
Bithynia tentaculata	0.3	0.8	3.5	88.1	83.6
Ferrisia clessiniana				0.6	
Asellus aquaticus		1.2	22.1	0.2	230.2
Microvelia sp		0.1	0.1		0.3
Coenagrion gr puella			14.6	1.2	17.2
Culicidae ind			16	2.9	6.5
Theromyzon tessellatum			0.1		0.3
Orthetrum sp			0.2	0.4	0.1
Hydraena gr riparia		0.1	0.4		0.4
Hydroporus sp			0.7	0.1	2
Planorbis carinatus		0.5	8.1	2	80.9
Polycelis sp	0.3	0.6			6.4
Ephydriidae ind			0.7	0.6	2.1
Anacaena bipustulata			0.1	0.2	0.7
Stratiomyidae ind	0.4		3.2	0.9	5.5
Anax sp			0.1	0.1	0.1
Piscicolidae ind					0.4
Lymnaea stagnalis			0.3	0.3	2.1
Elophila gr nymphaeta				0.1	0.4
Ochthebius sp					0.2
Chaoborus sp			3.4	0.5	8.3
Hippeutis complanatus		0.4	3.1	2.7	67.8
Paraponyx stratiotata			0.2	0.3	0.7
Erythromma viridulum				1	0.2
Phryganea gr grandis				0.1	0.1
Plea leachi			3.7	0.2	7.5
Ilyocoris cimicoides			0.7	0.1	1.6
Caenis robusta				31.4	3.7
Helochares sp			0.1		2.7
Hydrometra sp			0.1		0.2
Noterus sp					0.6
Physa fontinalis			0.1		0.7
Ilybius sp				0.1	0.8
Glyptotaelius pellucidus			0.1	0.2	0.4
Notonecta sp					0.4
Cataclysta lemnata				0.3	3.7
Lestes viridis					3.6
Hydroglyphus geminus					0.5
Hemiclepsis marginata		0.1			1.8
Peltodytes sp				0.1	0.4
Valvata cristata		0.1	0.1	0.4	119.1
Hyphidnus ovatus			0.1	0.1	13.8
Limnephilus rhombicus					0.1
Hydrobius fuscipes					0.1
Limnephilus flavicomis					0.3
Sympetrum sp				0.1	0.5
Gyraulus laevis					0.3
Anisus vortex					1
Hygrotus sp					1.7
Acroloxus lacustris				0.3	1.3
Anisus vorticulus				0.1	70.1
Planorbis planorbis					0.1

Tableau 11 : Abondance moyenne par groupe de sites (voir Figure 28), des 156 taxons présents dans plus d'un des 36 sites de Belley et Brégnier avant restauration.

En conclusion, l'échantillon de 18 lônes sélectionnées avant restauration à Belley et Brégnier couvre la diversité des conditions d'habitat caractéristiques de la séquence successive des chenaux de tressage du Haut-Rhône français. Cette séquence classique va de l'eupotamon (groupes A et B, milieux connectés en permanence par l'amont et l'aval au fleuve) au plésiopotamon (groupe E, milieux déconnectés du fleuve en débit moyen, mais atteint par les crues) en passant par le parapotamon (groupe C, milieux connectés en permanence au fleuve par l'aval) (Amoros et al. 1982, 1987 ; Richardot-Coulet et al., 1982 ; Castella et al., 1984). Les macroinvertébrés aquatiques traduisent clairement cette séquence par des remplacements progressifs d'espèces.

6.3.2 Peut-on quantifier la connectivité latérale d'un site avec le fleuve ?

La connectivité latérale entre une annexe fluviale et le cours principal est un paramètre fondamental qui dirige le fonctionnement et la diversité biologique des milieux alluviaux (Amoros & Roux, 1998 ; Amoros, 1991 ; Bornette et al. 1998 ; Amoros & Bornette, 2002). Les résultats présentés dans le chapitre précédent montrent que les assemblages d'invertébrés des 18 lônes étudiées répondent bien à une caractérisation très grossière des types de connexion avec le fleuve. De plus, les actions de restauration pratiquées sur les lônes du Haut-Rhône agissent directement sur leur niveau de connectivité avec le fleuve (augmentation des débits réservés, reconnexion directe). Il paraît donc important de quantifier plus précisément ce paramètre afin d'en étudier les effets sur la diversité biologique des lônes et de tenter de prédire l'effet des actions de restauration.

La mesure de la connectivité comme fréquence de connexion au fleuve (utilisée par exemple par Reckendorfer et al. (2006)) 1) n'est pas toujours connue, 2) ne traduit pas forcément directement les effets de la connectivité sur l'habitat. On peut en effet imaginer que, pour une même fréquence de connexion au fleuve, les contraintes exercées sur l'habitat (érosion, sédimentation, perturbation des végétaux aquatiques) varient entre lônes en fonction de caractéristiques géomorphologiques ou sédimentologiques locales. A la suite de Paillex et al. (2007, 2009), nous avons donc construit une variable synthétique afin d'exprimer le niveau de connectivité latérale des sites, à partir de plusieurs variables traduisant chacune un aspect de l'influence du fleuve.

Ces variables sont :

- la conductivité électrique de l'eau ($\mu\text{S}/\text{cm}$) qui, dans le système étudié, est la plus basse dans les eaux de surface du Rhône. Elle augmente avec la proportion d'eau souterraine dans les milieux (Juget et al., 1976 ; 1979).

- la teneur en azote ammoniacal (N-NH_4 , mg/l) indique également l'origine des eaux, avec des teneurs élevées dans les eaux de surface du fleuve et basses dans les eaux souterraines (Bornette & Heiler, 1994).

- le recouvrement par les plantes aquatiques submergées (note de recouvrement variant de 0 à 5) diminue avec l'influence décapante des crues et donc en grande partie avec le niveau de connexion au fleuve.

- la teneur en matière organique des sédiments superficiels (%) est un indicateur du niveau d'autogénie dans le fonctionnement des anciens chenaux (Rostan et al. 1987). Cette teneur augmente avec l'isolement des milieux par rapport aux flux du cours actif.

- la diversité du substrat minéral (indice sans dimension variant de 0 à 1) augmente avec les proportions de sédiments minéraux grossiers (sables, graviers, galets) et donc également avec

l'influence des crues sur le milieu. Les sédiments les moins diversifiés se rencontrent dans les milieux les plus isolés du fleuve, où la fraction argilo-limoneuse est la seule représentée en surface.

L'analyse conjointe de ces cinq variables par une Analyse en Composantes Principales (ACP) (Figure 29) pour les sites avant restauration, montre une organisation des sites en gradient depuis les sites connectés en permanence au fleuve à gauche (TONK, LUCE, CHAN), jusqu'aux sites les plus isolés à droite (VILO, CRBL, PLAI). Ce gradient est essentiellement associé à une diminution de la diversité du substrat minéral et à une augmentation de la quantité de végétation submergée et de matière organique dans le sédiment superficiel. Il existe également une très bonne correspondance entre ce gradient de connectivité au fleuve et les cinq groupes de sites (A à E) définis par la faune au chapitre précédent (Figure 29).

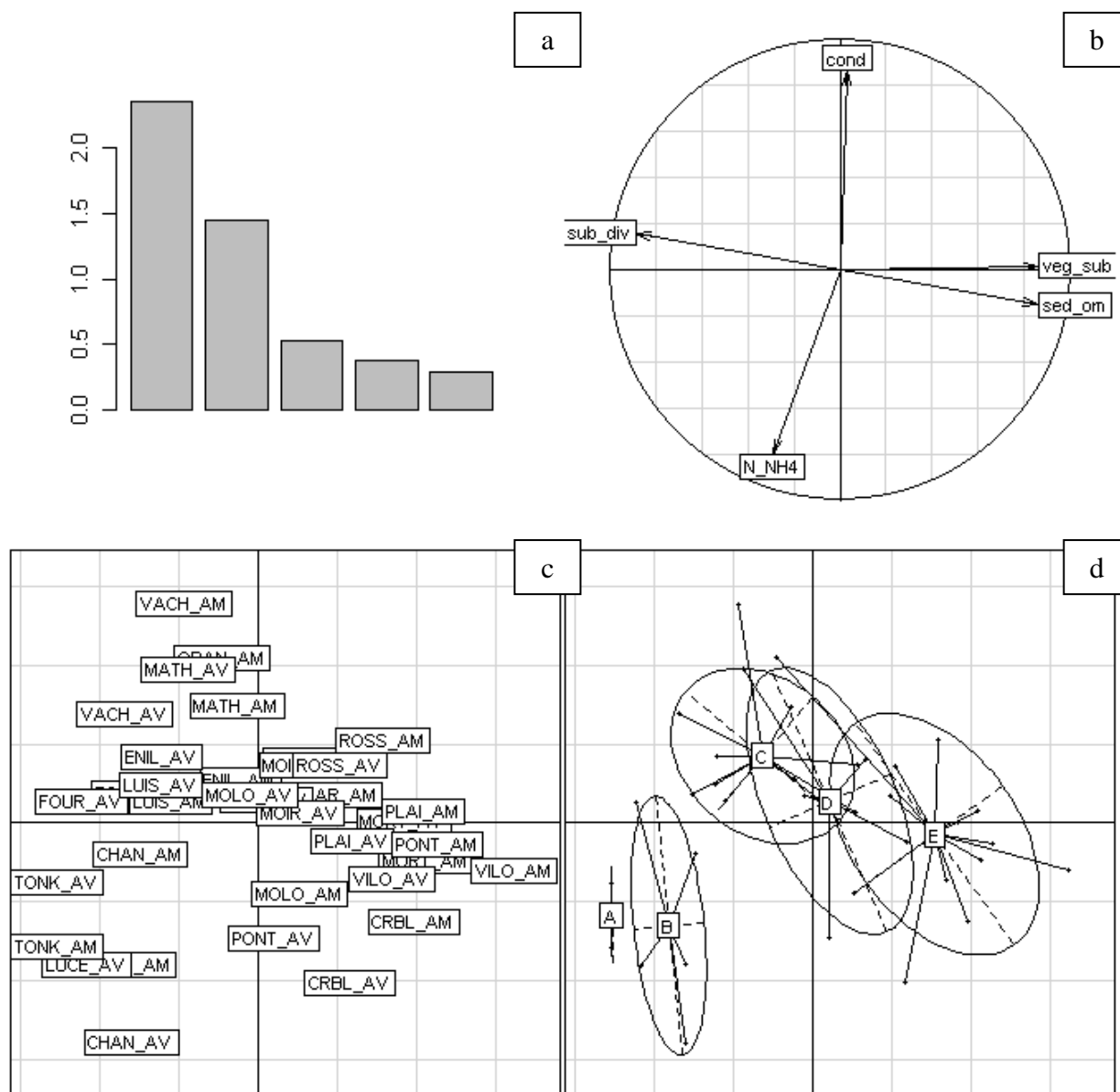


Figure 29 : Ordination (par une Analyse en Composantes Principales - ACP) de 36 sites des secteurs de Belley et Brégnier avant restauration, sur la base de 5 variables de milieu traduisant la connectivité latérale avec le Rhône. a : valeurs propres de l'ACP, b : corrélations entre les 5 variables, c : ordination des sites, d : regroupement des sites en fonction des 5 groupes définis dans l'analyse de la faune (Figure 28).

Il est donc possible de caractériser ces cinq groupes à l'aide des variables de milieu décrivant la connectivité avec le fleuve avant restauration (Figure 30):

- groupe A : quasi absence de végétation submergée et de matière organique dans le sédiment, conductivité < 350 $\mu\text{S/cm}$, $\text{N-NH}_4 > 0.05 \text{ mg/l}$.
- groupe B : très faible recouvrement par la végétation (< 5%), matière organique < 5%, conductivité < 350 $\mu\text{S/cm}$, $\text{N-NH}_4 > 0.05 \text{ mg/l}$.
- groupe C : recouvrement par la végétation variable (généralement de 5 à 25%), matière organique < 5%, conductivité > 400 $\mu\text{S/cm}$, $\text{N-NH}_4 < 0.05 \text{ mg/l}$.
- groupe D : recouvrement par la végétation variable (généralement de 5 à 25%), matière organique > 6%, conductivité > 350 $\mu\text{S/cm}$, $\text{N-NH}_4 < 0.05 \text{ mg/l}$.
- groupe E : recouvrement par la végétation fort (généralement > 25%), matière organique > 5%, conductivité > 350 $\mu\text{S/cm}$, $\text{N-NH}_4 < 0.05 \text{ mg/l}$.

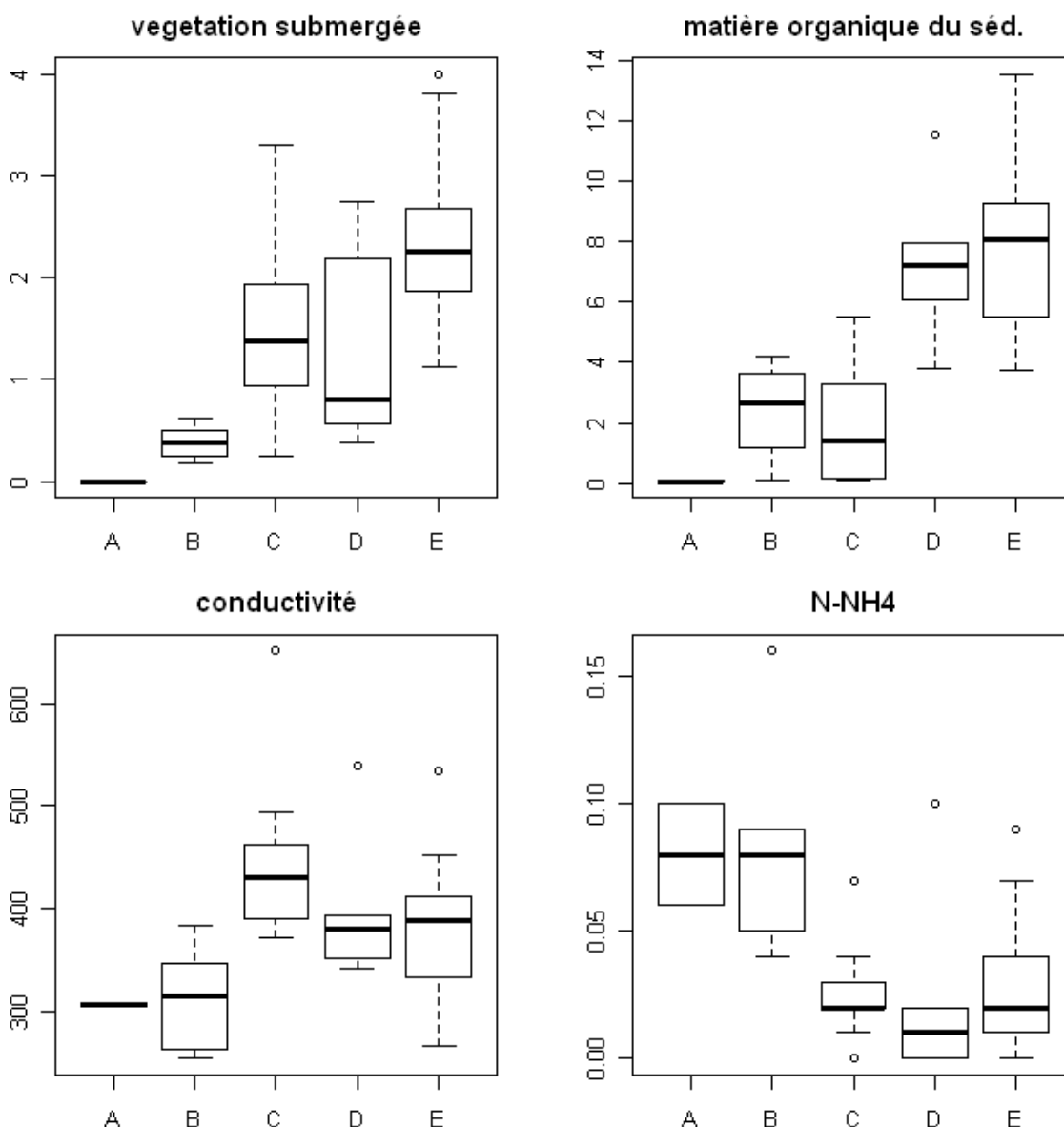


Figure 30 : Résumé de 4 variables décrivant la connectivité latérale avec le Rhône pour les cinq groupes de sites, définis avant restauration par l'analyse de la faune (Figure 1). Végétation submergée : classes de recouvrement, matière organique du sédiment : %, conductivité : $\mu\text{S/cm}$, N-NH_4 : mg/l .

Nous proposons donc d'utiliser le premier axe factoriel issu de l'analyse des variables de milieu (axe horizontal F1, Figure 28) afin d'exprimer de façon synthétique le niveau relatif de connectivité au fleuve des différents sites. Ce gradient de connectivité (transformé pour être exprimé entre 0 : connectivité minimale et 1 : connectivité maximale) est remarquablement corrélé au gradient de changement de composition faunistique exprimé par le premier axe F1 de l'analyse faunistique (Figure 31). Le coefficient de détermination de la relation linéaire entre les deux variables est $r^2=0.74$, $p=10^{-11}$. En d'autres termes, le gradient de connectivité permet d'expliquer les trois quarts de la variabilité faunistique entre sites.

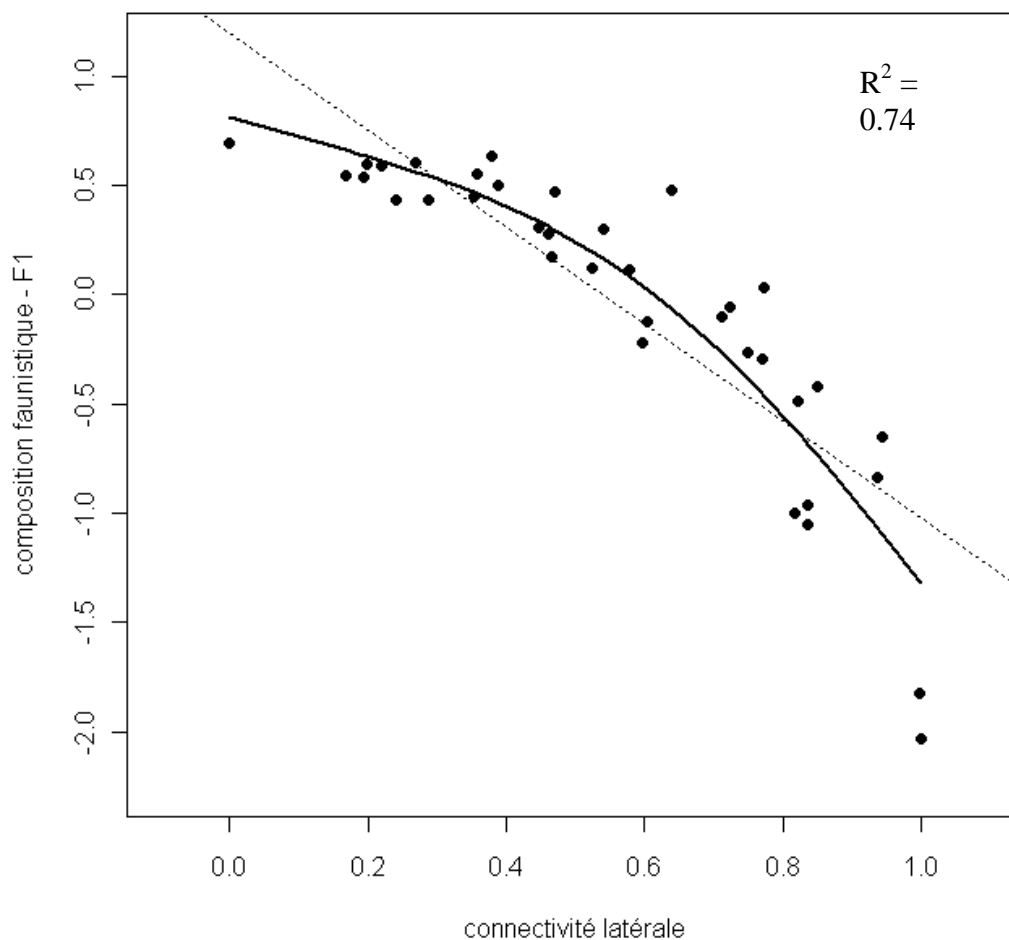


Figure 31 : Relation entre le gradient de composition faunistique de 18 sites (Belley + Brégnier avant restauration) et leur indice de connectivité latérale avec le fleuve. La relation est résumée par un lisseur spline d'ordre 3 (trait gras) et par une droite (pointillés). Le coefficient de détermination (R^2) se réfère à la droite.

En conclusion, une combinaison de 5 variables de milieu permet de construire un indice synthétique exprimant le degré de connectivité latérale d'un site avec le fleuve. Cet indice est remarquablement corrélé avec les modifications de composition faunistique associées aux changements de connectivité. Il va permettre de mesurer les transformations associées aux mesures de restauration (Paillex et al., 2007, 2009).

6.3.3 Les autres métriques faunistiques répondent-elles au gradient de connectivité latérale ?

6.3.3.1 Richesse taxonomique

La richesse taxonomique totale (exprimée sous la forme du nombre moyen de taxons pour 500 individus prélevés) ne varie pas significativement le long du gradient de connectivité (Figure 32) ($r^2 < 0.05$, $p > 0.15$ pour des modèles linéaires ou quadratiques). Les sites les plus riches appartiennent au groupe de sites E (plésiopotamons) : PONTam (40 taxons pour 500 individus) et BEAR am (43 taxons). Les deux sites les plus pauvres sont ceux du groupe A (lône du Tonkin) avec 16 (amont) et 17 (aval) taxons pour 500 individus (Tableau 12).

La richesse en insectes EPT (Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères) (exprimée sous la forme du nombre moyen de taxons pour 30 individus prélevés) croît quasi-linéairement avec la connectivité ($r^2 = 0.6$, $p = 2.10^{-8}$) (Figure 32). Les sites les plus riches appartiennent au groupe de sites B (eupotamons) : CHANav (9 taxons pour 30 individus) et LUCEam (11 taxons). Les sites les plus pauvres (CRBL, MOLO, VILOam) (1 taxon pour 30 individus) appartiennent aux groupes E et D (plésiopotamons) (Tableau 12).

La richesse en mollusques gastéropodes (exprimée sous la forme du nombre moyen de taxons pour 30 individus prélevés) tend à décroître avec l'augmentation de la connectivité ($r = -0.33$, $p = 0.046$) (Figure 32). Un modèle quadratique permet d'expliquer la variation de cette richesse le long du gradient de connectivité ($r^2 = 0.24$, $p = 0.004$). Les sites les plus riches appartiennent au groupe de sites E (plésiopotamons) : PONTam (7 taxons pour 30 individus) et GRANam (8 taxons). Les sites les plus pauvres (TONK) (moins de 2 taxons pour 30 individus) appartiennent au groupe A (Tableau 12).

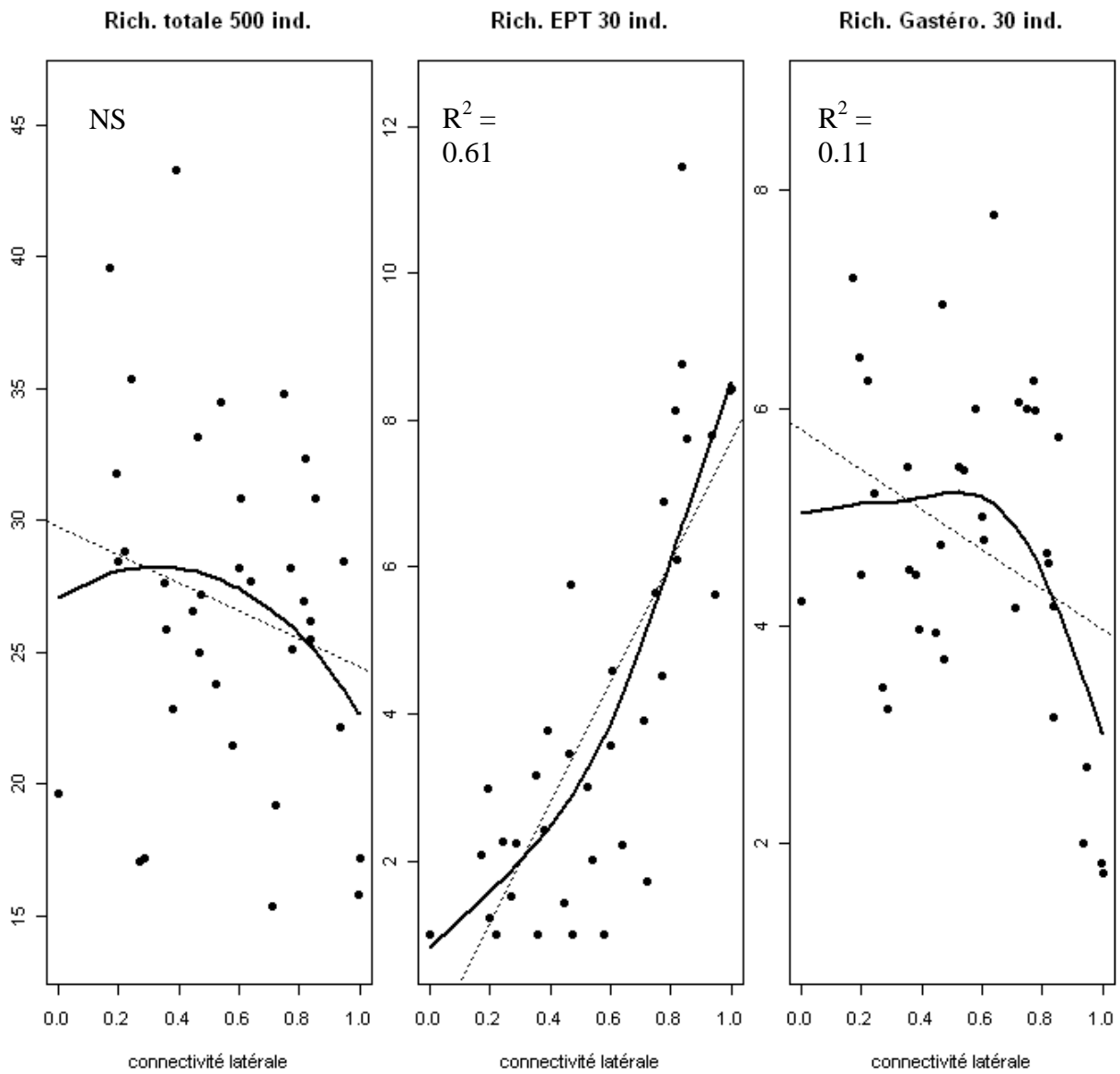


Figure 32 : Relation entre le gradient de connectivité latérale de 18 sites (Belley + Brégnier avant restauration) et trois mesures de richesse raréfiée (totale, insectes EPT, gastéropodes). Les relations sont résumées par un lisseur spline d'ordre 3 (trait gras) et par une droite (pointillés). Les coefficients de détermination (R^2) se réfèrent aux droites.

	groupe	rich totale (500 ind)	se	rich EPT (30 ind)	se	rich gastéro. (30 ind)	se
VILO_AM	E	19.6	2	1	-	4.2	0.8
PONT_AM	E	39.6	2.7	2.1	0.9	7.2	0.9
MORT_AM	E	31.8	2.5	3	0.5	6.5	0.8
PLAI_AM	E	28.4	2.1	1.2	0.4	4.5	0.8
CRBL_AM	E	28.8	2	1	-	6.2	0.7
MORT_AV	E	35.3	2.2	2.3	0.7	5.2	1.1
VILO_AV	E	17.1	1.9	1.5	0.5	3.4	0.6
ROSS_AM	E	17.2	1.8	2.2	0.7	3.2	0.7
PLAI_AV	D	27.6	2.3	3.2	0.5	5.5	1.2
CRBL_AV	E	25.8	1.9	1	-	4.5	0.8
ROSS_AV	E	22.9	1.9	2.4	0.8	4.5	0.7
BEAR_AM	E	43.3	2.8	3.8	1.1	4	0.9
GRAN_AV	D	26.6	1.4	1.4	0.5	3.9	1
MOIR_AM	C	33.2	2.4	3.5	1	4.7	0.7
MOIR_AV	C	25	2.3	5.8	0.8	7	1
MOLO_AM	E	27.2	2.2	1	-	3.7	0.7
PONT_AV	D	23.8	2.2	3	0.8	5.5	0.9
BEAR_AV	C	34.5	2.6	2	0.9	5.4	0.9
MOLO_AV	D	21.5	1.6	1	-	6	-
ENIL_AM	C	28.2	2.7	3.6	0.8	5	-
MATH_AM	C	30.8	2.7	4.6	1.2	4.8	0.4
GRAN_AM	E	27.7	2.7	2.2	0.5	7.8	1.1
MATH_AV	D	15.4	1.5	3.9	0.8	4.2	0.9
VACH_AM	C	19.2	2.4	1.7	0.7	6.1	0.8
LUIS_AM	C	34.8	2.6	5.7	1.2	6	-
ENIL_AV	C	28.2	2.4	4.5	1	6.2	0.5
LUIS_AV	C	25.1	2.4	6.9	1.2	6	0.9
CHAN_AM	B	26.9	2.6	8.1	1.3	4.7	1
FOUR_AM	C	32.3	2.6	6.1	1.2	4.6	1.1
LUCE_AM	B	26.2	2.5	11.4	1	3.2	0.9
CHAN_AV	B	25.5	2.3	8.8	1.2	4.2	1
VACH_AV	C	30.8	2.4	7.8	1	5.7	0.9
LUCE_AV	B	22.1	2.3	7.8	1.4	2	-
FOUR_AV	B	28.4	2.8	5.6	1.3	2.7	1.1
TONK_AM	A	15.8	2.1	8.4	1.3	1.8	0.8
TONK_AV	A	17.2	2.3	8.4	1.4	1.7	0.6

Tableau 12 : Richesses raréfiées par site pour les 36 sites de Belley et Brégnier avant restauration.

