

Qualité biologique et hydromorphologique de trois petits cours d'eau franciliens

Evelyne Tales^{1*}, Lucile de Milleville^{1,2}, Amandine Zahm¹, Mathieu Girondin¹,
Frédéric Gob², Laurent Lespez²

¹ Irstea UR Hydrosystèmes et bioprocédés, 1 rue Pierre-Gilles de Gennes, CS 10030, FR-92761 Antony cedex

² Laboratoire de Géographie Physique, CNRS UMR8591, 1 Place Aristide Briand, FR-92195 Meudon cedex, France.

*personne à contacter : evelyne.tales@irstea.fr

Résumé

Précédemment, une analyse combinant des données d'occupation des sols, de démographie, et d'éléments d'hydromorphologie avait mené à la caractérisation d'un gradient d'urbanisation parmi 138 petits cours d'eau franciliens. Il s'agissait ensuite de savoir si ce gradient avait du sens vis-à-vis de la biodiversité aquatique de ces cours d'eau.

Cet objectif a fait l'objet en 2017 d'un focus dans trois petits cours d'eau francilien, la Biberonne, la Mérantaise et le Morbras, représentatifs du gradient précédemment mis en évidence. La biodiversité aquatique représentée par les peuplements de macroinvertébrés benthiques a été étudiée, ainsi que l'hydromorphologie locale.

Les résultats obtenus témoignent d'une altération de l'hydromorphologie locale et des peuplements de macroinvertébrés des trois cours d'eau. Cependant, si leur situation est globalement dégradée, une analyse multivariée des abondances des peuplements de macroinvertébrés indique certaines spécificités selon le cours d'eau considéré et semble confirmer le gradient de situations mis en évidence.

Ces résultats sont discutés au regard de la qualité physicochimique de l'eau de ces cours d'eau. Ils suggèrent par ailleurs que les potentiels de ces cours d'eau altérés sont différents, ce qui a des implications dans le cas d'éventuels projets concernant leur restauration.

Introduction

Les cours d'eau en zone urbaine ou péri-urbaine ont longtemps été négligés avec peu d'intérêt porté de la part des sciences de l'environnement (Carré et al. 2011) et tenus à l'écart des études écosystémiques étant considérés comme définitivement dégradés. L'accroissement de l'intérêt porté à ces cours d'eau urbains est en grande partie lié au fait que la population humaine devient de plus en plus urbaine. Il est par conséquent nécessaire de s'intéresser à ces milieux à la fois pour des problèmes de qualité de ressources en eau pour la population urbaine mais aussi de qualité de vie.

L'entrée en vigueur de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), qui établit un nouveau cadre d'action communautaire, modifie largement la considération des cours d'eau urbains dans le domaine de la politique de l'eau. L'objectif principal exige de parvenir à un bon état écologique en 2015, ou dans le cas des masses d'eau fortement modifiées (MEFM), qui comprend de nombreux systèmes urbanisés, atteindre un «bon potentiel écologique».

Les cours d'eau urbains doivent faire l'objet d'opérations de restauration de leur état écologique mais avant il est nécessaire de comprendre leur fonctionnement, et les pressions exercées sur ces milieux. Il s'agit donc de considérer les cours d'eau urbains comme des écosystèmes à part entière, susceptibles d'héberger de la biodiversité aquatique (Francis 2012).

Une des pressions s'exerçant sur les petits cours d'eau urbains est l'altération hydromorphologique en lien avec la modification de l'occupation des sols dans le bassin versant au cours du processus d'urbanisation (Vietz, Rutherford et al. 2016). Cependant, les processus à l'origine des relations entre l'altération hydromorphologique et la réponse de la biodiversité aquatique sont encore peu connus.

1 Cours d'eau étudiés

1.1 Les bassins versants

Dans une étude antérieure visant à caractériser le degré d'urbanisation des petits cours d'eau franciliens (138 bassins versants au total), un gradient avait été obtenu basé sur un ensemble de quatre groupes de bassins versants (Tales et al., 2016) : des bassins versants plutôt agricoles (groupes 1 et 2) des bassins versants très urbanisés (groupe 4) et des bassins versants à dominante forestière (groupe 3), en situation intermédiaire entre les groupes 1 et 4. Les groupes 1 et 2 se différenciaient selon des variables hydromorphologiques (sinuosité et obstacles à l'écoulement), le groupe 2 étant défini sur la base de ces dernières variables.

Afin de caractériser plus finement ces groupes, il a été décidé de choisir des cas d'étude précis. Trois cours d'eau ont été retenus, représentant un compromis entre l'effort à réaliser pour recueillir des données sur le terrain (les cours d'eau sur lesquels des connaissances étaient disponibles ont été privilégiés) et la représentativité attendue du gradient mis en évidence précédemment : la Biberonne, la Mérantaise et le Morbras (figure 1).

Ces trois cours d'eau sont de taille comparable (tableau 1). Pour mémoire, ils sont situés dans une même hydroécorégion (HER 9 : tables calcaires) et de même type TP9.

