



AGENCE FRANÇAISE
POUR LA BIODIVERSITÉ
ÉTABLISSEMENT PUBLIC DE L'ÉTAT



REMPAR

MICROPOLLUANTS

Modules 1 et 2 (Cartographie et Traitement)

Livrable 2.1. Caractérisation des eaux pluviales sur le Bassin d'Arcachon - typologie, flux de micropolluants, évaluation de l'efficacité d'une solution de traitement.

Rapport final

Jean-Philippe BESSE, Mohamed BENYAHIA, Hugues BIJOUX, Tugdual DREAN, Adeline THEVAND, Vincent TECHOUEYRES, Sabine JEANDENAND (SIBA)

Laura MOURET, Nathalie TAPIE, Thomas CORRALES, Karyn LE MENACH, Patrick PARDON, Hélène BUDZINSKI (EPOC-LPTC)

Jean DUMONT (UT2A)

Décembre 2019

Porteurs du projet

Réseau



Remerciements

Un grand grand (très grand !) merci à Jean-Luc Bertrand Krajewski (Laboratoire DEEP, INSA Lyon), pour l'aide considérable qu'il nous a apportée (et sans laquelle on ne serait pas allé bien loin...).

Auteurs

SIBA (Syndicat Intercommunal du Bassin d’Arcachon)

Mohamed BENYAHIA, chargé de mission – Pôle pluvial, m.benyahia@siba-bassin-arcachon.fr

Jean-Philippe BESSE, chargé de mission – animateur REMPLAR, jp.besse@siba-bassin-arcachon.fr

Hugues BIJOUX, chargé de mission – submersion marine, h.bijoux@siba-bassin-arcachon.fr

Tugdual DREAN, responsable du Pôle pluvial, t.drean@siba-bassin-arcachon.fr

Adeline THEVAND, ingénieure environnement – animatrice REMPLAR, a.thevand@siba-bassin-arcachon.fr

Vincent TECHOUEYRES, ancien responsable du Pôle pluvial, v.techoueyres@retraite-tranquille.com

Sabine JEANDENAND, directrice générale des services, s.jeandenand@siba-bassin-arcachon.fr

Université de Bordeaux – UMR 5805 EPOC – LPTC

Laura MOURET, ingénieure d’étude, laura.mouret@u-bordeaux.fr

Nathalie TAPIE, chargée de projet, nathalie.tapie@u-bordeaux.fr

Thomas CORRALES, ingénieur d’étude, thomas.corrales@u-bordeaux.fr

Karyn LEMENACH, ingénieure de recherche, karyn.le-menach@u-bordeaux.fr

Patrick PARDON, ingénieur de recherche, patrick.pardon@u-bordeaux.fr

Hélène BUDZINSKI, directrice de recherche, helene.budzinski@u-bordeaux.fr

UT2A (Ultra-Traces Analyses Aquitaine)

Jean DUMONT, ingénieur applications, j.dumont@univ-pau.fr

Correspondants

Agence française pour la biodiversité (anciennement ONEMA)

Estérelle VILLEMAGNE, chargée de mission innovation, esterelle.villemagne@afbiodiversité.fr

Agence de l’eau Adour-Garonne

Jean-Pierre REBILLARD, chef de service Valorisation et Connaissance, jean-pierre.rebillard@eau-adour-garonne.fr

Référence du document

Droits d’usage : accès libre

Niveau géographique : national

Couverture géographique : Bassin d’Arcachon

Niveau de lecture : public professionnel

Référence : BESSE J.P., BENYAHIA M., MOURET L., BIJOUX H., DREAN T., TAPIE N., THEVAND A., TECHOUEYRES V., CORRALES T., LEMENACH K., PARDON P., DUMONT J., BUDZINSKI H., JEANDENAND S. 2019. REMPLAR – Livrable 2.1. - Caractérisation des eaux pluviales sur le Bassin d’Arcachon - typologie, flux de micropolluants, évaluation de l’efficacité d’une solution de traitement.

Contexte de programmation et de réalisation

Face à la problématique grandissante des micropolluants, le Ministère en charge de l'Écologie, l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema, aujourd'hui Agence française pour la biodiversité) et les Agences de l'Eau, en partenariat avec le Ministère en charge de la santé, ont lancé en 2013 un appel à projets sur les moyens de lutter contre les micropolluants présents dans les eaux usées urbaines.

Les 13 projets retenus, dont le projet **REMPAR**, mobilisent sur 5 ans (2014 – 2018) des collectivités locales et leurs partenaires locaux privés (entreprises, PME/PMI) et/ou publics (universités, laboratoires de recherches) sur des initiatives innovantes allant des changements de pratiques des usagers et des professionnels jusqu'à la réalisation de nouvelles solutions techniques (aménagement urbains pour la gestion des eaux pluviales, méthodes de diagnostic des pollutions...) prenant en compte la notion de coût /efficacité.

Le SIBA (Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon) porte le projet **REMPAR** pour **RE**seau **MI**cro**P**olluants du Bassin d'**AR**cachon.

Le Bassin d'Arcachon, zone de transition d'importance écologique (diversité des milieux, diversité des espèces, zone de reproduction, zone d'hivernage...) et économique (conchyliculture, tourisme, pêche...) constitue un territoire particulièrement sensible aux actions anthropiques. Les récentes « crises écologiques » à l'échelle du Bassin (présence de phycotoxines, mortalité des huîtres, forte variabilité du captage du naissain, recul des herbiers à zostères...) ont soulevé la question du niveau d'imprégnation du système par les micropolluants. **REMPAR** répond donc à la volonté des acteurs et des gestionnaires d'établir une veille active sur les micropolluants à l'échelle du Bassin, d'en identifier les origines et d'en réduire l'empreinte par des traitements adaptés ou des mesures de réduction à la source.

Les actions de **REMPAR** se coordonnent autour de cinq grandes thématiques.

Identifier les rejets : en cartographiant l'empreinte de plusieurs familles de micropolluants (métaux, HAP, filtres anti-UV, résidus médicamenteux, biocides...) sur le réseau d'eaux usées, les eaux douces et marines ainsi que les rejets d'eaux pluviales.

Proposer des traitements adéquats : évaluant l'efficacité, l'utilité et le coût de procédés adaptés : bassin d'infiltration pour les eaux pluviales et bioréacteur à membrane pour le traitement des effluents hospitaliers.

Mesurer l'impact : en évaluant la toxicité des rejets hospitaliers et l'efficacité des traitements proposés sur sa réduction, par des analyses écotoxicologiques développées sur les sites expérimentaux.

Adapter nos comportements en conséquence : en conduisant des enquêtes de pratiques dans le but d'identifier des leviers d'action pour la réduction à la source des micropolluants et d'impulser des modifications des pratiques.

Partager et diffuser l'information : **REMPAR** doit créer du lien entre les différents acteurs du territoire (collectivité, industriels, professionnels de santé, universitaires, acteurs économiques locaux et grand public) autour de la thématique des micropolluants dans les eaux (eaux naturelles, usées et pluviales). Il s'agit de partager une culture commune sur les sources et les rejets de micropolluants pour que chacun adapte ses pratiques au mieux ; et au-delà, de croiser les regards de chacun sur l'eau pour en comprendre les différents usages et sensibiliser l'ensemble du territoire à la préservation de cette ressource.

Titre

Caractérisation des eaux pluviales sur le Bassin d'Arcachon - typologie, flux de micropolluants, évaluation de l'efficacité d'une solution de traitement.

Résumé

Les eaux pluviales sont connues pour être vectrices de micropolluants. Cette matrice n'ayant jamais fait l'objet de travaux approfondis sur le Bassin d'Arcachon, plusieurs objectifs ont été poursuivis dans **REMPAR** : 1) la caractérisation de l'empreinte en micropolluants dans un ruisseau urbanisé, par temps sec et par temps de pluie ; 2) la caractérisation de la contamination et l'estimation des flux de micropolluants (pesticides, hydrocarbures aromatiques polycycliques et métaux) dans des eaux pluviales à l'échelle de 3 bassins versants) ; 3) l'évaluation de l'efficacité d'une solution de traitement de type bassin d'infiltration.

1) Le ruisseau du Bourg, sur la commune de Gujan-Mestras, a fait l'objet, pendant 3 ans (2016-2018), de campagnes de prélèvement par temps sec et par temps de pluie. Par temps sec, l'empreinte en éléments traces métalliques (ETM) montre un profil particulier du point amont du ruisseau avec des teneurs en Cd, Co, Cu, Ni et Zn plus élevées. Pour les HAP, on observe un gradient de concentration qui augmente de l'amont vers l'aval. Enfin, pour les pesticides utilisés en agriculture (sans usage biocide selon la réglementation UE 528/2012), les résultats montrent un gradient de concentration qui diminue de l'amont vers l'aval du ruisseau du Bourg et dont l'origine semble liée à la présence en amont d'un bassin versant à occupation agricole. A l'inverse, les pesticides autorisés comme biocides (selon la réglementation UE 528/2012) sont peu ou pas retrouvés en amont du ruisseau du Bourg mais le marquent en aval, au niveau de ses zones urbanisées.

Par temps de pluie, les concentrations en ETM et en HAP augmentent fortement en aval immédiat d'un exutoire d'eaux pluviales. A l'inverse, à distance des exutoires, on n'observe peu de différences sauf pour qui Cu apparaît être un marqueur pertinent pour suivre les apports d'eaux de ruissellement. Pour les pesticides sans usages biocides, seuls le glyphosate et son métabolite l'AMPA voient leurs concentrations augmenter à proximité et à distance des exutoires d'eaux pluviales. Pour les pesticides à usages biocides, toutes les substances analysées voient leurs concentrations augmenter en aval immédiat d'un exutoire d'eaux pluviales, mais seul le tébuconazole augmente systématiquement à proximité et à distance des exutoires d'eaux pluviales. Ce fongicide apparaît être un marqueur pertinent pour suivre les apports d'eaux pluviales et de ruissellement.

2) Les rejets d'eaux pluviales à l'échelle de 3 bassins versants ont été investigués, ainsi que les sédiments de décantation au niveau d'un 4^{ème} bassin versant. Les campagnes se sont étalées entre janvier 2016 et juin 2018. Globalement, et quelle que soit la famille de micropolluants étudiée, les profils de contamination sont similaires sur les 3 sites. On observe une très forte variabilité des concentrations entre les différents événements pluvieux.

Dans les eaux pluviales, le profil en ETM est dominé par Al, Fe, Mn et Ti, dont l'origine est très probablement terrigène car il s'agit d'éléments majeurs très présents dans la croûte terrestre. Les concentrations mesurées sur les 3 sites du Bassin d'Arcachon sont globalement inférieures à celles que l'on peut retrouver sur des sites plus urbanisés au niveau national sauf pour Ti.

Les HAP sont systématiquement détectés dans les eaux pluviales à des concentrations variant de moins de 100 ng.L⁻¹ à plus de 10 µg.L⁻¹. En termes de profil, l'empreinte est comparable à celle rapportée sur d'autres sites à l'échelle nationale ; cependant les concentrations restent élevées compte-tenu de la faible urbanisation des bassins versants. L'utilisation d'indices pour diagnostiquer les sources oriente vers une origine pyrolytique de type combustion de carburant de ces HAP.

Pour les pesticides, les résultats ont montré que l'herbicide glyphosate et son métabolite AMPA dominaient largement l'empreinte de contamination avec des concentrations médianes de l'ordre de la 100^{aine} de ng.L⁻¹, et pouvant aller jusqu'au µg.L⁻¹ pour le glyphosate. On retrouve également plusieurs substances à usage biocide, et notamment des biocides autorisés dans les matériaux de construction (tébuconazole, diuron, carbendazime) ; avec des concentrations moyennes qui varient du dixième de ng.L⁻¹ à la 10^{aine} de ng.L⁻¹. Les concentrations mesurées dans **REMPAR** sont globalement inférieures à celles mesurées sur d'autres sites plus urbanisés au niveau national.

Enfin, des flux pour ces 3 classes de micropolluants ont été déterminés.

3) Si les systèmes favorisant l'interception et l'infiltration des eaux de ruissellement connaissent un fort développement en zones urbaines et périurbaines, des interrogations demeurent quant à l'accumulation et au transfert éventuel de micropolluants dans le sol et les nappes. Dans le cadre de **REMPAR**, un volet des travaux a été dédié à l'étude du transfert des contaminants depuis les eaux pluviales interceptées dans le bassin d'infiltration vers la nappe. Des prélèvements ont été effectués dans deux piézomètres (un en amont et un en aval) d'un bassin d'infiltration. Des suivis de conductivité en continu ont permis de cibler, dans le piézomètre aval, les périodes correspondant à l'infiltration des eaux pluviales.

Les résultats ont montré que la nappe, en amont du bassin d'infiltration, n'était pas exempte de micropolluants et notamment de pesticides, tels les métabolites de l'atrazine. En termes d'efficacité, l'ouvrage intercepte une partie importante de la contamination, essentiellement celle sous forme particulaire ; une autre partie, variable en fonction des composés est transférée vers la nappe. Enfin, les résultats suggèrent que le bassin d'infiltration relargue dans la nappe une partie des composés préalablement interceptés dans le massif sableux ; ce relargage semblant se faire de manière continue et lissée dans le temps.

Mots clés (thématique et géographique)

Bassin d'Arcachon ; Eaux pluviales ; Eaux de ruissellement ; Eléments traces métalliques ; Hydrocarbures aromatiques polycycliques ; Pesticides ; Biocides ; Bassin d'infiltration ; Eaux souterraines.

Title

Characterization of stormwater micropollutants in the Arcachon Bay – micropollutants occurrence and fluxes, assessment of the efficiency of an infiltration basin for the removal of micropollutants.

Abstract

Stormwater is known to be a source of micropollutants. Since stormwater have never been investigated on the Arcachon Bay, several objectives in **REMPAR** focused on their study: 1) characterization of the micropollutants footprint in a urbanized stream during dry and rainy weather; 2) assessment of the occurrence and fluxes of micropollutants (pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons and metals) in stormwater at the scale of 3 watersheds, 3) assessment of the effectiveness of an infiltration basin for the removal of micropollutants.

1) The ruisseau du Bourg (township of Gujan-Mestras) was sampled for 3 years (2016-2018) during dry and rainy weather. Dry weather campaigns showed that the trace metal element (TME) footprint displayed a particular profile at the upstream point with higher Cd, Co, Cu, Ni and Zn levels. For PAHs, a concentration gradient increasing from upstream to downstream was observed. Finally, for pesticides with agricultural uses (and no biocidal use according to the regulation EU 528/2012), results showed a decreasing gradient from upstream to downstream. Origin of this gradient could be linked to the presence of an agricultural catchment located upstream. Conversely, pesticides with biocidal uses (according to the regulation EU 528/2012) were little or not found upstream, but downstream, in the urbanized areas of the river.

During rainy weather, the concentrations of TME and PAHs increases sharply immediately downstream a stormwater outlet. Conversely, remote from such outlets, there were no differences except for Cu which appears to be a relevant marker of stormwater runoffs. For pesticides without biocidal uses, only glyphosate and its metabolite AMPA showed increasing concentrations near and remote from stormwater outlets. If all pesticides with biocidal uses displayed increasing concentrations immediately downstream stormwater outlet, only tebuconazole showed systematically increased concentrations near and remote from such outlets. This fungicide appears to be a relevant marker for the monitoring of stormwater runoff.

2) Stormwaters were also investigated at the scale of 3 watersheds. Sampling campaigns were spread out between January 2016 and June 2018. Overall, stormwater contamination profiles were similar for the 3 watersheds, whatever the micropollutants family.

TME footprint was dominated by Al, Fe, Mn and Ti, which origin is probably terrigenous as these are major elements occurring in high levels in the earth's crust. Concentrations measured on the 3 sites of the Arcachon Basin were generally lower than those reported on more urbanized sites at national scale, except for Ti.

PAHs were systematically detected in stormwater at concentrations ranging from less than 100 ng.L⁻¹ to more than 10 µg.L⁻¹. Footprint was similar to that reported on other sites at the national scale; however, given the low rate of urbanization of the watersheds measured concentrations appears to be relatively high. The use of indices to characterize sources indicates that PAHs may have a pyrolytic origin (fuel combustion).

For pesticides, results showed that the herbicide glyphosate and its metabolite AMPA largely dominated the contamination footprint, with median concentrations of 100 ng.L⁻¹, and up to the µg.L⁻¹ for glyphosate. Several pesticides with biocidal use, and especially biocides authorized in building materials (tebuconazole, diuron, carbendazim) were also found with average concentrations ranging from 0.1 ng.L⁻¹ to 10 ng.L⁻¹. Concentrations measured in **REMPAR** were overall lower than those measured on more urbanized sites at the national scale.

Finally, fluxes have been determined for these 3 classes of micropollutants

3) In urban areas, there is an increasing use of infiltration devices for stormwater management; nevertheless questions remains about the accumulation and possible transfer of micropollutants in soil and water table. Within the framework of **REMPAR**, part of the study focused on the transfer of contaminants from intercepted stormwaters in the infiltration basin to groundwater. Samples were taken from two piezometers (one upstream and one downstream the infiltration basin). Continuous conductivity monitoring made it possible to target, in the downstream piezometer, the periods corresponding to the infiltration of stormwater.

Results showed that groundwater, upstream of the infiltration basin, was not exempt from micropollutants and particularly pesticides, such as atrazine metabolites. The infiltration basin intercepts a high part of the contamination, essentially that in particulate form. Nevertheless, another part, which varies depending on the compounds, is transferred to groundwater. Finally, the results suggest that the infiltration basin releases into groundwater a part of the compounds previously intercepted in the sandy soil of the basin; this release may occur continuously over time.