6.3.3.2 Espèces exogènes

Neuf espèces exogènes sont présentes dans les sites étudiés avant restauration, 5 sont des mollusques bivalves ou gastéropodes, 3 sont des crustacés. Ces espèces sont apparues dans le Haut-Rhône à des époques diverses (Besacier-Monbertrand, sous presse) et proviennent de plusieurs continents (Tableau 13). Trois espèces (*C. pseudogracilis* (2 sites), *D. villosus* et *O. limosus* (1 site chacune)) montrent avant restauration des fréquences et des abondances très

faibles (Tableau 14). La présente étude apporte la première mention de *Dikerogammarus villosus* pour le Haut-Rhône français. Les deux espèces les plus fréquentes sont les gastéropodes *Physella acuta* (72% des sites) et *Potamopyrgus antipodarum* (42% des sites). La première, présente dans le Haut-Rhône depuis plus d'un siècle, est une espèce très ubiquiste qui fréquente les milieux stagnants à faiblement courants. La majorité des autres espèces exogènes rencontrées sont associées à des milieux courants ou connectés avec le Rhône, à l'exception de *Gyraulus parvus* qui atteint ses densités maximales dans des milieux stagnants (plus de 100 individus/m² à PLAIV et PONTAV) (Tableau 14).

Espèce	Groupe	Origine géographique	Première observation dans le Haut-Rhône français
<i>Crangonyx pseudogracilis</i> (Bousfield, 1958)	Crustacé Amphipode	Amérique du Nord	2004
<i>Dikerogammarus villosus</i> (Sivinskij, 1894)	Crustacé Amphipode	Ponto-Caspien	2004
<i>Orconectes limosus</i> (Rafinesque, 1817)	Crustacé Décapode	Amérique du Nord	1976
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	Bivalve	Ponto-Caspien	Après 1852
<i>Corbicula fluminea</i> (Müller, 1774)	Bivalve	Asie	1990
<i>Physella acuta</i> (Draparnaud, 1805)*	Gastéropode	Méditerranée / Amérique du Nord	1881
<i>Gyraulus parvus</i> (Say, 1817)	Gastéropode	Amérique du Nord	1994
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray, 1843)	Gastéropode	Nouvelle Zélande	1978
<i>Dugesia tigrina</i> (Girard, 1850)	Turbellarié	Amérique du Nord	1968

Tableau 13 : Espèces exogènes échantillonnées dans 36 sites de Belley et Brégnier avant restauration (d'après Monbertrand, 2006).

Les quatre métriques exprimant la représentation des espèces exogènes dans les sites étudiés montrent une tendance croissante avec la connectivité au fleuve (Figure 33). La densité cumulée des espèces exogènes (avec et sans l'espèce *Gyraulus parvus*) et le nombre d'espèces exogènes ont une corrélation linéaire positive et significative avec la connectivité latérale. La relation de la connectivité avec le pourcentage d'individus appartenant à des espèces exogènes n'est, elle, pas significative (Figure 33).

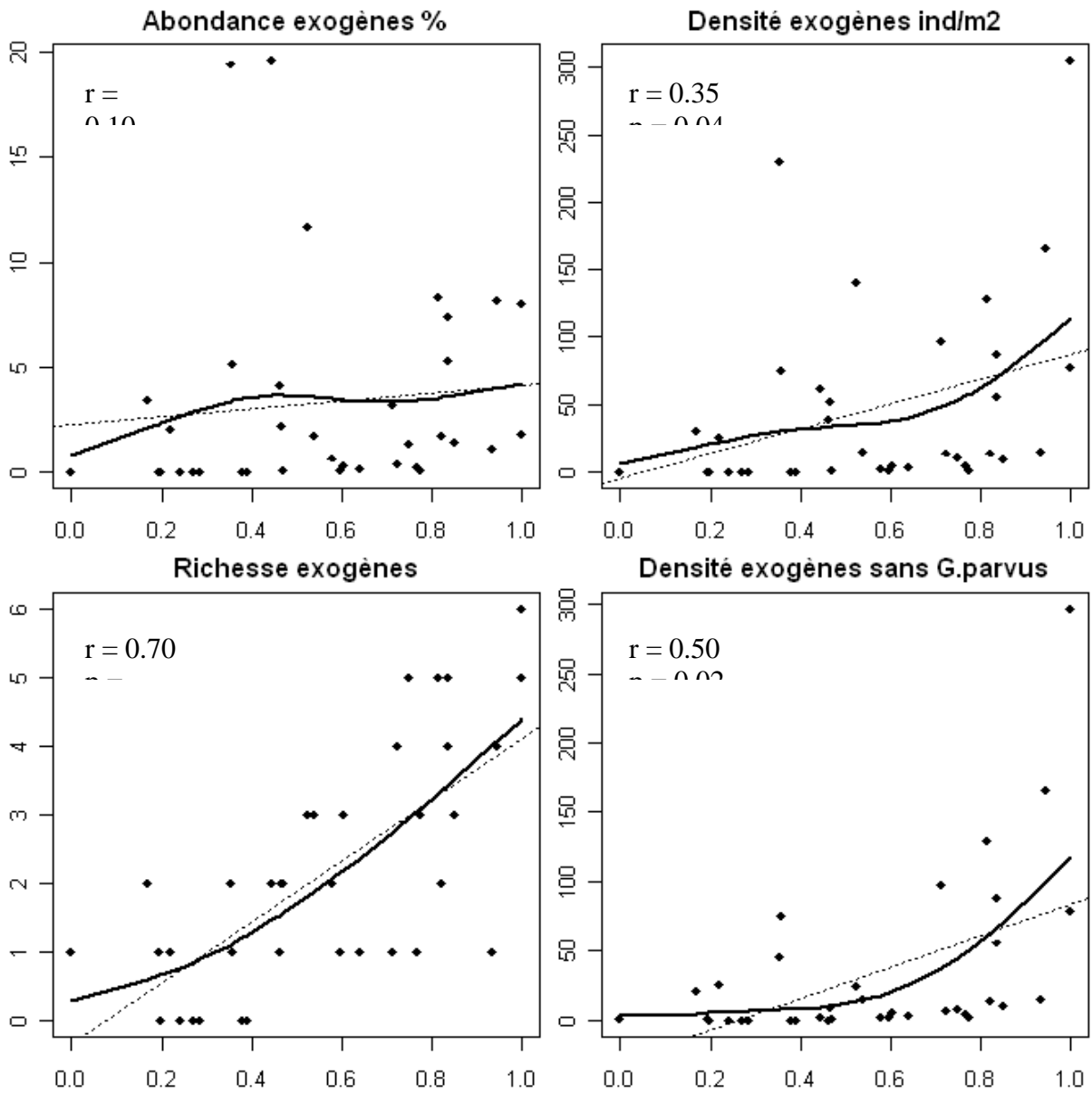


Figure 33 : Relation entre le gradient de connectivité latérale de 18 sites de Belley et Brégner avant restauration (axes horizontaux) et quatre métriques relatives aux espèces exogènes. Les relations sont résumées par un lisseur spline d'ordre 3 (trait gras) et par une droite (pointillés). Les coefficients de corrélation (r) se réfèrent aux droites.

	Bivalve <i>Corbicula fluminea</i>	Bivalve <i>Dreissena polymorpha</i>	Crustacé <i>Crangonyx pseudogracilis</i>	Crustacé <i>Dikergammarus villosus</i>	Crustacé <i>Orconectes limosus</i>	Gastéropode <i>Gyraulus parvus</i>	Gastéropode <i>Physella acuta</i>	Gastéropode <i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Planaire <i>Dugesia tigrina</i>
BEAR_AM	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BEAR_AV	-	-	-	-	-	0.5	14	0.5	-
CHAN_AM	0.5	7.5	-	-	-	-	22.5	95	3.5
CHAN_AV	23.5	5.5	-	-	-	-	3	55	0.5
CRBL_AM	-	-	-	-	-	-	25.3	-	-
CRBL_AV	-	-	-	-	-	-	74.7	-	-
ENIL_AM	-	-	-	-	-	-	1.5	-	-
ENIL_AV	-	-	-	-	-	-	4.5	-	-
FOUR_AM	-	-	-	-	-	-	0.5	13.5	-
FOUR_AV	0.5	-	-	-	-	-	0.5	164	0.5
GRAN_AM	-	-	-	-	-	-	3.5	-	-
GRAN_AV	-	-	-	-	-	59.5	2	-	-
LUCE_AM	0.5	0.5	-	-	-	-	0.5	54	-
LUCE_AV	-	-	-	-	-	-	-	14.5	-
LUIS_AM	-	-	-	-	1	3	3.5	2.5	0.5
LUIS_AV	0.5	-	-	-	-	-	0.5	0.5	-
MATH_AM	4.5	-	0.5	-	-	-	0.5	-	-
MATH_AV	-	-	-	-	-	-	97.5	-	-
MOIR_AM	-	-	-	-	-	39.2	-	-	-
MOIR_AV	-	-	-	-	-	44	8.5	-	-
MOLO_AM	-	-	0.5	-	-	-	0.5	-	-
MOLO_AV	-	-	-	-	-	0.5	2	-	-
MORT_AM	-	-	-	-	-	-	-	0.7	-
MORT_AV	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PLAI_AM	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PLAI_AV	-	-	-	-	-	185.3	45.3	-	-
PONT_AM	-	-	-	-	-	10	20.5	-	-
PONT_AV	-	-	-	-	-	117	23.5	0.5	-
ROSS_AM	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ROSS_AV	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TONK_AM	204.7	-	-	-	-	8	5.3	2.7	84
TONK_AV	30	0.5	-	3	-	-	3.5	20	21
VACH_AM	3	-	-	-	-	7.5	2	1.5	-
VACH_AV	3.5	0.5	-	-	-	-	-	6	-
VILO_AM	-	-	-	-	-	-	0.7	-	-
VILO_AV	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 14 : Abondances moyennes des espèces exogènes (individus / m²) dans les 18 sites étudiés à Belley et Brégnier avant restauration.

6.3.3.3 Espèces patrimoniales : le cas d'*Anisus vorticulus*.

Dans les précédents rapports de suivi du programme décennal de restauration du Rhône (Castella et al., 2004, 2005, 2007a et b, 2009), nous avons présenté des résultats concernant des taxons considérés comme potentiellement patrimoniaux sur la base de listes rouges établies pour des territoires voisins (Suisse, Allemagne du sud). Ce choix avait été fait afin de pallier à l'absence de documents similaires pour la région d'étude ou pour la France. Dans le présent document, nous avons choisi de mettre l'accent sur la seule espèce échantillonnée présente sur une liste officielle, entraînant des conséquences au niveau de la gestion des sites où elle est présente : le mollusque gastéropode *Anisus vorticulus*, listé en annexes II et IV de la Directive Habitats de l'Union Européenne. Les données acquises dans le cadre du programme de suivi ont permis le développement de travaux concernant directement ou indirectement cette espèce patrimoniale (Castella et al., 2005 ; Terrier, 2005 ; Terrier et al., 2006 ; Rosset, 2006 ; Silveira Rial, 2007).

Anisus vorticulus est présent dans 8 des 36 sites étudiés avant restauration (soit 4 des 18 îlons) et n'a été rencontré que dans le secteur de Brégnier-Cordon. Cette fréquence globale

(près d'un quart des sites, ou encore plus d'un tiers des lônes étudiées à Brégnier) est exceptionnelle et fait de ce secteur un site remarquable aux niveaux français et européen. Rappelons que l'espèce n'est par ailleurs connue avec certitude en France que dans le Nord-Pas-de-Calais (Cucherat & Vanappelghem, 2003) et en Camargue (Girardi, 2009). Même si la station décrite par Geissert (1960) semble avoir disparu, la présence de l'espèce dans la plaine alluviale du Rhin en Alsace est probable compte tenu de son existence sur la rive allemande (Glöer & Groh, 2007).

Trois types de sites hébergeant *Anisus vorticulus* peuvent être distingués en fonction des niveaux de densité atteints par l'espèce :

- Les lônes de Rossillon (ROSS) et de la Plaine (PLAI) où l'espèce est présente à très faible densité (< 5 individus /m²),
- Le Creux de Bleu (CRBL) où les densités sont moyennes (< 50 ind./m²),
- La Vieille Lône (VILO) où des densités de plus de 100 ind./m² sont atteintes en moyenne (jusqu'à plus de 700 ind./m² dans VILOav).

Remarquons que, depuis l'abandon des projets concernant la lône de la Plaine, aucun de ces sites n'est directement concerné par des actions de restauration.

Les valeurs de densité mesurées correspondent aux gammes de densité rapportées par Glöer et Groh (2007) pour la plaine alluviale du Rhin. Les valeurs maximales (700 ind./m²) surpassent les valeurs maximales données par ces mêmes auteurs pour des sites près de Hamburg (482 ind./m²). Glöer et Groh (2007) proposent les critères de densité suivants pour évaluer l'état des populations d'*Anisus vorticulus* : <10 ind./m² : état mauvais à moyen, 10 à 50 ind./m² : bon état, >50 ind./m² : excellent état. Selon ce critère, deux des quatre populations concernées par la présente étude peuvent être considérées comme présentant un état bon à excellent, les deux autres ayant un mauvais état. Toutefois un examen de la distribution en classes de taille devrait être effectué pour compléter ce diagnostic.

Anisus vorticulus est défavorisé par une augmentation de la connectivité latérale avec le fleuve et n'est présente qu'en dessous d'un seuil proche de 0.4 unités (Figure 34). Une part significative de sa diminution d'abondance le long du gradient de connectivité peut être expliquée selon un modèle linéaire ($r^2 = 0.26$, $p = 0.0008$) ou quadratique ($r^2 = 0.35$, $p = 0.0003$). Défini de façon plus précise par les variables participant à la constitution du gradient de connectivité latérale, l'habitat d'*Anisus vorticulus* peut être caractérisé de la façon suivante (Figure 35) :

- un substrat minéral fin à faible indice de diversité (< 0.1),
- un recouvrement moyen par les hydrophytes submergés (5 à 50%),
- un pourcentage relativement élevé de matière organique dans le sédiment (6 à 10%),
- les sites à *A. vorticulus* sont par ailleurs remarquables par leur richesse en espèces de plantes aquatiques (en moyenne plus 3 espèces par point de relevé de 50 x 50 cm).

Anisus vorticulus

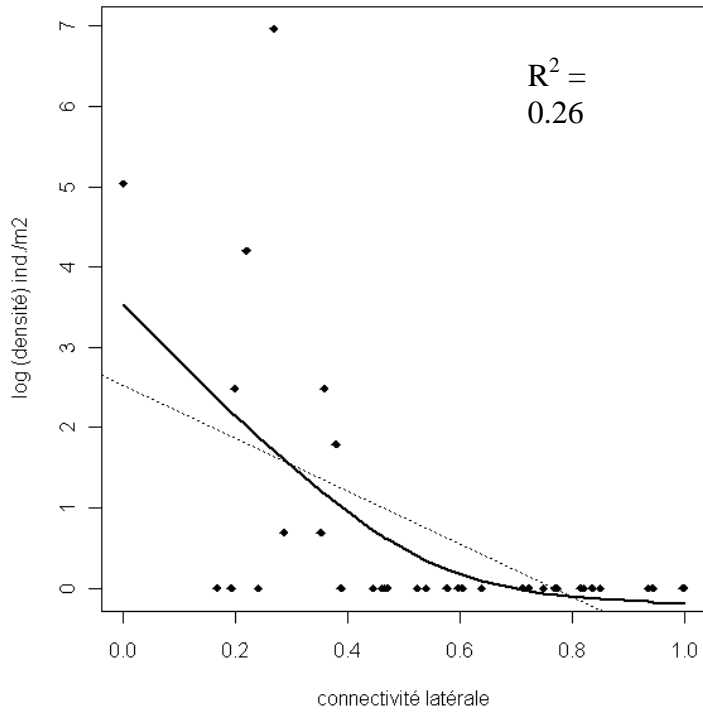


Figure 34 : Relation entre le gradient de connectivité latérale de 18 sites de Belley et Brégner avant restauration (axe horizontal) et l'abondance (exprimée en logarithme) d'*Anisus vorticulus*. La relation est résumée par un lisseur spline d'ordre 3 (trait gras) et par une droite (pointillés). Le coefficient de détermination (R^2) se réfère à la droite.

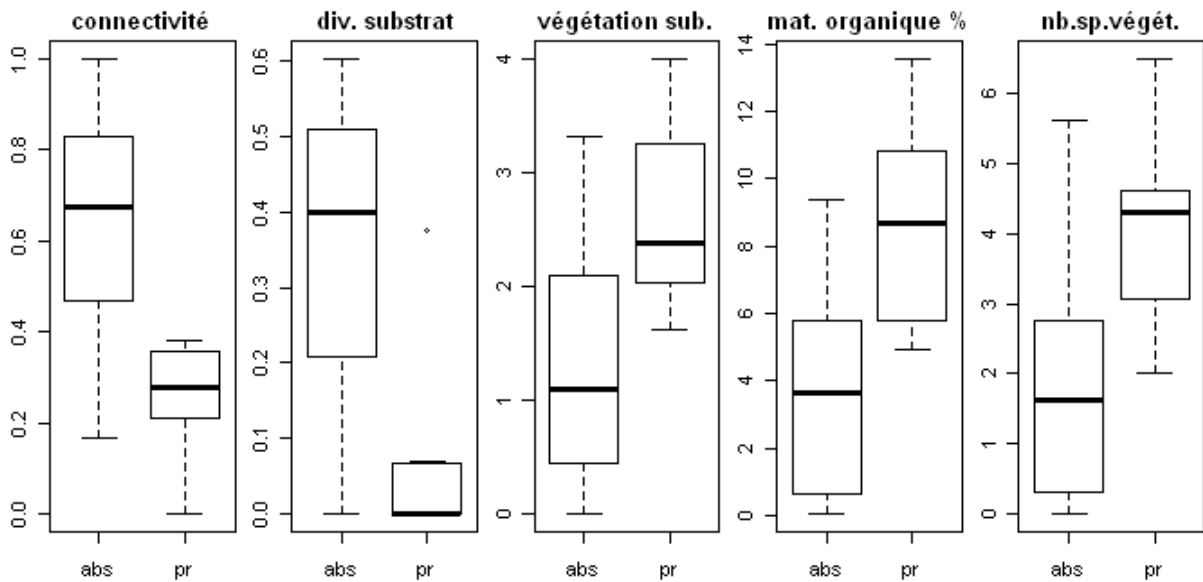


Figure 35 : Résumé de 4 variables de milieu et de la richesse en espèces de plantes aquatiques pour les sites avec (pr) et sans (abs) *Anisus vorticulus*. Végétation submergée : classes de recouvrement, matière organique du sédiment : %, diversité du substrat minéral et connectivité : indices sans dimension.

6.3.3.4 Métriques basées sur les caractéristiques fonctionnelles des taxons.

Cinq des six métriques basées sur les caractéristiques biologiques des taxons varient significativement le long du gradient de connectivité latérale avec le fleuve (Figure 36).

Lorsque la connectivité diminue, la proportion de prédateurs augmente, impliquant un réseau trophique plus structuré, contrôlé par ceux-ci. La proportion de taxons épibenthiques (vivant à la surface du substrat), proies potentielles pour les poissons, augmente également.

Lorsque la connectivité augmente, la proportion de taxons pouvant effectuer plusieurs générations par an (polyvoltins) augmente en relation avec l'accroissement des perturbations qui s'exercent sur le milieu. La proportion de taxons susceptibles de dériver dans la masse d'eau varie dans le même sens.

L'absence de relation significative avec la proportion de filtreurs peut être attribuée à l'existence de deux modes de filtration, confondus ici : la filtration passive (les espèces utilisent le courant d'eau pour se nourrir), dominante en milieu courant, et la filtration active (les espèces créent elles-mêmes un mouvement d'eau à l'aide de diverses adaptations morphologiques), représentée également en milieu stagnant. Il est vraisemblable que ces deux modes puissent être séparés le long du gradient de connectivité latérale.

En conclusion, l'indice synthétique exprimant le degré de connectivité latérale d'un site avec le fleuve, basé sur une combinaison de 5 variables de milieu, permet de rendre compte de la variation de la plupart des métriques faunistiques utilisées pour caractériser les peuplements d'invertébrés dans les sites suivis. Ces métriques décrivent la composition taxonomique et fonctionnelle des peuplements, ainsi que leur richesse.

- la richesse en insectes EPT, la densité et la richesse des espèces exogènes, la proportion de taxons plurivoltins et de taxons dérivants augmentent avec une augmentation de la connectivité avec le fleuve,

- la richesse en mollusques gastéropodes, l'abondance de l'espèce patrimoniale *Anisus vorticulus*, la proportion de taxons prédateurs et de taxons épibenthiques, diminuent avec une augmentation de la connectivité avec le fleuve.

Ces résultats permettent d'envisager l'utilisation de cet indice, en relation avec les métriques faunistiques, afin de mesurer les changements consécutifs aux travaux de restauration dont l'intention principale est d'augmenter le niveau de connectivité des annexes fluviales avec le fleuve.

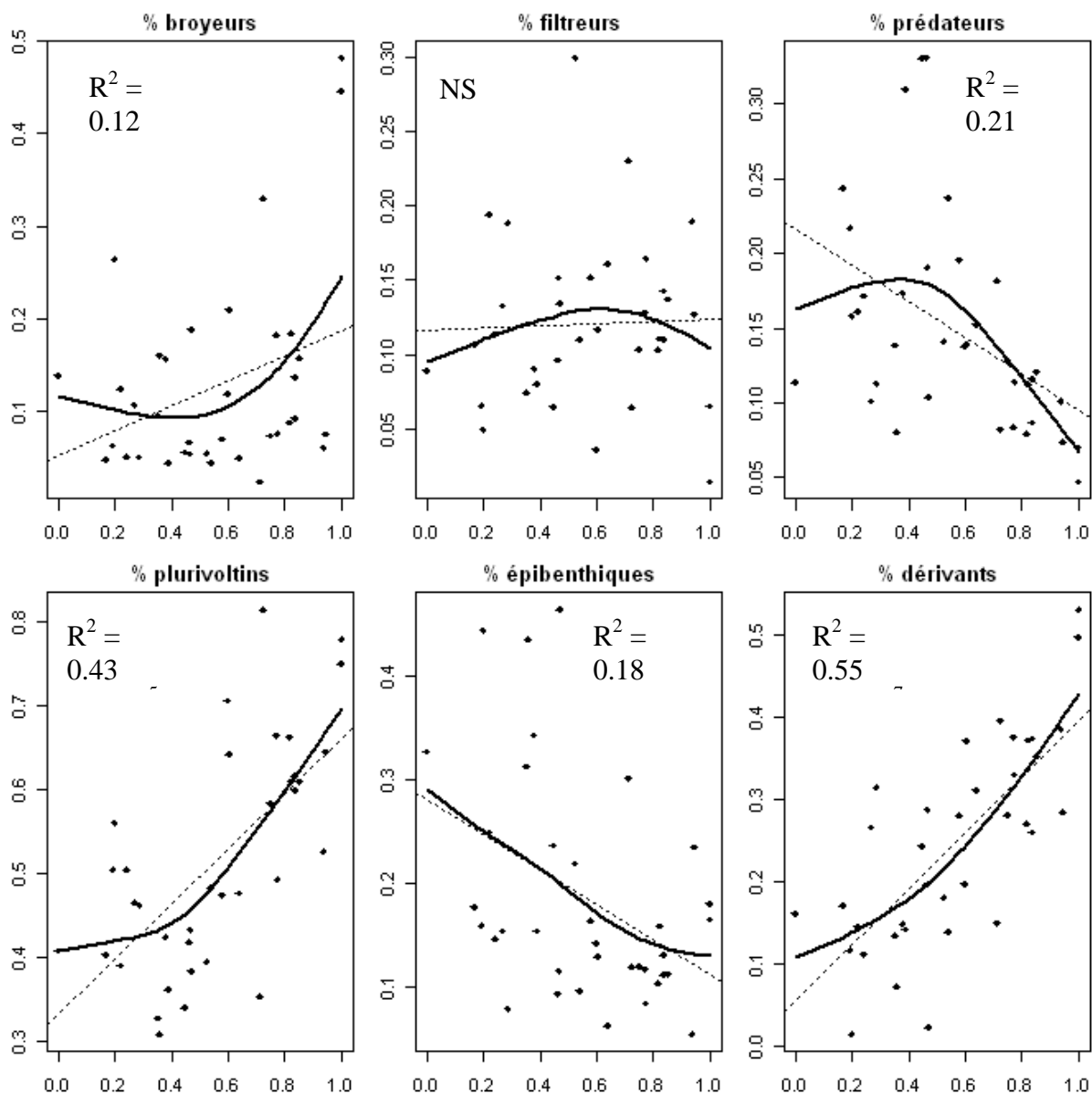


Figure 36 : Relation entre le gradient de connectivité latérale de 18 sites de Belley et Brégnier avant restauration (axes horizontaux) et six métriques fonctionnelles des communautés, basées sur les traits d'histoire de vie des taxons. Les relations sont résumées par un lisseur spline d'ordre 3 (trait gras) et par une droite (pointillés). Les coefficients de détermination (R^2) se réfèrent aux droites.