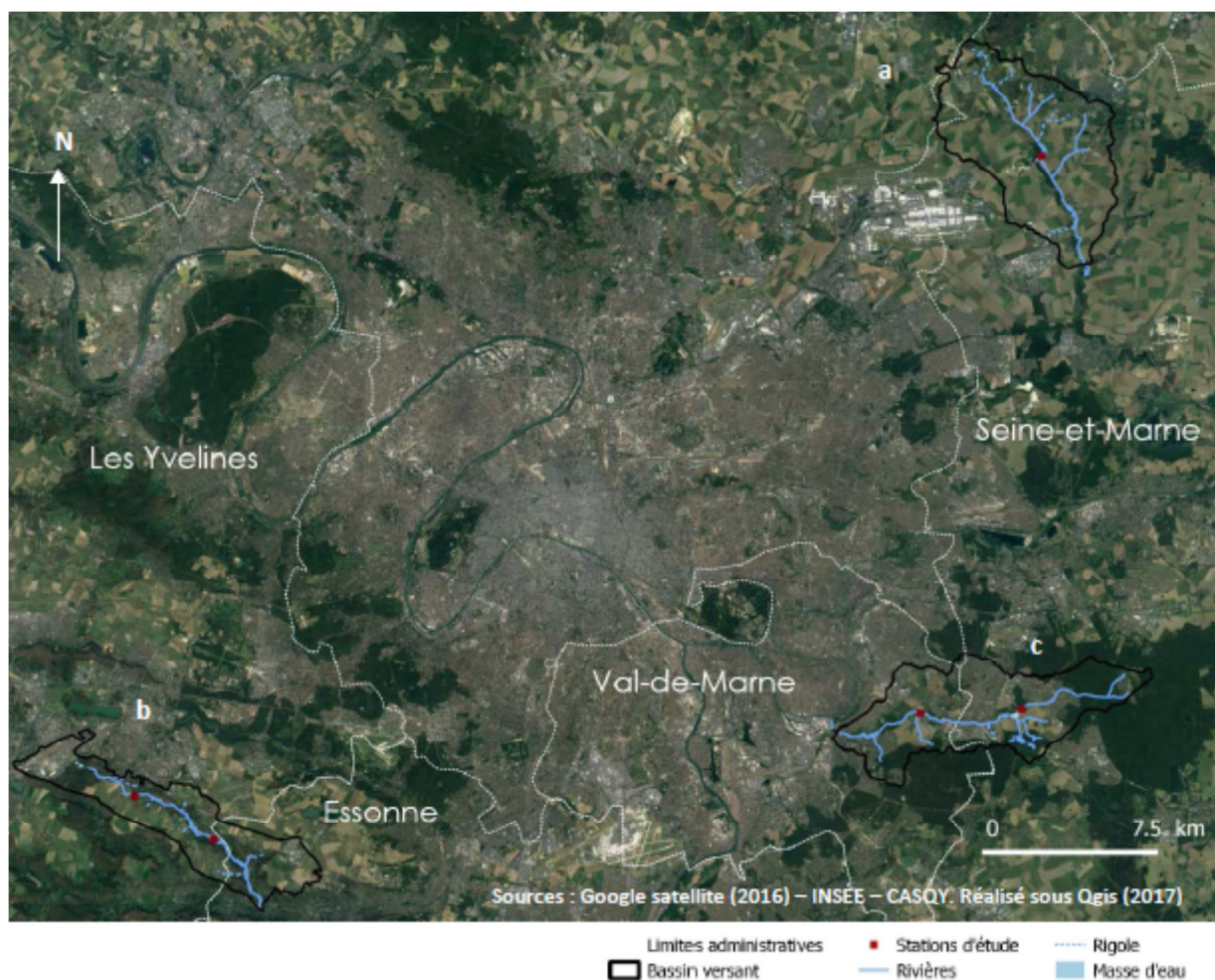


Figure 1. Localisation en Ile de France des trois cours d'eau étudiés. a) la Biberonne, b) la Mérantaise, c) le Morbras.

La Biberonne, située en Seine et Marne, s'écoule dans un contexte rural, à dominante agricole comme l'indique l'occupation des sols dans son bassin versant. Elle est caractéristique du groupe 1. C'est un affluent de la Beuvronne, qui elle-même se jette dans la Marne en rive droite.

La Mérantaise (représentant le groupe 2), affluent de l'Yvette, prend sa source dans les Yvelines puis s'écoule en Essonne. Elle est l'exemple d'un cours d'eau soumis à l'urbanisation, mais dont certains secteurs du bassin versant restent indemnes : en témoignent les proportions équivalentes entre surfaces forestières (32.21%), espaces agricoles (37.36%) et surfaces artificialisées (28.12%) (tableau 1). C'est sans doute l'exemple type d'un cours d'eau péri-urbain. De nombreux moulins étaient installés sur son linéaire, expliquant peut être que le nombre d'obstacles encore présents est supérieur à celui des deux autres cours d'eau (tableau 1).

Le Morbras, petit affluent rive gauche de la Marne, s'écoule de la Seine et Marne vers le Val de Marne. C'est celui qui a connu une urbanisation plus importante, ce qui explique son appartenance au groupe 4 rassemblant les cours d'eau les plus urbanisés de la région francilienne.

Tableau 1. Caractéristiques des trois cours d'eau étudiés à l'échelle du bassin versant.

Cours d'eau	Surf. BV (km ²)	Ordre Strahler	Occupation des sols (en %)					Densité Pop (hab/km ²)	Nbe obstacles (par km (ROE))	Sinuosité		Groupe
			Forêts	Espaces semi-naturels	Espaces agricoles	Eau	Surfaces artificialisées			Min	Max	
BIBERONNE	54,96	2	6,41	3,72	75,40	0,24	14,23	224	0,00	1,03	1,10	1
MÉRANTAISE	30,66	1	32,21	1,74	37,36	0,57	28,12	846	2,21	1,08	1,08	2
MORBRAS	51,99	2	29,63	3,56	15,31	0,43	51,07	1956	0,46	1,05	1,15	4

1.2 Les stations

Sur les trois cours d'eau considérés, pour le compartiment biologique, neuf stations ont été retenues, qui ont fait l'objet de campagnes de mesures en propre, ou sur lesquelles des données étaient déjà disponibles via notamment les réseaux de surveillance de l'AESN (tableau 2).

Les stations ont été sélectionnées de manière à jalonner le cours d'eau de l'amont vers l'aval et de tenir compte d'éventuelles hétérogénéités locales.

Tableau 2: Caractéristiques des neuf stations de prélèvement hydrobiologique.