Key words (thematic and geographical area)

Arcachon Bay ; Stormwater ; Trace metals ; Polycyclic aromatic hydrocarbons ; Pesticides ; Biocides ; Infiltration basin ; Groundwater.

Synthèse pour l'action opérationnelle

Bien que l'infiltration à la parcelle soit, depuis plusieurs années, privilégiée sur le territoire du Bassin d'Arcachon, il reste plus de 110 exutoires d'eaux pluviales au plan d'eau dont la plupart ne sont pas équipés de solutions compensatoires (Figure A). La matrice « eaux pluviales » n'ayant jamais l'objet de travaux approfondis sur le Bassin d'Arcachon, plusieurs objectifs ont été poursuivis dans REMPAR : 1) la caractérisation de l'empreinte en micropolluants dans un ruisseau urbanisé par temps sec et par temps de pluie ; 2) la caractérisation de la contamination et l'estimation des flux de micropolluants (pesticides, hydrocarbures aromatiques polycycliques et métaux) dans des eaux pluviales à l'échelle de 3 bassins versants) ; 3) l'évaluation de l'efficacité d'une solution de traitement de type bassin d'infiltration.



Figure A. Schéma de principe des solutions compensatoires implantées sur le réseau d'eaux pluviales en protection du Bassin d'Arcachon.

I. Site atelier du ruisseau du Bourg

Le ruisseau du Bourg a fait l'objet de campagnes de prélèvement par temps sec, visant à évaluer l'empreinte en contaminants selon gradient amont-aval ; et de campagnes par temps de pluie, visant à évaluer les apports de contaminants liés aux rejets d'eaux pluviales. Les campagnes se sont étalées sur 3 ans et plusieurs familles de contaminants ont été suivies : éléments traces métalliques (ETM), hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et pesticides.

1.1. Empreinte de contamination par temps sec

Pour les ETM, les résultats des concentrations dissoutes et totales ne montrent **pas de gradient clair entre l'amont et l'aval**. Par contre, les résultats ont révélé un **profil particulier du point amont du ruisseau** avec des teneurs en Cd, Co, Cu, Ni et Zn plus élevées que sur les autres points, avec un dépassement des Normes de Qualité Environnementale (NQE) pour Cd, Cu et Zn. Les origines de ce profil différent ne peuvent être clairement identifiées et nécessiteraient des études complémentaires.

Pour les HAP, on observe un **gradient de concentration qui augmente de l'amont vers l'aval**, probablement lié à une augmentation des teneurs en matières en suspension. Le diagnostic préliminaire des sources, basé sur l'utilisation d'indices, oriente vers une source double : pyrolytique de type biomasse (chauffage au bois) et pyrolytique de type carburant (trafic routier).

Pour les pesticides à usage agricole et non autorisés comme biocides, les résultats montrent un **gradient de concentration qui diminue de l'amont vers l'aval du ruisseau du Bourg**. Ce gradient semble être lié à la présence en amont du ruisseau d'un bassin versant à occupation agricole. L'empreinte est dominée par les métabolites du S-métolachlore, herbicide utilisé en maïsiculture, ce qui est cohérent avec les résultats des suivis pesticides effectués sur l'ensemble du territoire du Bassin d'Arcachon depuis 2010. On note également la présence de métabolites d'herbicides interdits depuis plusieurs années, comme l'atrazine, et qui reflète les usages agricoles passés.

*Les pesticides autorisés comme biocides (selon la réglementation européenne UE 528/2012) sont peu ou pas retrouvés en amont du ruisseau du Bourg, mais le marquent au niveau de ses zones urbanisées. Globalement, on observe un **gradient inverse à celui observé pour les pesticides agricoles**. Les niveaux de concentrations observés pour les biocides sont inférieurs d'un facteur 50 à 1000 par rapport aux pesticides à usage agricole.*

I.2. Influence des eaux pluviales

*Les concentrations en ETM et notamment les concentrations particulières, augmentent fortement en aval immédiat d'un exutoire d'eaux pluviales. A l'inverse, à distance des exutoires pluviaux, on n'observe peu de différences sauf pour Cu. **Cu apparaît être un marqueur pertinent pour suivre les apports d'eaux de ruissellement.***

Les teneurs en HAP augmentent fortement (d'un facteur 100) en aval immédiat d'un exutoire pluvial, mais, comme pour les ETM, cette augmentation n'est pas retrouvée en aval du ruisseau, à distance des exutoires pluviaux. Le diagnostic préliminaire des sources au niveau des rejets d'eaux pluviales situé dans une zone commerciale oriente vers une source double : pétrogénique et pyrolytique de type carburant, potentiellement en lien avec la proximité d'une station-service.

*Pour les pesticides sans usages biocides, le comportement varie par temps de pluie en fonction des substances. Pour plusieurs molécules et notamment les herbicides, il est difficile de conclure car il faut également tenir compte de l'influence des remontées de nappe. **Seuls le glyphosate et son métabolite l'AMPA voient leurs concentrations augmenter à proximité et à distance des exutoires d'eaux pluviales.***

*Pour les pesticides autorisés comme biocides, toutes les substances analysées voient leurs concentrations augmenter par temps de pluie en aval immédiat d'un exutoire d'eaux pluviales. Seul le tébuconazole, fongicide utilisé comme biocide dans les matériaux de construction, augmente systématiquement à proximité et à distance des exutoires d'eaux pluviales. **Le tébuconazole apparaît être un marqueur pertinent pour suivre les apports d'eaux pluviales et de ruissellement.***

II. Empreinte en micropolluants dans les eaux pluviales

Dans le cadre de **REMPAR**, les rejets d'eaux pluviales à l'échelle de 3 bassins versants ont été investigués. Trois sites : le bassin d'infiltration des Hironnelles (Figures B et C), le passe-débit de l'avenue de Montaut, et le bassin d'infiltration de l'avenue du Banc d'Arguin, tous 3 situés au sud-ouest du Bassin, sur les communes d'Arcachon et de la Teste de Buch) ont été instrumentés et les eaux pluviales échantillonnées et analysées. Les sédiments de décantation au niveau d'un 4^{ème} bassin d'infiltration (situé sur la commune de Lège-Cap-Ferret) ont également été analysés.

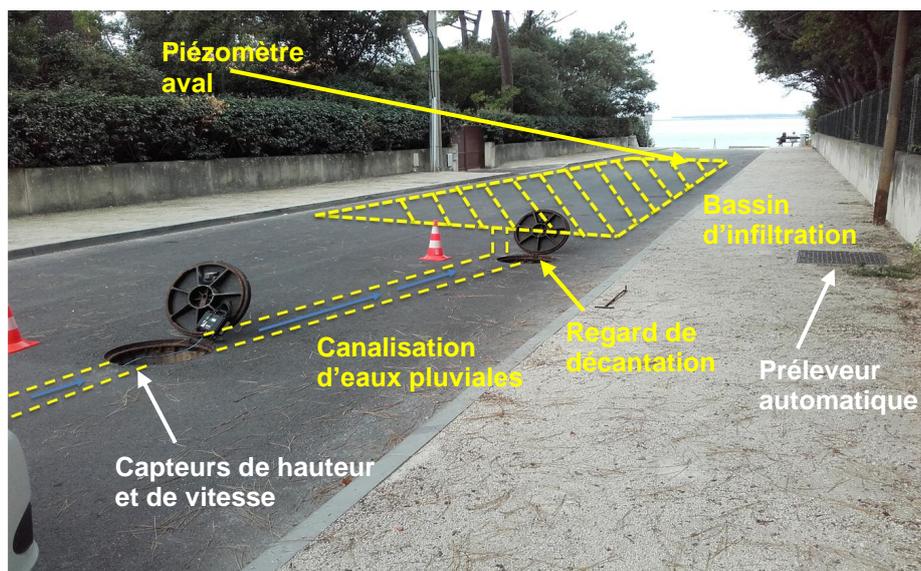


Figure B. Positionnement et instrumentation du bassin d'infiltration des Hironnelles et instrumentation.

Les campagnes se sont étalées entre janvier 2016 et juin 2018 et plus de 60 événements pluvieux ont été échantillonnés afin de déterminer l'empreinte de contamination. Trois familles de contaminants ont été analysées : les ETM, les pesticides et les HAP.

Globalement, et quelle que soit la famille de micropolluants étudiée, on observe une **très forte variabilité des concentrations entre les différents événements pluvieux**. Cette variabilité inter-événements sur un même site est connue et admise comme pouvant être supérieure à la variabilité inter-sites. On n'observe **pas d'effet saison** sur les concentrations.

Les profils de contamination sont globalement similaires sur les sites étudiés mais les concentrations sont plus élevées sur le site de l'avenue du Banc d'Arguin. Les concentrations mesurées au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles sont probablement inférieures à ce que l'on devrait retrouver en réalité car il existe en amont de l'ouvrage des solutions compensatoires qui interceptent une partie des eaux pluviales.

II.1. Pour les éléments traces métalliques

Les profils pour ETM sont **dominés par Al, Fe, Mn et Ti, dont l'origine est très probablement terrigène** car il s'agit d'éléments majeurs très présents dans la croûte terrestre. Les concentrations mesurées sur les sites du Bassin d'Arcachon sont globalement inférieures à celles que l'on peut retrouver sur des sites plus urbanisés au niveau national.

Ti fait exception avec des concentrations très supérieures (d'un facteur 5 à 13) à celles que l'on peut trouver sur des sites plus urbanisés. Une hypothèse pour expliquer ces différences serait que le Ti retrouvé dans les eaux pluviales provienne de l'érosion des sols (moins urbanisés sur le Bassin d'Arcachon) et ne soit pas lié à un apport anthropique.

Enfin, on observe dans la phase dissoute un dépassement des NQE dans les eaux pluviales pour As, Cu et Zn. Pour la phase particulaire, on observe un dépassement des seuils N2 GEODE (seuils réglementant la gestion des sédiments portuaires et notamment leur possibilité d'immersion) uniquement Cu et Zn.

II.2. Pour les HAP

Les blancs « préleveurs » réalisés sur la durée de l'étude ont montré une contamination préoccupante avec des niveaux en HAP équivalents voire supérieurs à ceux mesurés dans les prélèvements d'eaux pluviales. Des analyses plus poussées ont révélé que l'eau témoin utilisée pour la réalisation des blancs présentait une empreinte relativement importante en HAP et que le système de prélèvement ne semblait pas être en cause.

Les résultats ont montré que les HAP étaient systématiquement détectés dans les eaux pluviales à des concentrations variant de moins de 100 ng.L⁻¹ à plus de 10 µg.L⁻¹. En termes de profil, les proportions respectives des HAP dans les eaux pluviales sont comparables avec ce que l'on retrouve sur d'autres sites à l'échelle nationale.

En termes de concentrations totales, les valeurs maximales observées sur le site de l'avenue du Banc d'Arguin se sont révélées du niveau, voire supérieures à celles observées sur des bassins urbanisés denses de la région Parisienne ; ces valeurs maximales correspondent à un épisode orageux intense d'une période de retour de 2 ans. Toutefois, compte-tenu de la faible urbanisation des sites étudiés dans **REMPAR** et de leur faible imperméabilisation par rapport à d'autres sites au niveau national, **les concentrations en HAP apparaissent relativement élevées, surtout si l'on considère un apport via le trafic automobile. Il serait nécessaire de poursuivre les analyses afin de confirmer les résultats acquis.**

L'utilisation d'indices pour diagnostiquer les sources oriente l'origine des HAP vers une origine pyrolytique de type combustion de carburant.

On n'observe pas pour phase dissoute de dépassement des NQE. Pour la phase particulaire, des dépassements des seuils GEODE N1 sont observés pour plusieurs HAP. Les seuils N2 sont dépassés seulement dans le cas du phénanthrène et du pyrène, et ce uniquement au niveau du bassin versant de l'avenue du Banc d'Arguin.

II.3. Pour les pesticides

Les résultats ont montré que **l'herbicide glyphosate et son métabolite AMPA dominaient largement l'empreinte de contamination** avec, pour le glyphosate, des concentrations médianes de l'ordre de la 100^{aine} de ng.L⁻¹ et pouvant aller jusqu'à µg.L⁻¹.

On retrouve également **plusieurs pesticides autorisés comme biocides** dont les concentrations moyennes varient du dixième de ng.L^{-1} à la 10^{aine} de ng.L^{-1} en fonction des substances, des sites et des évènements pluvieux. On retrouve :

- des **biocides autorisés dans les matériaux de construction** comme le tébuconazole (TP 7,8 et 10), le diuron (TP 7 et 10) et la carbendazime (TP 7 et 10). Les concentrations moyennes varient du ng.L^{-1} à la 10^{aine} de ng.L^{-1} . Pour le diuron, ces valeurs sont très inférieures à sa NQE (200 ng.L^{-1}) ;
- des substances avec d'**autres usages biocides** sont également identifiées, comme les métabolites DMSA et DMST (métabolites du dichofluanide et du toyfluanide, anciennement autorisés en agriculture et autorisés dans le TP 21, produits antifoulings), et l'imidaclopride (TP 18, insecticide) ;
- on retrouve également le fipronil (TP 18) et ses métabolites, qui sont quantifiés de manière plus occasionnelle et à des niveaux inférieurs au ng.L^{-1} .

Pour deux molécules : le diflufénican et le propiconazole, on observe au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles une évolution rapide des concentrations. **Pour le diflufénican, cette évolution a pu être mise en lien avec son utilisation par les services techniques de la commune.**

Si les concentrations mesurées dans **REMPAR** sont inférieures à celles mesurées sur d'autres sites plus urbanisés au niveau national, on observe des différences en fonction des usages :

- les concentrations en glyphosate restent dans un ordre de grandeur comparable ;
- les concentrations en biocides autorisés dans les matériaux de construction (diuron, isoproturon et carbendazime), sont jusqu'à plusieurs centaines de fois inférieures.

Les plus faibles niveaux en biocides utilisés dans les matériaux de construction sont à mettre en lien les différences d'urbanisation et avec le coefficient d'imperméabilisation, beaucoup plus faibles sur les sites étudiés dans **REMPAR**.

La moindre différence observée au niveau des teneurs en glyphosate suggère une utilisation relativement plus importante sur des sites pavillonnaires par rapport à des sites fortement urbanisés.

III. Flux de micropolluants dans les eaux pluviales

Les flux (masses de contaminants) ont été déterminés pour 2 des versants étudiés. Pour le bassin versant de l'avenue du Banc d'Arguin, seul un faible nombre d'évènements a été pris en compte, dont des évènements pluvieux intenses. Les flux sont très supérieurs pour le bassin versant de l'avenue du Banc d'Arguin par rapport à celui des Hirondelles, ce qui est cohérent avec le fait que seule une partie des eaux pluviales atteignent le bassin d'infiltration.

Les flux bruts médians de matières en suspension sont de l'ordre du kg pour le bassin des Hirondelles et de la centaine de kg pour l'avenue du Banc d'Arguin.

Les flux bruts médians pour l'ensemble des ETM (concentrations totales) sont de l'ordre de 400 g pour les Hirondelles et de 1 kg pour l'avenue du Banc d'Arguin, avec Fe et Al qui représentent plus de 90% des flux. L'incertitude associée aux valeurs de flux a pu être déterminée pour les éléments traces métalliques, celle-ci est de l'ordre de $\pm 20\%$ pour la majorité des éléments analysés.

Les flux bruts médians, pour la somme de 15 HAP (concentrations totales), sont de l'ordre de 17 mg pour les Hirondelles et de 750 mg pour l'avenue du Banc d'Arguin. Les congénères majoritaires sont dans les deux cas, les isomères du benzofluoranthène, le fluoranthène et le pyrène.

Les flux bruts médians pour les pesticides (concentrations dissoutes) sont dominés par le glyphosate et son métabolite l'AMPA. Ils sont respectivement de 6 et 2 mg pour le site des Hirondelles, et de 45 et 12 mg pour le site de l'avenue du Banc d'Arguin.

La comparaison des valeurs de flux (rapportés à la surface active) avec d'autres sites au niveau national montre, pour le bassin versant de l'avenue du Banc d'Arguin, des valeurs globalement plus élevées. Ce résultat est cohérent, d'une part avec les très faibles valeurs de surface imperméabilisées observées sur ce bassin versant, et d'autre part avec le fait qu'une partie des surfaces non imperméabilisées peuvent contribuer au ruissellement.

L'extrapolation à l'échelle du Bassin d'Arcachon des flux de micropolluants reste quant à elle extrêmement délicate à ce stade compte-tenu des nombreuses incertitudes.

IV. Efficacité d'un bassin d'infiltration pour la rétention des micropolluants et transfert vers la nappe

Si les systèmes favorisant l'interception et l'infiltration des eaux de ruissellement connaissent un fort développement en zones urbaines et périurbaines, des interrogations demeurent quant à l'accumulation et au transfert éventuel de micropolluants dans le sol ou la nappe phréatique par ces dispositifs.

Dans le cadre de **REMPAR**, un volet des travaux a été dédié à l'étude du transfert des contaminants depuis les eaux pluviales interceptées dans le bassin d'infiltration des Hirondelles vers la nappe.