6.4 Changements post-restauration (2007 - 2008)

6.4.1 Comment le niveau de connectivité des lônes a t'il varié deux ans après restauration ?

Afin d'exprimer les changements mesurés dans les lônes après leur restauration, nous avons regroupé les sites en fonction du type de restauration qu'ils ont subi. Six types ont ainsi été reconnus (Tableau 15) : des témoins stagnants ou courants (TEMs et TEMc), des sites non recreusés ou reconnectés au Rhône, mais étant potentiellement influencés par l'augmentation des débits réservés dans le Rhône court-circuité (HAU), des sites dont le substrat a été modifié par curage et qui peuvent être également influencés par l'augmentation des débits réservés (CUR), des sites reconnectés par l'aval seulement, ou complètement, avec le Rhône (REC), enfin, les sites nouvellement creusés dans des sites qui étaient à sec hors des périodes de crue avant restauration (NOU). Ces différents types sont inégalement répartis entre les secteurs de Belley et de Brégnier.

Type de restauration	Abréviation	Sites concernés	Nbr. de sites
Témoins stagnants non restaurés	TEMs	<u>Brégnier</u> : CRBL, MOLOam, MORT, PLAI, PONTam, ROSS, VILO	12
Témoins courants non restaurés	TEMc	<u>Brégnier</u> : TONK <u>Belley</u> : CHAN	4
Sites seulement influencés par l'augmentation de débit réservé	HAU	<u>Belley</u> : MOIRam, BEARav, FOURav, LUCE, LUISav	6
Sites curés et influencés par l'augmentation de débit réservé	CUR	<u>Brégnier</u> : GRAN, PONTav (pas d'augmentation de débit) <u>Belley</u> : BEARam, FOURam, LUISam, MOIRav,	7
Sites reconnectés au Rhône par l'amont et/ou par l'aval	REC	<u>Brégnier</u> : MATH, MOLOav, VACH <u>Belley</u> : ENLIam&av	7
Sites nouvellement créés dans un thalweg asséché	NOU	<u>Belley</u> : BEARavN, ENILavN, LUISamN, MOIRamN	4

Tableau 15 : Classification des types de restauration appliqués aux sites étudiés.

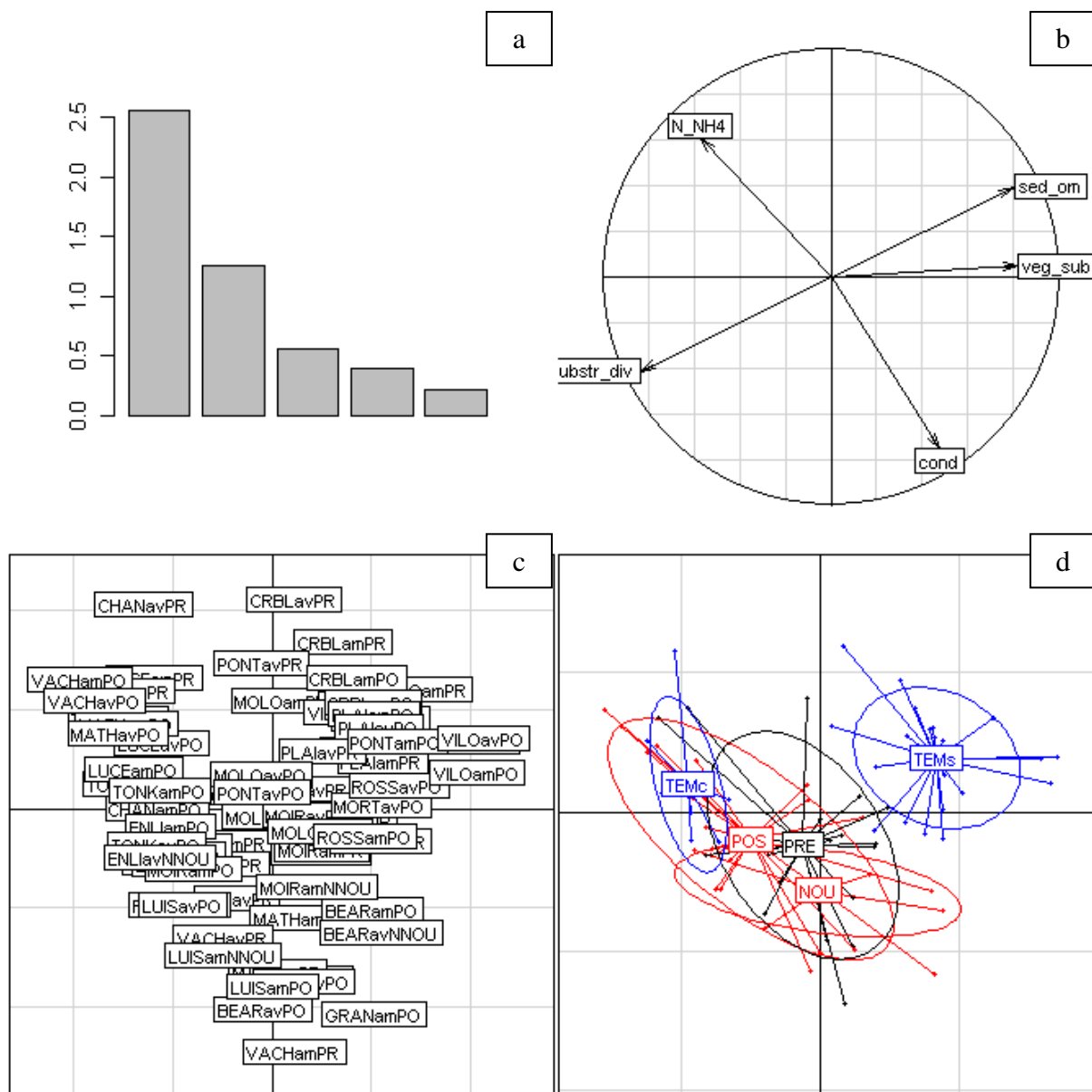


Figure 37 : Ordination (par une Analyse en Composantes Principales - ACP) des sites des secteurs de Belley et Brégner avant et après restauration, sur la base de 5 variables de milieu traduisant la connectivité latérale avec le Rhône. a : valeurs propres de l'ACP, b : corrélations entre les 5 variables, c : ordination des sites, d : regroupement des sites en fonction des types de restauration (voir Tableau 15).

Les cinq variables de milieu exprimant la connectivité latérale avec le fleuve (conductivité électrique, teneur en azote ammoniacal, recouvrement par les plantes aquatiques submergées, teneur en matière organique des sédiments superficiels, diversité du substrat minéral) permettent de positionner l'ensemble des sites avant et après restauration (Figure 37). L'axe horizontal de cette analyse ordonne les sites selon un gradient croissant de connectivité au fleuve, lorsque l'on se déplace de la droite (forte teneur en matière organique des sédiments et recouvrement par les hydrophytes), vers la gauche (forte diversité du substrat minéral). Les témoins stagnants et courants (ellipses bleues) occupent les deux extrémités de ce gradient. L'ensemble des sites restaurés (tous types de restauration confondus) montrent une tendance globale au déplacement vers une connectivité plus élevée (ellipse rouge "POS" comparée à l'ellipse noire "PRE").

Si l'on compare plus en détail les changements de connectivité latérale par type de restauration (Figure 38), il apparaît que seuls les témoins stagnants (TEMs) et les sites reconnectés au Rhône (REC) montrent un changement significatif de connectivité après restauration. Le changement dans ces deux groupes s'effectue par ailleurs en sens inverse : la connectivité augmente dans les sites reconnectés, elle diminue dans les témoins stagnants.

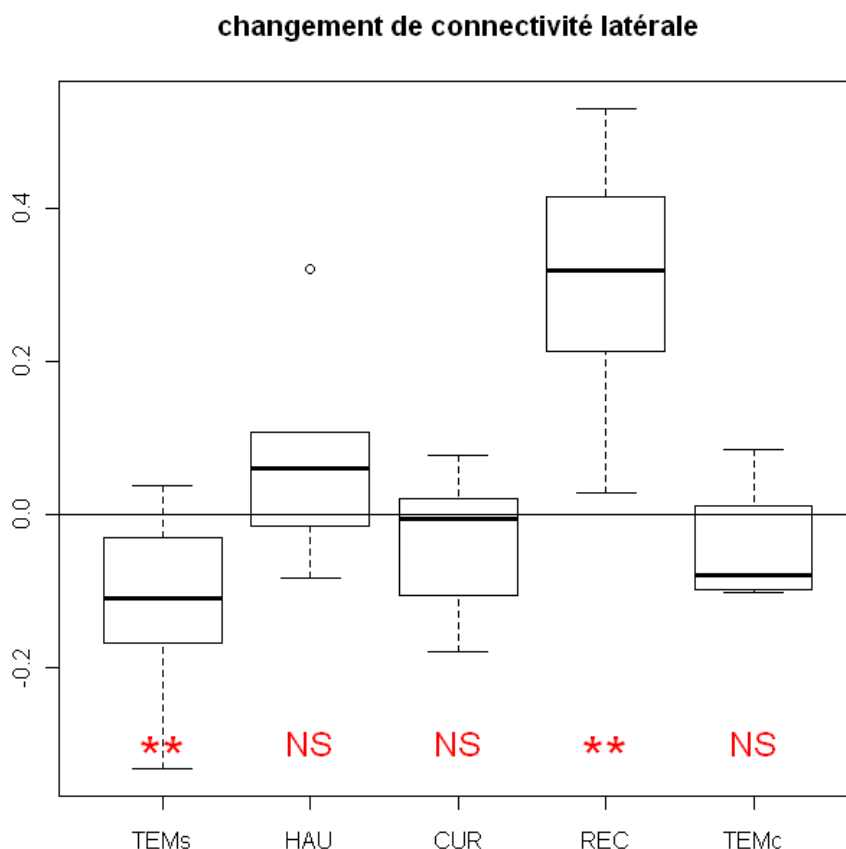


Figure 38 : Résumé des changements de connectivité latérale des sites étudiés après restauration en fonction des types de restauration (voir Tableau 6). La ligne horizontale indique l'absence de changement (connectivité avant et après restauration identiques). Les valeurs positives indiquent un accroissement de connectivité latérale après restauration. NS : pas de différence significative après restauration (test de Wilcoxon $p > 0.05$), ** différence significative, $p < 0.01$).

En conclusion, deux ans après les travaux de restauration, les modifications de conditions d'habitat dans les lônes restaurées sont, comme prévu, maximales dans les sites reconnectés directement avec le fleuve. Ces modifications traduisent bien, de façon indirecte, une augmentation de l'hydraulicité. Les changements de conditions dans les sites seulement curés ou influencés par l'augmentation des débits réservés, ne semblent pas significatifs. Les lônes témoins à faible connectivité latérale paraissent logiquement témoigner d'une évolution vers des états successionnels plus atterris.

6.4.2 La composition des peuplements d'invertébrés reflète t'elle les changements de connectivité latérale ?

Une analyse similaire à celle des conditions de milieu, mais menée sur la composition faunistique (Figure 39), révèle des tendances très proches. Les témoins stagnants et courants occupent les deux extrémités de l'ordination des sites (ellipses bleues). Les milieux restaurés montrent une très grande hétérogénéité faunistique (taille de l'ellipse rouge POS) et un déplacement global vers les témoins courants (déplacement vers la droite du centre des ellipses PRE vers POS). Ce déplacement moyen recouvre en fait des sites demeurant proches de leur état pré-restauration (points rouges superposés à l'ellipse PRE), et des sites acquérant après restauration des caractéristiques faunistiques similaires aux témoins courants (points rouges superposés à l'ellipse TEMc). Les milieux nouvellement créés (NOU) montrent également une forte hétérogénéité faunistique.

L'examen des changements de composition faunistique par type de restauration (Figure 40), révèle que ces changements sont significatifs dans les deux types les plus modifiés par la restauration (Curage et Reconnexion). Ils sont, comme attendu, maximaux dans le cas de la reconnexion. La faune ne parait pas traduire la dérive, mise en évidence par les variables de milieu, dans les témoins stagnants. Si les types de restauration ne sont pas pris en considération, l'amplitude des changements faunistiques montre une corrélation remarquable avec l'amplitude des changements de conditions de connectivité latérale (Figure 40).

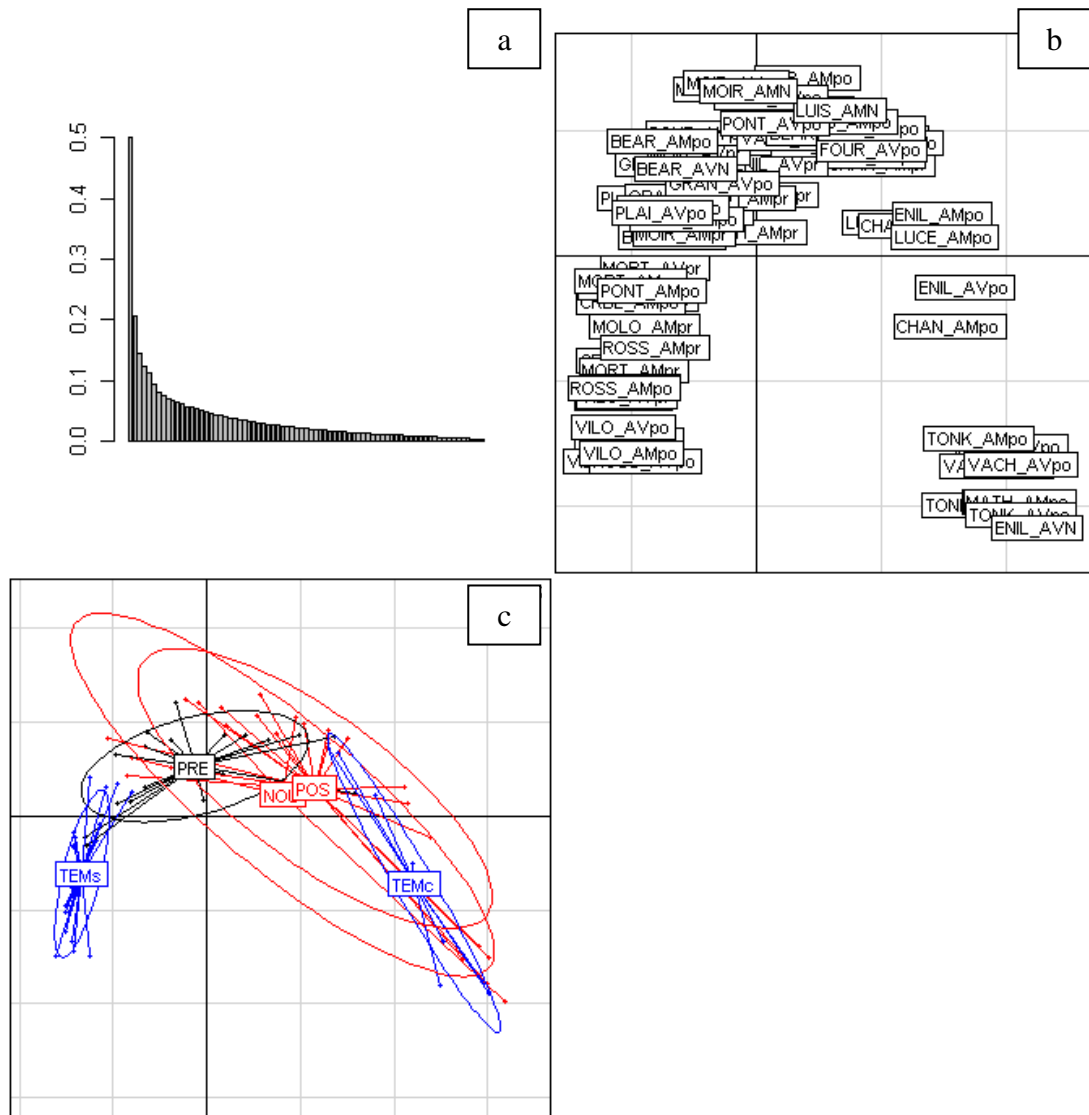


Figure 39 : Ordination (par une Analyse Factorielle des Correspondances - AFC) des sites des secteurs de Belley et Brégnier avant et après restauration, sur la base de leur composition taxonomique. a : valeurs propres de l'AFC, b : ordination des sites, d : regroupement des sites en fonction des types de restauration (Tableau 15)

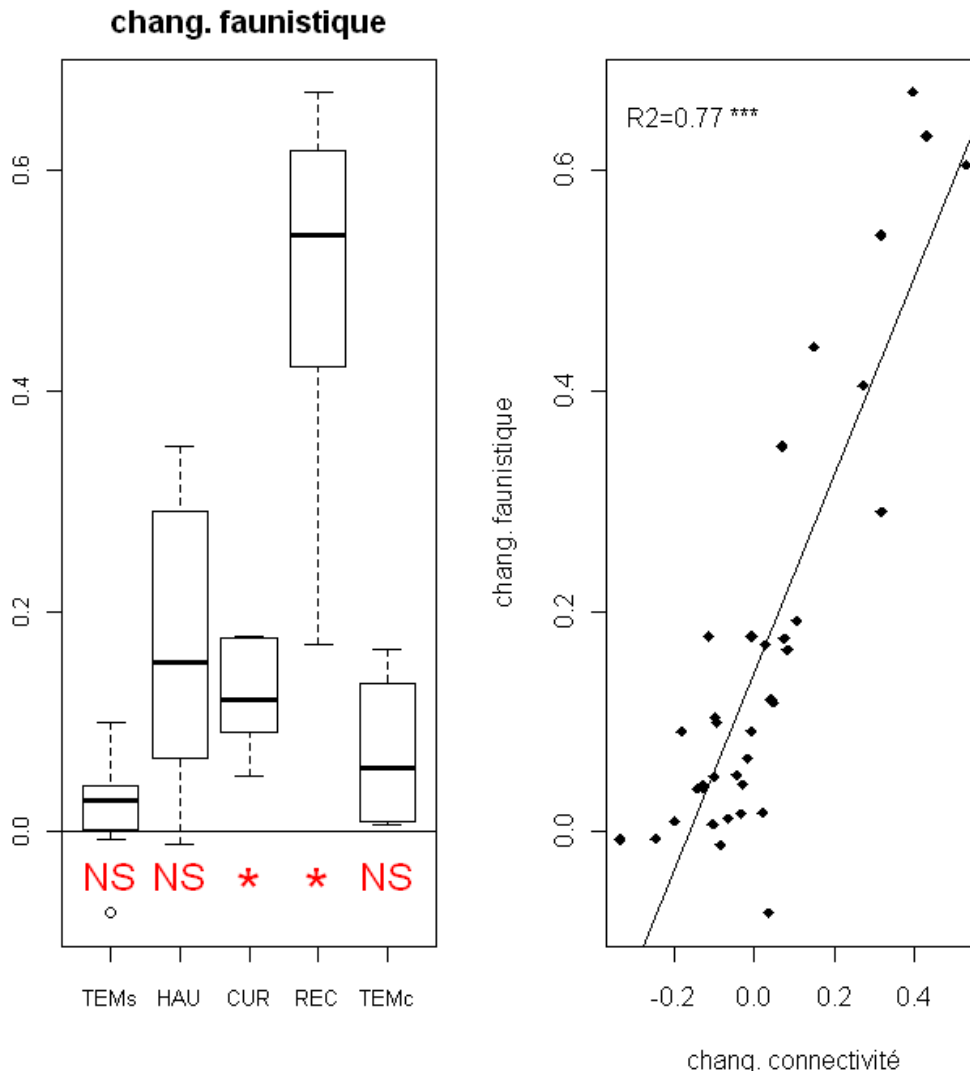


Figure 40 : A gauche : résumé des changements faunistiques des sites étudiés après restauration en fonction des types de restauration (voir Tableau 6). La ligne horizontale indique l'absence de changement (composition avant et après restauration identiques). A droite : relation entre les changements de connectivité latérale et de composition faunistique par site après restauration. NS : pas de différence significative après restauration (test de Wilcoxon $p > 0.05$), * différence significative, $p < 0.05$). *** significativité à $p < 0.001$ du coefficient de détermination R².

En conclusion, deux ans après les travaux de restauration, les changements de composition des peuplements de macroinvertébrés traduisent remarquablement les changements de connectivité latérale. L'effet global décrit par la faune est bien celui d'une augmentation de la connectivité des îlots restaurés avec le fleuve. Les différences de types de restauration entraînent une diversification des réponses faunistiques. Il n'y a pas homogénéisation des communautés d'invertébrés au niveau des secteurs étudiés.

6.4.3 La richesse taxonomique des peuplements d'invertébrés reflète-t-elle les changements de connectivité latérale ?

L'examen des changements des trois métriques de richesse (richesse totale, en insectes EPT et en gastéropodes) par type de restauration (Figure 41), révèle des tendances conformes aux modèles préexistants (Paillex et al., 2007, 2009). En effet, la séquence d'intensité croissante de la restauration (types HAU / CUR / REC) s'accompagne d'une tendance à la diminution de la richesse totale et en gastéropodes, ainsi qu'à l'augmentation de la richesse en EPT. Toutefois, à l'intérieur de chaque type, les différences entre richesses pré- et post-restauration ne sont significatives que dans le cas des milieux reconnectés. L'hétérogénéité des changements à l'intérieur d'un type (par exemple les changements de richesse EPT dans les types HAU et CUR), empêche la détection d'effets significatifs. La relation entre amplitude du changement de connectivité et amplitude du changement de richesse des EPT et gastéropodes est significative, le quart, environ de ces changements sont explicables par les modifications de connectivité).

6.4.4 Les espèces exogènes sont-elles influencées par les opérations de restauration ?

Le tableau de la distribution des espèces exogènes montre, pour 9 espèces sur 10, une augmentation de leur fréquence dans les sites étudiés après restauration (Tableau 16). Dans 7 cas sur dix, on observe également une augmentation de la densité moyenne des individus appartenant à ces espèces. Une nouvelle espèce exogène, l'Annélide *Hypania invalida* (Grube, 1860) est présente dans 17% des sites alors qu'elle n'avait pas été rencontrée avant restauration. Elle s'installe autant dans des sites restaurés (VACHam), que témoins courants (CHAN, TONK). C'est la première mention de cette espèce dans le Haut-Rhône français. Les sites témoins stagnants à faible connectivité au fleuve, demeurent pas au peu affectés (ROSS - pas d'espèces exogènes, VILO - 1 espèce, CRBL - 2 espèces). Des augmentations remarquables, comme celle de *Dikerogammarus villosus*, affectent les milieux à forte connectivité, qu'ils soient restaurés (ENIL, FOUR, LUIS, MATH) ou non (CHAN). Plusieurs milieux stagnants recrus voient l'apparition ou l'augmentation de *Gyraulus parvus* (BEARam, GRANam, MOIRav).

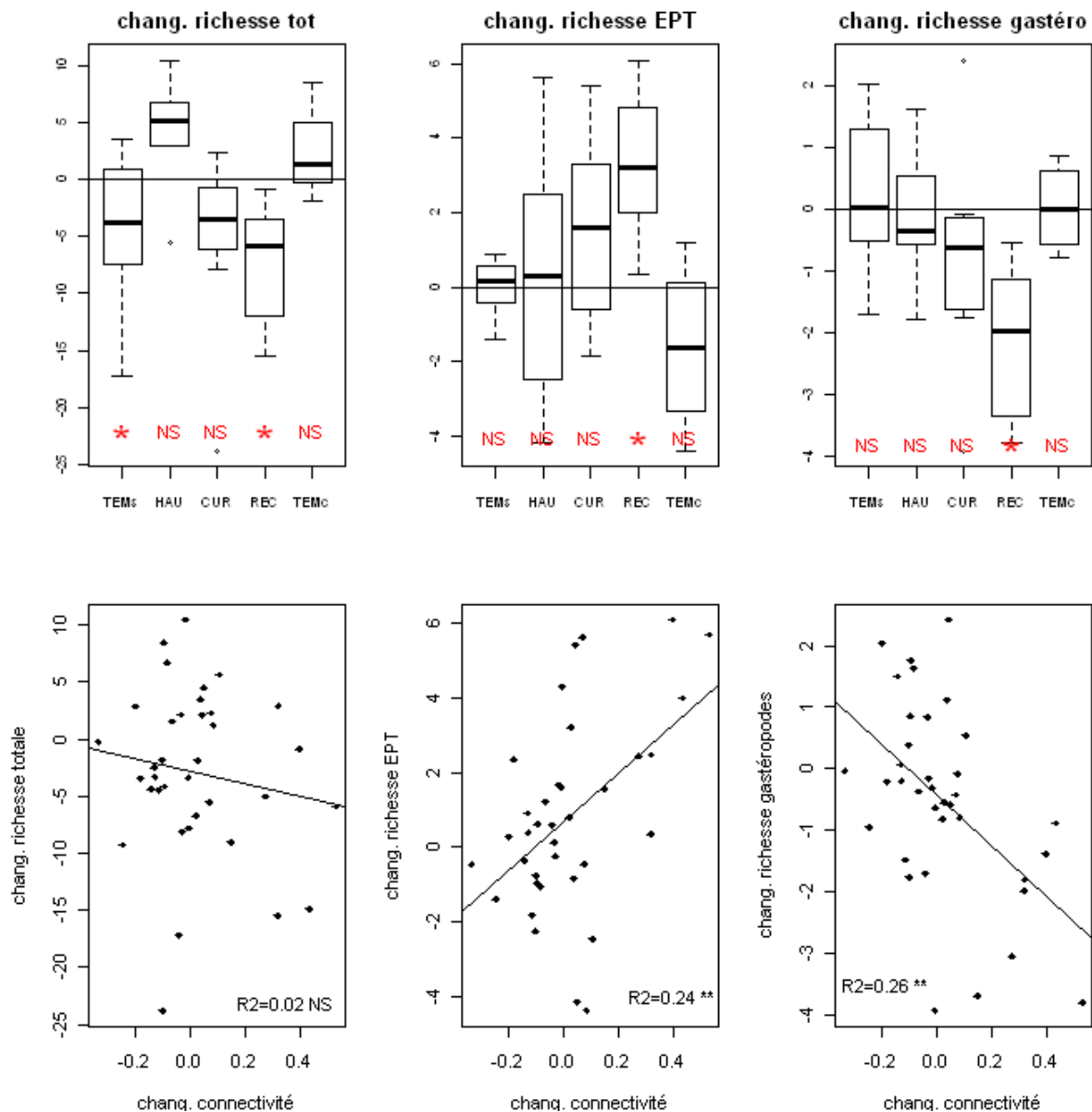


Figure 41 : En haut : résumé des changements de richesse raréfiée (totale - pour 500 individus, insectes EPT et gastéropodes - pour 30 individus) des sites étudiés après restauration en fonction des types de restauration (voir Tableau 6). La ligne horizontale indique l'absence de changement (richesse avant et après restauration identiques). Les valeurs positives indiquent des augmentations de richesse. En bas : relation entre les changements de connectivité latérale et de richesse par site après restauration. NS : non significatif $p > 0.05$, * significativité au seuil $p < 0.05$, ** significativité au seuil $p < 0.01$, R^2 : coefficient de détermination.

Tableau 16 : Abondances moyennes des espèces exogènes (individus / m²) dans les sites de Belley et Brégnier avant et après restauration.