Cours d'eau	Station	Source des données	Longueur de la station (m)	Bassin versant (km2)	Largeur plein bord moyenne (m)
Biberonne	Villeneuve sous D.	Irstea	112	26,1	9,3
	Compans	AESN	90	54,8	4,5
Mérantaise	Magny le Village 1	Irstea	81	8,1	5,2
	Villiers-le-Bâcle	AESN	83	24,6	3,0
	Gif-sur-Yvette 2	AESN	76	29,0	4,1
	Gif-sur-Yvette 3	AESN	73	27,2	3,8
Morbras	Bois des Berchères	Irstea	51	12,0	3,5
	La Queue en Brie	Irstea	120	34,9	8,0
	Sucy-en-Brie	AESN	54	51,6	5,8

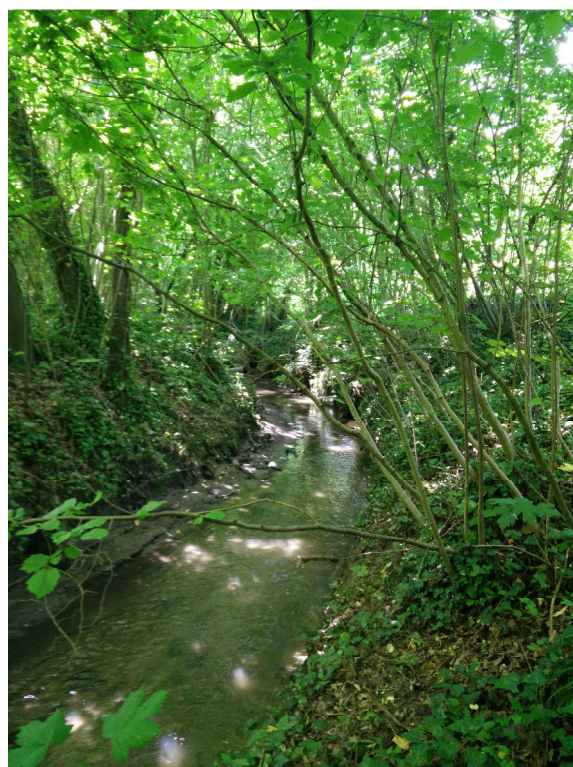


Figure 2 : Vues de la Biberonne à Villeneuve sous Dammarville



Figure 3 : Vue de la Mérantaise à Magny le Village.



Figure 4 : Vues du Morbras au Bois des Berchères et à la Queue en Brie

2 Méthodes utilisées

2.1 Données biologiques

Calcul des indices invertébrés

La qualité biologique de l'eau a été étudiée d'après la norme AFNOR NF T 90-333 (et son guide d'application GA T90-733) pour la partie prélèvement ; le protocole suivi en laboratoire, quant à lui, est tiré de la norme AFNOR XP T90-388 (et son guide d'application GA T90-788).

Ces protocoles permettent le calcul de l'I2M2 (Indice invertébrés multimétrique).

Sur le terrain, la longueur de la station de mesure est définie par la largeur plein bord moyenne et par le nombre de successions de faciès d'écoulement (radier/mouille ; plat lotique/plat lentique). Comme les cours d'eau considérés sont de catégorie « TP », une estimation de la longueur de la station correspond à 18 fois la largeur plein bord moyenne.

Une fois la station délimitée, une cartographie sommaire est dressée de manière à estimer les taux de recouvrement des substrats en pourcentage de la surface mouillée. Les substrats sont les suivants (par ordre d'habitabilité décroissante) : bryophytes, spermaphytes immergés (hydrophytes), litières, chevelus racinaires libres dans l'eau, substrats ligneux, sédiments minéraux de grandes tailles, blocs facilement déplaçables, graviers, spermaphytes émergents (hélophytes), vases, sables, limons, algues et les surfaces uniformes dures naturelles ou artificielles. Les substrats identifiés sont soit dominants (5% à 100% de recouvrement), soit marginaux (< à 5%).

Les 12 prélèvements à réaliser sont ensuite répartis entre trois phases : la phase A correspond aux substrats marginaux, la phase B aux substrats dominants et la phase C peut correspondre soit aux substrats dominants complémentaires soit aux substrats de la phase B dans d'autres faciès d'écoulement - cette dernière phase assure l'adaptation aux caractéristiques particulières de la station. [A + B = habitats les plus biogènes ; B+C = habitats dominants ; A+B+C = liste globale]. Ces trois phases interviendront dans le calcul de l'indice I2M2. Les prélèvements sont réalisés grâce à un filet Surber puis conservés dans du formol à 10%.

Ces prélèvements sont ensuite dépouillés et traités en laboratoire. La première étape consiste à les trier pour isoler la faune invertébrée du restant du prélèvement. Les invertébrés sont ensuite déterminés à la loupe binoculaire au niveau taxonomique requis par la méthode à l'aide de clés de détermination (Tachet et al. (2010) et le site internet : <http://www.perla.developpement-durable.gouv.fr/>).

Sur la base de la liste faunistique ainsi établie, l'I2M2 est ensuite déterminé via le logiciel RI script I2M2 réalisé par Usseglio-Polatera (2013). Il varie de 0 à 1. Cinq métriques concourent à son évaluation :

- L'indice de Shannon-Weaver permet de déterminer la diversité taxonomique. Il est calculé à partir des habitats les plus biogènes (i.e. les phases A et B).
- L'« Average Score Per Taxon » ASPT correspond au niveau de polluosensibilité moyen (0 à 10) de l'assemblage faunistique. Cet indice est particulièrement efficace dans les milieux affectés par une pollution organique et eutrophisée. Il est calculé à partir des habitats dominants, i.e. la phase B et C.
- La fréquence relative des taxons polyvoltins est une modalité du trait biologique « nombre de générations par an » (Tachet et al., 2010). Elle renseigne sur l'éventuelle instabilité d'un habitat, notamment à cause de pressions anthropiques. Ce trait biologique est un avantage adaptatif s'il permet de produire plus d'une génération au cours d'une année. Les taxons concernés sont donc peu sensibles aux perturbations du milieu par rapport aux espèces à cycle long (univoltines).
- La fréquence relative des taxons ovovivipares concerne les espèces dont le développement embryonnaire a lieu dans l'abdomen de la femelle et l'éclosion des œufs dès lors l'expulsion dans le milieu aquatique. Cet indice rend compte des dégradations de l'habitat.
- La richesse taxonomique est calculée à partir de l'ensemble des habitats (phases A, B et C) et correspond à la somme des taxons identifiés dans l'ensemble des échantillons.