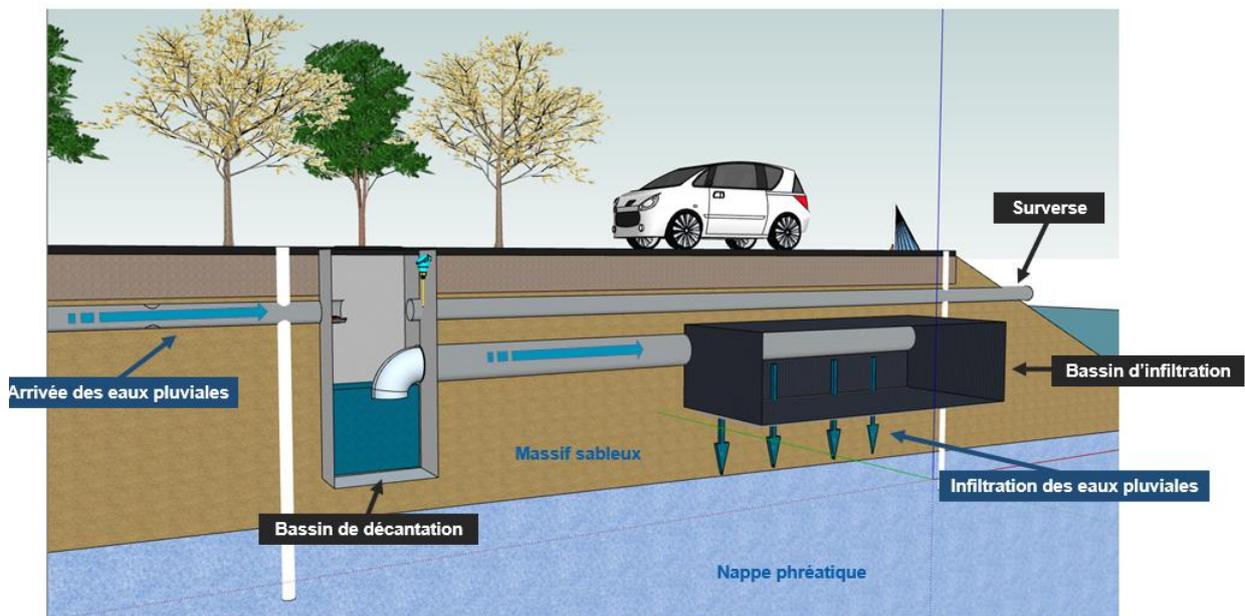


Figure C. Schéma de principe du bassin d'infiltration des Hirondelles © SIBA.

Afin de caractériser ce transfert, des prélèvements ont été effectués dans deux piézomètres (un en amont et un en aval) au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles (Figure C). Des suivis de conductivité en continu ont permis de cibler, dans le piézomètre aval, les périodes correspondant à l'infiltration des eaux pluviales. Les résultats des suivis ont apporté des informations sur l'empreinte dans la nappe et sur le fonctionnement de l'ouvrage :

- **La nappe, en amont du bassin d'infiltration, n'est pas exempte de micropolluants** et notamment de pesticides dont les métabolites de l'atrazine et potentiellement, ceux du S-métolachlore.
- **L'ouvrage intercepte la majeure partie de la contamination, notamment celle sous forme particulaire et contribue donc à la protection immédiate du milieu récepteur.** Une autre partie, variable en fonction des composés, est transférée vers la nappe.
- **Enfin, les résultats suggèrent que le bassin d'infiltration relargue dans la nappe une partie des composés préalablement interceptés dans le massif sableux ; ce relargage semblant se faire de manière continue et lissée dans le temps.**

IV.1. Résultats pour les éléments traces métalliques

Le comportement des ETM dans la nappe en aval du bassin d'infiltration est très contrasté :

- certains ETM comme Al, Pb et Ti tracent le passage des eaux pluviales ;
- d'autres comme Cu tracent le passage des eaux pluviales mais témoignent également d'un relargage continu dans la nappe ;
- enfin, le comportement de plusieurs éléments comme Fe, Co, Cu et Ni suggère une infiltration lente et continue des eaux interceptées et stockées dans l'ouvrage.

IV.2. Résultats pour les pesticides

Pour les pesticides, beaucoup des valeurs de concentrations sont inférieures aux LQ mais on peut dégager quelques tendances.

Le glyphosate, bien que majoritaire dans les eaux pluviales, n'est jamais détecté dans la nappe en aval du bassin d'infiltration. Cette molécule semble être bien retenue dans le massif sableux. **Cette rétention du glyphosate est à mettre en lien avec les caractéristiques du sol (sable des Landes) et les résultats observés ici ne sont probablement pas directement transposables à d'autres territoires.**

Le tébuconazole, fongicide autorisé comme biocide dans les matériaux de construction semble tracer le passage des eaux pluviales. **Ce biocide, ainsi que le tétraconazole, semble être également relargué par l'ouvrage de manière continue, ce qui est cohérent avec les résultats obtenus pour les éléments traces métalliques.**

Une des raisons pour laquelle beaucoup de résultats sont inférieurs à la LQ tient à la grande variabilité des événements pluvieux liée au faible nombre de prélèvements réalisés. Ceux-ci pourraient correspondre à des événements pluvieux de faible intensité : la baisse de la conductivité qui renseigne sur le passage des eaux infiltrées dans la nappe (et qui permet donc de cibler les prélèvements), ne montre pas de lien avec l'intensité de l'évènement pluvieux correspondant, et donc avec les concentrations en micropolluants véhiculées par cet évènement. Pour pallier à cet écueil, il serait nécessaire à l'avenir de multiplier les prélèvements sur une plus longue durée.

V. Conclusions et perspectives

Les résultats acquis dans **REMPAR** dans le cadre du suivi des eaux pluviales ont apporté de nombreuses informations... et plusieurs interrogations. Les actions de **REMPAR** se poursuivant après la fin de l'appel à projets, deux grands axes d'étude vont être initiés sur les eaux pluviales et de ruissellement : 1) l'évaluation, à l'échelle d'un lotissement neuf, du transfert des biocides construction par ruissellement depuis le revêtement des maisons vers le milieu naturel et notamment la nappe phréatique ; 2) le suivi d'un autre bassin d'infiltration, conçu et instrumenté de manière à compléter les résultats acquis ici, notamment pour mieux comprendre les transferts vers la nappe.

L'urbanisation s'accompagne d'une artificialisation des sols qui limite l'infiltration des eaux pluviales et entraîne une augmentation des volumes d'eaux ruisselées. Ce phénomène implique pour une collectivité la nécessité d'une gestion maîtrisée des eaux pluviales afin d'éviter d'une part l'aggravation des phénomènes d'inondation en milieu urbain, et d'autre part éviter la dégradation de la qualité des milieux récepteurs).

Les travaux menés dans le cadre de **REMPAR** ont permis d'identifier l'empreinte en micropolluants dans les eaux de ruissellement et d'évaluer l'efficacité d'une solution compensatoire de type bassin d'infiltration. Globalement, on peut retirer deux enseignements :

- les eaux pluviales sont marquées par nos usages et il est possible de faire un lien direct avec l'empreinte en micropolluants ;
- les ouvrages de compensation existant aujourd'hui et qui sont bâtis autour de l'interception de la pollution particulaire, font preuve de leur efficacité, même si celle-ci n'est pas totale.

Au-delà de la gestion des eaux pluviales par les collectivités, il convient également de sensibiliser le grand public qui ignore encore trop souvent la distinction entre réseau pluvial et réseau d'eaux usées. Il reste important de le sensibiliser au fait que les eaux de pluie qui se déversent dans les caniveaux peuvent être dirigées directement dans le milieu récepteur. La pose d'un filet à macro-déchets dans un regard d'eaux pluviales est à ce titre éloquent car en l'espace de 3 mois, 3.3 kg de déchets ont été récupérés.

Depuis 2019, le SIBA a initié une campagne de sensibilisation avec la pose de plaques « Ici commence la mer – ne rien jeter » sur les communes du Bassin, à proximité des avaloirs d'eaux pluviales.

Sommaire

Liste des figures	23
Liste des tableaux	27
Liste des annexes	279
1. Contexte : les eaux pluviales et le Bassin d’Arcachon	31
1.1. Définitions et rappels	31
1.1.1. Rappels.....	31
1.1.2. La pollution des eaux de ruissellement	31
1.1.3. La pollution des rejets pluviaux stricts.....	32
1.2. La gestion des eaux pluviales sur le Bassin d’Arcachon	32
1.2.1. Un milieu sensible à préserver	32
1.2.2. Un réseau de collecte majoritairement à ciel ouvert	33
1.2.3. Le rôle du SIBA.....	34
1.2.4. Des solutions compensatoires pour limiter le « tout-tuyau ».....	34
1.2.5. Synthèse : le réseau d’eaux pluviales du Bassin d’Arcachon en quelques chiffres.....	36
1.3. Etat des connaissances actuelles sur le territoire et objectifs du livrable	36
2. Présentations des sites d’étude et des objectifs associés.....	39
2.1. Remarques préliminaires.....	39
2.2. Sites d’études - bassins d’infiltration.....	39
2.2.1. Généralités sur les bassins d’infiltration	39
2.2.2. Les bassins d’infiltration suivis dans le cadre de REMPLAR	41
2.2.2.1. Le bassin d’infiltration des Hirondelles	41
2.2.2.2. Le bassin d’infiltration de l’avenue du Banc d’Arguin	42
2.2.2.3. Le bassin de rétention de la place Walther Reinhard.....	44
2.3. Sites d’études – passe-débit.....	44
2.3.1. Historique des passe-débites sur le Bassin d’Arcachon	44
2.3.2. Fonctionnement général	44
2.3.3. Le passe-débit de Montaut	44
2.4. Sites d’études – ruisseau.....	46
2.4.1. Le ruisseau du Bourg à Gujan-Metras.....	46
2.4.1.1. Présentation du ruisseau	46
2.4.1.2. Les bassins versants en amont du ruisseau du Bourg	46
2.4.2. Objectifs	47
2.4.2.1. Prélèvements par temps sec.....	47
2.4.2.2. Prélèvements par temps de pluie	47
3. Instrumentation des sites d’étude en fonction des objectifs recherchés	48
3.1. Instrumentation du bassin d’infiltration des Hirondelles	48
3.1.1. Caractérisation de la contamination dans les eaux pluviales - collecte des échantillons en entrée de l’ouvrage	49
3.1.1.1. Collecte des échantillons	49
3.1.1.2. Modes de prélèvement.....	50
3.1.1.3. Réalisation des blancs.....	50
3.1.1.4. Mesure des hauteurs de pluie.....	51
3.1.2. Caractérisation de la pollution dans les sédiments de décantation - collecte des échantillons en entrée de l’ouvrage	51
3.1.3. Caractérisation de la contamination de la nappe et de l’impact potentiel du bassin d’infiltration	52

3.1.3.1. Piézomètres	52
3.1.3.2. Suivi de la conductivité dans la nappe	52
3.1.3.3. Echantillonnage dans les piézomètres	52
3.2. Instrumentation du bassin de rétention de l'avenue du Banc d'Arguin- caractérisation de la pollution dans les eaux pluviales	54
3.2.1. Caractérisation de la contamination dans les eaux pluviales - collecte des échantillons en entrée de l'ouvrage	54
3.2.2. Modes de prélèvements	54
3.2.3. Mesure des hauteurs de pluie	55
3.2.4. Réalisation des blancs	55
3.3. Instrumentation du passe-débit de Montaut	55
3.3.1. Caractérisation de la pollution dans les eaux pluviales - collecte des échantillons dans l'ouvrage en début de projet	55
3.3.1.1. Collecte des échantillons	55
3.3.1.2. Mode de prélèvement	55
3.3.2. Evolution en cours de projet - prélèvements et mesure des débits	55
3.3.3. Réalisation des blancs	56
3.4. Instrumentation du Ruisseau du Bourg	56
3.4.1. Caractérisation de l'empreinte par temps sec	56
3.4.2. Caractérisation de l'empreinte par temps de pluie	56
4. Traitement des échantillons et méthodes analytiques	58
4.1. Pour les éléments traces métalliques	58
4.1.1. Décontamination du flaconnage	58
4.1.2. Récupération et traitement des prélèvements	58
4.1.2.1. Flaconnage utilisé pour la récupération des prélèvements.	58
4.1.2.2. Prélèvement d'une aliquote pour l'analyse des éléments traces métalliques	58
4.1.2.3. Filtration des aliquotes au SIBA	58
4.1.3. Transfert, réception et traitement des échantillons	58
4.1.3.1. Transfert des échantillons	58
4.1.3.2. Réception des échantillons	58
4.1.4. Traitement des échantillons	59
4.1.5. Analyse des éléments traces, méthodologie	59
4.1.5.1. Eléments analysés et limites de quantification	59
4.1.5.2. Protocoles analytiques	59
4.1.6 Synthèse	59
4.1.7. Analyse des DGT	60
4.2. Pour les substances organiques	60
4.2.1 Hydrocarbures aromatiques polycycliques	60
4.2.1.2. Phase dissoute	60
4.2.1.2. Phase particulaire	61
4.2.2. Pesticides	62
5. Résultats – site atelier du Ruisseau du Bourg	65
5.1. Campagnes réalisées	65
5.2. Eléments traces métalliques - résultats	65
5.2.1. Empreinte par temps sec	65
5.2.1.1. Concentrations dissoutes, vue d'ensemble des résultats et comparaison aux valeurs seuils	65
5.2.1.2. Concentrations totales	67
5.2.1.3. Discussion pour les éléments traces métalliques – Temps sec	67
5.2.2. Comparaison de l'empreinte par temps sec et par temps de pluie	68
5.2.2.1. Au niveau du point ZAC	68

5.2.2.2. Au niveau du point aval	68
5.2.2.3. Discussion pour les éléments traces métalliques – Temps de pluie	70
5.3. Hydrocarbures aromatiques polycycliques - résultats	71
5.3.1. Empreinte par temps sec.....	71
5.3.1.1. Gradient de concentration par temps sec	71
5.3.1.2. Diagnostic préliminaire des sources par utilisation d'indices	72
5.3.2. Comparaison de l'empreinte par temps sec et par temps de pluie	72
5.3.2.1. Point ZAC - aval de l'exutoire d'eaux pluviales.....	72
5.3.2.2. Point ZAC - amont de l'exutoire d'eaux pluviales.....	73
5.3.2.3. Point aval.....	73
5.3.2.4. Diagnostic préliminaire des sources	73
5.3.3. Discussion pour les HAP	73
5.4. Pesticides - résultats	74
5.4.1. Herbicides sans usage biocide – empreinte par temps sec.....	74
5.4.1.1. Empreinte globale	74
5.4.1.2. Gradient de concentration.....	74
5.4.1.3. Discussion	75
5.4.2. Herbicides sans usage biocide – empreinte par temps de pluie.....	78
5.4.2.1. Empreinte par temps de pluie au niveau de la ZAC	78
5.4.2.2. Empreinte par temps de pluie au niveau du point aval.....	78
5.4.2.3. Discussion	78
5.4.3. Fongicides sans usages biocides – empreinte par temps sec.....	80
5.4.4. Fongicides sans usages biocides – empreinte par temps de pluie.....	81
5.4.4.1. Empreinte par temps de pluie au niveau de la ZAC	81
5.4.4.2. Empreinte par temps de pluie au niveau du point aval.....	82
5.4.4.3. Discussion	82
5.4.5. Pesticides à usages biocides – empreinte par temps sec.....	82
5.4.5.1. Rappels sur les biocides	82
5.4.5.2. Empreinte globale du ruisseau du Bourg par temps sec	83
5.4.5.3. Discussion	85
5.4.6. Pesticides à usages biocides – empreinte par temps de pluie	86
5.4.6.1. Empreinte par temps de pluie au niveau de la ZAC	86
5.4.6.2. Empreinte par temps de pluie au niveau du point aval.....	87
5.4.6.3. Discussion	87
5.4.7. Synthèse sur l'empreinte en pesticides du ruisseau du Bourg.....	87
5.5. Synthèse générale des études sur le ruisseau du Bourg	88
6. Résultats - caractérisation de l'empreinte en micropolluants à l'échelle de bassins versants	91
6.1. Caractérisation dans les eaux pluviales – campagnes réalisées.....	91
6.2. Intermède – des difficultés rencontrées et de l'abandon du site de Montaut	91
6.3. Empreinte de contamination dans les eaux pluviales – éléments traces métalliques	92
6.3.1. Blancs	92
6.3.2. Empreinte globale.....	92
6.3.2.1. Site des Hirondelles	92
6.3.2.2. Site de l'avenue du Banc d'Arguin	95
6.3.2.3. Site de Montaut.....	95
6.3.3. Saisonnalité	96
6.3.4. Comparaison des sites entre eux	96
6.3.5. Comparaison avec d'autres bassins versants au niveau national	96
6.3.6. Discussion – origine(s) de l'empreinte métallique	97
6.3.6.1. ETM dont l'apport est potentiellement terrigène	97
6.3.6.2. ETM dont l'apport est potentiellement anthropique	97
6.3.6.3. Comparaison des concentrations aux valeurs seuils	98