	Bivalve <i>Corbicula fluminea</i>		Bivalve <i>Dreissena polymorpha</i>		Crustacé <i>Crangonyx pseudogracilis</i>		Crustacé <i>Dikerogamm. villosus</i>		Crustacé <i>Orconectes limosus</i>		Gastéropode <i>Gyraulus parvus</i>		Gastéropode <i>Physella acuta</i>		Gastéropode <i>Potamopyrgus antipodarum</i>		Planaire <i>Dugesia tigrina</i>		Polychaeta <i>Hypania invalida</i>	
	PRE	POST	PRE	POST	PRE	POST	PRE	POST	PRE	POST	PRE	POST	PRE	POST	PRE	POST	PRE	POST	PRE	POST
BEAR_AM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	350.5	-	17	-	-	-	0.5	-	-	
BEAR_AV	-	4.5	-	1.5	-	0.5	-	-	-	0.5	-	14	5	0.5	40.5	-	-	-	-	
CHAN_AM	0.5	19.5	7.5	7.5	-	0.5	-	6.5	-	-	3	22.5	4.5	95	38	3.5	9	-	29	
CHAN_AV	23.5	68	5.5	31	-	0.5	-	24.5	-	0.5	-	11.5	3	68.5	55	207	0.5	11	15	
CRBL_AM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	25.3	44.7	-	-	-	-	-	-	
CRBL_AV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13.3	74.7	27.3	-	-	-	-	-	-	
ENIL_AM	-	10	-	-	-	-	8.5	-	-	-	-	1.5	0.5	-	149.5	-	3.5	-	-	
ENIL_AV	-	11	-	-	-	-	1	-	-	-	-	4.5	-	-	22.5	-	2.5	-	-	
FOUR_AM	-	34	-	3	-	-	2.5	-	-	-	3	0.5	6.5	13.5	62	-	5	-	-	
FOUR_AV	0.5	5	-	-	-	0.5	-	0.5	-	-	-	0.5	-	-	164	104	0.5	2	-	-
GRAN_AM	-	0.5	-	-	-	3.5	-	-	-	-	23.5	3.5	2.5	-	-	-	-	-	-	-
GRAN_AV	-	-	-	2	-	1	-	-	-	59.5	-	2	-	-	110	-	0.5	-	-	-
LUCE_AM	0.5	29.5	0.5	2	-	-	16.5	-	-	-	-	0.5	6	54	170	-	1	-	2	
LUCE_AV	-	12.5	-	3	-	-	3.5	-	-	-	1.5	-	4	14.5	72.5	-	0.5	-	-	-
LUIS_AM	-	5	-	-	-	-	2.5	1	0.5	3	1	3.5	15.5	2.5	3.5	0.5	0.5	-	-	-
LUIS_AV	0.5	3.5	-	-	-	5	-	0.5	-	-	-	0.5	3	0.5	5	-	-	-	-	-
MATH_AM	4.5	53.5	-	0.5	0.5	-	3	-	-	-	-	0.5	0.5	-	-	24.5	-	0.5	-	-
MATH_AV	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	97.5	-	17	-	-	-	-	-
MOIR_AM	-	2.5	-	-	-	1.5	-	-	-	39.2	-	-	16.5	-	-	-	0.5	-	-	-
MOIR_AV	-	4.5	-	2	-	1	-	-	-	44	381.5	8.5	111.5	-	1.5	-	3	-	-	-
MOLO_AM	-	-	-	-	0.5	0.5	-	-	-	-	-	0.5	66	-	-	-	-	-	-	-
MOLO_AV	-	1.5	-	-	-	-	-	-	-	0.5	1.5	2	75.5	-	37.5	-	0.5	-	-	-
MORT_AM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	0.7	-	-	-	-	-	-
MORT_AV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PLAI_AM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PLAI_AV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	185.3	28.5	45.3	33	-	-	-	-	-	-
PONT_AM	-	-	-	1	-	-	-	-	-	10	-	20.5	11	-	-	-	-	-	-	-
PONT_AV	-	2.5	-	1	-	-	-	-	-	117	-	23.5	10	0.5	58.5	-	-	-	-	-
ROSS_AM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ROSS_AV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TONK_AM	204.7	46	-	1.3	-	-	-	-	-	8	-	5.3	-	2.7	4	84	1.3	-	-	-
TONK_AV	30	15.3	0.5	-	-	-	3	6.7	-	-	-	3.5	1.3	20	2	21	1.3	-	1.3	-
VACH_AM	3	31	-	0.5	-	-	-	2	-	-	7.5	-	2	-	1.5	192	-	119.5	-	39.5
VACH_AV	3.5	1	0.5	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	6	17	-	22	-	12	-
VILO_AM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.7	-	-	-	-	-	-	-
VILO_AV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-
Fréquence	27.8	58.3	13.9	36.1	5.6	27.8	2.8	41.7	2.8	5.6	30.6	44.4	72.2	63.9	41.7	58.3	16.7	52.8	-	16.7
Densité moyenne	27.1	17.2	2.9	4.3	0.5	1.5	3	5.7	1	0.5	43.1	52	14.1	23.4	28.7	63.7	18.3	9.7	-	16.5

La significativité des changements dans les métriques liées aux espèces exogènes varie selon la métrique et le type de restauration (Figure 42). La richesse en espèces exogènes augmente significativement pour les trois types de restauration (HAU, CUR, REC). L'augmentation est, en valeur médiane de +3 espèces dans chaque type. La densité des espèces exogènes n'augmente significativement que dans les types CUIR et REC, le pourcentage d'individus exogènes dans les peuplements, uniquement dans le type reconnecté (REC). L'amplitude des changements de ces trois métriques n'est jamais proportionnelle à l'amplitude de changement de l'indice de connectivité latérale (Figure 42). Il est en effet particulièrement notable que des changements très divers (en direction et en amplitude) des métriques décrivant les espèces exogènes, peuvent accompagner des changements de connectivité très faibles (autour de la valeur 0 de l'indice).

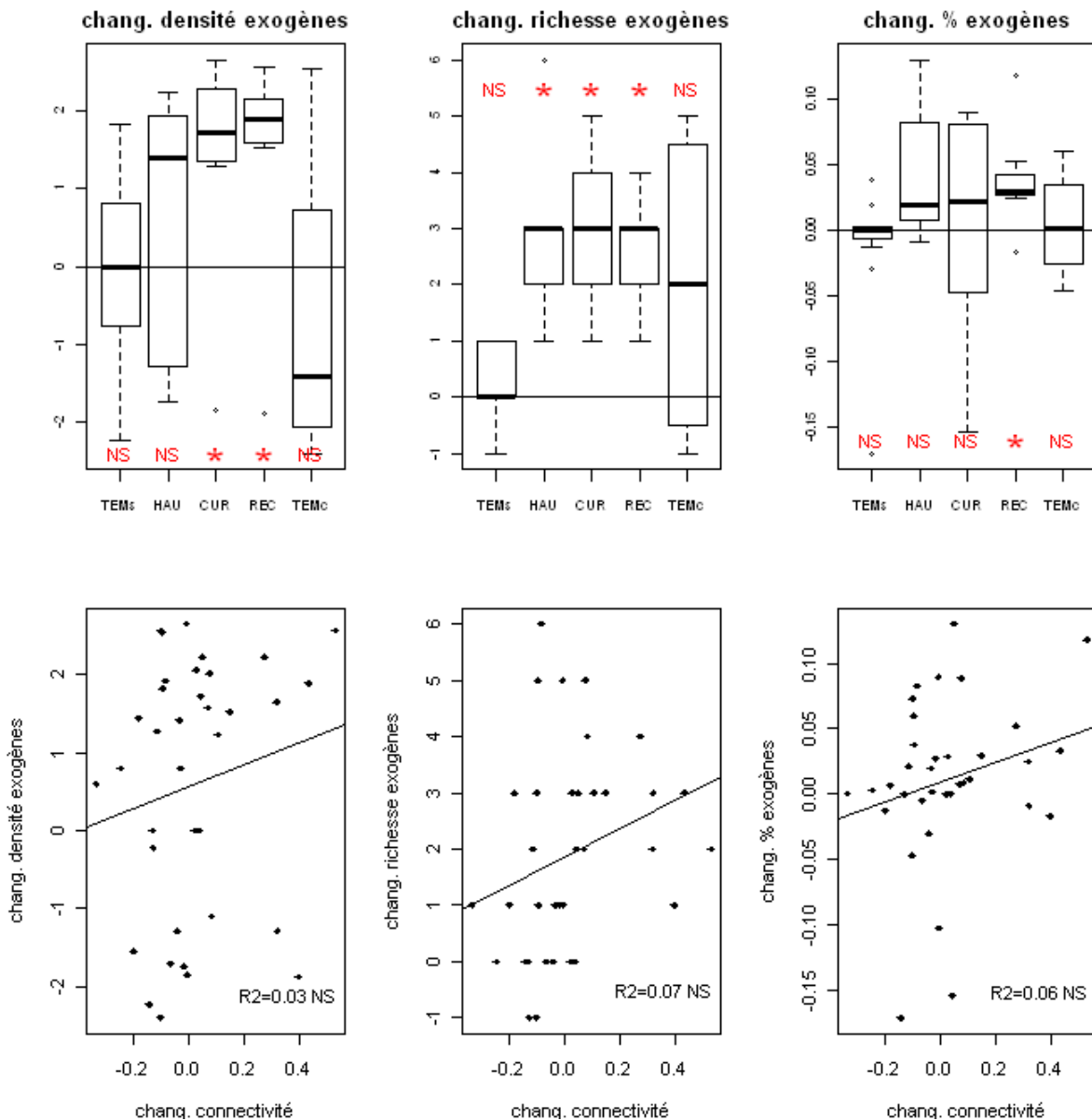


Figure 42 : En haut : résumé des changements dans les métriques associées aux espèces exogènes des sites étudiés après restauration en fonction des types de restauration (Tableau 15). La ligne horizontale indique l'absence de changement. Les valeurs positives indiquent des augmentations après restauration. Les densités (individus / m2) sont exprimées en log. En bas : relation entre les changements de connectivité latérale et les métriques par site après restauration. NS : non significatif $p > 0.05$, * significativité au seuil $p < 0.05$, R2 : coefficient de détermination.

6.4.5 Les caractéristiques fonctionnelles des peuplements d'invertébrés reflètent-elles les changements de connectivité latérale ?

Les changements des métriques relatives aux caractéristiques fonctionnelles des peuplements (basées sur les traits d'histoire de vie des taxons), montrent dans 5 cas sur 6 des variations corrélées significativement aux changements de connectivité latérale (Figure 43 et Figure 44). Les pourcentages d'individus appartenant à des taxons plurivoltins, à des taxons dérivants, aux groupes trophiques des broyeur, des filtreurs et des prédateurs, évoluent proportionnellement aux changements de connectivité latérale. Cette relation est particulièrement forte dans le cas des taxons dérivants et des broyeurs, un comportement probablement largement lié à l'augmentation des Crustacés Gammaridae (rhéophiles broyeurs et dérivants) dans les milieux reconnectés au Rhône. De fait, les différences de ces métriques, considérées par type de restauration, sont toutes significatives dans le cas du type REC (sites reconnectés). L'augmentation des taxons plurivoltins et la diminution des prédateurs lors de l'augmentation de connectivité latérale sont conformes aux modèles préexistants (Paillex et al., 2007, 2009). Les sites restaurés par augmentation des débits ou par curage sans reconnexion ne montrent pas de différences significatives entre les états pré- et post-restauration (à l'exception des prédateurs qui diminuent dans les sites curés).

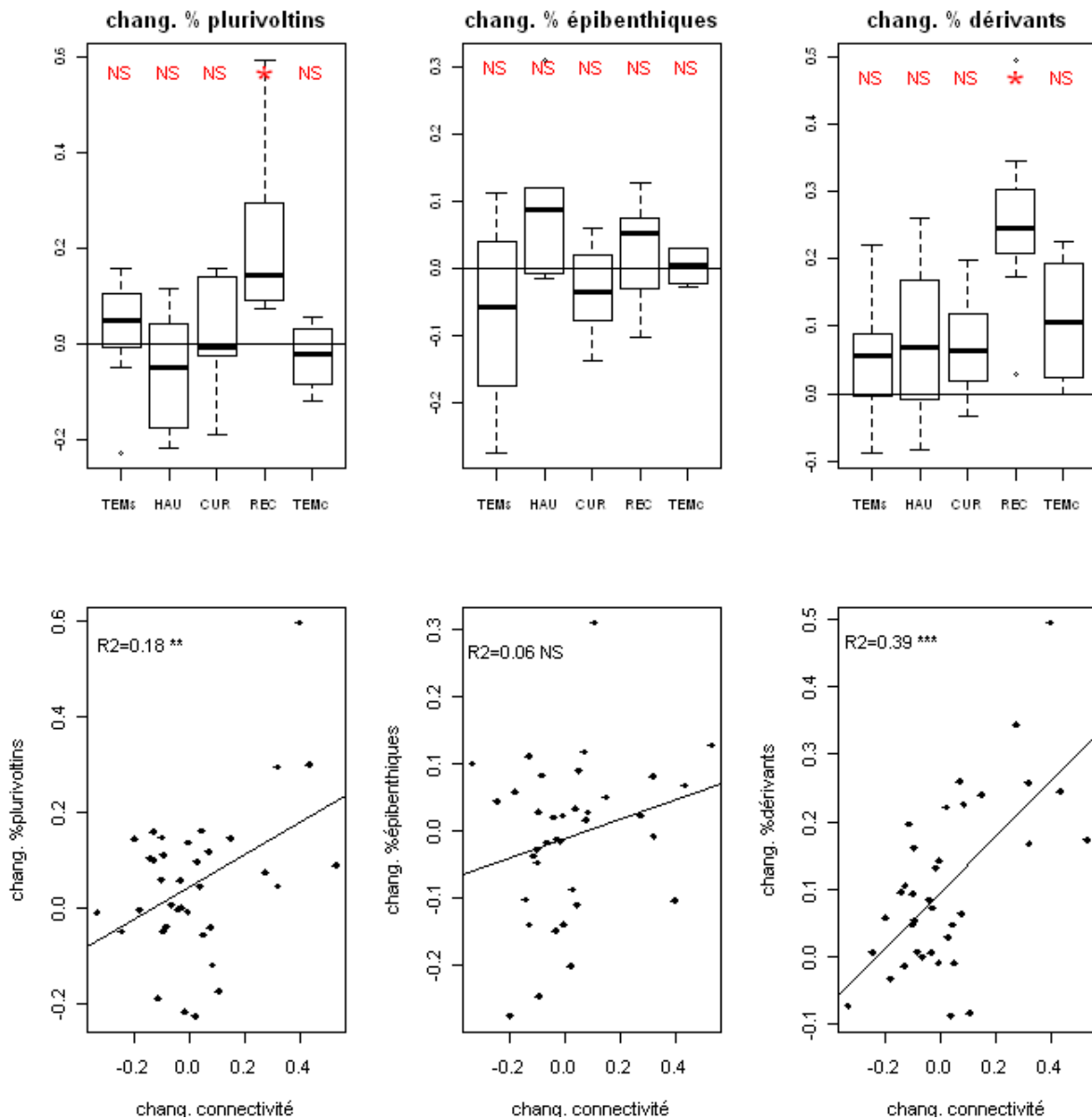


Figure 43 : En haut : résumé des changements dans les métriques associées aux traits fonctionnels des taxons dans les sites étudiés après restauration en fonction des types de restauration (Tableau 15). La ligne horizontale indique l'absence de changement. Les valeurs positives indiquent des augmentations après restauration. En bas : relation entre les changements de connectivité latérale et les métriques par site après restauration. NS : non significatif $p > 0.05$, * significativité au seuil $p < 0.05$, ** significativité au seuil $p < 0.01$, * significativité au seuil $p < 0.001$, R2 : coefficient de détermination.**

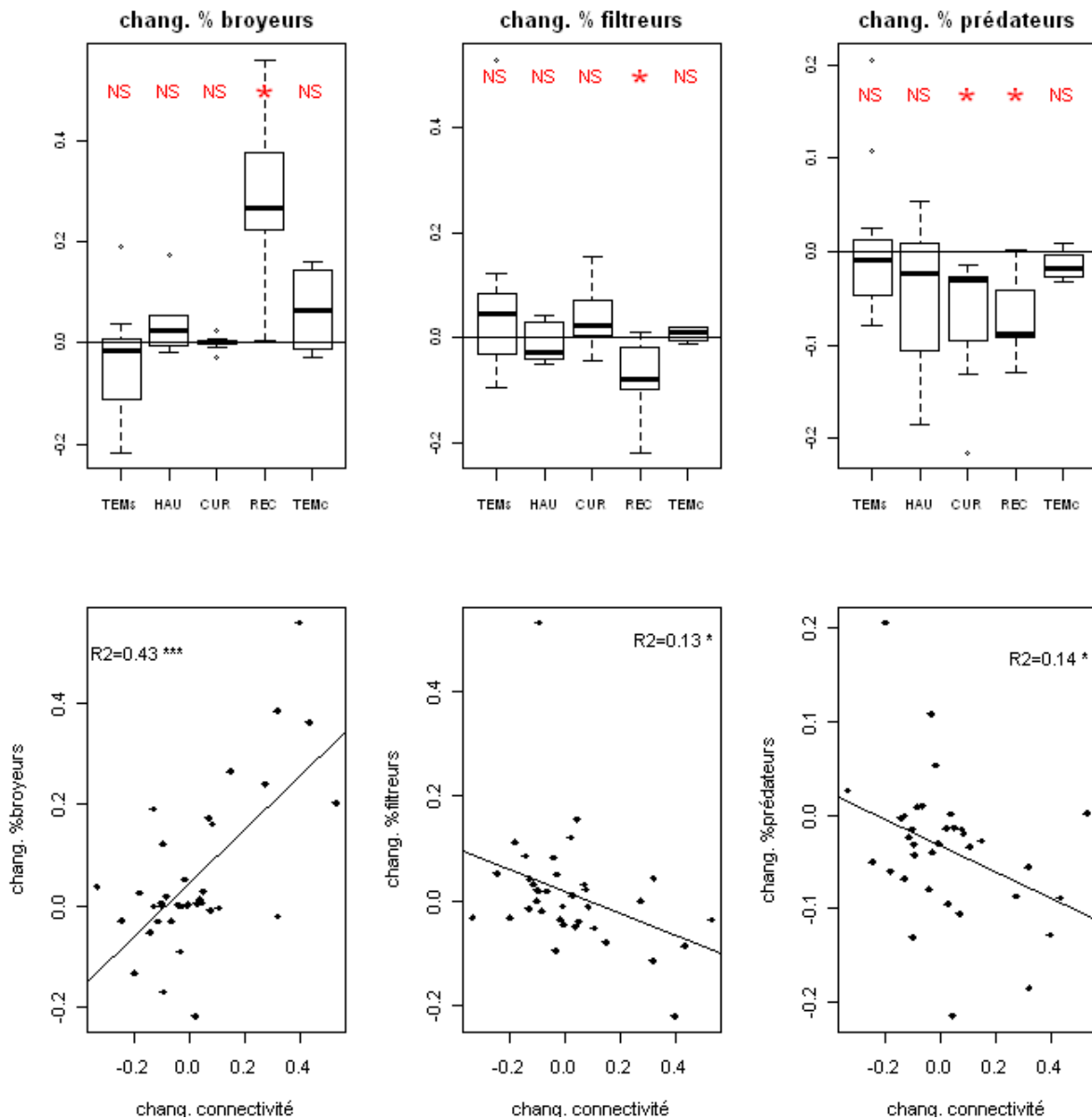


Figure 44 : En haut : résumé des changements dans les métriques associées aux traits fonctionnels des taxons dans les sites étudiés après restauration en fonction des types de restauration (Tableau 15). La ligne horizontale indique l'absence de changement. Les valeurs positives indiquent des augmentations après restauration. En bas : relation entre les changements de connectivité latérale et les métriques par site après restauration. NS : non significatif $p > 0.05$, * significativité au seuil $p < 0.05$, *** significativité au seuil $p < 0.001$, R² : coefficient de détermination.

6.4.6 Les sites nouvellement créés dans des thalwegs asséchés possèdent-ils des caractéristiques particulières ?

Les quatre sites nouvellement créés (NOU) se superposent complètement à la gamme de référence des autres sites, du point de vue de leur composition faunistique (Figure 45). BEARavN et MOIRamN, deux sites stagnants, à niveau de connectivité relativement faible avec le Rhône, se confondent avec la gamme des milieux restaurés par curage (CUR). LUISam, à niveau de connectivité plus élevé, présente des similitudes avec les sites curés et ceux qui ne subissent que l'élévation des débits réservés (HAU). ENILavN, un site lotique connecté totalement avec le Rhône se situe à l'extrémité de la gamme des témoins lotiques (TEMc) et des milieux reconnectés (REC).

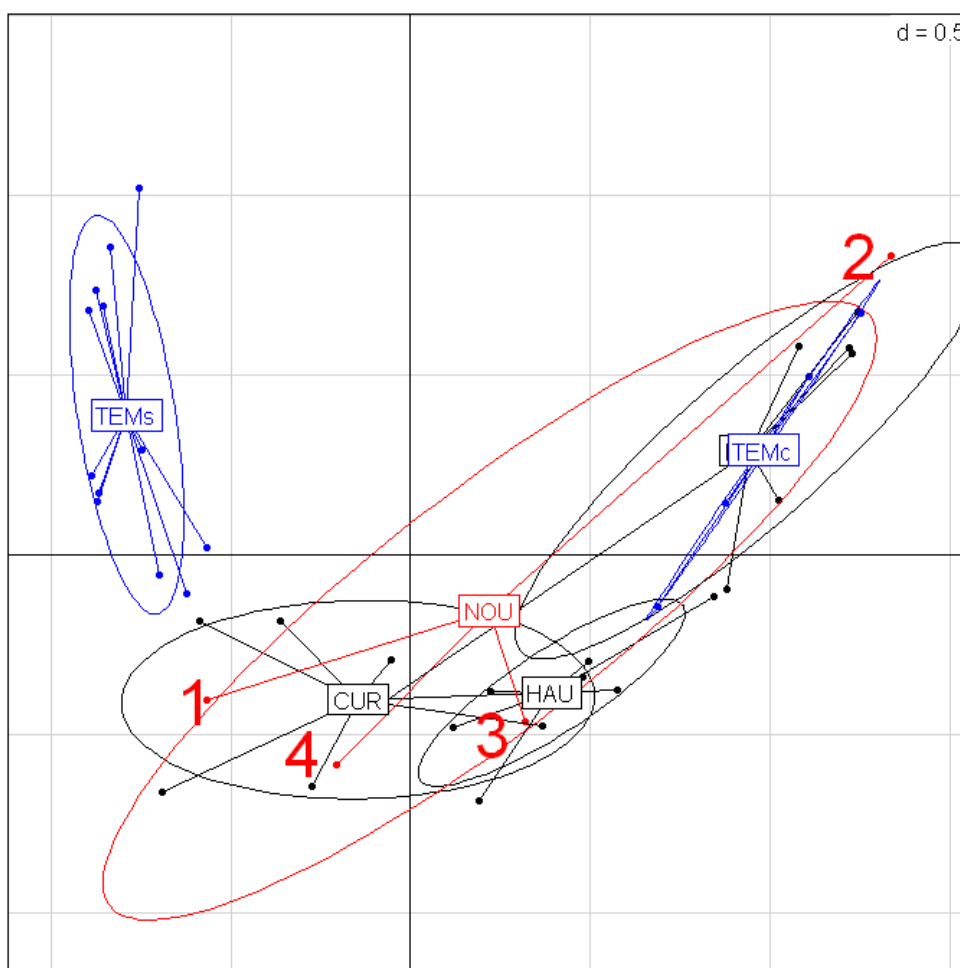


Figure 45 : Ordination (par une Analyse Factorielle des Correspondances - AFC) des sites des secteurs de Belley et Brégnier après restauration, sur la base de leur composition taxonomique. Les sites sont regroupés en fonction des types de restauration (Tableau 6). NOU : sites nouvellement créés dans des thalweg asséchés : 1 : BEAR av N, 2 : ENIL av N ; 3 : LUIS am N ; 4 : MOIR am N.

Quatre métriques sélectionnées (Figure 46) font apparaitre une assez grande hétérogénéité entre les valeurs mesurées dans les quatre sites "nouveaux". Si les richesses en espèces exogènes (5 à 8 par site) tombent dans la gamme des sites restaurés, leur densité demeure assez faible, à l'exception de MOIRamN où des densités supérieures à 400 individus/m² de *Physella acuta* et *Gyraulus parvus* sont à noter. Les richesses en EPT et gastéropodes sont conformes aux gammes des sites ayant subi une restauration de même type. BEARavN est remarquable par une forte richesse en gastéropodes (6 espèces pour 30 individus, deux ans après son creusement)

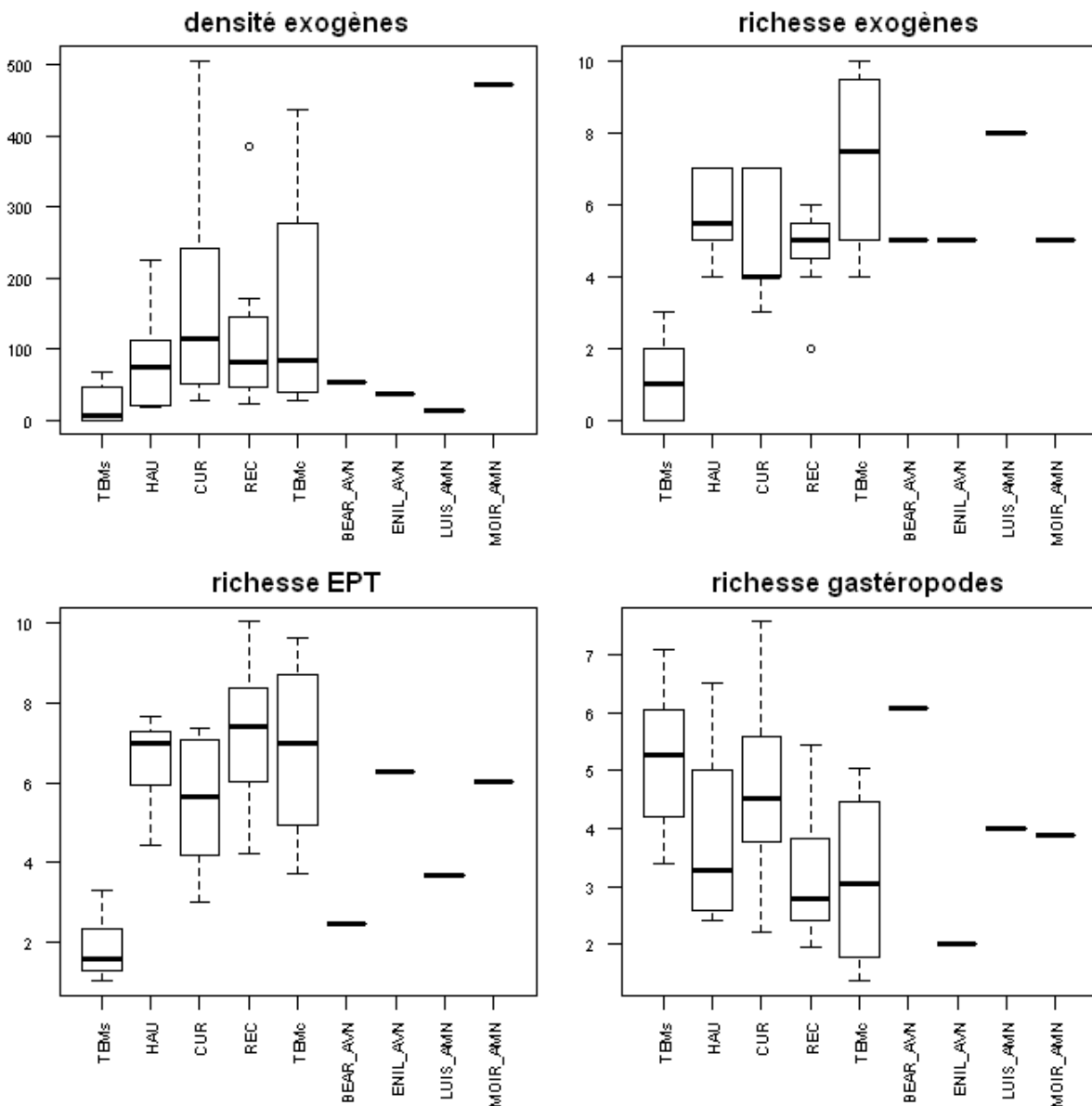


Figure 46 : Résumé des valeurs de 4 métriques faunistiques après restauration, en fonction des types de restauration (voir Tableau 6) et positionnement des sites « nouveaux », créés dans des thalwegs asséchés : (BEAR av N, ENIL av N ; LUIS am N ; MOIR am N). Les densités sont exprimées en nombres d'individus / m², les richesses en EPT et gastéropodes sont des richesses raréfiées pour 30 individus.