Analyses des données faunistiques

L'utilisation des bioindicateurs permet d'avoir un diagnostic de la qualité biologique du cours d'eau sous forme d'une valeur d'indice. Une méthode alternative d'analyses des communautés aquatiques est de réaliser une analyse statistique par des méthodes multivariées pour estimer les tendances d'évolution dans un jeu de

données, indépendamment du diagnostic de qualité. L'ensemble des données considérées sur les neuf stations ont été analysées par une ACP (Analyse en Composantes Principales) dans cet objectif. Le tableau des 12 échantillons (stationsXdates) contenant 70 taxons a été soumis à une ACP. Les données d'abondance ont préalablement été transformées en log (x+1) pour stabiliser la variance du tableau.

2.2 Données hydromorphologiques

Par ailleurs, une étude hydrogéomorphologique a été menée sur les trois cours d'eau étudiés, sur six stations localisées en amont et en aval de chacun des cours d'eau (tableau 3). Ces stations ont été retenues pour leur anthropisation « modérée », et en contexte géographique analogue, en milieu boisé, ou près d'une prairie ou d'une surface agricole. Elles ont été localisées dans la mesure du possible dans le même secteur que les stations d'hydrobiologie, moyennant les critères précédemment mentionnés.

Tableau 3: Caractéristiques des six stations de mesures hydromorphologique.

Cours d'eau	Station	Longueur de la station (m)	Largeur plein bord moyenne (m)	Bassin versant (km ²)	Pente (%)
Biberonne	Moussy le Neuf	52	2	7,5	0,4
	Villeneuve sous D.	112	9,3	26,1	0,3
Mérantaise	Magny le Village	81	5,2	8,1	1,7
	Pont d'Ors	70	6,0	23,1	0,5
Morbras	Bois des Berchères	51	3,5	12,0	0,4
	La Queue en Brie	120	8,0	34,9	1,0

Les méthodes employées visent à caractériser la géométrie du chenal et la composition des berges à l'échelle des stations. Le protocole CARHYCE a été choisi pour réaliser les mesures de terrain (Gob et al., 2014 ; AFB, 2017). La géométrie du lit est décrite par des mesures de profondeurs et largeurs réalisées sur quinze profils en travers par station. La nature des substrats et supports additionnels est également notée. La zone riparienne (matériau des berges et ripisylve) est caractérisée au droit des profils en travers. Le débit et la pente de la ligne d'eau sont mesurés à l'échelle de la station.

L'étude hydromorphologique ne sera pas détaillée dans ce rapport. Seules les conclusions sur le degré probable d'altération des six stations issues des analyses des mesures de terrain seront reprises.

3 Résultats

3.1 Caractérisation hydromorphologique

L'application Carhyce en ligne permet d'analyser les données recueillies en regard de modèles de référence régionalisés, établis sur la base de données recueillies dans des stations dites de référence par hydroécocorégion. Ici, les modèles de référence sont ceux disponibles pour l'hydroécocorégion HER9 Tables calcaires. Deux paramètres ont été considérés : la largeur moyenne à plein bord et le rapport largeur/profondeur (L/P) (figure 5). Les modèles sont construits par régression avec la surface de bassin versant, les deux paramètres augmentant vers l'aval.

Pour la Biberonne, la largeur à plein bord et le rapport largeur/profondeur traduisent une légère altération de l'hydromorphologie. Sur la Biberonne aval notamment, la largeur a tendance à s'écarter du modèle de référence : à surface de bassin versant équivalente, la largeur est plus importante, indiquant un élargissement du chenal. Le rapport L/P semble indiquer des processus d'incision en allant vers l'aval. Par ailleurs, la diversité des substrats relevés sur la Biberonne est faible avec une tendance à l'envasement.

Pour la Mérantaise, la largeur à plein bord des deux stations est légèrement supérieure à celle du modèle de référence régional. Le rapport L/P sur la Mérantaise aval semble indiquer des processus d'incision. Les

substrats relevés sont diversifiés mais avec une absence de granulométrie intermédiaire (de type gravier) et d'autres substrats que minéraux.

Sur le Morbras, la largeur et le rapport L/P de la station aval sont conformes aux modèles de référence. En revanche, le rapport L/P de la station amont est faible et très écarté du modèle de référence ce qui traduit une forte incision du chenal. La diversité des substrats relevés à la station amont est faible, avec une absence de substrats additionnels.

3.2 Qualité physico-chimique

La qualité physico-chimique n'a pas explicitement fait partie de l'étude réalisée. Toutefois, il semblait important de tenir compte de cet aspect dans l'analyse globale pour évaluer dans quelle mesure les cours d'eau sont comparables de ce point de vue. Les données d'oxygène dissous de l'année 2016 ont été téléchargées grâce à l'application Qualit'eau¹ aux stations exutoires des trois cours d'eau : la Biberonne à Compans, la Mérantaise à Gif-sur-Yvette et le Morbras à Sucy-en-Brie. Vis-à-vis de ce paramètre, aux trois stations indiquées, les cours d'eau sont comparables, avec des teneurs en oxygène dissous qui varient globalement entre 8 et 12 mg/L (jusqu'à 13.3 mg/L en janvier pour le Morbras) (figure 6). La synthèse des données qualité DCE de 2015 indique cependant un état mauvais à médiocre de la physico-chimie en 2012 et 2013 pour la Biberonne et le Morbras, non pas en raison du bilan d'oxygène, mais du fait du bilan nutriments.