6.3.7. Synthèse de l’empreinte métallique dans les eaux pluviales	98
6.4. Empreinte de contamination dans les eaux pluviales – HAP	98
6.4.1. Blancs	98
6.4.2. Empreinte globale en HAP	98
6.4.2.1. Rappel sur les classifications des HAP	98
6.4.2.2. Empreinte en HAP, site des Hirondelles	99
6.4.2.3. Comparaison des sites entre eux	101
6.4.2. Saisonnalité	101
6.4.3. Sources de HAP – diagnostic préliminaire basé sur l’utilisation d’indices	101
6.4.4. Comparaison avec des sites à l’échelle nationale.....	101
6.4.4.1. Comparaison pour le site des Hirondelles	103
6.4.4.2. Comparaison pour le site de l’avenue du Banc d’Arguin	103
6.4.6. Synthèse de l’empreinte en HAP dans les eaux pluviales	103
6.5. Empreinte de contamination dans les eaux pluviales – pesticides	104
6.5.1. Blancs	104
6.5.2. Empreinte globale en pesticides.....	104
6.5.2.2. Site des Hirondelles	104
6.5.2.3. Site de l’avenue du Banc d’Arguin	106
6.5.2.4. Site de Montaut.....	106
6.5.3. Comparaison entre les sites d’étude	106
6.5.4. Comparaison à d’autres territoires	106
6.5.5. Evolution temporelle	108
6.5.6. Synthèse pour les pesticides dans les eaux pluviales	109
6.6. Boues de décantation – typologies entre les sites de Reinhard et des Hirondelles	110
6.6.1. Rappel des objectifs et campagnes réalisées	110
6.6.2. Résultats pour éléments traces métalliques.....	110
6.6.2.1. Comparaison entre les 2 sites	110
6.6.2.2. Comparaison avec l’empreinte dans les eaux pluviales pour le bassin des Hirondelles	111
6.6.2.3. Comparaison aux valeurs seuil GEODE	111
6.6.2.4. Saisonnalité	111
6.6.3. Hydrocarbures aromatiques polycycliques.....	112
6.6.3.1. Comparaison entre les deux sites	112
6.6.3.2. Comparaison avec l’empreinte dans les eaux pluviales pour le bassin des Hirondelles	112
6.6.3.3. Sources des HAP, utilisation des indices.....	112
6.6.3.4. Comparaison aux valeurs seuil GEODE	113
6.6.3.5. Saisonnalité	113
6.6.4. Conclusion pour les sédiments de décantation.....	113
6.7. Synthèse générale des résultats pour l’empreinte en micropolluants dans les eaux pluviales et les sédiments de décantation	113
7. Résultats – calcul des flux de micropolluants dans l’échelle des bassins versants	115
7.1. Méthodologie – calcul des flux évènementiels	115
7.1.1. Evènements pluvieux retenus.....	115
7.1.2. Calcul des volumes d’eaux ruisselées (débits).....	115
7.1.3. Calcul des flux	116
7.1.4. Flux rapportés à l’hectare actif	116
7.2. Méthodologie – calcul de l’incertitude associée	117
7.2.1. Rappels sur le calcul d’incertitude	117
7.2.1.2. Notions d’incertitudes	117
7.2.1.2. Incertitudes type.....	117
7.2.2. Méthodologie appliquée	118
7.3. Résultats	119

7.3.1. Flux à l'échelle des bassins versants des Hirondelles et de l'avenue du Banc d'Arguin	119
7.3.1.1. Comparaison globale entre les bassins versants des Hirondelles et de l'avenue du Banc d'Arguin	119
7.3.1.2. Flux pour les MES	119
7.3.1.2. Flux pour les ETM	119
7.3.1.3. Flux pour les HAP	122
7.3.1.4. Flux pour les pesticides	122
7.3.2. Incertitude associée aux flux métalliques	122
7.3.3. Comparaison à d'autres bassin versants	124
7.3.4. Extrapolation des flux à l'échelle du Bassin d'Arcachon	124
7.4. Synthèse	125
8. Résultats – efficacité du bassin de rétention des Hirondelles pour l'abattement des concentrations en micropolluants et transfert vers la nappe	126
8.1. Efficacité <i>a priori</i> du bassin d'infiltration	126
8.1.1. Eléments traces métalliques	126
8.1.2. Hydrocarbures aromatiques polycycliques	126
8.1.3. Pesticides	127
8.2. Etude du transfert des micropolluants vers la nappe – Prérequis : suivi de la conductivité	127
8.2.1. Traçages à la saumure – évaluation du temps de séjour des eaux pluviales interceptées par le bassin d'infiltration	128
8.2.2. Evolution de la conductivité dans le piézomètre amont	128
8.2.3. Evolution de la conductivité dans le piézomètre aval	128
8.3. Transfert des éléments traces métalliques dans la nappe – Analyses ponctuelles	131
8.3.1. Campagnes préliminaires	131
8.3.2. Campagnes réalisées	131
8.3.3. Résultats - empreinte métallique dans le piézomètre amont du bassin d'infiltration	132
8.3.4. Résultats – évolution de l'empreinte métallique dans le piézomètre aval du bassin d'infiltration	132
8.3.4.1. Analyses statistiques	132
8.3.4.2. Vue d'ensemble des résultats	133
8.3.4.3. Eléments dont les concentrations augmentent lors de l'infiltration des eaux pluviales	133
8.3.4.4. Eléments dont les concentrations augmentent systématiquement par rapport à l'amont	133
8.3.4.5. Eléments dont les concentrations diminuent lors de l'infiltration des eaux pluviales	133
8.3.4.6. Eléments dont les concentrations diminuent systématiquement par rapport à l'amont	135
8.3.4.7. Eléments dont les concentrations n'évoluent pas entre l'amont et l'aval du bassin	135
8.4. Transfert des éléments traces métalliques dans la nappe – Analyses par DGT	135
8.4.1. Campagnes réalisées	135
8.4.2. Empreinte métallique dans le piézomètre amont du bassin d'infiltration	135
8.4.3. Empreinte métallique dans le piézomètre aval du bassin d'infiltration	135
8.4.3.1. Vue d'ensemble des résultats	135
8.4.3.2. Eléments dont les concentrations augmentent par rapport à l'amont	136
8.4.3.3. Eléments dont les concentrations diminuent par rapport à l'amont	136
8.4.3.4. Eléments peu quantifiés dans les DGT	136
8.4.5. Discussion pour les éléments traces métalliques	138
8.4.5.1. Transfert des éléments dans la nappe	138
8.4.5.2. Efficacité du bassin d'infiltration pour la rétention des ETM	139
8.4.5.3. Commentaires sur les approches utilisées pour le suivi des ETM (prélèvements ponctuels et DGT)	139
8.5. Empreinte en HAP dans la nappe	139

8.6. Empreinte en pesticides dans la nappe	140
8.6.1. Campagnes réalisées	140
8.6.2. Vue d'ensemble des résultats	140
8.6.3. Empreinte en pesticides dans le piézomètre amont.....	140
8.6.4. Empreinte en pesticides dans le piézomètre aval	142
8.6.5. Discussion pour les pesticides	142
8.6.5.1. Présence de métabolites d'herbicides dans la nappe (piézomètre amont)	142
8.6.5.2. Transfert des pesticides vers la nappe	142
8.6.5.3. Efficacité du bassin d'infiltration	143
8.6.5.4. Variabilité des évènements pluvieux et implication pour les résultats 143	
8.7. Synthèse des résultats obtenus concernant l'efficacité du bassin d'infiltration et le transfert vers la nappe.....	144
9. Conclusion et perspectives.....	145
9.1 Synthèse des résultats	145
9.1.1. Site atelier du ruisseau du Bourg	145
9.1.1.1. Empreinte de contamination par temps sec	145
9.1.1.2. Influence des eaux pluviales	145
9.1.2. Empreinte des contaminants dans les eaux pluviales.....	146
9.1.2.1. Pour les éléments traces métalliques	146
9.1.2.2. Pour les HAP	146
9.1.2.3. Pour les pesticides	147
9.1.3. Flux de micropolluants dans les eaux pluviales	147
9.1.4. Efficacité d'un bassin d'infiltration et transfert des contaminants vers la nappe	148
9.1.4.1. Pour les éléments traces métalliques	148
9.1.4.2. Pour les pesticides	149
9.2. Perspectives.....	149
9.2.1. Suivi des biocides dans les eaux de ruissellement à l'échelle d'un lotissement	149
9.2.2. Suivi du bassin d'infiltration des Abatilles.....	150
9.3. Gérer les eaux pluviales mais aussi sensibiliser !	14950
Bibliographie	152
Annexe A. Bassins versants du ruisseau du Bourg	154
Annexe B. Protocole de nettoyage des préleveurs automatiques et réalisation des blancs.....	156
Annexe C. Homogénéisation des échantillons avant conditionnement pour l'analyse des éléments traces métalliques	157
Annexe D. Protocole de filtration pour l'analyse des éléments traces métalliques	158
Annexe E. Récapitulatif des campagnes de prélèvements ponctuels réalisés dans le ruisseau du Bourg	160
Annexe F. Sources possibles des éléments traces métalliques dans les eaux de ruissellement 161	
Annexe G. Spéciation des éléments traces métalliques dans le ruisseau du Bourg par temps sec et par temps de pluie au niveau du point ZAC.....	162
Annexe H. Ordres de grandeur des concentrations en polluants dans les eaux de ruissellement 163	
Annexe I. Pesticides analysés dans le ruisseau du Bourg, limites de quantification, et usages biocides associés	164
Annexe J. Substances à usages biocides identifiées dans l'enquête de pratique réalisée auprès des professionnels du bâtiment et de la désinsectisation sur le territoire du Bassin d'Arcachon en 2016	167
Annexe K. Récapitulatif des campagnes de prélèvements des eaux pluviales réalisées sur les sites des Hirondelles, de l'avenue du Banc d'Arguin et de Montaut.....	168

Annexe L. Résultats des blancs préleveurs pour les éléments traces métalliques.....	173
Annexe M. Concentrations totales en éléments traces métalliques ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les eaux pluviales en entrée du bassin d'infiltration de l'avenue du Banc d'Arguin	174
Annexe N. Résultats des blancs préleveurs pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques	175
Annexe O. Liste des HAP suivis dans les eaux pluviales, abréviations utilisées, HAP réglementés et HAP suivis dans d'autres projets.....	177
Annexe P. Résultats des blancs préleveurs pour les pesticides	178
Annexe Q. Liste des pesticides analysés dans les eaux pluviales et nombre de quantification dans les prélèvements d'eau pluviale	179
Annexe R. Concentrations dissoutes en pesticides dans les eaux pluviales en entrée du bassin d'infiltration de l'avenue du Banc d'Arguin	182
Annexe S Granulométrie des sédiments de décantation prélevés au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles (Commune de La Teste de Buch).....	183
Annexe T. Incertitude associée aux flux pour les éléments traces métalliques	184
Annexe U. Protocole de réalisation des traçages à la saumure	187
Annexe V. Récapitulatif des campagnes de prélèvements ponctuels réalisés dans les piézomètres du bassin d'infiltration des Hirondelles	188
Annexe W. Comparaison de l'empreinte métallique dans la nappe au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles avec les données ADES relevées sur un piézomètre de la même commune	190
Annexe X. Analyses statistiques des données métaux – prélèvements ponctuels.....	191
Annexe Y. Analyses statistiques des données métaux - analyses par DGT	194
Annexe Z. Résultats des analyses statistiques pour les pesticides dans les piézomètres du bassin d'infiltration des Hirondelles.....	197

Liste des figures

Figure 1. Carte de sensibilité des eaux du Bassin d’Arcachon.	32
Figure 2. Classification des sols des zones urbanisables sur le littoral du Bassin d’Arcachon en fonction de leurs caractéristiques hydrogéologiques (données indicatives à valider par étude de sol).	33
Figure 3. Exutoires d’eaux pluviales au Bassin d’Arcachon.	35
Figure 4. Schéma de principe des solutions compensatoires implantées sur le réseau d’eaux pluviales en protection du Bassin d’Arcachon.	36
Figure 5. Schéma récapitulatif des sites étudiés et objectifs poursuivis.	38
Figure 6. Schéma de principe – bassin d’infiltration des eaux pluviales (type SAUL) © SIBA.	40
Figure 7. Commune d’Arcachon – ZAC : bassin d’infiltration sous voirie avant rejet dans le réseau pluvial, 2013 © SIBA.	41
Figure 8. Commune de Lège-Cap Ferret. Bassin d’infiltration d’un volume de 770 m ³ pour la suppression d’un rejet d’eaux pluviales vers le milieu récepteur (en zone sensible de baignade et d’activité ostréicole), 2014 © SIBA.	41
Figure 9. Bassin versant des eaux pluviales raccordées au bassin d’infiltration de l’avenue des Hirondelles (Pyla-Sur-Mer, commune de La Teste de Buch) © SIBA.	42
Figure 10. Bassin versant des eaux pluviales raccordées au bassin d’infiltration de l’avenue du Banc d’Arguin (Pyla-Sur-Mer, commune de La Teste de Buch).	43
Figure 11. Bassin versant des eaux pluviales raccordées au bassin d’infiltration de la place Walther Reinhard (Commune de Lège-Cap-Ferret).	43
Figure 12. Vue de dessus du passe-débit de Montaut. © SIBA.	45
Figure 13. Bassin versant du passe-débit de Montaut, commune d’Arcachon. La limite du bassin versant est indiquée par les traits orange © SIBA.	45
Figure 14. Le ruisseau du Bourg à Gujan-Mestras, détail des exutoires pluviaux et points de prélèvements. © SIBA.	46
Figure 15. Positionnement du bassin d’infiltration des Hirondelles et instrumentation.	48
Figure 16. Vue en coupe du bassin d’infiltration des Hirondelles (schéma de principe). © SIBA.	48
Figure 17. Préleveur automatique installé dans le regard aménagé dans la voirie. © SIBA.	49
Figure 18. Point de prélèvement dans la canalisation et Venturi. © SIBA.	49
Figure 19. Capteur de vitesse et capteur de hauteur à ultrasons en position. © SIBA.	50
Figure 20. Capteur de hauteur radar et mémographe. © SIBA.	51
Figure 21. Pluviomètre en situation. © SIBA.	51
Figure 22. Prélèvements de sédiments de décantation au niveau du bassin d’infiltration de Reinhard (commune de Lège-Cap-Ferret), à gauche ; et mesure de la hauteur de sédiment, à droite. © SIBA.	52
Figure 23. Sondes multiparamètres utilisées (Sonde Ysi à gauche et Aquaread à droite). © SIBA	53
Figure 24. Pompes piézométriques. © SIBA.	53
Figure 25. Préleveur automatique au niveau du bassin de l’Avenue du Banc d’Arguin. © SIBA.	54
Figure 26. Installation du débitmètre (à gauche) au niveau du bassin d’infiltration de l’Avenue du Banc d’Arguin et débitmètre positionné dans la canalisation (à droite). © SIBA.	54
Figure 27. Réalisation des aménagements et préleveur automatique en position dans le passe-débit. © SIBA.	55
Figure 28. Débitmètre positionné dans la canalisation. © SIBA.	56
Figure 29. Système de prélèvement des eaux dans le ruisseau du Bourg par temps de pluie. © SIBA.	57
Figure 30. Concentrations dissoutes des éléments traces métalliques en µg.L ⁻¹ , par temps sec sur les 3 points de prélèvements du Ruisseau du Bourg. (n=4 pour le point amont, n=7 pour les points ZAC et aval). Les traits rouges indiquent les NQE.	65

Figure 31. Concentrations totales en éléments traces métalliques (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) par temps sec sur les 3 points de prélèvements du Ruisseau du Bourg.	67
Figure 32. Comparaison des concentrations totales en éléments traces métalliques (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) par temps sec et par temps de pluie au niveau du point ZAC du ruisseau du Bourg.	69
Figure 33. Comparaison des concentrations totales en éléments traces métalliques (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) par temps sec et par temps de pluie au niveau du point aval du ruisseau du Bourg.	69
Figure 34. Concentrations totales en 15 HAP dans le ruisseau du Bourg en ng.L^{-1}	71
Figure 35. Flaque d'hydrocarbures au niveau du point de prélèvement ZAC du ruisseau du Bourg lors du prélèvement du 28/10/2017 (© SIBA).	73
Figure 36. Concentrations dissoutes (en ng.L^{-1}) en herbicides sans usage biocide par temps sec sur les 3 points de prélèvements du Ruisseau du Bourg.	76
Figure 37. Concentrations dissoutes (en ng.L^{-1}) en herbicides sans usages biocides par temps sec et par temps de pluie au niveau du point ZAC du ruisseau du Bourg. Nombre de campagnes : n = 5 par temps sec et n = 7 par temps de pluie.	77
Figure 38. Concentrations dissoutes (en ng.L^{-1}) en herbicides sans usages biocides par temps sec et par temps de pluie au niveau du point aval.	79
Figure 39. Concentrations dissoutes (en ng.L^{-1}) en fongicides sans usages biocides par temps sec sur les 3 points de prélèvements du Ruisseau du Bourg.	80
Figure 40. Concentrations dissoutes (en ng.L^{-1}) en fongicides sans usages biocides par temps sec et par temps de pluie au niveau du point ZAC.	81
Figure 41. Concentrations dissoutes (en ng.L^{-1}) en fongicides sans usages biocides par temps sec et par temps de pluie au niveau du point aval.	82
Figure 42. Concentrations dissoutes (en ng.L^{-1}) en biocides par temps sec sur les 3 points de prélèvements du Ruisseau du Bourg.	84
Figure 43. Concentrations dissoutes (en ng.L^{-1}) en biocides par temps sec et par temps de pluie au niveau du point ZAC.	86
Figure 44. Concentrations dissoutes (en ng.L^{-1}) en biocides par temps sec et par temps de pluie au niveau du point aval.	87
Figure 45. Comparaison des gradients des concentrations dissoutes (en ng.L^{-1}) des pesticides avec et sans usages biocides au niveau des 3 points de prélèvement du ruisseau du Bourg.	88
Figure 46. Récapitulatif de l'ensemble des campagnes de prélèvement réalisées dans les eaux pluviales sur les sites des Hirondelles, de l'avenue du Banc d'Arguin.	90
Figure 47. Affaissement de la plage suite à l'effondrement de la canalisation de rejet des eaux pluviales du passe-débit de Montaut ; à droite, agent du SIBA vivant un moment de solitude.	91
Figure 48. Montée des eaux dans l'ouvrage suite à un épisode orageux intense concomitant avec une marée haute de fort coefficient.	92
Figure 49. Concentrations totales en éléments traces métalliques (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les eaux pluviales échantillonnées en entrée du bassin d'infiltration des Hirondelles.	93
Figure 50. Concentrations dissoutes en éléments traces métalliques (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les eaux pluviales échantillonnées en entrée du bassin d'infiltration des Hirondelles.	94
Figure 51. Concentrations totales en éléments HAP (en ng.L^{-1}) dans les eaux pluviales échantillonnées en entrée du bassin d'infiltration des Hirondelles.	99
Figure 52. Concentrations totales en éléments HAP (en ng.L^{-1}) dans les eaux pluviales échantillonnées en entrée du bassin d'infiltration de l'avenue du Banc d'Arguin.	101
Figure 53. Concentrations dissoutes en pesticides dans les eaux pluviales (en ng.L^{-1}) mesurées en entrée du bassin d'infiltration des Hirondelles.	105
Figure 54. Réseau pluvial au niveau du bassin versant des Hirondelles. En rouge, le réseau pluvial qui achemine les eaux pluviales au bassin d'infiltration des Hirondelles. En noir pointillé, la tranchée drainante qui récupère les eaux de la route départementale.	107
Figure 55. Concentrations dissoutes (ng.L^{-1}) en 5 biocides sur l'intégralité des prélèvements réalisés sur le bassin d'infiltration des Hirondelles.	108
Figure 56. Concentrations dissoutes (ng.L^{-1}) en diflufenican et en propiconazole sur l'intégralité des prélèvements réalisés sur le bassin d'infiltration des Hirondelles.	108
Figure 57. Aspect visuel des sédiments de décantation, Hirondelles à droite et Reinhard à gauche.	111