6.4.7 L'espèce patrimoniale *Anisus vorticulus* montre t'elle des changements entre les deux périodes d'étude ?

Anisus vorticulus a été retrouvée, en 2007-2008, dans les mêmes lônes que pendant la période d'étude pré-restauration (Vieille Lône, Rossillon, Creux de Bleu, Plaine). Ces lônes n'étant pas concernées par une action de restauration (pas même par l'augmentation des débits réservés), l'hypothèse pouvait donc être faite qu'aucun changement n'affecterait la situation de l'espèce dans les lônes où elle était présente.

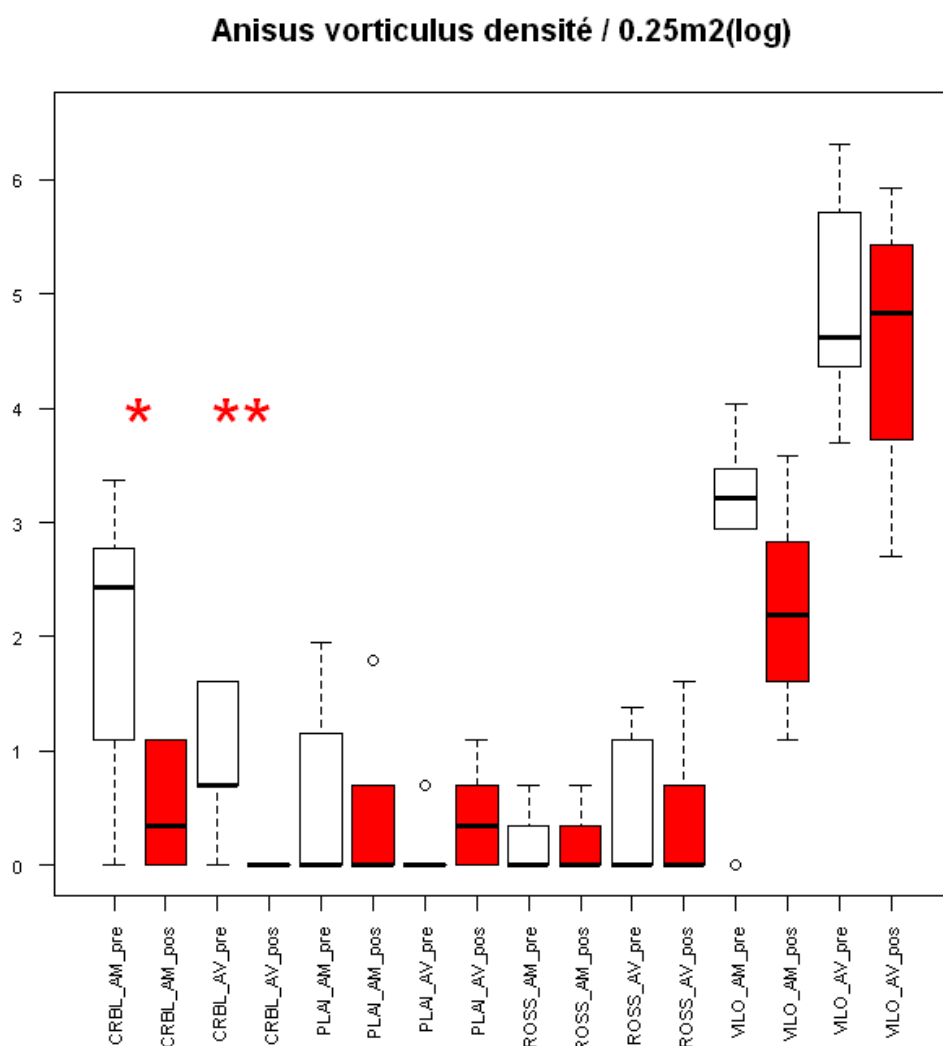


Figure 47 : Résumé des densités (nombre d'individus / 0.25 m2) d'*Anisus vorticulus* dans 8 sites du secteur de Brégner-Cordon. En blanc : 2003 (ROSS, CRBL), 2004-05 (VILO, PLA); en rouge : 2008. * significativité de la différence entre les deux périodes au seuil $p < 0.05$, ** significativité au seuil $p < 0.01$,

L'examen des densités mesurées dans les 8 sites avant et après restauration (Figure 47) ne montre en effet pas de changements significatifs dans la Vieille Lône, Rossillon et la Plaine, l'espèce demeurant particulièrement abondante dans les deux premières. Toutefois, les densités chutent de manière significative dans les deux sites du Creux de Bleu, aucun individu n'étant

retrouvé en 2008 dans le site CRBLav. Cette évolution est à mettre en relation avec les déboisements effectués autour du site, qui ont entraîné une ouverture du milieu à la lumière et probablement une modification du régime thermique de ce site et un fort développement de la végétation aquatique submergée.

En conclusion, deux ans après les travaux de restauration, les diverses métriques exprimant la richesse et les caractéristiques fonctionnelles des communautés d'invertébrés, indiquent que les changements les plus radicaux ne concernent que les milieux reconnectés au cours du Rhône. Ces changements s'opèrent dans le sens souhaité : la faune indique bien l'installation de communautés répondant à l'augmentation des contraintes hydrauliques, notamment à travers l'augmentation de la richesse des insectes Epheméroptères, Plécoptères et Trichoptères. Dans les sites restaurés par curage et / ou augmentation des débits dans le court-circuit, les modifications des métriques faunistiques sont peu ou pas significatives par rapport à l'état initial. Une exception concerne les espèces exogènes dont le nombre augmente de façon significative pour tous les types de restauration. Toutefois, ce phénomène ne semble pas directement lié à la restauration elle-même, c'est le Haut-Rhône tout entier qui est soumis à un flux croissant d'espèces exogènes, dont l'installation est facilitée dans les milieux neufs ou restaurés. Non affectée par les travaux de restauration, l'espèce patrimoniale *Anisus vorticulus* est menacée directement par certains travaux de déboisement aux abords des sites où elle est présente.

6.5 Conclusion

L'étude des peuplements de macroinvertébrés aquatiques dans 18 lônes des secteurs de Belley et Brégnier-Cordon avant (2003-2006) et après (2007-2008) la restauration de certaines d'entre elles montre le succès global des actions entreprises. Ce succès se traduit essentiellement par :

- l'augmentation des chenaux latéraux lotiques à laquelle la faune répond directement, notamment à travers l'augmentation de la richesse des insectes Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères,

- la préservation d'une diversité de conditions de connectivité latérale, que la faune traduit par le maintien d'un gradient de communautés répondant très directement au gradient de connectivité. Cette diversité reflète bien la diversité initiale des types de restauration pratiquée en fonction des sites.

Deux éléments décisifs permettent l'obtention de ces résultats et le suivi à long terme des résultats de la restauration

- l'évaluation du degré de connectivité des sites avec le fleuve à partir d'un indice synthétique basé sur la mesure de 5 variables de milieu,

- l'obtention, en parallèle à l'étude des sites restaurés, de résultats concernant des sites témoins non restaurés aux deux extrémités du gradient de connectivité. Ces sites permettent une certaine évaluation de l'hétérogénéité inter-lônes, ainsi que celle des dérives et fluctuations temporelles indépendantes des changements induits par les opérations de restauration.

La cohérence globalement forte des résultats obtenus au niveau des changements faunistiques et de leur relation avec les changements induits par les actions de restauration est certainement en grande partie la conséquence de la possibilité offerte d'étudier un grand nombre de sites, incluant des témoins. La forte variabilité inter-lônes ne permet de dégager des tendances qu'à partir d'un nombre élevé de points d'observation.

La mise au point d'outils de mesure et de suivi des communautés (indice de connectivité, métriques faunistiques), ainsi que d'un référentiel de sites permet d'envisager le nécessaire suivi à plus long terme de ces milieux. Il convient en effet de mesurer et de modéliser le devenir de la diversité biologique dans ces milieux "neufs" afin d'évaluer la pérennité des actions de restauration. Ceci est particulièrement important dans le cas des espèces invasives. Une "vague" d'introduction de nouvelles espèces exogènes dans le Haut-Rhône semble s'opérer depuis quelques années. L'exemple restreint du suivi de la lône de Rossillon (Rosset, 2006) a montré que certaines introductions n'étaient pas pérennes sans que les raisons en soient vraiment comprises.

L'image apportée par les communautés d'invertébrés au sujet des sites restaurés devra être confrontée aux informations apportées à leur sujet par les autres indicateurs mis en œuvre dans le cadre du programme décennal de suivi. De plus, des éléments non pris en compte dans le suivi actuel, comme par exemple les modifications de connectivité verticale des milieux avec les eaux souterraines et leur impact sur la biodiversité (Ramseier, 2009), pourraient aider à la compréhension des changements observés et à la prise de décision concernant des restaurations futures.

7 Chapitre 6 : évolution des peuplements de poissons dans 14 lônes restaurées des secteurs de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon.

L'existence de bras latéraux plus ou moins connectés aux chenaux actifs est une des caractéristiques des grands cours d'eau. Le rôle de ces annexes fluviales pour les populations de poissons est bien connu (Copp et al., 1991, Penaz et al., 1991) : sites de reproduction pour les espèces nécessitant un support végétal pour déposer leurs œufs, sites de croissance pour les larves et juvéniles de l'année (ressource trophique importante, température favorable, abris – bois mort, végétation aquatique), refuge pendant les fortes crues. Ces milieux, souvent très lenticules abritent donc des espèces qui fréquentent également les milieux stagnants (lacs, étangs) et qui trouvent là des conditions favorables et nécessaires au moins pour une partie de la population (adultes au moment du frai et juvéniles). Ils contribuent donc au maintien d'une diversité spécifique maximale dans les systèmes fluviaux.

7.1 Stratégie d'échantillonnage

Dans le cadre du suivi piscicole des lônes restaurées du Haut-Rhône, le protocole prévoyait une campagne de pêches électriques tous les deux ans à l'automne. Afin de limiter les difficultés d'interprétation de l'évolution de la faune piscicole et de mieux appréhender la variabilité inter-annuelle du contenu des échantillons, une campagne par an a été réalisée sur l'ensemble des lônes. Après restauration, 25 E.P.A. ont été effectués dans chaque lône. À chaque point les poissons sont dénombrés, identifiés et mesurés individuellement.

Les lônes suivies sont :

Secteur	Lônes	Date de début du suivi post-restauration
Chautagne	Lône de la Malourdie Lône du Brotalet	2004
Belley	Lône des Luisettes Lône Moiroud Lône Béard Lône Fournier Anse de Yenne	2005
Brégnier-Cordon	Lône de Chantemerle Lône des granges Lône Vachon Lône des cerisiers Lône Mattant Lône des Molottes Lône du Ponton	2006

7.2 Métriques

Trois métriques ont été sélectionnées pour mesurer l'effet de la restauration des lônes sur les communautés de poissons : l'abondance relative des espèces, l'abondance relative des espèces phytophiles (espèces qui déposent leurs œufs sur un support végétal) et litho-phytophiles (qui dépose ses œufs sur de la végétation ou un substrat dur, voir sur du bois immergé) (Balon, 1975),

l'abondance des espèces cibles (espèces considérées comme caractéristiques des annexes fluviales : rotengle, tanche, bouvière, brochet).

7.3 Rappel des conclusions de états initiaux

En fonction de l'état d'atterrissement des lônes, l'effort d'échantillonnage a souvent été inférieur à 25 E.P.A. et des sondages ont alors été réalisés. 25 points d'échantillonnage par campagne de pêche ont été réalisés dans 7 lônes seulement (Luisettes, Moiroud, Fournier, Chantemerle, Vachon, Cerisiers, Mattant).

Lône de la Malourdie (prospectée en septembre 2003)

Les 19 poissons capturés dans la lône avaient une taille inférieure à 4 cm. Avant restauration, l'entrée de la lône était obturée par un bouchon alluvial et des arbres tombés en travers du chenal. A l'amont, seules de courtes zones peu profondes étaient présentes, constituant des milieux de trop faibles dimensions pour accueillir des poissons.

Lône du Brotalet (prospectée en septembre 2003)

Elle a été échantillonnée en septembre 2003. La lône du Brotalet constituait avant restauration un milieu calme connecté au Vieux-Rhône situé dans le remous du canal de fuite de Chautagne, en ce sens elle constituait une zone limoneuse abritée favorable aux juvéniles. La majorité des poissons capturés était des juvéniles de l'année (chevaine). La bouvière était relativement abondante (espèce ostracophile qui dépose ses œufs dans des moules d'eau douce du genre *Unio* ou *Anondonta* se développant dans les substrats limoneux). Avant restauration, la faible surface en eau de cette lône ne permettait pas de la considérer comme une entité mais comme un diverticule du Vieux-Rhône, c'est pourquoi la faune piscicole rencontrée ne présente pas de caractéristiques majeures par rapport à celle du Vieux-Rhône.

Lône des Luisettes (prospectée en mai et octobre 2004)

La partie aval est un vaste plan d'eau tenu par un gué, l'échantillonnage a été réalisé dans cette partie de la lône, les effectifs capturés et le nombre d'espèces trouvées (11 au total) étaient très faibles, les poissons échantillonnés étaient de petite taille. Ces résultats sont apparus comme surprenants dans la mesure où la taille et la profondeur confèrent à ce milieu une capacité d'accueil intéressante pour les poissons. Les pêcheurs à la ligne mentionnaient des captures numériquement importantes, notamment en brochets.

Lône Moiroud (prospectée en mai et octobre 2004)

Il s'agissait d'un chenal étroit et peu profond, seule la partie aval était en eau et a été prospectée. La végétation aquatique était très dense et la quantité de limons et de vase (anoxique) déposés sur le fond est supérieure à 50 cm. Cette lône se présentait donc comme une annexe fluviale en voie d'atterrissement typique et renfermait une faune piscicole **caractéristique** composée majoritairement de tanches, de rotengles, de bouvières, le brochet ; la perche fluviale et le poisson-chat ont également été recensés.

Lône Fournier (prospectée en mai et octobre 2004)

Elle comportait un vaste plan d'eau dans sa partie amont et se poursuivait par un chenal étroit et très peu profond (entre 10 et 20 cm), avec une zone d'affouillement au pied d'un arbre dans sa partie aval où la profondeur atteignait 60 cm. L'eau s'écoulait lentement dans ce chenal. Ce bras latéral qui constituait un chenal de crue abritait 11 espèces de poissons dont les caractéristiques écologiques sont variées. Le plan d'eau situé à l'amont renfermait des poissons de taille moyenne à grande (dont le brochet) alors que les poissons capturés dans le chenal en aval étaient de très petites tailles (individus appartenant à des espèces de petite taille - bouvière, épinoche, vairon, loche franche - et juvéniles de l'année d'espèces de grandes tailles - perche, tanche, barbeau, ablette). Cette annexe fluviale présentait une capacité d'accueil réduite et abritait des espèces de poissons relativement peu exigeantes et également rencontrées dans le chenal principal.

L'anse de Yenne (prospectée en mai et octobre 2004)

Elle était déconnectée du Vieux-Rhône par l'amont et se trouvait perchée par rapport au niveau du Vieux-Rhône. Seules quelques dépressions peu profondes étaient en eau et renfermaient quelques poissons, probablement piégés à la suite d'une augmentation de débit. Seuls 10 E.P.A. avaient été réalisés dans ces mares et ont valeur de sondage. Ces milieux aquatiques renfermaient un mélange d'espèces habituellement rencontrées dans le Vieux-Rhône (l'épinoche était la plus abondante des 11 espèces échantillonnées, les poissons capturés étaient des juvéniles).

Lône Béard (prospectée en mai 2004)

C'était la lône la plus atterrie des 5 lônes prospectées, présentant quelques trous d'eau de très faibles dimensions.

Parmi les 5 lônes du secteur de Belley prospectées dans le cadre de l'établissement de l'état initial avant restauration, seule la lône Moiroud présentait des **caractéristiques typiques d'annexe fluviale « non perturbée »** avec une faune piscicole caractéristique

La lône de Chantemerle (prospectée en octobre 2004 et 2005)

Il s'agit d'un milieu un peu à part à cause de sa localisation et de sa configuration. C'est un milieu pauvre d'un point de vue piscicole dans lequel 17 espèces ont été rencontrées lors des deux campagnes de pêche (poisson-chat, tanche, ablette, perche-soleil, bouvière, brème bordelière, chevaine, pseudorasbora, brochet, carpe, gardon). Les effectifs échantillonnés étaient très faibles.

Lône des Granges (prospectée en octobre 2004 et 2005)

Elle ne possédait que quelques mares en eau très pauvres en poissons.

Lône Vachon (prospectée en octobre 2004 et 2005)

La richesse spécifique et les abondances y étaient très faibles.

Lône des Cerisiers (prospectée en octobre 2004 et 2005)

Lors de l'établissement de l'état initial, c'était la lône est la plus riche des 8 lônes prospectées (18 espèces) et celle qui présentait les effectifs échantillonnés les plus importants. La diversité d'habitats dans cette lône et sa connexion amont avec le RCC et avec la Bièvre maintenant un léger courant dans la lône permettent certainement d'expliquer ces observations.

Lône des Molottes (prospectée en octobre 2004 et 2005)

Il s'agissait d'une lône partiellement en eau ne renfermant que très peu de poissons.

Lône Mattant (prospectée en octobre 2004 et 2005)

Il s'agissait d'une lône partiellement en eau, perchée et possédant encore quelques traces d'anciens chenaux en dépression et ne renfermant que très peu de poissons.

Lône du Ponton et de la Plaine (prospectée en octobre 2004 et 2005)

Les débits très bas en octobre 2004 ont entraîné une baisse importante de niveau dans ces deux lônes, rendant impossible l'échantillonnage par pêche électrique. En 2005, 17 E.P.A. ont été effectués dans la lône de la Plaine et 4 dans des mares isolées de la lône du Ponton. La majorité des poissons capturés l'ont été dans la lône de la Plaine, dans sa partie aval en eau permanente, seules deux ablettes et une tanche ont été échantillonnées dans la lône du Ponton. Le poisson-chat et la perche-soleil (deux espèces introduites) représentaient 55% des poissons capturés.

7.4 Suivi post-restauration

Les données collectées (abondances brutes et abondances relatives des espèces dans chaque lône) sont présentées en annexe.

7.4.1 Description synthétique de chaque lône après restauration

La lône de la Malourdie est une annexe fluviale alimentée par la nappe phréatique et les eaux en provenance du contre-canal de rive gauche du canal d'amenée. Elle possède des eaux très claires et froides. La végétation aquatique immergée offre néanmoins des abris utilisés par les poissons. La température de l'eau relativement basse ne constitue pas un facteur attractif pour la majorité des espèces et en particulier pour les juvéniles dont le développement et la croissance sont favorisés par des eaux plus chaudes. Les effectifs capturés sont généralement faibles et deux espèces dominent : l'épinoche et la loche franche qui est rencontrée essentiellement la partie amont et courante de la lône.

La **lône du Brotalet** est un milieu principalement alimenté par les eaux superficielles du Rhône (communication par l'aval de la lône). La partie amont, plus profonde est partiellement alimentée par le sous-écoulement et la turbidité y est plus faible que dans la zone aval très influencée par le remous de l'aménagement hydro-électrique. L'évolution progressive de cette lône après restauration se traduit par le développement d'une végétation aquatique abondante, surtout dans sa partie amont. Cette caractéristique associée à une profondeur relativement

importante (souvent supérieur à 1 m) confère à ce milieu une capacité d'accueil importante pour la faune piscicole. Cette lône acquiert au cours du temps les caractéristiques d'habitat lui augmentant les capacités d'accueil pour les juvéniles de poissons et les espèces lénitophiles (tanche, rotengle, bouvière).

La **lône des Luisettes** a été curée dans sa partie amont qui reçoit une alimentation phréatique (sous-écoulement), la partie aval, constituée par un plan d'eau de grande dimension qui reçoit la Lône Moiroud n'a pas été modifiée. Le contraste entre ces deux parties est important. Cette lône possède une richesse importante en habitats stagnants et abrite habituellement la plupart des espèces lénitophiles (tanche, rotengle, bouvière, épinoche). Les effectifs échantillonnés sont généralement assez faibles et le nombre d'espèces capturées moyen (16 espèces depuis la restauration).

La **lône Moiroud** a été également curée, elle ne communique pas avec le chenal principal, la partie la plus amont est très peu profonde, le lit est constitué de sédiments fins. La sédimentation et la colonisation par la végétation aquatique sont relativement importantes mais l'évolution du contenu piscicole est peu marquée après restauration.

La **lône Béard** a été recreusée sur la quasi-totalité de son parcours, la profondeur est relativement faible et les sédiments fins accumulés sur le fond sont généralement anoxiques, la végétation aquatique est très abondante dans cette lône. La partie aval communique avec le Vieux-Rhône par un étroit chenal. Cette lône abrite très peu de poissons, sans doute en raison de la densité de végétation et des variations nyctémérales de concentration en oxygène dissous.

La **lône Fournier** comporte deux parties très distinctes. La zone amont est alimentée par percolation à travers un banc de galets où les sédiments du fond sont majoritairement grossiers, les eaux sont donc très claires et relativement froides par rapport au Vieux-Rhône, la fréquentation par les poissons est limitée et quelques bois morts offrent des abris. La partie aval, entièrement recreusée lors de sa restauration, s'est assez vite comblée au fil des crues : sédiments grossiers à l'amont réduisant considérablement la largeur et la profondeur du chenal entre la zone amont et la zone aval, sédiments fins (limons) dans la zone aval en amont de la communication avec le Vieux-Rhône. L'utilisation de cette lône par les poissons est assez limitée.

L'**Anse de Yenne** a été curée début 2005 et constituait alors un chenal courant alimenté en amont par les eaux du Vieux-Rhône. Rapidement (dès 2006), des sédiments grossiers se sont accumulés à l'entrée du bras, les berges en pente forte ont été fortement érodées et le chenal s'est transformé en une annexe lenticule, toujours ouverte à l'amont. De plus, un chenal courant ouvert en rive droite en 2005, a été rapidement comblé et bouché par les sédiments en 2006 et 2007. La lône comporte des bois morts immergés et des excavations sous berge (érosion) qui constituent d'excellents abris pour les poissons de grandes tailles (chevaines et vandoises sub-adultes ou adultes). Depuis sa réhabilitation, cette lône, initialement très courante (présence de truites), s'est rapidement exhaussée dans sa partie amont, puis érodée latéralement, et évolue maintenant vers un milieu plus riche en abris pour les poissons mais présentant néanmoins des capacités d'accueil (volumes disponibles pour les poissons) probablement assez réduites.

La **lône de Chantemerle** n'a pas été modifiée par le programme de restauration. Elle est alimentée par l'amont (débit faible) et présente sur la majeure partie de son cours un faciès lenticule avec des berges limoneuses une présence irrégulière de végétaux aquatiques. Avant sa réouverture par l'amont, elle était réputée pour sa richesse piscicole et très fréquentée par les pêcheurs. La création d'une entrée d'eau permanente à l'amont a probablement changé en profondeur ses caractéristiques écologiques et depuis, elle n'abrite plus des densités importantes de poissons.

La **lône Vachon et la lône Mattant** ont été ouvertes à l'amont et à l'aval et sont plus ou moins courantes (en fonction du débit réservé) sur tout leur linéaire. Les faibles effectifs échantillonnés et la faible richesse spécifique dans la lône Vachon sont difficilement attribuables à une cause particulière. Les espèces rencontrées dans la lône Mattant attestent du caractère **courant de ce bras secondaire** du Rhône : truite fario, spirin, hotu, barbeau fluviatile et chabot.

La **lône des Granges** est un chenal de crue à fond de galets et comportant une partie aval profonde et stagnante, les eaux sont limpides et la végétation aquatique localement abondante. La partie la plus amont est constituée de mouilles peu profondes reliées ou non entre elles par des connexions très peu profondes (quelques cm). La fréquentation de la lône par les poissons semble assez restreinte.

La **lône des Cerisiers** a été modifiée dans sa partie amont, elle a conservé ses caractéristiques initiales sur la majeure partie de son cours. Son évolution post-restauration se caractérise par un taux de comblement important dans sa partie médiane et une augmentation de l'encombrement par des arbres couchés. Elle reçoit les eaux de la Bièvre dont la conductivité est particulièrement élevée ($\approx 600\mu\text{S}/\text{cm}$) par rapport aux eaux du Rhône ($\approx 300\mu\text{S}/\text{cm}$). La partie amont de la lône, légèrement courante abrite principalement des poissons de petites tailles (loche franche, goujons, juvéniles de chevaines et de vandoises). La partie aval lenticule abrite des poissons de plus grandes tailles (chevaines, gardons, vandoises) qui trouvent dans cette zone des abris ligneux importants.

La **lône du Ponton** et celle des **Molottes** ont des configurations similaires : chenal en forme de U, parfois profond, substrat limoneux, fermé à l'amont et ouvert à l'aval, milieux strictement stagnants en dehors des crues, colonisés par de la végétation aquatique, production primaire importante en été, nombreux abris en rive (phragmites, bois mort). Ces deux lônes constituent des milieux propices à la reproduction et à la croissance des juvéniles de nombreuses espèces

7.4.2 Analyse synthétique du contenu faunistique de l'ensemble des lônes.

La représentation de trois paramètres simples (effectifs totaux capturés par pêche soit 25 E.P.A. réalisés à une date donnée, pourcentages de juvéniles de l'année, pourcentages d'espèces litho-phytophiles et phytophiles) mesurés dans chacune des lônes échantillonnées permet de les comparer (Tableau 17 et Figure 48).

Les abondances absolues pour un même effort de pêche varient entre 4 individus (lône Béard – 2007) et 632 ind. (lône du Ponton – 2008). Six des 14 lônes échantillonnées possèdent des abondances moyennes supérieures à 100 ind./25 E.P.A. Dans ces lônes, les proportions de juvéniles de l'année sont toujours importantes (en moyenne 73%) mettant en lumière le rôle de site de reproduction et de grossissement de ces milieux pour les espèces rencontrées. Les variations temporelles après restauration sont également différentes d'une lône à l'autre et bien que la chronique soit relativement courte il est possible de mettre en évidence des groupes de lônes présentant des tendances similaires :

- la lône Moiroud et la lône des Luisettes ont des profils d'évolution temporelle similaires avec des abondances totales relativement faibles après 2006 et des proportions de juvéniles de l'année moyennes ; dans ces deux lônes, le pourcentage d'espèces phytophiles et litho-phytophiles a décru au cours du suivi post-restauration,
- les abondances totales dans les lônes Vachon, Cerisiers et Chantemerle ont décru au cours des 3 années de suivi,
- les abondances totales ont rapidement cru après restauration dans les lônes des Molottes et du Ponton et la proportion de juvéniles de l'année a toujours été très importante.

La situation des autres lômes est plus singulière avec des cas de figures différents.