3.3 Qualité biologique

Les valeurs des indices calculés sur l'ensemble des stations témoignent d'une qualité biologique mauvaise à médiocre (tableau 4). Les valeurs extrêmes sont notées sur la Mérantaise, la station amont de Magny étant la plus dégradée (0,0002 pour l'I2M2 variant de 0 à 1), et les deux stations aval de Gif sur Yvette les mieux classées (0,1903 et 0,2248). C'est à la station de Magny que la plus faible richesse taxonomique est observée avec seulement 11 taxons présents. A cette station aucun individu d'éphémères, plécoptères et trichoptères (EPT) considérés comme les groupes les plus sensibles, n'est observé. Globalement aucun plécoptère n'est observé aux neuf stations. Les taxons représentant les trichoptères et éphéméroptères dans les inventaires faunistiques sont parmi les moins sensibles de ces deux groupes. Ces quelques nuances ne permettent pas toutefois de discerner globalement des situations différentes entre les trois cours d'eau.

Tableau 4: Valeurs de l'indice I2M2 et de ses métriques sur l'ensemble des stations.

Cours d'eau	Station	Date	Données brutes					I2M2
			Shannon (B1B2)	ASPT (B2B3)	Polyvoltinisme (B1B2B3)	Ovoviviparité (B1B2B3)	Richesse (B1B2B3)	
Biberonne	VILLENEUVE sous D.	2016	1,885	3,300	0,436	0,261	26	0,0897
	COMPANS	2008	1,665	3,833	0,471	0,282	16	0,0121
	COMPANS	2009	2,568	3,857	0,501	0,293	19	0,0590
	COMPANS	2010	2,428	3,923	0,579	0,357	19	0,0505
Mérantaise	MAGNY le VILLAGE	2016	1,593	3,667	0,512	0,303	11	0,0002
	VILLIERS-LE-BACLE	2013	1,005	4,286	0,429	0,247	27	0,0961
	GIF-SUR-YVETTE 2	2012	2,980	4,688	0,435	0,318	36	0,1903
	GIF-SUR-YVETTE 3	2012	0,689	5,235	0,415	0,273	43	0,2248
Morbras	BOIS de BERCHERES	2016	2,181	3,636	0,565	0,430	17	0,0356
	LA QUEUE-EN-BRIE	2016	3,006	3,769	0,448	0,328	14	0,0978
	SUCY-EN-BRIE 2	2008	1,050	3,500	0,391	0,330	23	0,0761
	SUCY-EN-BRIE 2	2010	1,968	3,200	0,516	0,374	20	0,0228

¹ <http://qualiteau.eau-seine-normandie.fr/>

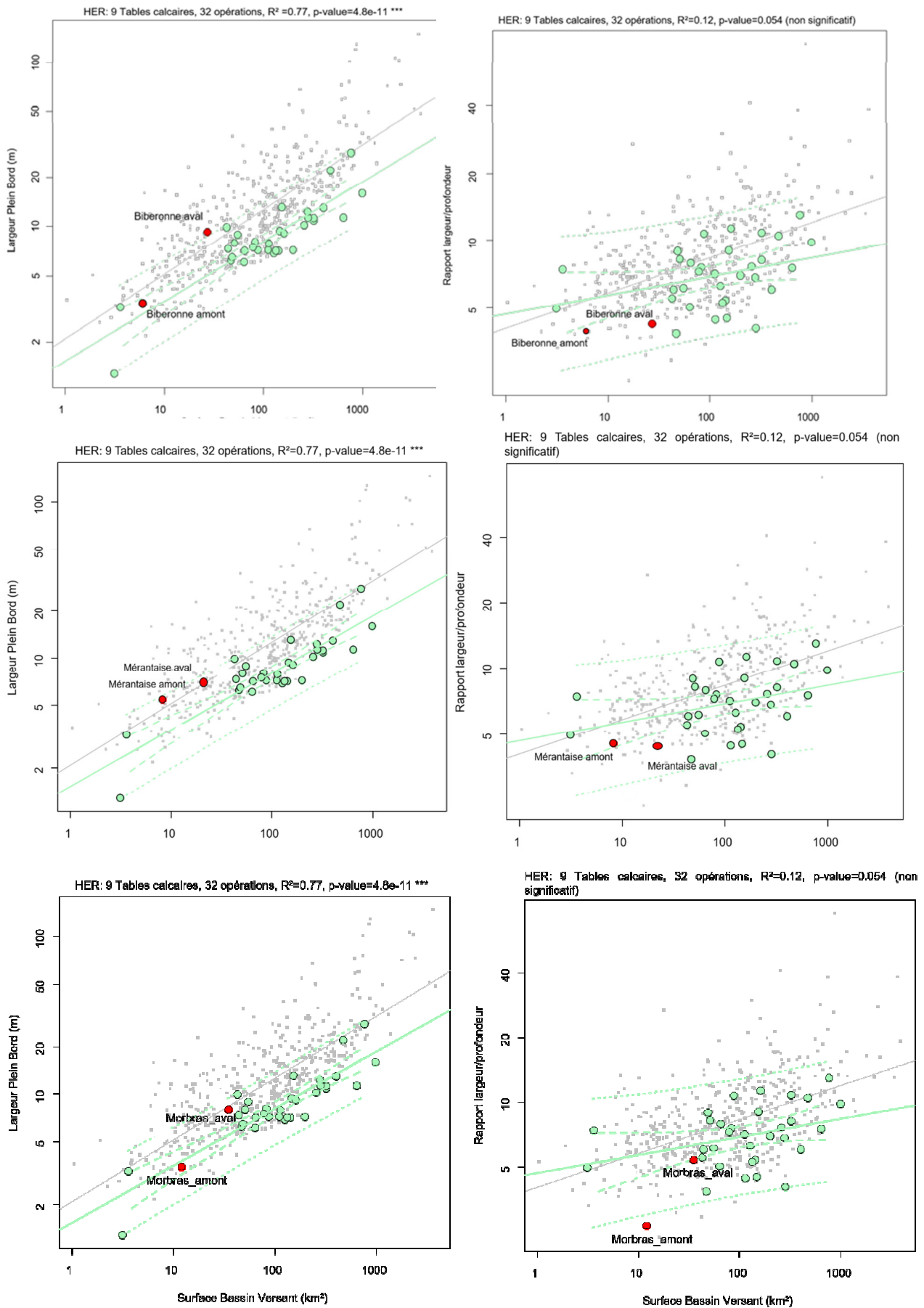


Figure 5: Position des stations amont et aval de la Biberonne, la Mérintaise et le Morbras dans les modèles de référence de la largeur plein bord et du rapport largeur/profondeur (réalisés par Tamisier, 2017).