Figure 58. Exemple d'échantillonnage d'évènements pluvieux. A gauche, évènement pluvieux échantillonné en totalité et conservé pour le calcul de flux.	115
Figure 59. Détermination des coefficients de ruissellement pour les bassins versants des Hironnelles et de l'avenue du Banc d'Arguin.	117
Figure 60. Flux métalliques (en g.ha-1) et incertitudes associées pour l'évènement pluvieux du 10/11/2016, échantillonné au niveau du bassin d'infiltration des Hironnelles.	122
Figure 61. Variation de la conductivité (exprimée en ms.cm ⁻¹) dans le piézomètre amont du bassin d'infiltration des Hironnelles.	129
Figure 62. Variation de la conductivité (exprimée en ms.cm ⁻¹) dans les piézomètres du bassin d'infiltration des Hironnelles.	130
Figure 63. Infiltration de ciment dans le piézomètre aval suite à un chantier, et encrassement subséquent de la sonde.	131
Figure 64. Calage des prélèvements dans les piézomètres : exemples de valeurs de conductivité mesurées dans les piézomètres.	131
Figure 65. Concentrations en éléments traces métalliques (totales), en µg.L ⁻¹ dans la nappe, en amont du bassin d'infiltration des Hironnelles.	132
Figure 66. Concentrations totales (en µg.L ⁻¹) des éléments traces métalliques dans le piézomètre amont (en blanc), et dans le piézomètre aval lorsque ce dernier est sous influence des eaux pluviales infiltrées (en orangé) ou non (en bleu).	134
Figure 67. Empreinte métallique dans le piézomètre amont au bassin d'infiltration, concentrations labiles mesurées par DGT (en µg/L).	136
Figure 68. Concentrations labiles (en µg.L ⁻¹) en éléments traces métalliques mesurées par DGT dans le piézomètre amont (en blanc) du bassin d'infiltration, et dans le piézomètre aval lorsque ce dernier est sous influence des eaux pluviales (en orangé) infiltrées ou non (en bleu).	137
Figure 69. Concentrations dissoutes (en ng.L ⁻¹) en HAP dans les piézomètres amont et aval, lors du passage des eaux pluviales infiltrées (pluie) ou non (sec).	140
Figure 70. Comparaison des concentrations médianes dissoutes (en ng.L ⁻¹) en pesticides dans le piézomètre aval, sous influence des eaux pluviales infiltrées, pour les 3 évènements échantillonnés.	143
Figure 71. Logo du projet BRIQUE.	149
Figure 72. Bassin d'infiltration des Abatilles.	150
Figure 73. « Butin » récupéré dans un filet à macro-déchets installé au niveau d'un avaloir d'eaux pluviales.	151
Figure 74. Macaron de sol sur le port de la commune de La Teste de Buch.	151
Figure 75. Bassins versants ruraux de la craste Baneyre et apports dans le ruisseau du bourg.	154
Figure 76. Procédure de nettoyage et réalisation des blancs de prélèvement sur site.	156
Figure 77. Système d'homogénéisation des échantillons d'eau pluvial avant prélèvement des aliquotes.	157
Figure 78. Résultats de l'évaluation du dispositif d'homogénéisation.	157
Figure 79. Unité de filtration.	158
Figure 80. Rinçage de l'unité.	158
Figure 81. Récupération du filtre.	159
Figure 82. Echantillons identifiés.	159
Figure 83. Spéciation métallique dans les prélèvements réalisés au niveau du point ZAC dans le ruisseau du Bourg par temps sec.	162
Figure 84. Spéciation métallique dans les prélèvements réalisés au niveau du point ZAC dans le ruisseau du Bourg par temps de pluie.	162
Figure 85. Comparaison des concentrations dissoutes en HAP (exprimées en ng.L ⁻¹) mesurées dans les eaux pluviales au niveau du bassin d'infiltration des Hironnelles avec celles mesurées dans les blancs préleveurs et dans l'eau témoin utilisée.	174
Figure 86. Comparaison des concentrations dissoutes en HAP (exprimées en ng.L ⁻¹) mesurées dans les eaux pluviales au niveau du bassin d'infiltration des Hironnelles avec celles mesurées dans les blancs préleveurs et dans l'eau témoin utilisée.	175

Figure 87. Ensemble des analyses réalisées sur différents type d'eau, dans différents contenants.	176
Figure 86. Emplacement des événements au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles.	182
Figure 87. Extrait des résultats d'un des essais de granulométrie sur les sédiments de décantation du bassin d'infiltration des Hirondelles.	183
Figure 90. Emplacement des événements au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles.	187
Figure 91. Injection de la saumure dans les événements.	187
Figure 92. Résultats des analyses statistiques pour les concentrations dissoutes en Al, As, Cd et Co (en vert : piézomètre amont, en jaune, piézomètre aval sous influence des eaux infiltrées, en violet, piézomètre aval sans influence des eaux infiltrées).	191
Figure 93. Résultats des analyses statistiques pour les concentrations dissoutes en Cr, Cu, Fe et Mn (en vert : piézomètre amont, en jaune, piézomètre aval sous influence des eaux infiltrées, en violet, piézomètre aval sans influence des eaux infiltrées).	192
Figure 94. Résultats des analyses statistiques pour les concentrations dissoutes en Mo, Ni, Ti et V (en vert : piézomètre amont, en jaune, piézomètre aval sous influence des eaux infiltrées, en violet, piézomètre aval sans influence des eaux infiltrées).	193
Figure 95. Résultats des analyses statistiques pour les concentrations labiles en Al, Cd, Co et Cu (en vert : piézomètre amont, en jaune, piézomètre aval sous influence des eaux infiltrées, en violet, piézomètre aval sans influence des eaux infiltrées).	194
Figure 96. Résultats des analyses statistiques pour les concentrations labiles en Cu, Fe, Mn et Ni (en vert : piézomètre amont, en jaune, piézomètre aval sous influence des eaux infiltrées, en violet, piézomètre aval sans influence des eaux infiltrées).	195
Figure 97. Résultats des analyses statistiques pour les concentrations labiles en Pb et Zn (en vert : piézomètre amont, en jaune, piézomètre aval sous influence des eaux infiltrées, en violet, piézomètre aval sans influence des eaux infiltrées).	196
Figure 98. Résultats des analyses statistiques pour les concentrations dissoutes en atrazine-2-hydroxy et en tébuconazole, (en vert : piézomètre amont, en jaune, piézomètre aval sous influence des eaux infiltrées, en violet, piézomètre aval sans influence des eaux infiltrées).	197

Liste des tableaux

Tableau 1. Réseau de collecte des eaux pluviales en fonction des communes.....	34
Tableau 2. Eléments traces métalliques suivis dans REMPARG et limites de quantification associées. 59	59
Tableau 3. Synthèse du protocole utilisé pour le prélèvement, le transport et l'analyse des éléments traces métalliques.....	59
Tableau 4. Hydrocarbures aromatiques polycycliques analysés et limites de quantifications pour la phase dissoute.	61
Tableau 5. Concentrations moyennes dissoutes (en $\mu\text{g.L}^{-1}$), écarts-types, fréquences de détection et comparaison avec les NQE pour les éléments traces métalliques pris en compte dans les états chimique et écologique de la DCE.	66
Tableau 6. Comparaison des concentrations moyennes dissoutes par temps sec et par temps de pluie (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) en éléments traces métalliques ; comparaison avec les NQE.	70
Tableau 7. Calcul d'indices pour le diagnostic des sources de HAP dans le ruisseau du Bourg, par temps sec et par temps de pluie.	72
Tableau 8. Concentrations moyennes dissoutes (en ng.L^{-1}), écarts-types et fréquences de quantification des herbicides (sans usages biocides) dans le ruisseau du Bourg, par temps sec.	75
Tableau 9. Concentrations moyennes dissoutes (en ng.L^{-1}), écarts-types et fréquences de quantification des fongicides (sans usages biocides) dans le ruisseau du Bourg, par temps sec.	80
Tableau 10. Concentrations moyennes dissoutes (en ng.L^{-1}), écarts-types et fréquences de quantification des biocides dans le ruisseau du Bourg, par temps sec.	83
Tableau 11. Comparaison des concentrations moyennes dissoutes en éléments traces métalliques (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les rejets d'eaux pluviales, avec les NQE.....	92
Tableau 12. Comparaison des concentrations particulières en éléments traces métalliques (mg.kg^{-1}) dans les rejets d'eaux pluviales, pour les sites des Hirondelles et de l'avenue du Banc d'Arguin, avec les seuils GEODE.....	95
Tableau 13. Comparaison des concentrations moyennes totales en éléments traces métalliques (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les rejets d'eaux pluviales, entre les bassins versants étudiés dans REMPARG et les bassins versants étudiés dans le projet INOGEV.	96
Tableau 14. Comparaison des concentrations moyennes dissoutes dans les eaux pluviales avec les NQE pour les HAP prioritaires.....	100
Tableau 15. Comparaison des concentrations particulières en hydrocarbures aromatiques polycycliques (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$) dans les rejets d'eaux pluviales, pour les sites des Hirondelles et de l'avenue du Banc d'Arguin, avec les seuils GEODE.	100
Tableau 16. Comparaison des concentrations en HAP (minimales, médianes et maximales, en ng.L^{-1}) dans les rejets d'eaux pluviales, entre les bassins versants étudiés dans REMPARG et les bassins versants étudiés dans le projet OPUR.	102
Tableau 17. Comparaison des concentrations moyennes totales en HAP (en ng.L^{-1}) dans les rejets d'eaux pluviales, entre les bassins versants étudiés dans REMPARG et les bassins versants étudiés dans le projet INOGEV.	103
Tableau 18. Comparaison des concentrations moyennes en pesticides (en ng.L^{-1}) dans les eaux pluviales entre les sites étudiés dans REMPARG et les sites étudiés dans le projet INOGEV.....	107
Tableau 19. Comparaison des concentrations (minimales, médianes et maximales) en pesticides (en ng.L^{-1}) dans les eaux pluviales entre les sites étudiés dans REMPARG et ceux étudiés dans OPUR. 107	107
Tableau 20. Campagnes de prélèvement des sédiments de décantation au niveau des bassins d'infiltration des Hirondelles et de Reinhard.....	110
Tableau 21. Concentrations en éléments traces métalliques (mg.kg^{-1}) mesurées dans les sédiments de décantation, au niveau des bassins d'infiltration des Hirondelles et de Reinhard et comparaison avec les seuils GEODE.	111
Tableau 22. Concentrations en HAP ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) mesurées dans les sédiments de décantation, au niveau des bassins d'infiltration des Hirondelles et de Reinhard, comparaison avec les seuils GEODE et calcul d'indices.	112
Tableau 23. Flux événementiels bruts des bassins versants des Hirondelles et de l'avenue du Banc d'Arguin (minima, Q20, médianes, Q80 et maxima)	120

Tableau 24. Flux évènementiels pour les bassins versants des Hironnelles et de l'avenue du Banc d'Arguin (minima, Q20, médianes, Q80 et maxima), normalisés à la surface active.....	121
Tableau 25. Comparaison des flux évènementiels, rapportés à la surface, des Hironnelles et de l'avenue du Banc d'Arguin, avec les flux déterminés dans le projet INOGEV.....	123
Tableau 26. Comparaison des flux évènementiels, normalisés à l'hectare actif, des Hironnelles et de l'avenue du Banc d'Arguin, avec les flux déterminés dans le projet INOGEV.....	123
Tableau 27. Partition des éléments traces métalliques dans les eaux pluviales échantillonnées sur le site des Hironnelles (n= 18), comparaison avec les résultats du projet INOGEV.....	126
Tableau 28. Partition des HAP dans les eaux pluviales échantillonnées sur le site des Hironnelles (n= 20), comparaison avec les résultats du projet INOGEV.....	127
Tableau 29. Valeurs de Log Kow retrouvées pour les pesticides analysés.....	127
Tableau 30. Récapitulatif des temps de séjours mesurés lors des trois traçages à la saumure.....	128
Tableau 31. Récapitulatif des campagnes d'immersion des DGT dans les piézomètres du bassin d'infiltration des Hironnelles.....	135
Tableau 32. Médianes des concentrations dissoutes (ng.L^{-1}) et fréquence de détection des pesticides analysés dans les piézomètres amont et aval du bassin d'infiltration des Hironnelles.....	141
Tableau 33. Campagnes de prélèvements par temps sec réalisées sur le ruisseau du Bourg.....	160
Tableau 34. Campagnes de prélèvements par temps de pluie réalisées sur le ruisseau du Bourg..	160
Tableau 35. Sources possibles des éléments traces métalliques dans les eaux de ruissellement. Modifié d'après Becouze-Lareure 2010.....	161
Tableau 36. Ordres de grandeur des concentrations en polluants dans les eaux de ruissellement. Source Gromaire et al., 2013.....	163
Tableau 37. Herbicides analysés dans le ruisseau du Bourg, limites de quantification et usages biocides associés.....	164
Tableau 38. Fongicides analysés dans le ruisseau du Bourg, limites de quantification et usages biocides associés.....	165
Tableau 39. Insecticides analysés dans le ruisseau du Bourg, limites de quantification et usages biocides associés.....	166
Tableau 40. Substances à usages biocides identifiées dans l'enquête de pratique réalisée auprès des professionnels du bâtiment et de la désinsectisation sur le Bassin d'Arcachon en 2016.....	167
Tableau 41. Récapitulatif des campagnes de prélèvements au niveau du bassin d'infiltration des Hironnelles, asservissement, substances recherchées et exploitation des échantillons.....	168
Tableau 42. Récapitulatif des campagnes de prélèvements au niveau du passe-débit de Montaut, asservissement, substances recherchées et exploitation des échantillons.....	171
Tableau 43. Récapitulatif des campagnes de prélèvements au niveau du bassin d'infiltration de l'avenue du Banc d'Arguin, asservissement, substances recherchées et exploitation des échantillons.....	172
Tableau 44. Résultats des blancs préleveurs pour les éléments traces métalliques.....	173
Tableau 45. Liste des HAP suivis dans les eaux pluviales, abréviations utilisées, HAP réglementés et HAP suivis dans d'autres projets.....	177
Tableau 46. Résultats des blancs préleveurs pour les pesticides (concentrations dissoutes en ng.L^{-1}).....	178
Tableau 47. Pesticides analysés dans les eaux pluviales, limites de quantifications et nombre de quantifications.....	179
Tableau 48. Incertitude associée aux flux pour les éléments traces métalliques pour le bassin des Hironnelles, flux et incertitude exprimés en g.ha^{-1}	184
Tableau 49. Incertitude associée aux flux pour les éléments traces métalliques pour le bassin de l'avenue du Banc d'Arguin, flux et incertitude exprimés en g.ha^{-1}	186
Tableau 50. Récapitulatif des campagnes de prélèvements ponctuels réalisés dans les piézomètres du bassin d'infiltration des Hironnelles.....	188
Tableau 51. Empreinte métallique dans la nappe, au niveau du piézomètre amont du bassin d'infiltration des hironnelles et comparaison avec des valeurs relevées au niveau d'un piézomètre de la même commune.....	190