Lômes	Effectif total					Moyenne
	2004	2005	2006	2007	2008	
Lôme Malourdie	58	72	401	122	135	158
Lôme Brotalet	500	160	210	262	121	251
Lôme des Luisettes	-	58	156	68	41	81
Lôme Moiroud	-	10	195	32	60	74
Lôme Béard	-	178	13	4	12	52
Lôme Fournier	-	142	69	89	69	92
Anse de Yenne	-	276	176	89	228	192
Lôme de Chantemerle	-	-	192	56	25	91
Lôme des granges	-	-	68	220	5	98
Lôme Vachon	-	-	201	51	6	86
Lôme des cerisiers	-	-	425	248	22	232
Lôme Mattant	-	-	76	145	31	84
Lôme des Molottes	-	-	68	513	411	331
Lôme du Ponton	-	-	201	421	632	418
	Pourcentage d'esp. litho-phyto & phytophiles					Moyenne
	2004	2005	2006	2007	2008	
Lôme Malourdie	0.00	0.03	0.08	0.01	0.10	0.04
Lôme Brotalet	0.07	0.26	0.17	0.12	0.31	0.19
Lôme des Luisettes	-	0.53	0.38	0.5	0.15	0.39
Lôme Moiroud	-	0.50	0.34	0.25	0.02	0.28
Lôme Béard	-	0.07	0.31	0.5	0.00	0.22
Lôme Fournier	-	0.05	0.04	0.2	0.09	0.09
Anse de Yenne	-	0.09	0.2	0.02	0.01	0.08
Lôme de Chantemerle	-	-	0.15	0.25	0.80	0.40
Lôme des granges	-	-	0.45	0.2	0.20	0.28
Lôme Vachon	-	-	0.19	0.12	0.00	0.10
Lôme des cerisiers	-	-	0.05	0.21	0.14	0.13
Lôme Mattant	-	-	0.16	0.03	0.03	0.07
Lôme des Molottes	-	-	0.54	0.43	0.11	0.36
Lôme du Ponton	-	-	0.61	0.24	0.64	0.50
	Pourcentage de 0+					Moyenne
	2004	2005	2006	2007	2008	
Lôme Malourdie	0.86	0.69	0.76	0.71	0.6	0.72
Lôme Brotalet	0.66	0.56	0.80	0.90	0.79	0.74
Lôme des Luisettes	-	0.67	0.47	0.28	0.78	0.55
Lôme Moiroud	-	0.30	0.58	0.44	0.72	0.51
Lôme Béard	-	0.38	0.08	0.00	0.25	0.18
Lôme Fournier	-	0.88	0.94	0.57	0.83	0.81
Anse de Yenne	-	0.92	0.93	0.24	0.41	0.63
Lôme de Chantemerle	-	-	0.86	0.30	0.96	0.71
Lôme des granges	-	-	0.76	0.49	0.6	0.62
Lôme Vachon	-	-	0.79	0.27	0	0.35
Lôme des cerisiers	-	-	0.49	0.56	0.5	0.52
Lôme Mattant	-	-	0.48	0.28	0.35	0.37
Lôme des Molottes	-	-	0.90	0.88	0.96	0.91
Lôme du Ponton	-	-	0.86	0.71	0.99	0.85

Tableau 17 : Effectifs totaux capturés par pêche, proportion d'espèces phytophiles et litho-phytophiles et proportion de juvéniles de l'année (0+) dans chacune des lômes suivies après restauration. Les valeurs moyennes les plus importantes ont été surlignées.

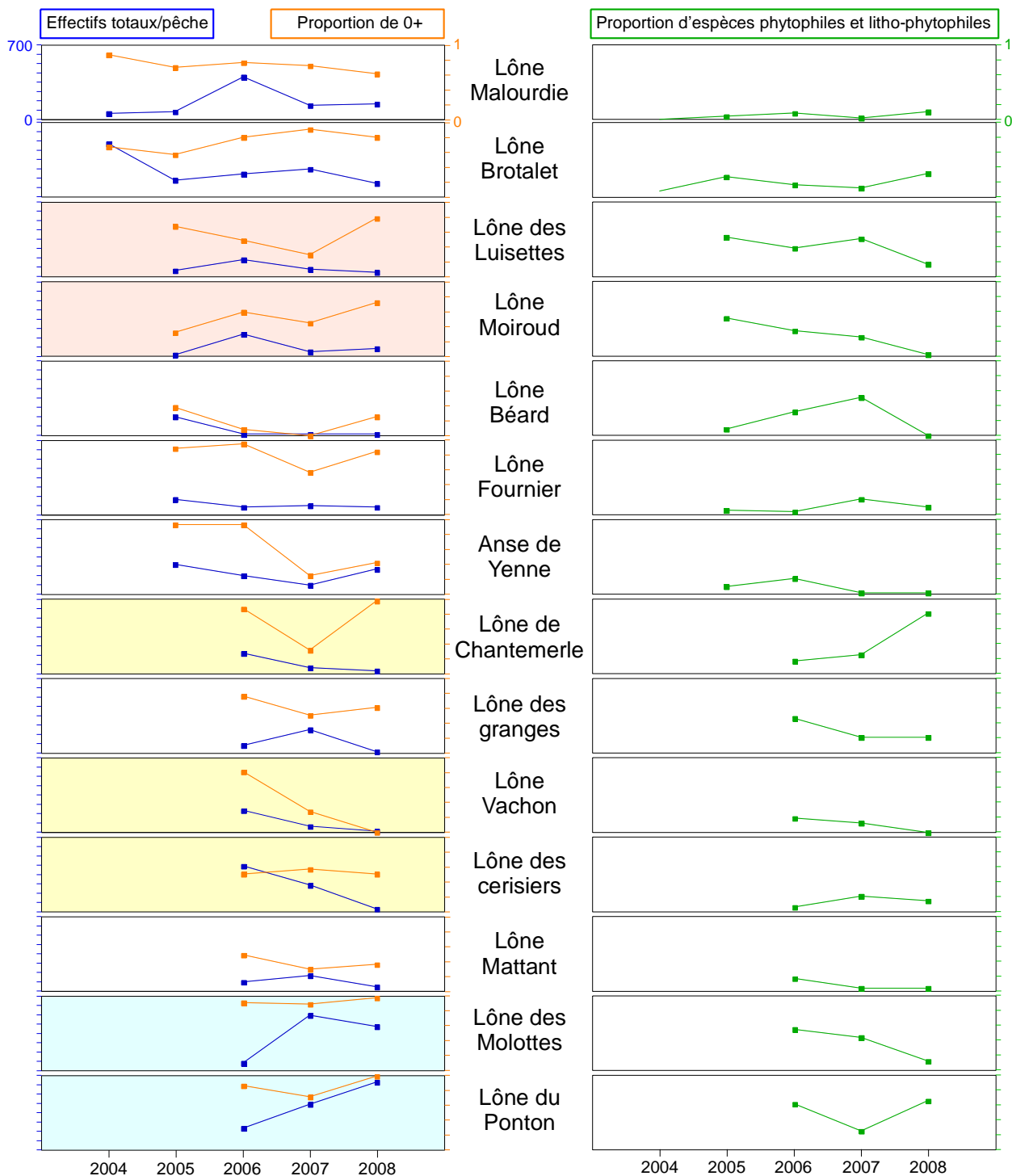


Figure 48 : évolution temporelle de l'abondance absolue par pêche, de la proportion de juvéniles de l'année dans les pêches et de la proportion d'espèces phytophiles et litho-phytophiles dans les échantillons.

Une première typologie des lônés après restauration en prenant en compte les trois paramètres cités précédemment a été réalisée en utilisant une analyse en composantes principales normée inter-lônés (Dolédec et Chessel, 1989). Cette analyse permet de positionner les lônés les uns par rapport aux autres sur un gradient défini par la combinaison des valeurs des trois paramètres choisis (l'effet inter-lône est significatif). L'essentiel de l'information est synthétisé par le premier facteur de l'analyse (60% de l'inertie) (Figure 49). La proportion de juvéniles de l'année et l'abondance totale par pêche sont corrélées, montrant la contribution généralement importante de juvéniles dans les effectifs échantillonnés. La proportion d'espèces phytophiles et litho-phytophiles est moins bien corrélée aux deux autres variables. Le premier facteur de

l'analyse ordonne les lônes (centre de gravité de chaque lône) en fonction des valeurs des 3 variables (les coordonnées des lônes sont d'autant plus grandes que les valeurs des 3 variables sont élevées). La Lône du Ponton et la lône des Molottes apparaissent comme des annexes fluviales abritant des quantités importantes de poissons dont la plupart sont des juvéniles avec des proportions d'espèces plutôt élevées (plus élevées dans le Ponton que dans les Molottes). Vient ensuite la lône du Brotalet, puis Chantemerle, puis un autre groupe composé de Fournier, Malourdie, Anse de Yenne, Cerisiers, Granges et Luisettes dans lesquelles les effectifs échantillonnés et les proportions d'espèces phytophiles et litho-phytophiles ne sont pas très élevés mais où les proportions de juvéniles restent relativement importantes (>52%). Dans les autres lônes, les valeurs des trois paramètres sont généralement faibles.

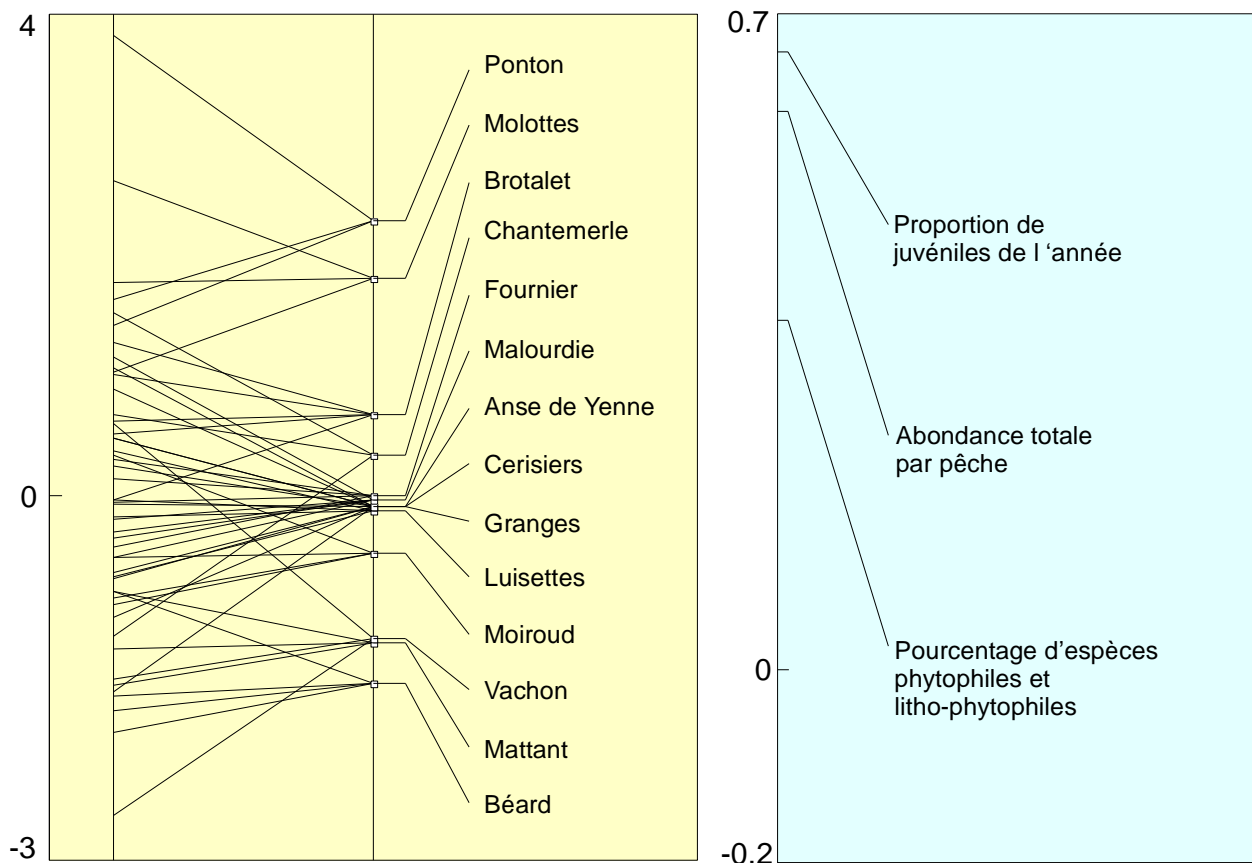


Figure 49 : ordination des lônes (à gauche) et des 3 variables retenues pour l'analyse (à droite) sur le premier axe de l'ACP normée inter-lônes du tableau comprenant les valeurs pour chacune des 3 variables des 14 lônes après restauration.

Les annexes fluviales offrent des conditions d'habitat très complémentaires de celles du chenal actif, permettant une biodiversité plus importante et un fonctionnement écologique plus complexe. Elles offrent ainsi des capacités de résilience au système fluvial plus importantes que dans les systèmes réduits à un axe unique (endiguement, chenalisation).

La comparaison du contenu faunistique des annexes fluviales entre elles et avec la faune des chenaux courants dans les mêmes secteurs fournit une vision plus complète par secteur aménagé (Chautagne, Belley, Brégnier-Cordon) de la composition faunistique des peuplements et des différences entre chenaux lotiques (Vieux-Rhône) et annexes fluviales (Figure 50). Les données (cercles représentent les abondances moyennes calculées sur le nombre de campagnes

d'échantillonnage post-restauration et exprimées en $\log (Ab+1)$) montrent que les annexes abritent généralement des densités importantes (souvent des juvéniles de l'année, *cf.* plus haut) et que certaines d'entre elles, même quelques saisons après restauration (temps de réponse court) abritent des espèces caractéristiques (tanche, rotengle, brème, bouvière, brochet etc...) et présentent des densités de juvéniles très fortes. (cas des lônes du Brotalet, du Ponton et des Molottes).

Deux principaux facteurs expliquent les différences entre les caractéristiques piscicoles des lônes suivies : le fait que ces milieux soient ou non ouverts à l'amont, le fait qu'ils soient ou non alimentés de manière importante par des eaux d'origine souterraine. L'ouverture à l'amont confère le plus souvent un caractère plus ou moins courant aux milieux (lône Vachon, lône des Cerisiers, lône Mattant) et la faune piscicole associée est souvent très similaire à celle du chenal principal. Dans certains cas comme l'Anse de Yenne et l'aval de la lône des Cerisiers, les eaux restent lenticules et la diversité des habitats (profondeur, abris ligneux, végétation aquatique) conditionne fortement l'abondance et la diversité de la faune piscicole. Parmi les lônes fermées à l'amont en période d'étiage, celles nettement alimentées (au moins dans leur partie amont) par des eaux phréatiques abritent une faune piscicole généralement peu abondante et peu diversifiée (Malourdie, Luisettes amont, Granges, Moiroud amont, Béard). En revanche, les lônes plus profondes et alimentées par reflux d'eau de surface (Molottes, Ponton) possèdent des caractéristiques écologiques (température, végétation aquatique, abris) très propices à la reproduction de certaines espèces (lithophiles et litho-phytophiles) et à la croissance des juvéniles.

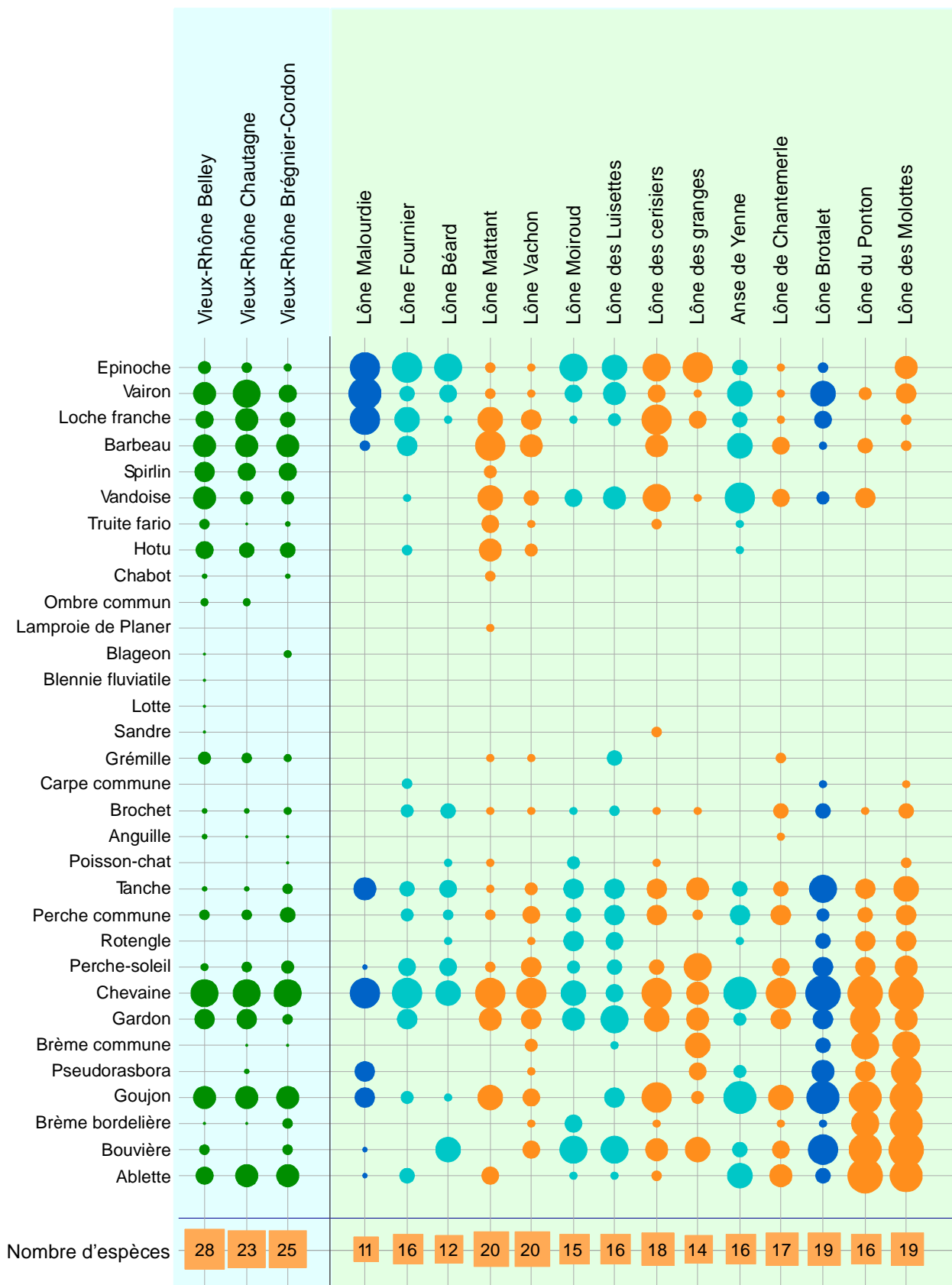


Figure 50 : Comparaison du contenu faunistique des lônes suivies et des Vieux-Rhône. Les données projetées (cercles) sont les abondances moyennes calculées sur le nombre de campagnes d'échantillonnage post-restauration (exprimées en log (abondance +1)). Le nombre total d'espèces rencontrées dans chaque milieu a également été mentionné.

7.5 Conclusion

Les attendus de la restauration des lônes en termes de bénéfices pour les peuplements de poissons s'expriment principalement à travers (1) une mise à disposition des espèces de sites de reproduction (végétation aquatique) et de croissance des juvéniles complémentaires à celles présentes dans le chenal courant ; (2) la présence de sites plus ou moins lentiques possédant des abris importants utilisés par les adultes de différentes espèces également présentes dans le chenal ; (3) la présence de bras secondaires courants de petites dimensions offrant des conditions d'habitats lotiques différentes et complémentaires de celles du Vieux-Rhône et souvent nécessaires aux classes d'âges intermédiaires des espèces rhéophiles (hotu, barbeau, ombre, truite ...).

Les annexes fluviales sont des sites dans lesquels la production primaire et la production secondaire sont plus importantes que dans le chenal principal, offrant des conditions de nutrition très favorables pour l'ensemble des classes d'âge des populations de poissons présentes, et en particulier pour les juvéniles qui trouvent là des aliments répondant à leurs exigences.

Parmi les 14 lônes suivies après restauration, **3 d'entre elles (Brotalet, Molottes et Ponton) présentent des caractéristiques de zones annexes bénéfiques pour la reproduction et la croissance de nombreuses espèces de poissons**, qu'elles utilisent ou non la végétation comme substrat de ponte.

Les bras secondaires reconnectés par l'amont et l'aval (Anse de Yenne, Cerisiers, Vachon, Mattant) ont connu des évolutions à court terme variables après restauration. L'Anse de Yenne a perdu son caractère lotique très rapidement et constitue actuellement une zone d'abris pour les poissons du chenal, les densités restent néanmoins assez faibles, cette lône ne constitue pas un site privilégié pour la reproduction et la croissance des juvéniles. Les caractéristiques piscicoles de la lône des Cerisiers n'ont pas été changées fondamentalement après restauration, le principal problème étant la sédimentation rapide (limons) dans la partie médiane de la lône. La lône Vachon, malgré son caractère lotique marqué (au moins dans la partie amont), ne semble pas très fréquentée par les poissons, les raisons de cette inadéquation apparente entre les conditions d'habitat et la quasi absence de poissons reste problématique. **La lône Mattant a gardé ses caractéristiques de bras secondaire courant** et la faune piscicole est en adéquation avec ces conditions lotiques (truite, hotu, barbeau, spirilin, loche franche, chabot...).

Les autres lônes restaurées (Malourdie, Luisettes, Moiroud, Fournier, Béard, Chantemerle, Granges) ne semblent pas pour l'instant présenter de caractéristiques particulièrement intéressantes pour les poissons (alimentation phréatique plus ou moins importante conditionnant la limpidité et le régime thermique). Pour la lône des Luisettes et la lône Moiroud, une évolution plus marquée vers une modification de fonctionnement plus favorable aux espèces attendues dans ce type de milieux (tanche, rotengle, brochet, bouvière, gardon...) est peut-être possible au cours des années à venir. L'évolution post-restauration de la lône Béard compromet fortement sa colonisation par les poissons (excepté l'épinoche).

L'évolution de la sédimentation dans les annexes restaurées est un facteur clef déterminant la qualité et la diversité des habitats dans les lônes restaurées. Il est certain que le taux de sédimentation reste un facteur à surveiller en priorité dans les lônes restaurées et que l'évolution de leurs qualités écologiques en regard des exigences des poissons en dépend fortement.

L'analyse de l'évolution post-restauration permet de mettre en évidence des différences de qualité écologique entre les lônes et leur influence sur la fréquentation par les poissons. La variabilité inter-annuelle reste néanmoins importante (cf. résultats des pêches 2008 dans la plupart des lônes de Brégnier-Cordon) et seule une analyse des données collectées sur le moyen terme permet de caractériser les grandes tendances d'évolution. La poursuite de

l'échantillonnage de l'ensemble de ces annexes et de celles qui seront réhabilitées ultérieurement fournira des données concernant les modalités d'utilisation de ces habitats par les poissons sur un gradient de connectivité et d'alimentation phréatique.

8 Conclusion générale

La restauration hydraulique et écologique du Rhône constitue une expérience exceptionnelle à l'échelle des grands fleuves tempérés. La présente étude ne traite pas du volet concernant l'amélioration de la libre circulation des grands migrateurs du Rhône (anguilles, aloses et lamproies) mais s'intéresse aux volets relatifs à la modification du régime des débits réservés et à la restauration physique des îlons. Elle ne concerne que les trois secteurs du Haut-Rhône (Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon) restaurés entre 2003 et 2006.

L'analyse des effets de la modification des régimes de débits réservés a été effectuée en utilisant les modèles d'habitats statistiques pour les poissons et les invertébrés. Ces modèles prédisent des modifications de capacités d'accueil pour les espèces du Rhône en fonction des valeurs de débit. Le suivi mis en œuvre a pour objectif de collecter des données avant et après augmentation des débits réservés et d'appréhender les changements potentiels de structures de peuplements en relation avec les modifications des caractéristiques de l'habitat physique dans les chenaux court-circuités.

Les modalités de restauration physique des îlons dans le cadre du programme de restauration du Rhône ont été élaborées par le comité de pilotage du projet. Les grands fleuves sont caractérisés par la présence d'une mosaïque d'habitats allant des chenaux actifs aux anciens bras latéraux en cours d'atterrissement en passant par tous les stades successionnels intermédiaires. Cette diversité d'habitats résulte, dans les milieux non aménagés, de la dynamique fluviale, régie par les débits liquides et solides. La restauration écologique du Rhône n'a pas pour objectif de recréer cette mosaïque d'habitats dans sa totalité. Le fait de restaurer des milieux dont l'état résulte d'une modification souvent accélérée par la construction des ouvrages hydroélectriques pose le problème de leur évolution post-restauration et de leur gestion à court et moyen termes. Les ouvrages techniques de restauration fluviale préconisent de favoriser l'utilisation des processus naturels pour orienter l'évolution des milieux restaurés, ce qui sous-entend une bonne connaissance des processus en jeu dans un contexte climatique et hydro-morphologique donné. La restauration du Rhône, initiée sur le site de Pierre-Bénite au début des années 2000 et poursuivie sur les trois aménagements du Haut-Rhône, est une expérience unique et pour laquelle le suivi scientifique mis en œuvre a une double vocation : 1) décrire, comprendre et essayer de modéliser l'évolution géomorphologique et biologique des îlons restaurés afin de 2) fournir des éléments techniques destinés à optimiser leur gestion et les restaurations à venir.

Pour les deux aspects de la restauration, le suivi réalisé entre 2003 et 2008 sur les trois sites du Haut-Rhône est une première étape de ce travail inédit. La démarche adoptée a consisté à proposer un certain nombre de métriques destinées à caractériser l'état et les modalités d'évolution des sites restaurés, à collecter les données nécessaires à leur validation et à l'analyse des sites restaurés.

Analyse des effets des augmentations de débits réservés

Que ce soit pour les peuplements de poissons ou les peuplements d'invertébrés, les données collectées après restauration sur les trois sites ne permettent pas de conclure à un effet significatif et définitif de la modification des débits réservés sur la structure des peuplements.

Pour les peuplements de poissons, les espèces reconnues comme étant susceptibles de voir leurs abondances relatives augmenter après modification du débit réservé n'ont pas encore « réagi » de manière effective. La modification la plus importante est attendue en Chautagne compte tenu de l'évolution du peuplement après la mise en débit réservé au début des années 1980. La proportion « d'espèces d'eaux courantes » a effectivement augmenté dès 2005 (un an après modification du débit réservé) mais cette hausse est principalement due aux proportions plus importantes d'ablettes et de barbeaux, souvent des juvéniles de l'année. L'évolution attendue sur ce secteur est une augmentation des proportions d'ombres communs, de hotus et de vandoises, traduisant une amélioration significative de la proportion d'habitats nécessaires à l'accomplissement du cycle vital de ces espèces. Ce résultat ne doit pas être considéré comme définitif. L'état des populations de ces espèces était assez dégradé (peu de géniteurs) avant le relèvement des débits réservés et le hotu et la vandoise sont des espèces longévives pour lesquelles les effets positifs de l'augmentation des débits réservés ne pourront se mesurer qu'à travers le suivi annuel de la structure en classes de taille des poissons et la vérification de la bonne intégration des juvéniles dans les populations d'adulte. La durée d'observation n'est pas nécessairement aussi longue pour l'ombre commun dont la durée de vie est plus courte. Dans les secteurs de Belley et Brégnier-Cordon, la variabilité inter-annuelle des conditions climatiques et hydrologiques expliquent probablement l'absence de « réaction » enregistrée. Dans tous les cas, la durée d'observation après changement de régime de débits est considérée comme insuffisante pour formuler des conclusions pertinentes (rappelons que l'évaluation des conséquences de la mise en débit réservé a nécessité une durée d'observation > 10ans).

Pour les peuplements de macroinvertébrés, le couplage des modèles biologiques et hydrauliques par FSTress prévoit pour les trois secteurs du Haut-Rhône qu'une augmentation des débits induira une augmentation des densités des taxons rhéophiles et une diminution des densités des taxons limnophiles. Les observations de terrain montrent en effet **une augmentation du pourcentage d'individus rhéophiles dans les secteurs de Belley et de Brégnier-Cordon après restauration** mais ces résultats sont à prendre avec prudence et devront être confirmés. Les changements observés entre les campagnes pré et post-restauration reposent uniquement sur quelques taxons dont les effectifs ont brutalement chuté ou au contraire brutalement augmenté après restauration.