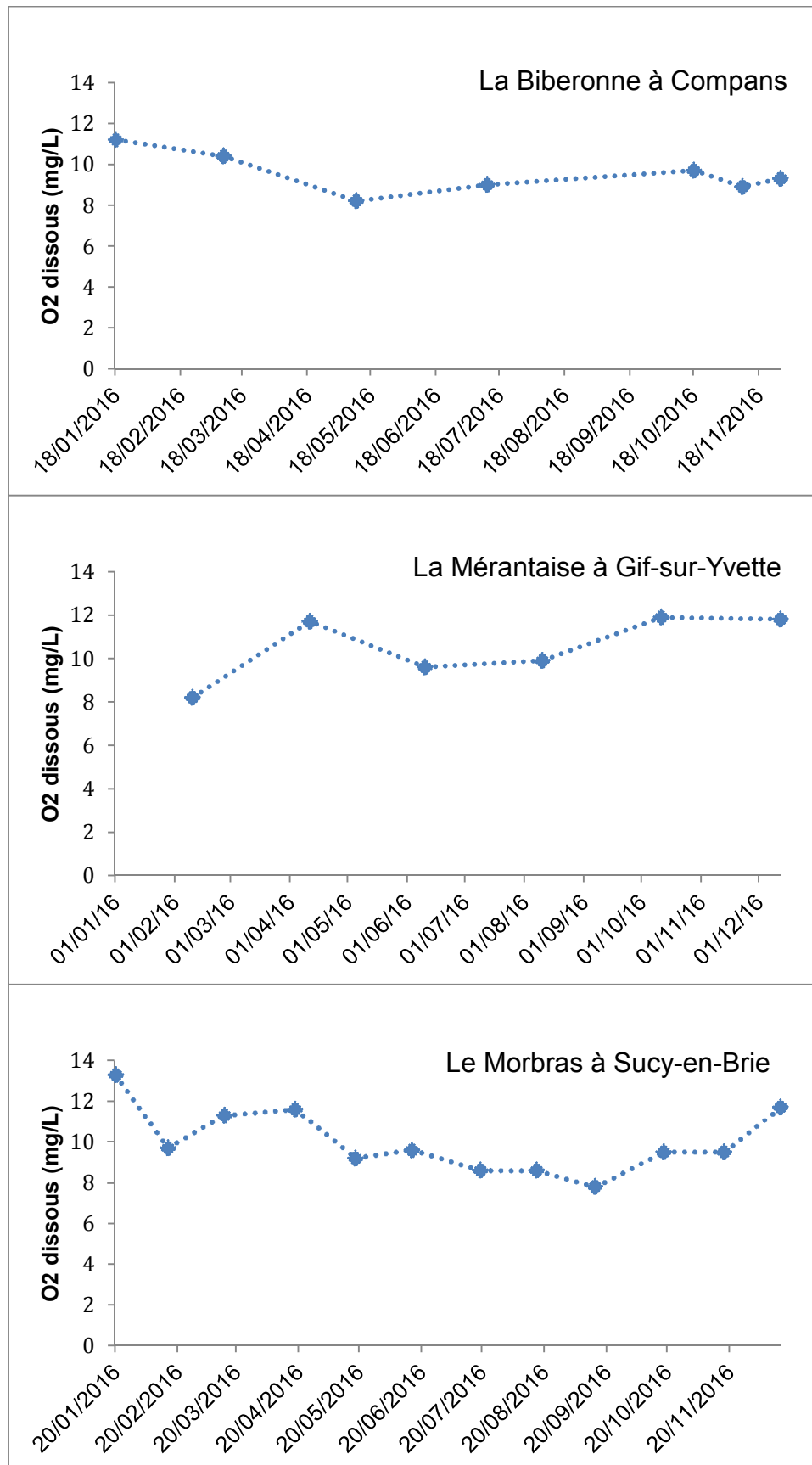
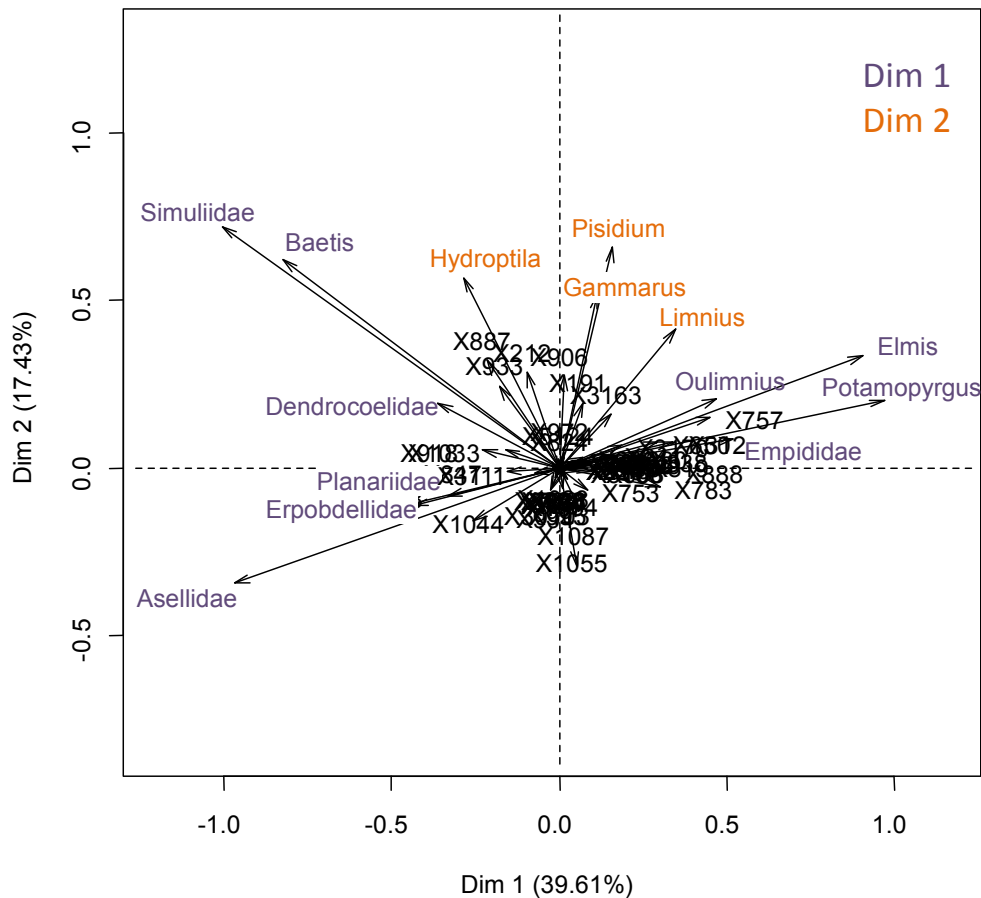