Liste des Annexes

Annexe A. Bassins versants du ruisseau du Bourg	154
Annexe B. Protocole de nettoyage des préleveurs automatiques et réalisation des blancs.	156
Annexe C. Homogénéisation des échantillons avant conditionnement pour l'analyse des éléments traces métalliques.....	157
Annexe D. Protocole de filtration pour l'analyse des éléments traces métalliques	158
Annexe E. Récapitulatif des campagnes de prélèvements ponctuels réalisés dans le ruisseau du Bourg	160
Annexe F. Sources possibles des éléments traces métalliques dans les eaux de ruissellement	161
Annexe G. Spéciation des éléments traces métalliques dans le ruisseau du Bourg par temps sec et par temps de pluie au niveau du point ZAC	162
Annexe H. Ordres de grandeur des concentrations en polluants dans les eaux de ruissellement.....	163
Annexe I. Pesticides analysés dans le ruisseau du Bourg, limites de quantification, et usages biocides associés.....	164
Annexe J. Substances à usages biocides identifiées dans l'enquête de pratique réalisée auprès des professionnels du bâtiment et de la désinsectisation sur le territoire du Bassin d'Arcachon en 2016	167
Annexe K. Récapitulatif des campagnes de prélèvements des eaux pluviales réalisées sur les sites des Hirondelles, de l'avenue du Banc d'Arguin et de Montaut.....	168
Annexe L. Résultats des blancs préleveurs pour les éléments traces métalliques	173
Annexe M. Concentrations totales en éléments traces métalliques ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les eaux pluviales en entrée du bassin d'infiltration de l'avenue du Banc d'Arguin.....	174
Annexe N. Résultats des blancs préleveurs pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques	175
Annexe O. Liste des HAP suivis dans les eaux pluviales, abréviations utilisées, HAP réglementés et HAP suivis dans d'autres projets.....	177
Annexe P. Résultats des blancs préleveurs pour les pesticides.....	178
Annexe Q. Liste des pesticides analysés dans les eaux pluviales et nombre de quantification dans les prélèvements d'eau pluviale	179
Annexe R. Concentrations dissoutes en pesticides dans les eaux pluviales en entrée du bassin d'infiltration de l'avenue du Banc d'Arguin	182
Annexe S Granulométrie des sédiments de décantation prélevés au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles (Commune de La Teste de Buch)	183
Annexe T. Incertitude associée aux flux pour les éléments traces métalliques.....	184
Annexe U. Protocole de réalisation des traçages à la saumure	187
Annexe V. Récapitulatif des campagnes de prélèvements ponctuels réalisés dans les piézomètres du bassin d'infiltration des Hirondelles	188
Annexe W. Comparaison de l'empreinte métallique dans la nappe au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles avec les données ades relevées sur un piézomètre de la même commune	190
Annexe X. Analyses statistiques des données métaux – prélèvements ponctuels	191
Annexe Y. Analyses statistiques des données métaux - analyses par DGT	194
Annexe Z. Résultats des analyses statistiques pour les pesticides dans les piézomètres du bassin d'infiltration des Hirondelles.....	197

1. Contexte : les eaux pluviales et le Bassin d'Arcachon

1.1. Définitions et rappels

1.1.1. Rappels

La pollution des eaux de ruissellement urbain est un concept aujourd'hui bien connu et intégré par les acteurs de la ville. Cependant, différents éléments peuvent être confondus, aussi, pour Chocat (2014) il est important de distinguer les différents types de pollution des eaux de ruissellement urbain :

- **La pollution de l'eau de pluie** : qui entraîne une partie des polluants atmosphériques urbains vers le sol lors d'épisodes pluvieux.
- **La pollution des eaux de ruissellement pluvial** : générée par l'eau de pluie qui va lessiver les surfaces sur lesquelles elle s'écoule et éroder les matériaux de surface.
- **La pollution des rejets pluviaux stricts** : générée par les eaux de ruissellement recueillies dans un réseau souterrain de conduites et acheminées le plus directement possible vers un exutoire de surface.
- **La pollution des rejets urbains de temps de pluie (RUTP)** : constituée par des mélanges d'eau usée et d'eau pluviale par des déversoirs d'orage, voire parfois, par des exutoires réputés strictement pluviaux.

Dans le cadre de REMPARG, les objectifs se concentrent sur la pollution des eaux de ruissellement pluvial et celle des rejets pluviaux stricts au sens des définitions ci-dessus.

1.1.2. La pollution des eaux de ruissellement

Dès que la quantité d'eau précipitée dépasse quelques dixièmes de millimètre, le ruissellement des eaux de pluie sur les surfaces imperméables commence et peut entraîner les particules déposées auparavant par temps sec sur les surfaces urbaines (Chocat et al. 2007). Depuis les années 70, plusieurs travaux ont mis en évidence la contamination des eaux pluviales (matières en suspension, matière organique, métaux traces, nutriments, bactéries) à des niveaux comparables, à l'échelle annuelle, aux rejets de stations d'épuration, et nettement supérieurs à l'échelle des événements les plus intenses (Chebbo et al. 1995).

La composition de ces rejets et leurs flux sont très variables d'un site à l'autre car elle dépend d'un grand nombre de facteurs :

- **anthropiques** : comme le type d'occupation du sol, son degré d'imperméabilisation, le type d'activité qui lui est associée ; ainsi les concentrations en métaux sont souvent plus importantes dans les eaux de ruissellement des autoroutes que dans celles d'une zone résidentielle ;
- **climatiques** : comme l'intensité, la durée de la pluie ou encore la période de temps sec qui précède la pluie.

En pratique, selon Chocat (2014), le facteur le plus important reste cependant la distance parcourue par l'écoulement. Plus la « goutte d'eau » parcourt de distance avant de rejoindre un avaloir ou d'être infiltrée, plus elle se chargera en contaminants. Également, la contamination des eaux pluviales est souvent considérée comme particulière, ce qui a orienté les gestionnaires vers des traitements par décantation (Choe et al. 2002).

En zone urbaine, les sources principales de contaminants sont la corrosion des matériaux de couverture des toitures et le lessivage des voiries. Les dépôts atmosphériques peuvent également être source de contaminants organiques et inorganiques qui sont rejetés au milieu aquatique *via* le ruissellement ; toutefois, Gromaire et al. (2001) ont montré que, dans un site urbain dense, la grande majorité des métaux contenus dans les eaux de ruissellement était issue de sources locales non atmosphériques. Les eaux de ruissellement urbaines peuvent donc constituer un des processus d'apports en micropolluants organiques (HAP, pesticides...) et minéraux (métaux...) dans l'environnement. Ainsi, depuis les années 1980, de nombreuses études ont rapporté que les eaux pluviales urbaines pouvaient contribuer à la détérioration de la qualité des milieux récepteurs (Brombach et al. 2005, Burton et Pitt 2002).

Les investigations sur les eaux pluviales ont d'abord porté sur les paramètres globaux ainsi que sur les éléments traces métalliques et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), puis, plus récemment, sur une plus large gamme de contaminants. On retrouve ainsi de nombreux pesticides (Muller et al., 2002 ; Eriksson et al., 2007 ; Gasperi et al., 2018), ou des encore des phtalates, les alkylphénols et le bisphénol A (Björklund et al., 2009).

1.1.3. La pollution des rejets pluviaux stricts

Dans un rejet de type séparatif (ce qui est le cas sur le Bassin d'Arcachon), les rejets pluviaux stricts (ayant transité par des conduites enterrées) sont souvent le prolongement des eaux de ruissellement pluvial (ruissellement de surface). Pour Chocat (2014), la qualité des rejets pluviaux stricts est plus mauvaise que celle des eaux de ruissellement. En effet, l'eau se charge en polluants tout au long de son parcours dans les caniveaux et les conduites, où par temps sec, les pratiques de nettoyage des rues, et les modes de vie des citoyens peuvent contribuer à une accumulation de polluants.

1.2. La gestion des eaux pluviales sur le Bassin d'Arcachon

1.2.1. Un milieu sensible à préserver

Le territoire du Bassin d'Arcachon est composé d'une centaine de bassins versants naturels qui ont pour exutoires le Bassin et ses cours d'eau. Tous les bassins versants s'écoulant dans le Bassin d'Arcachon, la gestion des eaux pluviales doit prendre en compte que le Bassin d'Arcachon est un milieu naturel extrêmement sensible où la multiplicité des usages impose une qualité des eaux élevée (conchyliculture, pêche, baignade, activités de loisirs...). A cela vient s'ajouter la présence de milieux naturels riches d'une grande biodiversité tels que le Banc d'Arguin, l'Île aux Oiseaux, le delta de la Leyre, la réserve des prés salés d'Arès et Lège... ainsi que des zones de baignades et/ou ostréicoles (Figure 1), et d'autre part que l'influence des marées peut contrarier l'évacuation des eaux pluviales lors de forts coefficients ou de conditions météorologiques exceptionnelles.

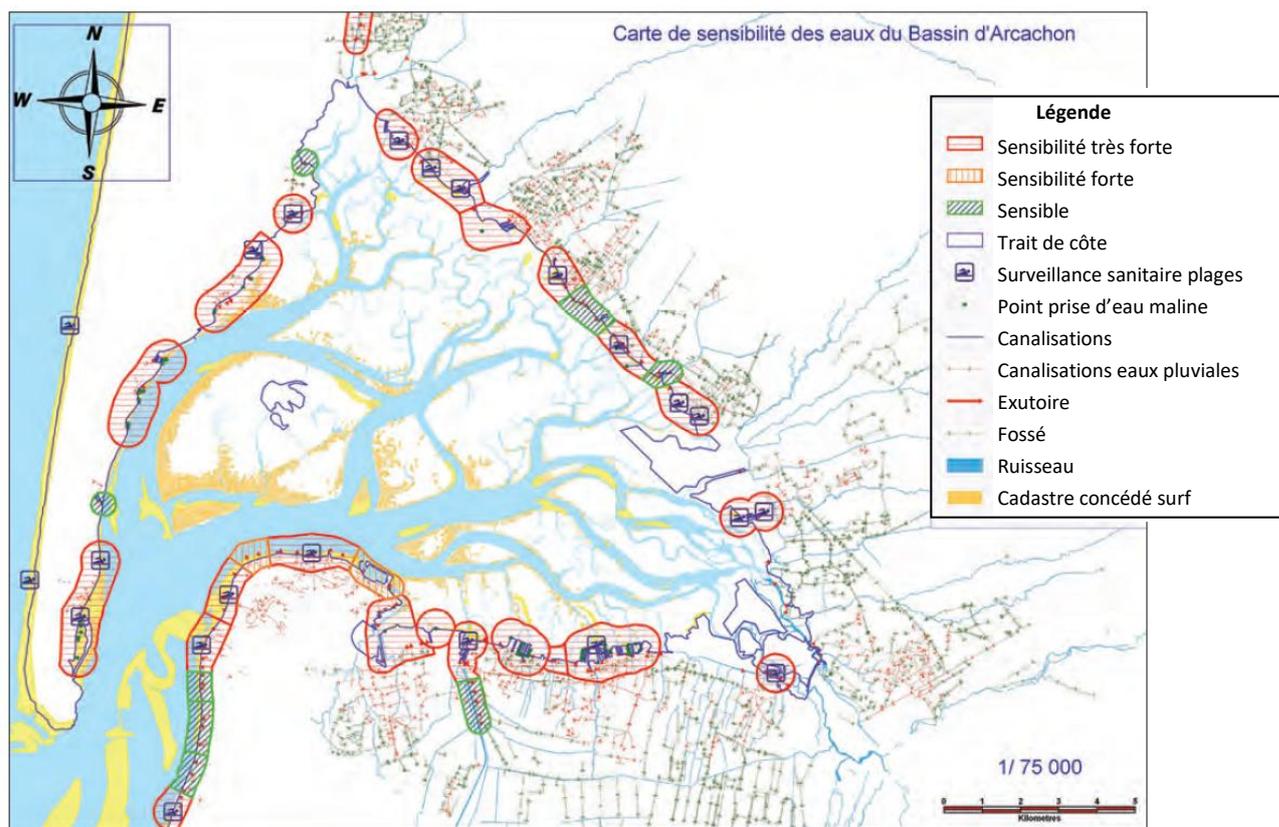


Figure 1. Carte de sensibilité des eaux du Bassin d'Arcachon.

Cette carte prend en compte les différents usages pour lesquels la qualité des eaux est primordiale. Elle établit les zones d'influence des exutoires d'eaux pluviales pouvant jouer un rôle sur la qualité des eaux des zones conchylicoles, des prises d'eau alimentant les bassins ostréicoles et des zones de baignades.

1.2.2. Un réseau de collecte majoritairement à ciel ouvert

Le littoral du Bassin d'Arcachon présente plusieurs typologies (Figure 2) : des zones faiblement à fortement urbanisées, des terrains peu pentus avec une nappe phréatique proche du sol en hiver (secteur « sable des landes »), d'autres très pentus mais situés en milieu dunaire et favorable à l'infiltration (secteur dunaire).

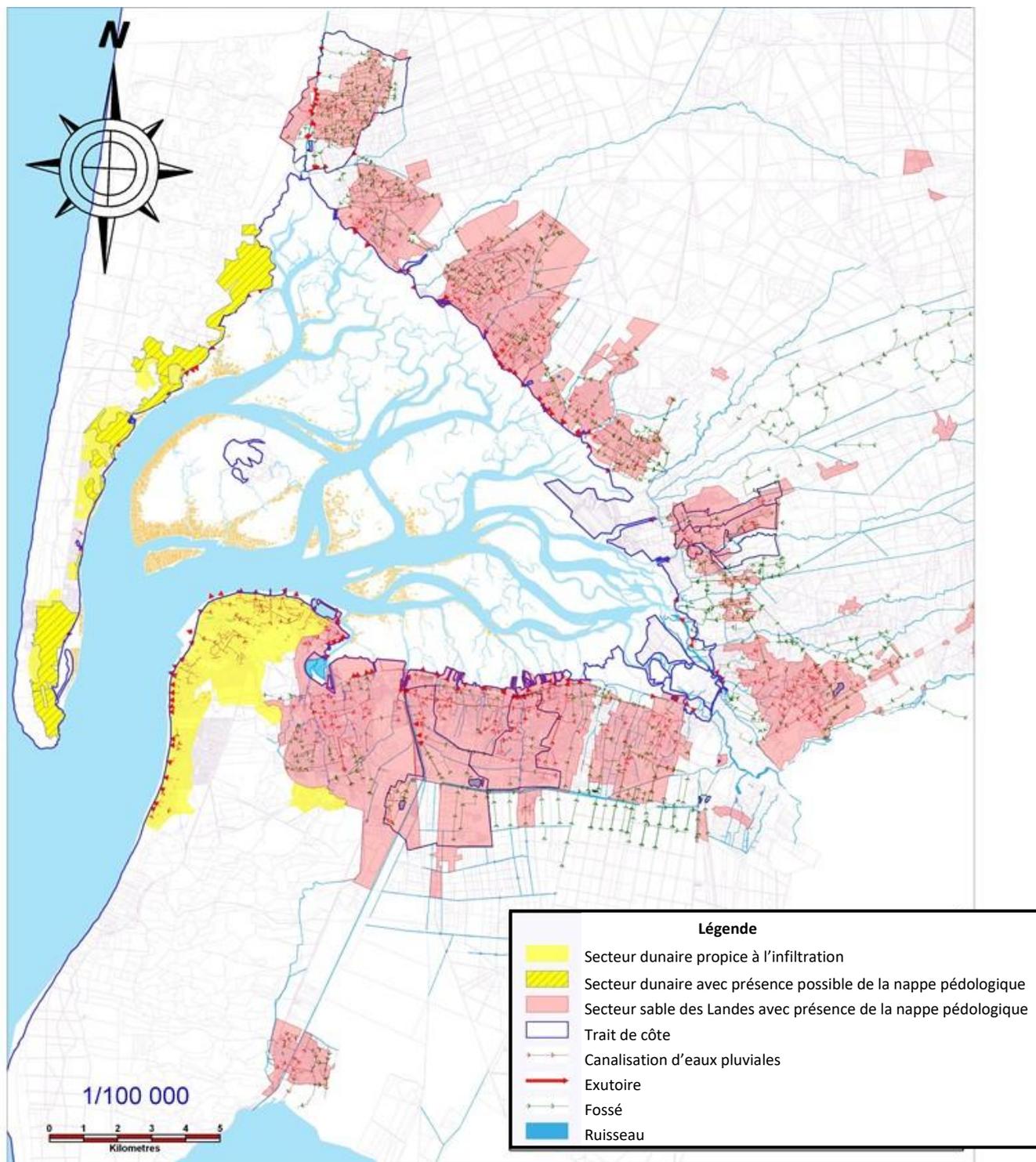


Figure 2. Classification des sols des zones urbanisables sur le littoral du Bassin d'Arcachon en fonction de leurs caractéristiques hydrogéologiques (données indicatives à valider par étude de sol).

Un vaste réseau de drainage des eaux pluviales adapté à la typologie des différentes zones a donc été mis en place. Il se compose :

- **d'une partie à ciel ouvert** : le territoire du Bassin d'Arcachon présente en de nombreux secteurs une forte densité de ruisseaux, crastes (fossé d'écoulement des eaux) et fossés qui favorisent le drainage des sols. Ces milieux sont répertoriés dans les Schémas Directeurs d'Assainissement des Eaux Pluviales et les annexes sanitaires des Plans Locaux d'Urbanisme de chaque commune et doivent être systématiquement conservés et remis en état. Cette partie à ciel ouvert représente plus de 85% du réseau de drainage des eaux pluviales (Tableau 1).
- **d'une partie enterrée** : qui représente 15% du réseau et est constituée de conduites de collecte que l'on retrouve en particulier dans les zones urbanisées (Tableau 1).

Tableau 1. Réseau de collecte des eaux pluviales en fonction des communes.

Commune	Linéaires de canalisations (km)	Linéaires de fossés (km)	Total linéaires (km)	Linéaires de fossés (%)
Arcachon	42	0	42	0
La Teste de Buch	48	120	168	71
Gujan-Mestras	46	134	180	74
Le Teich	13	398	411	97
Biganos	29	188	217	87
Audenge	11	239	250	96
Lanton	12	352	364	97
Andernos Les Bains	49	77	126	61
Arés	21	122	143	85
Lège-Cap-Ferret	20	87	107	81
Total	291	1717	2008	86

1.2.3. Le rôle du SIBA

Jusqu'au 31 décembre 2017, le SIBA avait la maîtrise d'ouvrage de travaux sur le réseau d'eaux pluviales quand ces dernières venaient perturber le réseau collectif d'eaux usées. Il a également réalisé les Schémas directeurs des eaux pluviales des 10 communes. Désormais, depuis le 1er janvier 2018, le SIBA exerce officiellement la compétence "gestion des eaux pluviales", et a en charge de :

- créer des ouvrages de traitement, de stockage ou d'infiltration des eaux pluviales correspondants avec un objectif tendant vers un rejet « zéro » dans le Bassin ;
- créer des ouvrages de traitement, de stockage ou d'infiltration des eaux pluviales, dont le but est de réduire les charges polluantes véhiculées par ces eaux et de limiter leur impact sur le milieu récepteur.