Les comparaisons des prédictions du modèle FSTress et les observations de terrain montrent qu'en **Chautagne et à Belley respectivement, plus de la moitié des espèces qui présentent des préférences hydrauliques significatives répondent dans le même sens que les prédictions au moins à une saison**. On note que les taxons limnophiles répondent mieux que les taxons rhéophiles aux prédictions de FSTress.

Cependant même si les **observations et les prédictions vont dans le même sens pour plus de la moitié des taxons**, on observe une **variabilité saisonnière et spatiale dans les réponses** et il n'existe **pas de corrélations** entre les observations et les prédictions avant et après restauration.

La validation du modèle FSTress ne se fera que sur du moyen ou du long terme et il n'est pas étonnant que les premières campagnes post-restauration ne nous révèlent pas immédiatement les attendus. En effet, il faudra plusieurs campagnes d'échantillonnage post-restauration pour comprendre l'importance des effets de paramètres indépendants à la restauration qui viennent troubler nos résultats tels que les facteurs hydro-climatiques, les variations de débits journaliers dues à la gestion des barrages. L'implantation récente d'espèces invasives « redoutables » telles que le Crustacé prédateur *Dikerogammarus villosus* ou le Polychète *Hypania invalida* peut avoir des conséquences sur l'évolution des communautés benthiques et interférer avec les effets potentiels des modifications de débits réservés. En effet, **après restauration** (et

indépendamment de la mise en œuvre des procédures de restauration) **on note l'apparition de trois nouvelles espèces exogènes invasives** : le prédateur *Dikerogammarus villosus* dans les secteurs de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon, du bivalve *Corbicula fluminea* dans les secteurs de Chautagne et Belley depuis 2007 et du Polychète *Hypania invalida* dans les secteurs de Belley et de Brégnier-Cordon depuis 2008.

Analyse de l'évolution des lônes après restauration

L'objectif est de comprendre les modalités d'évolution des lônes restaurées. Ce travail a nécessité l'utilisation de méthodologies particulières, développées totalement ou pour parties dans le cadre de ce programme. L'acquisition de données pré et post-restauration, même si le nombre de campagnes d'échantillonnage post-restauration est souvent réduit à 1, a permis de préciser les caractéristiques des milieux et des peuplements et les enjeux liés aux modalités futures d'évolution des caractéristiques physiques et chimiques des lônes.

L'étude de l'évolution post-restauration de la **structure géomorphologique** des lônes restaurées apparaît comme **primordiale**. En effet, le creusement, la réouverture des bras, les modifications diverses de connectivité, avec le chenal principal, avec le sous-écoulement du fleuve, la dynamique de circulation des eaux et des sédiments en période de crue sont autant d'éléments qui conditionnent la nature et la dynamique des sédiments dans les lônes et à terme la qualité et la diversité des habitats, la composition et la dynamique des peuplements et la pérennité des zones humides. Les analyses de l'évolution des compartiments biologiques suivis (macrophytes, macroinvertébrés et poissons) ont montré l'importance de la modification des caractéristiques physiques (nature du substrat, intensité des processus d'érosion ou d'alluvionnement, évolution de la hauteur d'eau) sur la connectivité entre les différents compartiments et les conséquences sur les biocénoses.

Ici encore, le travail entrepris ne peut s'appuyer que sur de rares expériences antérieures (résultats obtenus à Pierre-Bénite par exemple). La pertinence des données collectées et des indicateurs développés dans le cadre ce programme a été testée et les travaux futurs pourront s'appuyer sur les résultats obtenus.

D'un point de vue global, la restauration des lônes a créé différents types de milieux dont des bras latéraux plus ou moins courants (Anse de Yenne, lône Vachon, lône Mattant) dont le rôle, bien différent de celui des lônes stagnantes, peut être important pour certaines espèces. Dans les milieux stagnants, l'intérêt mis en évidence pour certains types de peuplements (poissons par exemple) peut apparaître contradictoire avec le résultat du diagnostic écologique réalisé avec les communautés végétales (exemple de la lône de Molottes et de la lône du Ponton). Dans les deux cas, il s'agit d'une première image obtenue avec les données actuellement disponibles. Seule l'évolution à moyen et long termes des caractéristiques physiques et chimiques de ces annexes sera déterminante pour la qualité des peuplements qu'elles abriteront. Ces résultats soulignent aussi la nécessité d'étudier le fonctionnement de ces lônes en prenant en considération les processus de transformation de la matière organique et notamment la structure des chaînes alimentaires (production primaire et disponibilité de la nourriture pour les invertébrés et les poissons). Cette étape est planifiée et sera réalisable lorsqu'il sera possible d'intégrer à cette étude de lônes d'autres secteurs (Bas-Rhône compris).

Une attention particulière est apportée au lien entre les chenaux courants et les lônes, cette interdépendance des milieux est particulièrement évidente pour les poissons et certaines métriques développées pour les macroinvertébrés rendent compte du degré de connectivité entre ces milieux différents. Le Rhône est également un vecteur efficace propagation des espèces non-indigènes dont le nombre a augmenté significativement dans les milieux restaurés.

La durée très courte d'investigation (1 campagne post-restauration pour la végétation aquatique et les macroinvertébrés et un suivi léger annuel pour les poissons) limite considérablement l'interprétation des résultats obtenus et, comme pour l'analyse de l'effet des modifications de débit, toutes les conclusions soulignent l'importance de la variabilité annuelle « naturelle » et la nécessité de procéder à une analyse des changements sur le long terme.

D'un point de vue très général, la prise en compte des interactions entre les espèces indigènes et les non-indigènes dans l'étude des évolutions post-restauration, qu'il s'agisse des Vieux-Rhône courants ou des lônes devra faire l'objet d'une attention particulière.

En conclusion, les acquis du suivi scientifique réalisé entre 2003 et 2008 sur les trois secteurs du Haut-Rhône sont très importants. Ils ont permis de préciser les problématiques liées à l'évaluation des effets des procédures de restauration mises en œuvre sur le Rhône. Ce programme a également permis le recueil de données homogènes avec des méthodes standardisées sur l'ensemble des sites, permettant ainsi une analyse spatiale et temporelle des paramètres suivis en s'affranchissant au maximum des biais méthodologiques. Enfin, il a permis de définir et de tester les métriques et les indicateurs développés spécialement dans ce cadre. L'analyse des résultats post-restauration souligne les caractéristiques d'une **évolution à court terme non représentative de l'effet de la restauration attendue à long terme** sur les milieux et les communautés végétales et animales. Elle met également en évidence la nécessité de prendre en compte la variabilité « générale » inter-annuelle du système, les études sur les macroinvertébrés des lônes ont montré l'intérêt d'inclure des sites témoins non-restaurés dans les chroniques d'acquisition de données. Dans les Vieux-Rhône, le temps de réponse des communautés aux augmentations de débit dépasse probablement 5 ans (*cf.* l'expérience du Vieux-Rhône de Pierre-Bénite). Dans les lônes, les résultats des investigations post-restauration mettent en évidence les premiers changements induits par re-création de milieux neufs et les changements des connectivités entre chenal courant et lônes et soulignent le caractère provisoire des conclusions. Dans ces annexes fluviales, les résultats obtenus sur la sédimentation et les premières modélisations de l'estimation de la durée de vie des bras restaurés sont une avancée importante sur cette problématique. Les premiers résultats mettent également en lumière des questions importantes concernant la dynamique de circulation et de dépôt des sédiments, phénomènes éminemment décisifs pour l'évolution des biocénoses qui colonisent les lônes restaurées. Enfin, les changements globaux (hydrologie et thermique) ainsi que l'apparition croissante de nouvelles espèces non-indigènes dans le Rhône viennent interférer avec les changements induits par la restauration.

9 Références bibliographiques

- Amoros C. 1991. Changes in side-arm connectivity and implications for river system management. *Rivers*. 2 : 105-112.
- Amoros, C., Bornette, G., & Henry, C.P. 2000. Environmental auditing. A vegetation-based method for ecological diagnosis of riverine wetlands. *Environmental Management*, 25: 211-227.
- Amoros C., Elger A., Dufour S., Grosprêtre L., Piégay H. & Henry C., 2005. Flood scouring and groundwater supply in rehabilitated side-channels of the Rhône River, France : sedimentation and aquatic vegetation responses. Large Rivers, *Archiv für Hydrobiologie*, Suppl., 15: 1-4
- Amoros C. & Bornette G. 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology*. 47 : 761-776.
- Amoros C. & Roux A.L. 1998. Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers : function and development of connectivity. *Münstersche Geographische Arbeiten*, 29 : 125–130.
- Amoros C., Richardot-Coulet M. & Pautou G. 1982. Les « ensembles fonctionnels » : des entités qui traduisent l'évolution de l'hydrosystème en intégrant la géomorphologie et l'anthropisation (exemple du Haut-Rhône français). *Revue de Géographie de Lyon*. 57 : 49-62.
- Amoros C., Roux A.L., Reygrobellet J.L., Bravard J.P. & Pautou G. 1987. A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers*. 1 : 17-36.
- Balon E.K. 1975 - Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 821-864.
- Besacier-Monbertrand A.L., Paillex A. & Castella E. (sous presse). Alien aquatic macroinvertebrates along the lateral dimension of a large floodplain. *Biological Invasions*.
- Bornette, G., Amoros, C., Henry, C. & Chiarello, E. (1996). Diagnostic des potentialités évolutives des zones humides fluviales du Rhône. Rapport final de la première phase: Méthode de diagnostic fonctionnel. Rapport à la Compagnie Nationale du Rhône et à l'Agence de l'Eau. 50 p. + tables et exemples de cartographie.
- Bornette, G. & Amoros, C. (1990). Etude du fonctionnement et de l'évolution de la Lône de la Platière. Rapport à l'Association des Amis de la Réserve de la Platière, Contrat C.N.R.S., 11 p. + annexes.
- Bornette, G. & Amoros, C. (1990b). Avis d'expertise sur les projets de réalimentation de la lône de la Platière. Expertise à l'Association des Amis de la Réserve de la Platière, Contrat C.N.R.S., 2 p.
- Bornette, G. and Amoros, C. (1991) Aquatic vegetation and hydrology of a braided river floodplain. *Journal of Vegetation Science*, 2, 497-512.

- Bornette, G. & Amoros, C. 1993. Restauration de la Lône de la Platière. Réalimentation à partir du Rhône : premier bilan et perspectives. Rapport à l'Association des Amis de la Réserve de la Platière, Contrat C.N.R.S , 21 p. + annexes.
- Bornette G. & Heiler G. 1994. Environmental and biological responses of former channels to river incision : a diachronic study on the upper Rhône River. *Regulated Rivers*. 9 : 79-92.
- Bornette, G. and Large, A.R.G. (1995) Groundwater-surface water ecotones at the upstream part of confluences in former river channels. *Hydrobiologia*, 310, 123-137
- Bornette, G., Amoros, C., Henry, C. & Chiarello, E. (1996). Diagnostic des potentialités évolutives des zones humides fluviales du Rhône. Rapport final de la première phase: Méthode de diagnostic fonctionnel. Rapport à la Compagnie Nationale du Rhône et à l'Agence de l'Eau. 50 p. + tables et exemples de cartographie.
- Bornette, G., Amoros, C. and Lamouroux, N. (1998a) Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. *Freshwater Biology*, 39, 267-283.
- Bornette, G., Amoros, C., Piégay, H., Tachet, J. and Hein, T. (1998b) Ecological complexity of wetlands within a river landscape. *Biological Conservation*, 85, 35-45.
- Bornette, G. and Arens, M.F. (2002) Charophyte communities in cut-off river channels the role of connectivity. *Aquatic Botany*, 73, 149-162.
- Bornette G. (2004). Restauration des zones humides fluviales du secteur de Belley. Analyse de l'état avant restauration et prévisions. Rapport à l'Agence de l'eau RMC dans le cadre du suivi scientifique du plan décennal de restauration hydraulique et écologique du Rhône, 30 pages.
- Britto, D.T., Siddiqi, M.Y., Glass, A.D.M. and Kronzucker, H.J. (2001) Futile transmembrane NH₄⁺ cycling: a cellular hypothesis to explain ammonium toxicity in plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98, 4255-4258.
- Burkholder, J.M., Tomasko, D.A. and Touchette, B.W. (2007) Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350, 46-72.
- Carbiener, R., Trémolières, M., Mercier, J.L. and Ortscheit, A. (1990) Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio*, 86, 71-88.
- Castella E., Richardot-Coulet M., Roux C. & Richoux P. 1984. Macroinvertebrates as describers of morphological and hydrological types of aquatic ecosystems abandoned by the Rhône. *Hydrobiologia*. 119 : 219-225.
- Castella E., Paillex A., Carron G. 2004. Peuplements d'invertébrés des lônes. Chap 5 in Olivier J.M. (coord.) Suivi scientifique du programme décennal de restauration écologique et hydraulique du Rhône. Vieux Rhône et lônes de Belley. Caractérisation de l'état initial. Années 2003-2004. Contrat de prestation n° DPE-F 03-0093. CNR / EZUS-Université Lyon 1. p. 51-69.
- Castella E., Paillex A., Carron G., McCrae D., Terrier A. 2005. Peuplements d'invertébrés des lônes. Chap 5 in Olivier J.M. (coord.) Suivi scientifique du programme décennal de

restauration écologique et hydraulique du Rhône. Vieux Rhône et lînes de Brégnier-Cordon. Caractérisation de l'état initial. Années 2004-2005. Contrat de prestation n° DPE-F 03-0093. CNR / EZUS-Université Lyon 1. p. 57-75.

- Castella E., Terrier A., Pellaud M. & Paillex A. 2005. *Anisus vorticulus* (Troschel 1834) dans la plaine alluviale du Haut-Rhône français : un Gastéropode Planorbidae listé en annexe de la "directive habitats". *Bulletin Mensuel de la Société Linnéenne de Lyon*. 74 : 255-269.
- Castella E., Paillex A., Carron G., McCrae D., Terrier A. 2007a. Thème « invertébrés des lînes ». Les communautés de macroinvertébrés de treize lînes du Rhône de Belley et Brégnier-Cordon. Etat de référence avant restauration et modélisation. Chap 5 in « Suivi scientifique de niveau 2 et compléments du niveau 1 2003 - 2006. Analyse fonctionnelle des systèmes restaurés. Développement de modèles prédictifs utilisables en restauration fluviale. ». Université de Genève. Contrat de prestation n° DPE-F 03-0093. CNR / EZUS-Université Lyon 1. 51p
- Castella E., Paillex A., Monbertrand A.L., Carron G., McCrae D. 2007b. Macroinvertébrés des lînes (Belley). Chap 10 in Olivier J.M. (coord.) Suivi scientifique du programme décennal de restauration écologique et hydraulique du Rhône. RCC de Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon. Années 2007. Contrat de prestation n° DPE-F 03-0093. CNR / EZUS-Université Lyon 1. p. 100-122.
- Castella E., Paillex A., Béguin O., Carron G., McCrae D., Monbertrand A.L. 2009. Les communautés de macroinvertébrés de six lînes du Rhône dans le secteur de Brégnier-Cordon. Premier suivi post-restauration (année 2008). Université de Genève. Contrat de prestation n° DPE-F 03-0093. CNR / EZUS-Université Lyon 1. 28p.
- Chessel, D., A.-B. Dufour, & J. Thioulouse. 2004. The ade4 package-I- One-table methods. *R News* 4:5-10.
- Colling, M. (1996). *Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna - Inf.-Ber. Bayer. Landesamt Wasserwirtsch.*, 543 pp. München.
- Copp G.H., Olivier J.M., Penaz M. & Roux A.L. (1991) Juvenile fishes as functional describers of fluvial ecosystem dynamics: applications on the River Rhône, France. *Regulated Rivers: Research and Management*, 6, 135-145.
- De Crespin De Billy V. & Usseglio-Polatera P. (2002). Traits of brown trout prey in relation to habitat characteristics and benthic invertebrate communities. *Journal of Fish Biology*. 60 : 687-714.
- Cucherat X & Vanapelghem C 2003 Les Mollusques continentaux du Marais de Roussent (Pas-de-Calais) *Héron* 36: 249-254.
- Dolédec, S. & Chessel, D. (1989) Rythmes saisonniers et composantes stationnelles en milieu aquatique II- Prise en compte et élimination d'effets dans un tableau faunistique. - *Acta Oecologica, Oecologia Generalis*, 10: 207-232.
- Geissert F 1960 Contributions à la faune malacologique d'Alsace *Bulletin de l'Association Philomatique d'Alsace Lorraine* 10: 185-190.

- Girardi H. 2009. Supplément à la connaissance des planorbes. Sur la présence d'*Anisus (Disculifer) vorticulus* (TROSCHER, 1834), en Camargue et dans la Petite Camargue, France (Mollusca : Gastropoda : Planorbidae). *Documents Malacologiques* H.S. 3 : 35-36.
- Glöer P. & Groh K. 2007. A contribution to the biology and ecology of the threatened species *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834) (Gastropoda: Pulmonata: Planorbidae). *Mollusca* 25 : 93–100.
- Heck, K.L., Jr., G. van Belle and D. Simberloff. (1975). Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology* 56: 1459-1461.
- Henry, C. & Amoros, C. (1998). Diagnostic des potentialités évolutives : Typologies et cartographie des lônes sur l'ensemble du Rhône. Rapport à la Compagnie Nationale du Rhône.
- Hurlbert, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecological Monographs* 54, 187–211.
- Ihaka R., Gentleman R., 1996. R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5:299-314.
- Juget J., Amoros C., Gamulin D., Reygrobellet J.L, Richardot-Coulet M., Richoux P. & Roux C. 1976. Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône français : II. Etude hydrologique et écologique de quelques bras morts. Premiers résultats. *Bulletin d'Ecologie*. 7 : 479-492.
- Juget J., Yi B.J., Roux C., Richoux P., Richardot-Coulet M., Reygrobellet J.L. & Amoros C. 1979. Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône français : VII. Le complexe hydrographique de la Lône des Pêcheurs (un ancien méandre du Rhône). *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*. 41 : 395-417.
- Klingeman P.C., Bravard J.P., Giuliani Y., Olivier J.M., Pautou G. (1998) Hydropower reach bypassing and dewatering impacts in gravel-bed rivers. pp. 313 – 344, *In* Gravel-bed rivers in the environment, Klingeman P.C., Beschta R. L., Komar P.D. & Bradley J.B. (eds), Water Resources Publications, LLC, USA.
- Krebs, C.J. (1999). *Ecological methodology*. Addison Wesley Longman, Inc. 620p.
- Lamouroux N. 1997. *Hydraulique statistique et prédiction de caractéristiques du peuplement piscicole : modèles pour l'écosystème fluvial*. Thèse de Doctorat, UCB Lyon 1.
- Lamouroux N., Capra H. (2002) Simple predictions of instream habitat model outputs for target fish populations. *Freshwater Biology*, 47, 1543-1556.
- Lamouroux N., Doutriaux E., Terrier C., Zylberblat M. (1999) Modélisation des impacts de la gestion des débits réservés du Rhône sur les peuplements piscicoles. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 1999, 352, 45-61.
- Lamouroux N., Souchon Y. (2002) Simple predictions of instream habitat model outputs for fish habitat guilds in large streams. *Freshwater Biology*, 47, 1531-1542.

- Mérigoux S., Lamouroux N., Olivier J.M. & Dolédec S. (2009) Invertebrate hydraulic preferences and predicted impacts of changes in discharge in a large river. *Freshwater Biology*. 54, 1343_1356
- Merritt, R.W., Cummins K.W., Berg M.B., Novak J.A., Higgins M.J., Wessell K.J. & Lessard J.L. 2002. Development and application of a macroinvertebrate functional-group approach in the bioassessment of remnant river oxbows in southwest Florida. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 21(2): 290-310.
- Monbertrand A.L. 2006. Les invertébrés aquatiques exogènes dans la zone alluviale du Haut-Rhône français. Distribution, modélisation et impact des travaux de restauration. Master en Sciences Naturelles de l'Environnement N° 139. Université de Genève. 171p.
- Olivier J-M., Carrel G., Lamouroux, N., Dole-Olivier M-J., Malard F., Bravard J-P., Amoros C (2009). The Rhône River Basin, *In Rivers of Europe*. Chpt 7, pp 247-295., Academic Press, London.
- Paillex A., Castella E. & G. Carron. 2007. Aquatic macroinvertebrate response along a gradient of lateral connectivity in river floodplain channels. *Journal of the North American Benthological Society*. 26: 779-796.
- Paillex A., Dolédec S, Castella E. & S. Mérigoux. 2009. Large river floodplain restoration: predicting species richness and trait responses to the restoration of hydrological connectivity. *Journal of Applied Ecology*. 46 : 250–258.
- Penaz M., Olivier J.M., Carrel G., Pont D. & Roux A.L. (1991) A synchronic study of juvenile fish assemblages in the french section of the Rhône River. *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemoslovacae Brno*, 25 (5), 1-36.
- Pezeshki, S.R. (2001) Wetland plant responses to soil flooding. *Environmental and Experimental Botany*, 46, 299-312.
- Ramseier A. 2009. Evaluation de la connectivité verticale avec les eaux souterraines en milieu alluvial. Master en Sciences Naturelles de l'Environnement, MUSE N°4. Université de Genève. 95p.
- Reckendorfer W., Baranyi C., Funk A. & Schiemer F. 2006. Floodplain restoration by reinforcing hydrological connectivity: expected effects on aquatic mollusc communities. *Journal of Applied Ecology*. 43 : 474–484
- Richardot-Coulet M., Amoros C., Reygrobellet J.L. & Roux A.L. 1982. Diagnose des ensembles fonctionnels aquatiques définis sur le Haut-Rhône français : application à une cartographie écologique d'un système fluvial. *Eau du Québec*. 15 : 146-153.
- Rivoire E. & Bornette G. 2006. Mise à jour des profils écologiques des espèces végétales aquatiques utilisés pour la méthode de diagnostic fonctionnel des zones humides péri-fluviales. Rapport à l'Agence de l'eau RMC dans le cadre du suivi scientifique du plan décennal de restauration hydraulique et écologique du Rhône, Juillet 2006.
- Rosset, V. 2006. Restauration de zones humides fluviales: 25 années de changements écologiques dans deux anciens chenaux du Rhône. *Master en Sciences Naturelles de l'Environnement* N°133. Université de Genève. 136p.

- Rostan J.C., Amoros C. & Juget J. 1987. The organic content of the surficial sediment : a method for the study of ecosystem development in abandoned river channels. *Hydrobiologia*. 148 : 45-62.
- Silveira-Rial, E. 2007. Evaluation écologique de quatre anciens méandres du haut-Rhône français. *Master en Sciences Naturelles de l'Environnement N°144*. Université de Genève. 119p
- Smolders, A., Lamers, L.P.M., Den Hartog, C. and Roelofs, J.G.M. (2003) Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in The Netherlands: sulphate as a key variable. *Hydrobiologia*, 506-509, 603-610.
- Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Lucassen, E.C.H.E.T., van der Velde, G. and Roelofs, J.G.M. (2006) Internal eutrophication: How it works and what to do about it – a review. *Chemistry and Ecology*, 22, 93-111.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P. 2000. Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie. CNRS Editions, Paris. 588p.
- Terrier A. 2005. Distribution et préférences écologiques d'*Anisus vorticulus* (Troschel, 1834) (Mollusque, Gastéropode) dans la zone alluviale du Rhône. Application à la gestion de milieux. *Diplôme en Sciences Naturelles de l'Environnement N°127*. Université de Genève. 110p.
- Terrier A., Castella E., Falkner G. & Killeen I.J. 2006. Species account for *Anisus vorticulus* (Troschel 1834) listed in annexes II and IV of the Habitats Directive (Gastropoda : Planorbidae). *Journal of Conchology* 39 : 193-205.
- van Katwijk, M.M., Vergeer, L.H.T., Schmitz, G.H.W. and Roelofs, J.G.M. (1997) Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 157, 159-173.

Annexes

Famille	Espèce	Code	1996-2003		2004		2005		2006		2007		2008	
	Nom vernaculaire		Ab. abs.	Ab. rel.	Ab. abs.	Ab. rel.	Ab. abs.	Ab. rel.	Ab. abs.	Ab. rel.	Ab. abs.	Ab. rel.	Ab. abs.	Ab. rel.
Salmonidés														
	Truite fario	TRF	5	0.002	4	0.002	1	0.001	1	0.001			1	0.001
	Ombre commun	OBR	14	0.006	9	0.005	1	0.001			12	0.017	2	0.003
Esocidés														
	Brochet	BRO	3	0.001	3	0.002	2	0.001			3	0.004	1	0.001
Cyprinidés														
	Gardon	GAR	262	0.120	301	0.170	49	0.035	41	0.026	9	0.013	2	0.003
	Blageon	BLN	1	0.000	1	0.001								
	Vandoise	VAN	22	0.010	34	0.019	2	0.001	13	0.008	38	0.054	1	0.001
	Chevaine	CHE	449	0.206	439	0.247	272	0.193	593	0.379	165	0.233	132	0.196
	Vairon	VAI	726	0.334	272	0.153	384	0.273	326	0.208	121	0.171	130	0.193
	Rotengle	ROT	*											
	Tanche	TAN	1	0.000	1	0.001	9	0.006	5	0.003				
	Ablette	ABL	28	0.013	36	0.020	243	0.172	20	0.013	143	0.202	4	0.006
	Spirilin	SPI	66	0.030	59	0.033	2	0.001	117	0.075	63	0.089	1	0.001
	Brème bordelière	BRB	1	0.000			4	0.003	1	0.001				
	Brème commune	BRE	4	0.002	2	0.001			1	0.001				
	Hotu	HOT	48	0.022	1	0.001	81	0.057	2	0.001	8	0.011	43	0.064
	Bouvière	BOU	1	0.000										
	Goujon	GOU	82	0.038	275	0.155	128	0.091	124	0.079	41	0.058	1	0.001
	Pseudorasbora	PSR					2	0.001	4	0.003	2	0.003	4	0.006
	Barbeau fluviatile	BAF	91	0.042	85	0.048	108	0.077	174	0.111	16	0.023	134	0.199
	Carassin argenté	CAG	*											
Balitoridés														
	Loche franche	LOF	326	0.150	225	0.127	82	0.058	102	0.065	40	0.057	187	0.278
Anguillidés														
	Anguille	ANG									1	0.001	3	0.004
Gastérostéidés														
	Epinoche	EPI	30	0.014	4	0.002	25	0.018	13	0.008	5	0.007	6	0.009
Centrarchidés														
	Perche-soleil	PES	3	0.001	3	0.002	1	0.001	5	0.003	13	0.018	16	0.024
Percidés														
	Perche fluviatile	PER	6	0.003	4	0.002	5	0.004	23	0.015	5	0.007	2	0.003
	Grémille	GRE	6	0.003	17	0.010	8	0.006	1	0.001	22	0.031	2	0.003
Effectif total			2175		1775		1409		1566		707		672	
Nombre d'espèces			24		20		20		19		18		19	

Résultats des pêches effectuées dans le Vieux-Rhône de Chautagne avant (période 1996-2003 – moyenne) et après augmentation du débit réservé (juillet 2004), * = esp. rare.