Figure 6 : Evolution de la teneur en oxygène dissous de la Biberonne, la Mérantaise et du Morbras au cours de l'année 2016.

3.4 Analyse du peuplement d'invertébrés aquatiques des trois cours d'eau

Une ACP a été réalisée sur le tableau constitué par les abondances des 70 taxons échantillonnés dans les 12 stations/dates. La première composante principale (dim1) porte 39,6% de la variance totale du tableau et la deuxième (dim2), 17,4% soit un total de 57% de l'information du tableau contenus dans le premier plan de l'analyse (figure 7).

Le long du premier axe de l'analyse s'opposent des taxons tels que Baetis, Simuliidae et Asellidae (et dans une moindre mesure Dendrocoelidae, Planariidae et Erpobdellidae) dans les contributions négatives, à des taxons tels que Elmis, Oulimnius, Potamopyrgus et Empididae dans les contributions positives. Cela signifie que ces deux groupes de taxons ne coexistent pas, certains étant abondants là où les autres ne le sont pas. Il n'y a que des contributions positives significatives à l'axe 2.



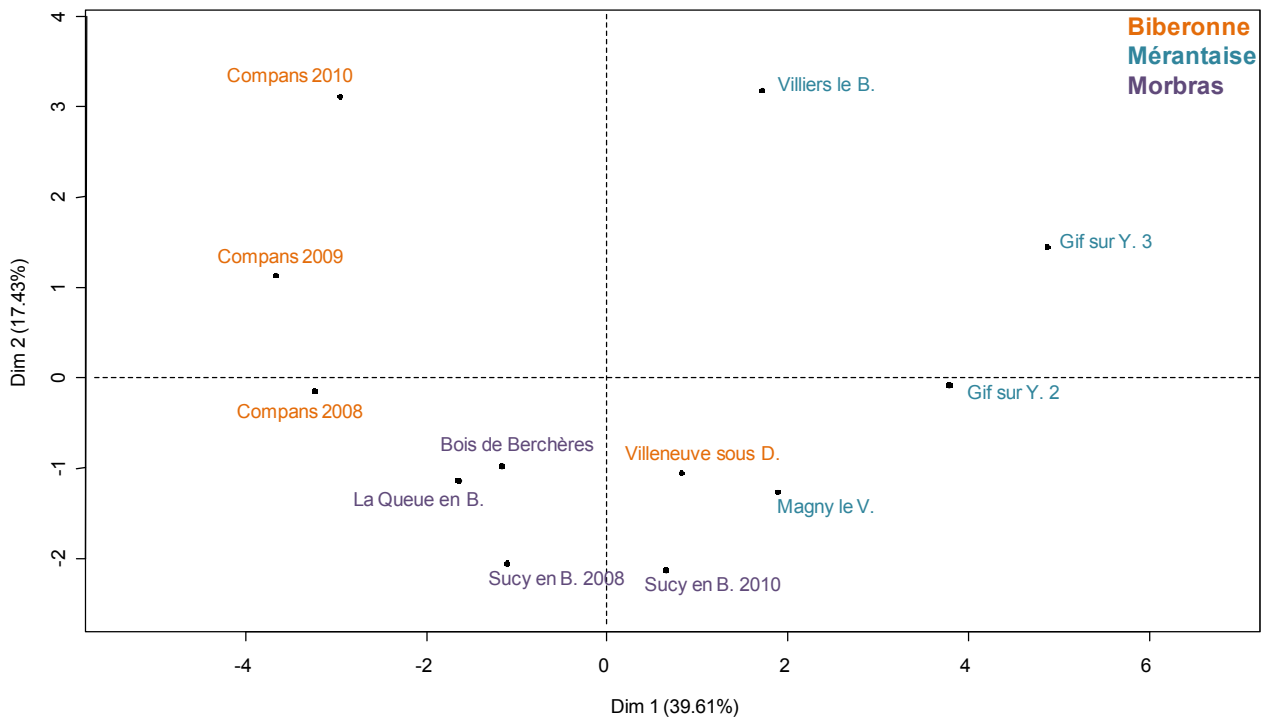


Figure 8 : Projection des 12 stations/dates dans le premier plan (dim1 X dim2) de l'ACP. La couleur des stations indique le cours d'eau considéré.

La projection des observations dans le premier plan de l'analyse indique une discrimination entre les stations selon les trois cours d'eau étudiés. Le long du premier axe s'opposent les stations de la Biberonne, du côté négatif, aux stations de la Mérantaise, sur les coordonnées positives (figure 8). Seule la station de Villeneuve sous Dammartin s'écarte de cette situation. En situation intermédiaire sont observées les stations du Morbras. Il semble donc qu'en dépit de peuplements de macroinvertébrés globalement dégradés, demeurent quand même des spécificités liées aux caractéristiques des cours d'eau puisque les stations sont différenciées. En revanche, l'opposition ne se fait pas entre cours d'eau à dominante agricole (la Biberonne) et cours d'eau urbain (le Morbras), ce qui suggère que la différenciation n'opère pas uniquement en raison de l'occupation du bassin versant.