1.2.4. Des solutions compensatoires pour limiter le « tout-tuyau »

Le recours au « tout-tuyau » présentant de nombreuses limites (restitution rapide des eaux vers le milieu avec risque de pollution du Bassin et d'inondation des ouvrages d'assainissement collectif), le SIBA a, depuis 1985, limité cette approche pour aller vers la réduction des volumes ruisselés et un piégeage des polluants à la source en :

- donnant la priorité à l'infiltration des eaux pluviales à la parcelle et ne rejeter vers le réseau superficiel que si l'infiltration totale est impossible ;
- évitant l'évacuation rapide des eaux de pluie en différant leur écoulement ;
- récupérant dans les « zones sensibles » les premières eaux de ruissellement provenant de la voirie et assurer leur traitement.

Ces diverses solutions ont pour fondements :

- la limitation de la concentration rapide des eaux vers l'aval ;
- la réduction des risques de dégradation du milieu récepteur par les flux de polluants, en les traitant à la source ;
- l'infiltration *in situ*, à la parcelle pour recréer le cycle naturel de l'eau.

Malgré ces évolutions, une partie des surfaces imperméables reste drainée par un réseau ayant pour exutoires naturels le Bassin et ses cours d'eau ; on en compte 114 répartis sur le pourtour du plan d'eau (Figure 3).

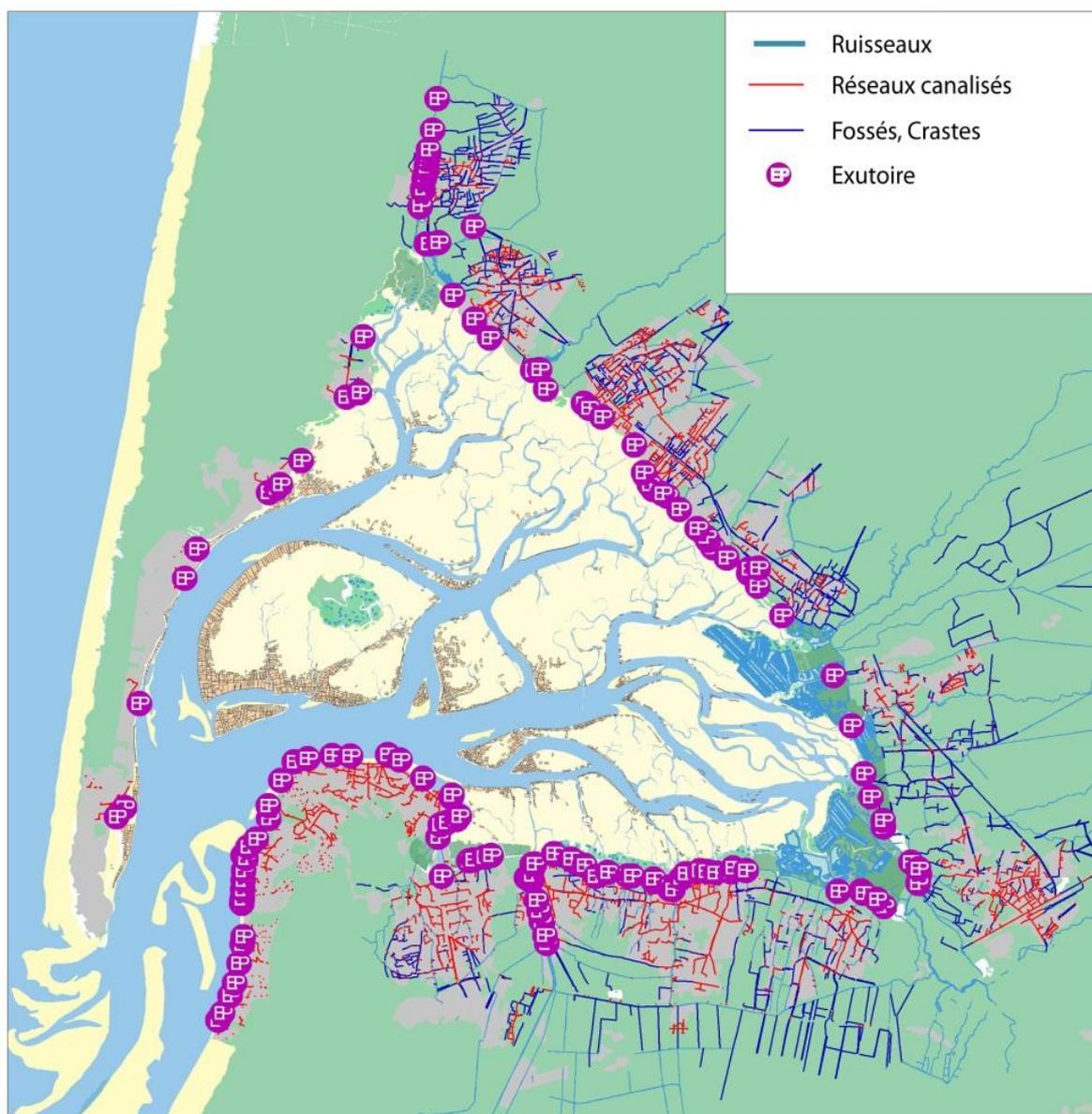


Figure 3. Exutoires d'eaux pluviales au Bassin d'Arcachon.

La plupart de ces rejets sont équipés de solutions compensatoires :

- Des chaussées avec une structure réservoir, qui permet d'injecter directement les eaux de ruissellement des plateformes imperméables, sous le corps de chaussée, dans un matériau présentant 30 % de vide.
- Des bassins enterrés de rétention infiltration de type « structures alvéolaires ultralégères » ou SAUL.
- Des passe-débits : ouvrages ayant pour objectif la récupération, vers le réseau d'assainissement des eaux usées, des flots transitant dans le réseau d'eaux pluviales de la ville d'Arcachon par temps sec (comme les eaux de lavage de voiries) et par temps de pluie, des premières eaux de ruissellement.

1.2.5. Synthèse : le réseau d'eaux pluviales du Bassin d'Arcachon en quelques chiffres

La Figure 4 synthétise en un schéma de principe les solutions compensatoires implantées sur le réseau d'eaux pluviales en protection du Bassin d'Arcachon. Elles sont composées de :

- 2 300 km de linéaire de fossés, crastes et cours d'eau (réseau naturel pour drainer le sol en période de crue et infiltrer les eaux de pluie en période estivale lorsque la nappe est basse ;
- 14 km² de surfaces dites compensatoires (infiltration et stockage), mis en œuvre depuis 1985 sur l'ensemble du territoire, soit environ 30% du total de zones imperméabilisées du territoire ;
- 280 km de canalisation ;
- 350 ouvrages de gestion (vannes, clapets ...) ;
- 31 postes de pompage.



Figure 4. Schéma de principe des solutions compensatoires implantées sur le réseau d'eaux pluviales en protection du Bassin d'Arcachon.

1.3. Etat des connaissances actuelles sur le territoire et objectifs du livrable

Les eaux pluviales restent une source de pollution qui n'a pas été étudiée dans les travaux précédents réalisés sur le territoire.

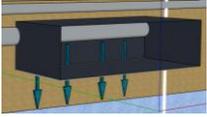
Par exemple, si l'on s'intéresse aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), on ne dispose aujourd'hui d'aucune donnée permettant de déterminer l'importance de cette source vis-à-vis de l'empreinte dans le Bassin et de son lien potentiel avec l'augmentation des teneurs en HAP observée ces dernières années dans les huîtres (Cf. Livrable 1.1. ; Ifremer 2012). Ainsi selon Bijoux (2017), *le compartiment pluvial s'avère donc être une « boîte noire » et le manque de données disponibles au niveau local appelle à de plus amples recherches et à la réalisation de nouvelles études. Il est encore nécessaire de définir avec précision les surfaces lessivées, et d'étudier plus avant la variabilité des particules entraînées par les pluies en s'interrogeant sur leur contamination, leur quantité et leur « qualité » en fonction du milieu étudié.*

Afin d'élaborer des stratégies limitant l'impact des micropolluants retrouvés dans les eaux pluviales, une connaissance plus approfondie de l'empreinte, des concentrations ; et des origines de ces contaminants est nécessaire.

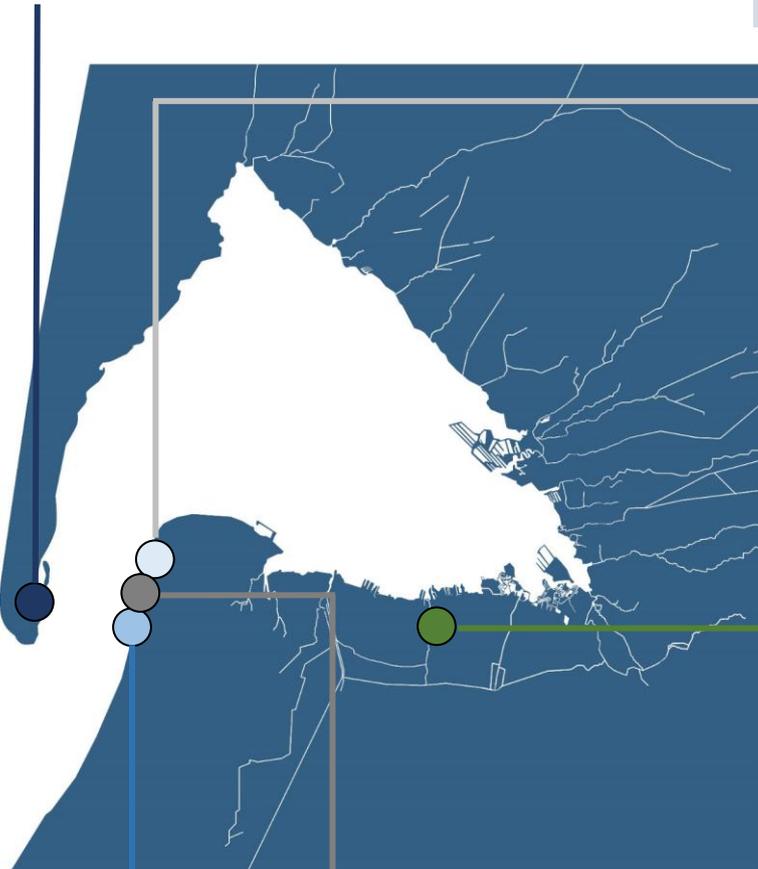
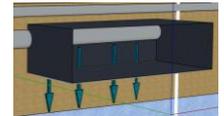
Les objectifs poursuivis dans le cadre de **REMPAR** en lien avec les eaux pluviales étaient donc :

- de caractériser la contamination de plusieurs rejets d'eaux pluviales (pour les éléments traces métalliques, les pesticides et les hydrocarbures aromatiques polycycliques) ;
- de réaliser une typologie de micropolluants sur des rejets provenant de bassins versants aux caractéristiques différentes ;
- d'estimer des flux de micropolluants ;
- d'évaluer l'impact des eaux de ruissellement sur la qualité d'un ruisseau urbain ;
- d'évaluer l'efficacité d'une solution de traitement compensatoire.

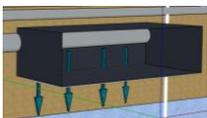
Ouvrage	Bassin de rétention type SAUL
Localisation	Place Walter Reinhard
Commune	Lège-Cap-Ferret
Objectifs	1- Typologie des sédiments de décantation
Contaminants	Métaux, HAP



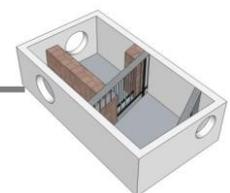
Ouvrage	Bassin de rétention type SAUL
Localisation	Avenue des Hirondelles
Commune	La Teste de Buch
Objectifs	1- Typologie des rejets d'eaux pluviales
	2- Flux de micropolluants
	3- Typologie des sédiments de décantation
	4- Impact de l'ouvrage sur la nappe
	5- Efficacité de l'ouvrage
Contaminants	Métaux, HAP, pesticides



Site	Ruisseau du Bourg
Commune	Gujan-Mestras
Objectifs	1- Apports liés aux ruissellements
Contaminants	Métaux, HAP, pesticides



Ouvrage	Bassin de rétention type SAUL
Localisation	Avenue du Banc d'Arguin
Commune	La Teste de Buch
Objectifs	1- Typologie des rejets d'eaux pluviales
	2- Flux de micropolluants
Contaminants	Métaux, HAP, pesticides



Ouvrage	Passe-débit à pompe
Localisation	Avenue de Montaut
Commune	Arcachon
Objectifs	1- Typologie des rejets d'eaux pluviales
	2- Flux de micropolluants
Contaminants	Métaux, HAP, pesticides

Figure 5. Schéma récapitulatif des sites étudiés et objectifs poursuivis.

2. Présentations des sites d'étude et des objectifs associés

2.1. Remarques préliminaires

Afin de répondre aux objectifs fixés, plusieurs sites d'étude ont été retenus en fonction des critères suivants :

- adéquation du site avec l'objectif scientifique ;
- sensibilité des zones de rejets ;
- possibilité / facilité d'instrumentation et sécurité ;
- logistique vis-à-vis de la distance entre les sites.

La Figure 5 synthétise l'ensemble des objectifs et des sites considérés en début de projet. Compte-tenu des contraintes observées sur le terrain pendant la durée du projet, des évolutions des objectifs et des sites ont pu voir le jour ; ces dernières sont discutées le cas échéant pour chaque site.

2.2. Sites d'études - bassins d'infiltration

2.2.1. Généralités sur les bassins d'infiltration

Ces ouvrages enterrés sous les voiries, les places ou les espaces verts permettent le stockage, l'infiltration et la régulation des eaux de ruissellement issues de surfaces imperméabilisées de voirie ou d'un bassin versant. Ils sont mis en place lorsque le fonctionnement hydraulique d'un bassin versant impose la régulation des eaux pour éviter, soit la surcharge des réseaux pluviaux situés en aval, soit l'impact de ces eaux sur les milieux récepteurs. Les bassins d'infiltration fonctionnent en récupérant et stockant les eaux pluviales puis en les restituant au milieu naturel après infiltration dans le sol ou après rejet à débit contrôlé (Figure 6).

Ils sont donc bien adaptés au profil dunaire du Bassin d'Arcachon compte tenu de la très bonne perméabilité de ces sols, et sont particulièrement indiqués pour les zones urbanisées situées sur le littoral. Plusieurs bassins d'infiltration ont ainsi été réalisés dans différentes communes du Bassin, notamment Arcachon, La Teste de Buch et Lège-Cap Ferret (Figures 7 et 8).

Ces ouvrages permettent de limiter les déversements d'eau polluée au milieu naturel et sont conçus pour abattre la pollution des eaux pluviales, celles-ci s'infiltrant au travers du sol sableux qui joue le rôle de filtre.

Le corps de ces ouvrages est constitué de structures alvéolaires Ultra-Légères (SAUL). Du fait de leur légèreté, de leur taux de vide très élevé (95 %) et de leur grande résistance mécanique, ces SAUL offrent plusieurs avantages comme :

- une capacité de stockage importante ;
- un taux de vide qui limite les volumes de terrassement nécessaires ;
- une faible résistance au passage de l'eau qui permet un remplissage rapide pendant les pluies d'orage ;
- une grande résistance mécanique autorise des positionnements sous charges roulantes (voirie) ;
- enfin, le fait d'enterrer le volume de stockage sous les espaces publics ne mobilise pas d'espace supplémentaire et offre des surfaces disponibles aux routes et espaces verts.

Le principal inconvénient de ces structures est un entretien délicat voire difficile, sauf pour les structures dotées de drains de curage ou d'ouvrage de prétraitement, et d'une interrogation sur leur efficacité dans le temps.

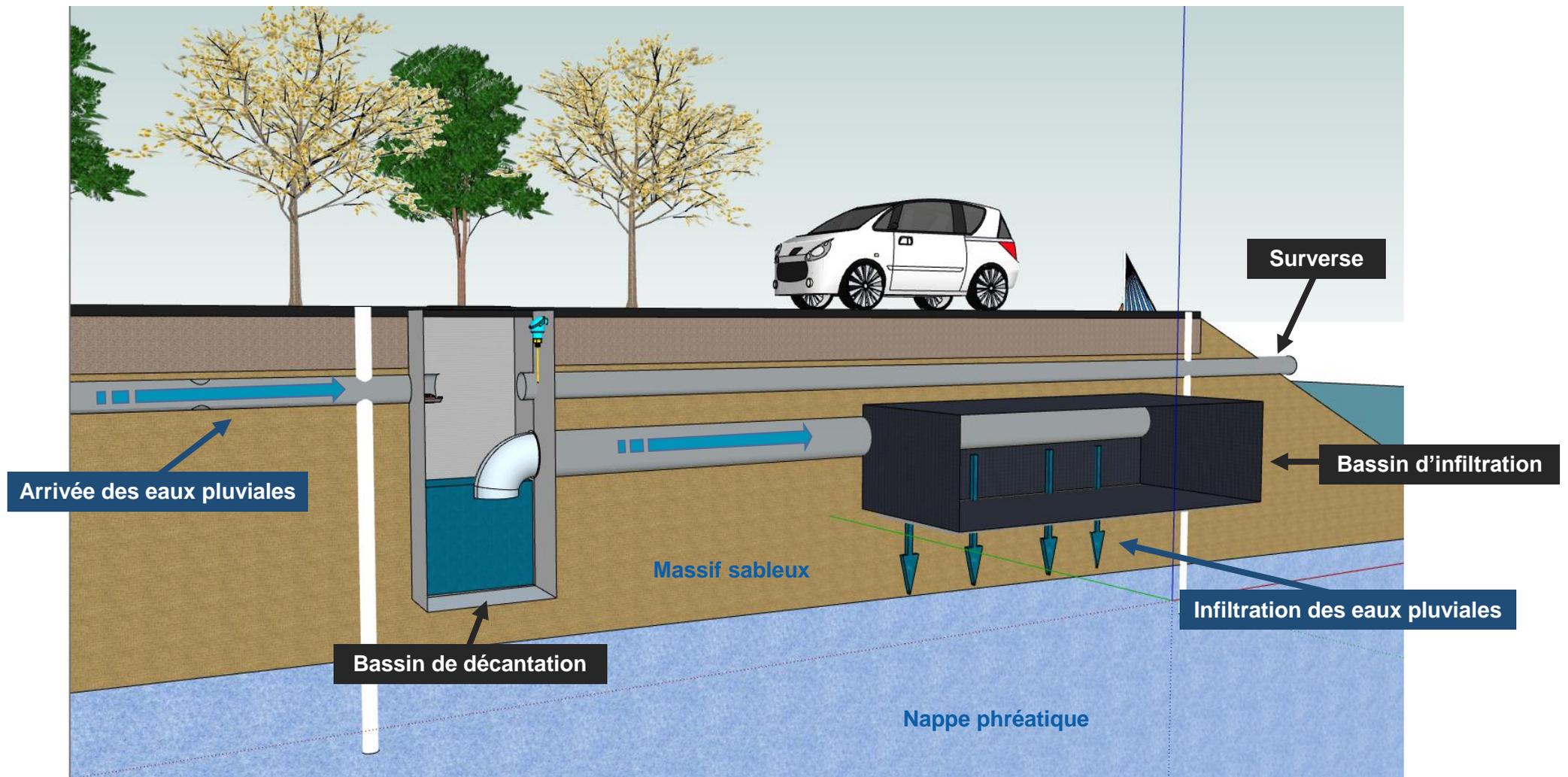


Figure 6. Schéma de principe – bassin d'infiltration des eaux pluviales (type SAUL) © SIBA.