Famille	Espèce	Code	2004		2005		2006		2007		2008	
	Nom vernaculaire		Ab. abs.	Ab. rel.	Ab. abs.	Ab. rel.	Ab. abs.	Ab. rel.	Ab. abs.	Ab. rel.	Ab. abs.	Ab. rel.
Salmonidés												
	Truite fario	TRF	18	0.008	7	0.004	17	0.017	6	0.008	12	0.022
	Ombre commun	OBR	26	0.012	5	0.003	0	0.000	5	0.006	7	0.013
Lottidés												
	Lote	LOT	1	0.000	0	0.000	1	0.001	1	0.001	0	0.000
Esocidés												
	Brochet	BRO	7	0.003	1	0.001	0	0.000	4	0.005	2	0.004
Cyprinidés												
	Gardon	GAR	78	0.037	74	0.046	19	0.018	87	0.110	97	0.179
	Blageon	BLN	3	0.001	0	0.000	0	0.000	4	0.005	0	0.000
	Vandoise	VAN	325	0.153	221	0.137	117	0.114	2	0.003	48	0.088
	Chevaine	CHE	438	0.207	322	0.200	252	0.245	178	0.224	139	0.256
	Vairon	VAI	124	0.059	187	0.116	14	0.014	113	0.142	14	0.026
	Tanche	TAN	15	0.007	0	0.000	2	0.002	4	0.005	0	0.000
	Ablette	ABL	92	0.043	69	0.043	79	0.077	36	0.045	6	0.011
	Spiralin	SPI	0	0.000	65	0.040	93	0.090	74	0.093	17	0.031
	Brème bordelière	BRB	1	0.000	2	0.001	0	0.000	1	0.001	0	0.000
	Brème commune	BRE	17	0.008	0	0.000	0	0.000	0		1	0.002
	Hotu	HOT	62	0.029	151	0.094	13	0.013	10	0.013	13	0.024
	Bouvière	BOU	8	0.004	14	0.009	10	0.010	4	0.005	0	0.000
	Goujon	GOU	403	0.190	175	0.108	192	0.187	93	0.117	24	0.044
	Pseudorasbora	PSR	1	0.000	1	0.001	0	0.000	0		0	0.000
	Barbeau fluviatile	BAF	273	0.129	177	0.110	165	0.160	72	0.091	93	0.171
Balitoridés												
	Loche franche	LOF	100	0.047	80	0.050	9	0.009	48	0.060	53	0.098
Anguillidés												
	Anguille	ANG	1	0.000	1	0.001	3	0.003	0		2	0.004
Gastérostéidés												
	Epinoche	EPI	15	0.007	26	0.016	5	0.005	11	0.014	9	0.017
Centrarchidés												
	Perche-soleil	PES	9	0.004	2	0.001	2	0.002	9	0.011	2	0.004
Percidés												
	Perche fluviatile	PER	10	0.005	17	0.011	13	0.013	8	0.010	1	0.002
	Grémille	GRE	87	0.041	16	0.010	19	0.018	19	0.024	1	0.002
	Sandre	SAN	0	0.000	0	0.000	3	0.003	0		1	0.002
Blenniidés												
	Blennie fluviatile	BLE	1	0.000	0	0.000	0	0.000	2	0.003	0	0.000
Cottidés												
	Chabot	CHA	3	0.001	1	0.001	1	0.001	3	0.004	1	0.002
Effectif total			2118		1614		1029		794		543	
Nombre d'espèces			26		22		21		24		21	

Résultats des pêches effectuées dans le Vieux-Rhône de Belley avant (2004) et après augmentation du débit réservé (juillet 2005).

Familie	Espèce	Code	2004-2005		2006		2007		2008	
	Nom vernaculaire		Ab. abs.	Ab. rel.	Ab. abs.	Ab. rel.	Ab. abs.	Ab. rel.	Ab. abs.	Ab. rel.
Salmonidés										
	Truite fario	TRF	8	0.008	0		7	0.009	1	0.003
	Ombre commun	OBR	1	0.001	0		0		0	
Esocidés										
	Brochet	BRO	3	0.003	1	0.001	9	0.012	4	0.012
Cyprinidés										
	Gardon	GAR	37	0.039	9	0.008	20	0.027	1	0.003
	Blageon	BLN	3	0.003	0		11	0.015	0	
	Vandoise	VAN	41	0.042	23	0.021	24	0.032	3	0.009
	Chevaine	CHE	352	0.363	265	0.244	322	0.434	95	0.277
	Vairon	VAI	25	0.025	4	0.004	11	0.015	101	0.294
	Tanche	TAN	4	0.004	9	0.008	14	0.019	1	0.003
	Ablette	ABL	28	0.029	179	0.165	68	0.092	1	0.003
	Spirlin	SPI	82	0.084	96	0.089	7	0.009	26	0.076
	Brème bordelière	BRB	17	0.018	22	0.020	5	0.007	0	
	Brème commune	BRE	3	0.003	2	0.002	1	0.001	1	0.003
	Hotu	HOT	60	0.062	47	0.043	21	0.028	3	0.009
	Bouvière	BOU	13	0.013	7	0.006	20	0.027	0	
	Goujon	GOU	129	0.133	169	0.156	66	0.089	8	0.023
	Barbeau fluviatile	BAF	95	0.097	189	0.174	33	0.044	34	0.099
	Pseudorasbora	PSR	0		0		0		1	0.003
Balitoridés										
	Loche franche	LOF	13	0.013	28	0.026	26	0.035	27	0.079
Ictaluridés										
	Poisson-chat	PCH	1	0.001	1	0.001	1	0.001	1	0.003
Anguillidés										
	Anguille	ANG	3	0.003	1	0.001	3	0.004	0	
Gastérostéidés										
	Epinoche	EPI	8	0.008	1	0.001	14	0.019	4	0.012
Centrarchidés										
	Perche-soleil	PES	8	0.008	9	0.008	29	0.039	2	0.006
Percidés										
	Perche fluviatile	PER	30	0.030	8	0.007	22	0.030	29	0.085
	Grémille	GRE	7	0.007	14	0.013	1	0.001	0	
Cottidés										
	Chabot	CHA	2	0.002	0		7	0.009	0	
Effectif total			972		1084		742		343	
Nombre d'espèces			25		21		24		19	

Résultats des pêches effectuées dans le Vieux-Rhône de Brégner-Cordon avant (2004 - 2005) et après modification du débit réservé (juillet 2006).

Famille	Espèce Nom vernaculaire	Code	Guilde de reproduction	Malourdie								Brotalet											
				2004		2005		2006		2007		2008		2004		2005		2006		2007		2008	
				Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.
Esocidés	Brochet	BRO	phytophile			0								1.00	0.20			1	0.05	3	0.11	2	0.02
Cyprinidés	Gardon	GAR	phyto-lithophile											3.00	0.60			14	0.67		0.00	1	0.01
	Vandoise	VAN	lithophile															4	0.19				0.00
	Chevaine	CHE	lithophile	36	0.62	4	0.06	59	0.59	29	0.24	9	0.07	262.00	0.52	59.00	0.37	31	1.48	79	0.32	69	0.57
	Vairon	VAI	lithophile	8	0.14	21	0.29	235	0.07	24	0.20	8	0.06	6.00	0.12	12.00	0.75	5	0.00	25	0.95	3	0.02
	Rotengle	ROT	phytophile															2	0.01	5	0.04		
	Tanche	TAN	phytophile			2	0.03	27	0.00	1	0.82	1	0.01	23.00	0.46	35.00	0.22	2	0.10	11	0.42	23	0.19
	Ablette	ABL	phyto-lithophile					1	0.00					3.00	0.60	3.00	0.19			1	0.38		
	Brème bordelière	BRB	phytophile													2.00	0.13						
	Brème commune	BRE	phyto-lithophile															7	0.33	1	0.38		0.00
	Bouvière	BOU	ostracophile					1	0.04					15.00	0.30	29.00	0.18	16	0.76	106	0.45	2	0.02
	Goujon	GOU	psammophile					16	0.01	2	0.16			167.00	0.33	16.00	0.10	114	5.43	15	0.57	3	0.02
	Pseudorasbora	PSR	phyto-lithophile					5	0.00					2.00	0.40	2.00	0.13	7	0.33	14	0.53	6	0.05
	Barbeau fluviatile	BAF	lithophile					1	0.00					2.00	0.40								
Carpe commune	CCO	phytophile											2.00	0.40									
Balitoridés	Loche franche	LOF	lithophile	9	0.16	19	0.26	24	0.26	38	0.31	41	0.30	6.00	0.12							4	0.03
Gastérostéidés	Epinoche	EPI	nest-guarder	5	0.09	26	0.36	32	0.36	28	0.23	61	0.45			2.00	0.13					1	0.01
Centrarchidés	Perche-soleil	PES	nest-guarder									1	0.01	8.00	0.16			5	0.24	5	0.20	2	0.02
Percidés	Perche fluviatile	PER	phytophile															4	0.19				
Effectif total				58		72		401		122		135		500		160		210		262		121	
Nombre d'espèces				4		5		10		6		8		13		9		12		11		12	

Résultats des pêches effectuées dans les lônes de la Malourdie et du Brotalet (secteur de Chautagne) après restauration. Ab. abs. = abondance absolue, Ab. Rel. = abondance relative.

Pour chaque espèce figure son appartenance à une guilde de reproduction (une guilde est un ensemble d'espèces qui utilisent le même type de support de reproduction). Lithophile : qui dépose ses œufs sur un substrat grossier (blocs, galets, graviers), psammophile : qui dépose ses œufs sur du sable, phytophile qui dépose ses œufs sur la végétation, phyto-lithophile : qui dépose ses œufs sur de la végétation ou un substrat dur, voir sur du bois immergé, ostracophile : qui dépose ses œufs dans une moule d'eau douce (genre *Unio* ou *Anodonta*), nest-guarder : espèces qui construisent et qui gardent un nid dans lequel sont déposés les œufs. Ces données sont extraites de Balon (1975).

Famille	Espèce Nom vernaculaire	Code	Guilde de reproduction	Luisettes								Moiroud							
				2005		2006		2007		2008		2005		2006		2007		2008	
				Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.
Salmonidés	Truite	TRF	lithophile																
Esocidés	Brochet	BRO	phytophile			2	0.01					1	0.10						
Cyprinidés	Gardon	GAR	phyto-lithophile	22	0.38	33	0.21	18	0.26					24	0.12	1	0.03		
	Vandoise	VAN	lithophile	1	0.02	23	0.15	1	0.01					10	0.05				
	Chevaine	CHE	lithophile	1	0.02	4	0.03	4	0.06					29	0.15	3	0.09	6	
	Vairon	VAI	lithophile	8	0.14	11	0.07	8	0.12					9	0.05			3	
	Rotengle	ROT	phytophile	4	0.07	4	0.03	3	0.04					16	0.08	3	0.09		
	Tanche	TAN	phytophile	2	0.03	7	0.04	1	0.01	6	0.10	4	0.40	11	0.06	2	0.06	1	
	Ablette	ABL	phyto-lithophile			1	0.01							1	0.01				
	Brème bordelière	BRB	phytophile											10	0.05				
	Brème commune	BRE	phyto-lithophile			1	0.01												
	Hotu	HOT	lithophile																
	Bouvière	BOU	ostracophile	5	0.09	44	0.28	1	0.01	17	0.28			39	0.2	2	0.0625	25	
	Goujon	GOU	psammophile	3	0.05			13	0.19										
	Pseudorasbora	PSR	phyto-lithophile																
	Barbeau fluviatile	BAF	lithophile																
	Carpe commune	CCO	phytophile																
Balitoridés	Loche franche	LOF	lithophile	2	0.03					1	0.0167			1	0.01				
Ictaluridés	Poisson-chat	PCH	nest-guarder									2	0.20	1	0.01				
Gastérostéidés	Épinoche	EPI	nest-guarder	6	0.10	10	0.06	7	0.10	16	0.27	2	0.20	40	0.21	16	0.50	25	
Centrarchidés	Perche-soleil	PES	nest-guarder	1	0.02	5	0.03			1	0.02	1	0.10			3	0.0938		
Percidés	Perche fluviatile	PER	phytophile	2	0.03	6	0.04	12	0.18					4	0.02	2	0.06		
	Grémille	GRE	phyto-lithophile	1	0.02	5	0.03		0.00										
Effectif total				58		156		68		41		10		195		32		60	
Nombre d'espèces				13		14		10		5		5		13		8		5	

Résultats des pêches effectuées dans les lônes du secteur de Belley après restauration. Ab. abs. = abondance absolue, Ab. Rel. = abondance relative.

Famille	Espèce	Code	Guilde de reproduction	Béard								Fournier							
				2005		2006		2007		2008		2005		2006		2007		2008	
	Ab. abs.			Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	
Salmonidés																			
	Truite	TRF	lithophile																
Esocidés																			
	Brochet	BRO	phytophile	2	0.01	2	0.15	1	0.25							3	0.03	1	0.01
Cyprinidés																			
	Gardon	GAR	phyto-lithophile									1	0.01	2	0.03	11	0.12		
	Vandoise	VAN	lithophile													1	0.01		
	Chevaine	CHE	lithophile	35	0.20					3	0.25	46	0.32	35	0.51	31	0.35	13	0.19
	Vairon	VAI	lithophile	11	0.06							2	0.01			4	0.04	1	0.01
	Rotengle	ROT	phytophile	1	0.01														
	Tanche	TAN	phytophile	7	0.04	2	0.15	1	0.25			4	0.03			1	0.01		
	Ablette	ABL	phyto-lithophile													3	0.03	2	0.03
	Brème bordelière	BRB	phytophile																
	Brème commune	BRE	phyto-lithophile																
	Hotu	HOT	lithophile													1	0.01	1	0.01
	Bouvière	BOU	ostracophile	48	0.27														
	Goujon	GOU	psammophile	1	0.01									2	0.03	2	0.02		
	Pseudorasbora	PSR	phyto-lithophile																
	Barbeau fluviatile	BAF	lithophile											7	0.10	4	0.04	4	0.06
	Carpe commune	CCO	phytophile									2	0.01						
Balitoridés																			
	Loche franche	LOF	lithophile	1	0.01							7	0.05			7	0.08	26	0.38
Ictaluridés																			
	Poisson-chat	PCH	nest-guarder			1	0.08												
Gastérostéidés																			
	Épinoche	EPI	nest-guarder	69	0.39					9	0.75	80	0.56	22	0.32	16	0.18	15	0.22
Centrarchidés																			
	Perche-soleil	PES	nest-guarder	1	0.01	8	0.62	2	0.50							5	0.06	3	0.04
Percidés																			
	Perche fluviatile	PER	phytophile	2	0.01									1	0.01			3	0.04
	Grémille	GRE	phyto-lithophile																
Effectif total				178		13		4		12		142		69		89		69	
Nombre d'espèces				11		4		3		2		7		6		13		10	

Résultats des pêches effectuées dans les lônes du secteur de Belley après restauration. Ab. abs. = abondance absolue, Ab. Rel. = abondance relative.

Famille	Espèce Nom vernaculaire	Code	Guilde de reproduction	Anse de Yenne							
				2005		2006		2007		2008	
				Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.
Salmonidés											
	Truite	TRF	lithophile	1	0.00						
Esocidés											
	Brochet	BRO	phytophile								
Cyprinidés											
	Gardon	GAR	phyto-lithophile			2	0.01	1	0.01		
	Vandoise	VAN	lithophile	12	0.04	7	0.04	26	0.29	90	0.39
	Chevaine	CHE	lithophile	64	0.23	29	0.16	23	0.26	96	0.42
	Vairon	VAI	lithophile	34	0.12	5	0.03	3	0.03	7	0.03
	Rotengle	ROT	phytophile							1	0.00
	Tanche	TAN	phytophile	5	0.02	1	0.01	1	0.01		
	Ablette	ABL	phyto-lithophile	16	0.06	17	0.10		0.00	1	0.00
	Brème bordelière	BRB	phytophile								
	Brème commune	BRE	phyto-lithophile								
	Hotu	HOT	lithophile					1	0.01		
	Bouvière	BOU	ostracophile	4	0.01					2	0.01
	Goujon	GOU	psammophile	114	0.41	86	0.49	24	0.27	20	0.09
	Pseudorasbora	PSR	phyto-lithophile	3	0.01						
	Barbeau fluviatile	BAF	lithophile	21	0.08	11	0.06	6	0.07	4	0.02
	Carpe commune	CCO	phytophile								
Balitoridés											
	Loche franche	LOF	lithophile					2	0.02	5	0.02
Ictaluridés											
	Poisson-chat	PCH	nest-guarder								
Gastérostéidés											
	Epinoche	EPI	nest-guarder	2	0.01	2	0.01	2	0.02	1	0.00
Centrarchidés											
	Perche-soleil	PES	nest-guarder								
Percidés											
	Perche fluviatile	PER	phytophile			16	0.09			1	0.00
	Grémille	GRE	phyto-lithophile								
Effectif total				276		176		89		228	
Nombre d'espèces				11		10		10		11	

Résultats des pêches effectuées dans les lônes du secteur de Belley après restauration. Ab. abs. = abondance absolue, Ab. Rel. = abondance relative.

Résultats des pêches effectuées dans les lônes du secteur de Brégnier-Cordon après restauration. Ab. abs. = abondance absolue, Ab. Rel. = abondance relative.

Pour chaque espèce (excepté l'anguille qui se reproduit en mer) figure son appartenance à une guildes de reproduction (une guildes est un ensemble d'espèces qui utilisent le même type de support de reproduction). Lithophile : qui dépose ses œufs sur un substrat grossier (blocs, galets, graviers), psammophile : qui dépose ses œufs sur du sable, phytophile qui dépose ses œufs sur la végétation, phyto-lithophile : qui dépose ses œufs sur de la végétation ou un substrat dur, voir sur du bois immergé, ostracophile : qui dépose ses œufs dans une moule d'eau douce (genre *Unio* ou *Anodonta*), nest-guarder : espèces qui construisent et qui gardent un nid dans lequel sont déposés les œufs. Ces données sont extraites de Balon (1975). Il est important de noter que la truite et l'ombre enfouissent leurs œufs dans le substrat.

Famille	Espèce	Code	Guilde de reproduction	Granges		Granges		Granges		Vachon		Vachon		Vachon	
	Nom vernaculaire			2006		2007		2008		2006		2007		2008	
				Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.
Petromizontidés	Lamproie de Planer	LPP	lithophile												
Salmonidés	Truite	TRF	lithophile							2	0.01	1	0.02		
Esocidés	Brochet	BRO	phytophile			1	0.00					1	0.02		
Cyprinidés	Gardon	GAR	phyto-lithophile			19	0.09			1	0.00	1	0.02		
	Vandoise	VAN	lithophile												
	Chevaine	CHE	lithophile			18	0.08	1	0.20			18	0.35	5	0.83
	Vairon	VAI	lithophile			1	0.00			4	0.01				
	Rotengle	ROT	phytophile												
	Tanche	TAN	phytophile	4	0.05	14	0.06	1	0.20	5	0.02	1	0.02		
	Ablette	ABL	phyto-lithophile							1	0.00				
	Spirilin	SPI	lithophile												
	Brème bordelière	BRB	phytophile												
	Brème commune	BRE	phyto-lithophile	24	0.32	6	0.03								
	Hotu	HOT	lithophile									2	0.04		
	Bouvière	BOU	ostracophile	14	0.19	14	0.06			12	0.04				
	Goujon	GOU	psammophile	2	0.03	1	0.00			83	0.31	3	0.06		
	Pseudorasbora	PSR	phyto-lithophile	5	0.07	1	0.00								
	Barbeau fluviatile	BAF	lithophile							14	0.05	8	0.16	1	0.17
	Carpe commune	CCO	phytophile												
Balitoridés	Loche franche	LOF	lithophile	3	0.04	4	0.02	1	0.20	55	0.20	7	0.14		
Ictaluridés	Poisson-chat	PCH	nest-guarder							1	0.00				
Anguillidés	Anguille	ANG													
Gastérostéidés	Epinoche	EPI	nest-guarder	11	0.15	96	0.44	2	0.40	16	0.06				
Centrarchidés	Perche-soleil	PES	nest-guarder	5	0.07	43	0.20					6	0.12		
Percidés	Perche fluviatile	PER	phytophile			2	0.01			7	0.03	2	0.04		
	Grémille	GRE	phyto-lithophile									1	0.02		
	Sandre	SAN	phyto-lithophile												
Cottidés	Chabot	CHA	nest-guarder												
Effectif total				68		220		5		201		51		6	
Nombre d'espèces				8		13		4		12		12		2	

Famille	Espèce	Code	Guilde de reproduction	Cerisiers		Cerisiers		Cerisiers		Mattant		Mattant		Mattant	
	Nom vernaculaire			2006		2007		2008		2006		2007		2008	
				Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.
Petromizontidés	Lamproie de Planer	LPP	lithophile									1	0.01		
Salmonidés	Truite	TRF	lithophile									5	0.03	2	0.06
Esocidés	Brochet	BRO	phytophile			2	0.01					1	0.01		
Cyprinidés	Gardon	GAR	phyto-lithophile			37	0.15					1	0.01	1	0.03
	Vandoise	VAN	lithophile			36	0.15	2	0.09			13	0.09		
	Chevaine	CHE	lithophile			34	0.14	5	0.23			71	0.49		
	Vairon	VAI	lithophile	1	0.00	2	0.01			1	0.01				
	Rotengle	ROT	phytophile	2	0.00										
	Tanche	TAN	phytophile	6	0.01	7	0.03	1	0.05	1	0.01	1	0.01		
	Ablette	ABL	phyto-lithophile	109	0.22			1	0.05	23	0.14				
	Spirin	SPI	lithophile											3	0.10
	Brème bordelière	BRB	phytophile	112	0.23	1	0.00								
	Brème commune	BRE	phyto-lithophile	3	0.01										
	Hotu	HOT	lithophile									10	0.07		
	Bouvière	BOU	ostracophile	46	0.09	6	0.02			6	0.04				
	Goujon	GOU	psammophile	96	0.20	19	0.08	8	0.36	32	0.19	11	0.08	3	0.10
	Pseudorasbora	PSR	phyto-lithophile	34	0.07										
	Barbeau fluviatile	BAF	lithophile	1	0.00	3	0.01	2	0.09	4	0.02	13	0.09	10	0.32
	Carpe commune	CCO	phytophile												
Balitoridés	Loche franche	LOF	lithophile	1	0.00	67	0.27	1	0.05			14	0.10	11	0.35
Ictaluridés	Poisson-chat	PCH	nest-guarder	2	0.00										
Anguillidés	Anguille	ANG													
Gastérostéidés	Epinoche	EPI	nest-guarder			25	0.10	1	0.05	1	0.01	2	0.01		
Centrarchidés	Perche-soleil	PES	nest-guarder	12	0.02	5	0.02			6					
Percidés	Perche fluviatile	PER	phytophile			2	0.01	1	0.05	2	0.01	1	0.01		
	Grémille	GRE	phyto-lithophile												
	Sandre	SAN	phyto-lithophile			2	0.01								
Cottidés	Chabot	CHA	nest-guarder									1	0.01	1	0.03
Effectif total				425		248		22		76		145		31	
Nombre d'espèces				13		15		9		9		14		7	

Famille	Espèce	Code	Guilde de reproduction	Molottes		Molottes		Molottes		Ponton		Ponton		Ponton	
	Nom vernaculaire			2006		2007		2008		2006		2007		2008	
				Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.
Petromizontidés	Lamproie de Planer	LPP	lithophile												
Salmonidés	Truite	TRF	lithophile						2	0.01					
Esocidés	Brochet	BRO	phytophile			6	0.01	1	0.00					1	0.00158
Cyprinidés	Gardon	GAR	phyto-lithophile			24	0.05			1	0.00	76	0.18	35	0.06
	Vandoise	VAN	lithophile									11	0.03		
	Chevaine	CHE	lithophile			72	0.14	208	0.51			91	0.22	134	0.21
	Vairon	VAI	lithophile					13	0.03	4	0.01			2	0.00
	Rotengle	ROT	phytophile			6	0.01	2	0.00					10	0.02
	Tanche	TAN	phytophile	4	0.05	26	0.05	2	0.00	5	0.02	11	0.03		
	Ablette	ABL	phyto-lithophile			6	0.01	12	0.03	1	0.00			239	0.38
	Spirlin	SPI	lithophile												
	Brème bordelière	BRB	phytophile			39	0.08	13	0.03			2	0.00	45	0.07
	Brème commune	BRE	phyto-lithophile	24	0.32	46	0.09	6	0.01			1	0.00	66	0.10
	Hotu	HOT	lithophile												
	Bouvière	BOU	ostracophile	14	0.19	161	0.31	109	0.27	12	0.04	119	0.28	60	0.09
	Goujon	GOU	psammophile	2	0.03	38	0.07	27	0.07	83	0.31	92	0.22	29	0.05
	Pseudorasbora	PSR	phyto-lithophile	5	0.07	59	0.12	7	0.02			5	0.01	7	0.01
	Barbeau fluviatile	BAF	lithophile			1	0.00			14	0.05	2	0.00	3	0.00
	Carpe commune	CCO	phytophile			1	0.00								
Balitoridés	Loche franche	LOF	lithophile	3	0.04			1	0.00	55	0.20				
Ictaluridés	Poisson-chat	PCH	nest-guarder							1	0.00				
Anguillidés	Anguille	ANG													
Gastérostéidés	Epinoche	EPI	nest-guarder	11	0.15	14	0.03	3	0.01	16	0.06				
Centrarchidés	Perche-soleil	PES	nest-guarder	5	0.07	7	0.01	4	0.01			7	0.02		
Percidés	Perche fluviatile	PER	phytophile			7	0.01	3	0.01	7	0.03	4	0.01	1	0.00
	Grémille	GRE	phyto-lithophile												
	Sandre	SAN	phyto-lithophile												
Cottidés	Chabot	CHA	nest-guarder												
Effectif total				68		513		411		201		421		632	
Nombre d'espèces				8		16		15		12		12		13	

Famille	Espèce	Code	Guilde de reproduction	Chantemerle		Chantemerle		Chantemerle	
	Nom vernaculaire			2006		2007		2008	
				Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.	Ab. abs.	Ab. Rel.
Petromizontidés									
	Lamproie de Planer	LPP	lithophile						
Salmonidés									
	Truite	TRF	lithophile						
Esocidés									
	Brochet	BRO	phytophile			3	0.05	1	0.04
Cyprinidés									
	Gardon	GAR	phyto-lithophile					11	0.44
	Vandoise	VAN	lithophile			2	0.04		
	Chevaine	CHE	lithophile			24	0.43	5	0.20
	Vairon	VAI	lithophile	1	0.00				
	Rotengle	ROT	phytophile						
	Tanche	TAN	phytophile			3	0.05		
	Ablette	ABL	phyto-lithophile	133	0.60			1	0.04
	Spirin	SPI	lithophile						
	Brème bordelière	BRB	phytophile	2	0.01	1	0.02		
	Brème commune	BRE	phyto-lithophile						
	Hotu	HOT	lithophile						
	Bouvière	BOU	ostracophile	20	0.09	2	0.04		
	Goujon	GOU	psammophile	29	0.13	8	0.14		
	Pseudorasbora	PSR	phyto-lithophile						
	Barbeau fluviatile	BAF	lithophile			2	0.04		
	Carpe commune	CCO	phytophile						
Balitoridés									
	Loche franche	LOF	lithophile			1	0.02		
Ictaluridés									
	Poisson-chat	PCH	nest-guarder						
Anguillidés									
	Anguille	ANG				1	0.02		
Gastérostéidés									
	Epinoche	EPI	nest-guarder						
Centrarchidés									
	Perche-soleil	PES	nest-guarder	7	0.03	2	0.04		
Percidés									
	Perche fluviatile	PER	phytophile			5	0.09	7	0.28
	Grémille	GRE	phyto-lithophile			2	0.04		
	Sandre	SAN	phyto-lithophile						
Cottidés									
	Chabot	CHA	nest-guarder						
Effectif total				192		56		25	
Nombre d'espèces				6		13		5	