4 Discussion et conclusion

Le focus sur les trois cours d'eau franciliens étudiés confirme que bien que globalement dégradés, il existe des différences de situation de ces cours d'eau, caractérisés non seulement par la nature de l'occupation du bassin versant mais aussi par des paramètres plus locaux, potentiellement liés à l'hydromorphologie.

Les trois cours d'eau semblent assez semblables relativement à leur qualité physicochimique (à minima le bilan d'oxygénation), plutôt dégradée quant au bilan concernant les nutriments. Toutefois, cette constatation est établie sur la base de données issues des réseaux de mesure, ce qui correspond à un faible nombre de mesures. Il est possible que notamment sur les cours d'eau les plus urbanisés, les altérations soient sous estimées du fait des événements liés à la météo, des précipitations ponctuelles, susceptibles d'entraîner des dégradations ponctuelles.

Les modifications de l'hydromorphologie des trois cours d'eau étudiés sont comparables, avec des processus d'incision plus ou moins marquée, et d'élargissements des chenaux. L'imperméabilisation des sols sur le bassin versant entraîne une incision qui peut être importante sur les petits cours d'eau périurbains (Grospretre, 2011). Les processus d'incision peuvent entraîner une altération des habitats pour les organismes aquatiques, en dégradant les substrats du lit des cours d'eau. Il est notable que dans les trois cours d'eau étudiés, aux stations de prélèvements biologiques, la diversité des substrats est faible.

Les peuplements de macroinvertébrés benthiques témoignent de cette situation dégradée puisque les indices calculés correspondent à un état qualifié de mauvais, au mieux médiocre selon les stations. Leur analyse directe indique cependant des spécificités puisqu'un gradient de peuplement apparaît entre les trois cours

d'eau, correspondant globalement à des types mis en évidence dans une étude antérieure. Pour confirmer ce gradient biologique, il faudrait travailler sur un jeu de données élargi, comportant plus de cours d'eau. Une approche fonctionnelle basée sur la prise en compte non plus des taxons, mais de leurs traits biologiques pourrait également nuancer les caractéristiques des peuplements selon le cours d'eau, voire les pressions subies.

D'un point de vue pratique cependant, il est possible que ces trois cours d'eau n'aient pas le même potentiel pour récupérer si les pressions exercées sont levées par des interventions de restauration. Il est difficile par ailleurs de savoir sur ces cours d'eau si ce sont les conditions locales (ex. la faible diversité d'habitat) ou les conditions du bassin versant (ex. évolution de l'occupation des sols) qui prédominent. Leur interaction conditionne la biodiversité présente dans les cours d'eau (Stoll et al., 2016).

Les altérations résultant de la modification du régime hydrologique et thermique ne sont pas prises en compte. Les ajustements hydromorphologiques sont liés aux débits. Les peuplements de macroinvertébrés répondent également directement aux modifications de régime hydrologique. Ils sont également sensibles au régime thermique des cours d'eau, alors même qu'en cours d'eau urbain ce régime est perturbé (Lery et al., 2017). Ainsi, la dynamique temporelle des cours d'eau urbains, via l'altération du régime hydrothermique, peut constituer une pression supplémentaire pour les peuplements d'invertébrés, se cumulant avec une faible diversité d'habitats et une qualité d'eau dégradée.

Bibliographie

AFB, (2017). Carhyce - Caractérisation hydromorphologique des cours d'eau. Protocole de recueil de données hydromorphologiques à l'échelle de la station sur les cours d'eau prospectables à pied. 43p. et annexes.

Carre C., de Gouvello B., Deroubaix J.-F., Deutsch J.-C. & Haghe J.-P. (2011). Les petites rivières urbaines d'Ile de France. Agence de l'eau Seine Normandie, Fascicule 11 Programme Piren Seine, 85 p.

Francis R.A. (2012). Positioning urban rivers within urban ecology. *Urban Ecosystems*, 15, 285-291.

Gob F., Bilodeau C., Thommeret N., Belliard J., Albert M.B., Tamié V., Baudoin J.M., Kreutzenberger K., (2014). A tool for the characterisation of the hydromorphology of rivers in line with the application of the European Water Framework Directive in France (CARHYCE). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 1 : 57-72.

Grospretre L. (2011) Etude et gestion des impacts hydrogéomorphologiques de la périurbanisation. L'exemple du bassin de l'Yzeron dans l'Ouest lyonnais. *Géographie. Université Lumière – Lyon II*, 302p.

Lery S., Bouarafa S., Chancibault K., Pineau L. (2017). Températures de cours d'eau urbain : mesures, interprétations et singularités. Congrès de la SHF Hydrométrie 2017, Lyon 14-15 mars 2017. 8p.

Stoll S., Breyer P., Tonkin J.D., Fruh D., Haase P. (2016) Scale-dependent effects of river habitat quality on benthic invertebrate communities – Implications for stream restoration practice. *Science of the Total Environment*, 553 : 495-503.

Tachet, H., Richoux, M., Bournaud, M. & Usseglio-Polatera, P., (2010). Invertébrés d'eau douce : Systématique, Biologie, Écologie. Paris, France : CNRS éditions. 607p.

Tales E., Holota B., Zahm A., Le Pichon C., Belliard J. (2016). Restauration des cours d'eau en milieu périurbain ; rapport Piren Seine, 18p.

Vietz G.J., Rutherford I.D., Fletcher T.D. & Walsh C.J. (2016). Thinking outside the channel: Challenges and opportunities for protection and restoration of stream morphology in urbanizing catchments. *Landscape and Urban Planning*, 145, 34-44.