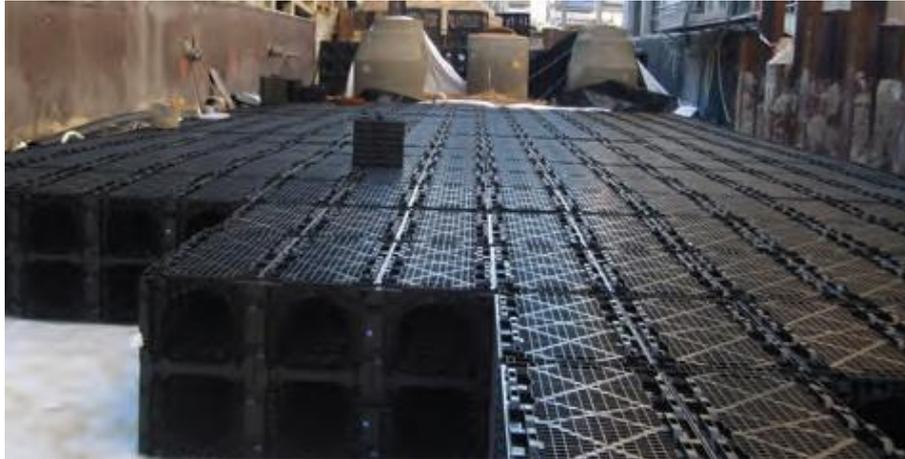


Figure 7. Commune d'Arcachon – ZAC : bassin d'infiltration sous voirie avant rejet dans le réseau pluvial, 2013 © SIBA.



Figure 8. Commune de Lège-Cap Ferret. Bassin d'infiltration d'un volume de 770 m³ pour la suppression d'un rejet d'eaux pluviales vers le milieu récepteur (en zone sensible de baignade et d'activité ostréicole), 2014 © SIBA.

2.2.2. Les bassins d'infiltration suivis dans le cadre de REMP

2.2.2.1. Le bassin d'infiltration des Hirondelles

• Objectifs scientifiques en lien avec l'ouvrage

La réalisation en 2014 d'un bassin de rétention au Pyla-sur-Mer (commune de La Teste de Buch) a constitué une opportunité d'instrumenter le site pour en faire un site d'étude compatible avec le calendrier de l'appel à projets national sur les micropolluants des eaux urbaines. Ce site a donc été, dès sa construction, prévu pour accueillir l'instrumentation nécessaire à la réalisation des objectifs suivants :

- 1) caractériser l'empreinte de la contamination en micropolluants dans les eaux pluviales en entrée de l'ouvrage et la comparer à celle d'autres rejets sur le territoire ;
- 2) déterminer des flux de micropolluants ;
- 3) caractériser l'empreinte en micropolluants dans les sédiments de décantation et la comparer à celle d'autres ouvrages du territoire ;
- 4) évaluer l'efficacité de l'installation ;
- 5) mesurer son impact éventuel sur la nappe.

• Caractéristiques générales de l'ouvrage

L'ouvrage en question est situé allée des Hirondelles au Pyla-sur-mer, sous la voirie, en zone résidentielle à proximité immédiate de la plage. Il s'agit d'un bassin de 240 m³ dont les dimensions sont 1.20 m de hauteur pour 4.80 m de largeur et 38.50 m de longueur.



Figure 9. Bassin versant des eaux pluviales raccordées au bassin d'infiltration de l'avenue des Hirondelles (Pyla-Sur-Mer, commune de La Teste de Buch) © SIBA. Le bassin versant est délimité par les traits orange.

- **Caractéristiques du bassin versant**

Ce bassin d'infiltration intercepte un rejet d'eaux pluviales se rejetant dans une zone de baignade et draine les eaux de ruissellement provenant d'un bassin versant semi-urbain, situé dans une zone à forte circulation automobile en période estivale. La superficie du bassin versant est de 38,9 ha. La surface imperméabilisée a été estimée à l'aide du logiciel Qgis à 1.2 ha en ne tenant compte que de la voirie ; ce qui donne un coefficient d'imperméabilisation de 3% (Figure 9).

2.2.2.2. Le bassin d'infiltration de l'avenue du Banc d'Arguin

- **Objectifs scientifiques en lien avec l'ouvrage**

Cet ouvrage est également situé au Pyla-sur-mer, à environ 1 km au sud du bassin des Hirondelles, sa construction s'est achevée en 2016, durant le déroulement du projet **REMPAR**. Il a été choisi pour remplacer le site de Montaut (Cf. paragraphe 2.3.3.) avec comme objectifs :

- 1) caractériser l'empreinte de la contamination en micropolluants dans les eaux pluviales en entrée de l'ouvrage et la comparer à celles d'autres rejets sur le territoire ;
- 2) déterminer des flux de micropolluants.

- **Caractéristiques générales de l'ouvrage**

Comme le bassin précédent, il est situé sous la voirie, en zone résidentielle à proximité immédiate de la plage. Son volume est de 130 m³ pour des dimensions 1.3 m de hauteur pour 4 m de largeur et 25.60 m de longueur.

- **Caractéristiques du bassin versant**

Il intercepte les eaux pluviales se rejetant dans une zone de baignade et reçoit les eaux de ruissellement d'un bassin versant semi-urbain de 23.9 ha de superficie dont 1.3 ha imperméabilisé (Figure 10), soit un taux d'imperméabilisation estimé à 5%.

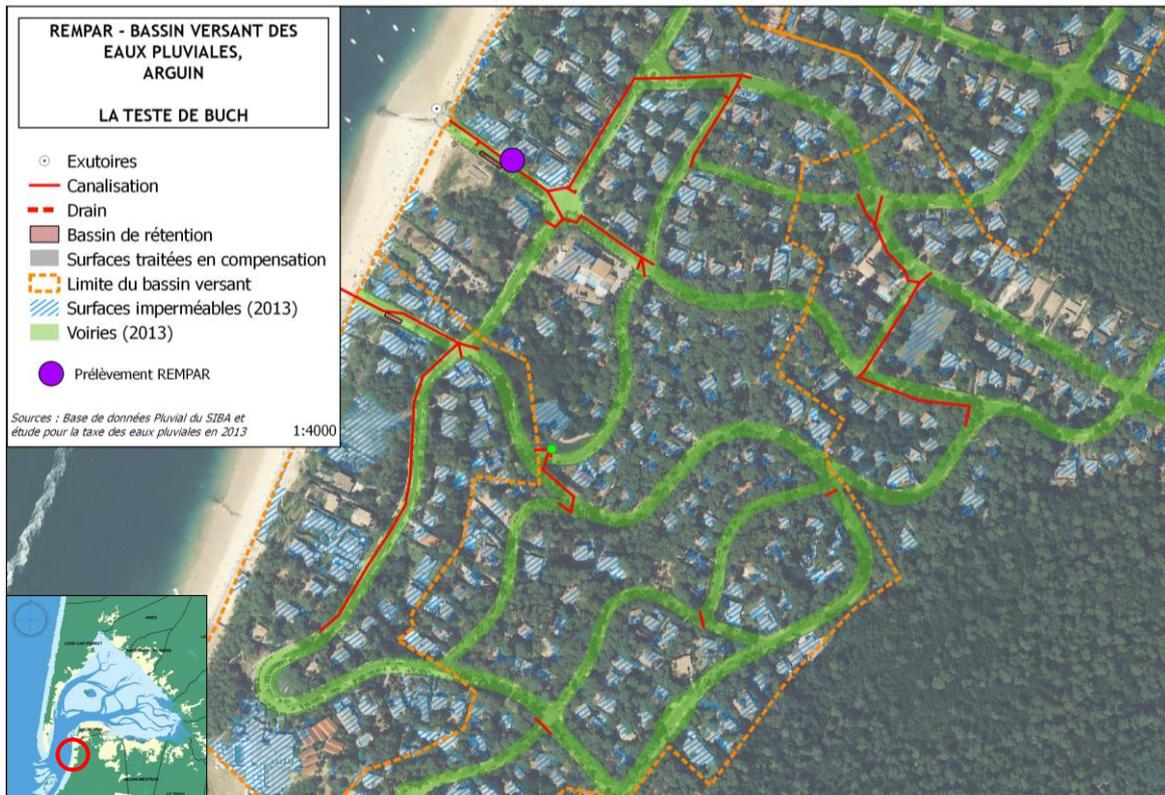


Figure 10. Bassin versant des eaux pluviales raccordées au bassin d'infiltration de l'avenue du Banc d'Arguin (Pyla-Sur-Mer, commune de La Teste de Buch). Le bassin versant est délimité par les traits orange.



Figure 11. Bassin versant des eaux pluviales raccordées au bassin d'infiltration de la place Walther Reinhard (Commune de Lège-Cap-Ferret). Le bassin versant est délimité par les traits orange.

2.2.2.3. Le bassin de rétention de la place Walther Reinhard

- **Objectifs scientifiques en lien avec l'ouvrage**

Cet ouvrage n'ayant pu être instrumenté comme les deux précédents, l'objectif a consisté à analyser les sédiments de décantation et à les comparer avec ceux de l'avenue des Hirondelles.

- **Caractéristiques générales de l'ouvrage**

Ce bassin est situé sur la commune de Lège-Cap-Ferret, sous la voirie, à proximité de la plage. Son volume est de 700 m³.

- **Caractéristiques du bassin versant**

Sa superficie est de 24.5 ha dont environ 4 ha imperméabilisés, soit un taux d'imperméabilisation de 16% (avec logiciel Qgis). Il est soumis à forte circulation automobile en période estivale et situé à proximité d'une zone de baignade et d'activité ostréicole.

2.3. Sites d'études – passe-débit

2.3.1. Historique des passe-débites sur le Bassin d'Arcachon

Autrefois, les réseaux de collecte d'eaux pluviales et d'eaux usées n'étaient pas séparés sur la commune d'Arcachon. Ces effluents étaient tous récoltés par un réseau unitaire qui se déversait dans la lagune. C'est dans les années 60 qu'un réseau d'assainissement séparé a été mis en place. Les passe-débites ont été installés à cette époque afin d'évacuer les effluents domestiques vers ce nouveau réseau, le temps que les habitations y soient directement connectées. Ces dispositifs souterrains ont donc facilité la transition du système unitaire vers le système séparatif. Ils ont aujourd'hui perdu leur vocation première et redirigent désormais vers la station d'épuration de La Teste de Buch les premières eaux de pluie et les eaux de ruissellement de temps sec. On en compte aujourd'hui 15 encore en service. Ces passe-débites sont tous installés sur la commune d'Arcachon. Par temps sec, ces ouvrages permettent donc la récupération ainsi que des eaux de lavages des voiries. Par temps de pluie, c'est ce « premier flot » qui sera donc détourné dans le passe-débit vers le collecteur pour être traité avec les eaux usées. L'eau provenant des averses qui suivent sera elle envoyée directement dans le Bassin.

2.3.2. Fonctionnement général

De manière générale, les passe-débites sont des bâches situées sous la chaussée présentant une ou plusieurs arrivées d'eau de pluie et deux évacuations : une vers le réseau d'eaux usées et une vers le Bassin d'Arcachon. Les eaux de ruissellement s'écoulent dans l'ouvrage. Leur transition vers le réseau d'assainissement peut ensuite être réalisée de deux manières, par écoulement gravitaire pour les passe-débites à clapet ; et par l'intermédiaire d'une pompe de relevage pour les passe-débites à pompe. Dans les deux cas, si l'arrivée d'eau de pluie est trop importante, l'effluent est redirigé vers l'eau de mer.

2.3.3. Le passe-débit de Montaut

- **Objectifs scientifiques en lien avec l'ouvrage**

Les objectifs recherchés sur ce site étaient les suivants :

- 1) caractériser l'empreinte de la contamination en micropolluants dans les eaux pluviales en entrée de l'ouvrage et la comparer à celles d'autres rejets sur le territoire ;
- 2) déterminer des flux de micropolluants.

Il n'y avait pas d'objectif de caractérisation de l'efficacité de l'ouvrage : en effet, le fonctionnement du passe débit fait qu'il est conçu pour retenir le « premier flot » des eaux pluviales. Or cette hypothèse dite du « premier flot » qui considère que par temps de pluie, les premières averses qui lessivent le sol, sont plus contaminées, bien qu'encore très utilisée, n'est en fait considéré valable que dans très peu de cas (Métadier et Bertrand Krajewski 2012).

- **Caractéristiques générales de l'ouvrage**

Son fonctionnement peut être résumé comme suit : les eaux de ruissellement en début d'événement pluvieux ou les eaux de lavage par temps sec entrent dans le passe-débit, sont arrêtées par un muret qui fait monter la ligne d'eau jusqu'à atteindre le niveau entraînant le démarrage de la pompe. La pompe se met alors en marche et évacue l'eau vers le réseau des eaux usées (Figure 12).

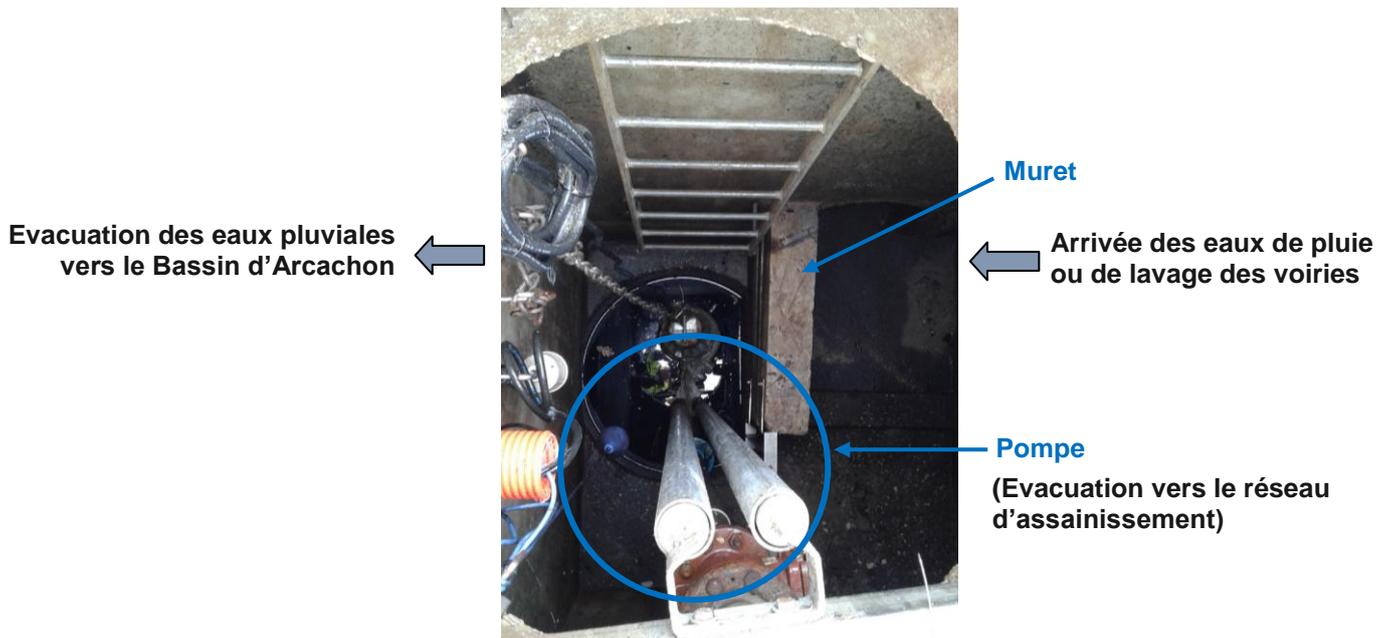


Figure 12. Vue de dessus du passe-débit de Montaut. © SIBA.

Lorsque le débit des eaux de pluie est supérieur au débit de la pompe, l'eau continue de monter et atteint un flotteur haut qui en arrête le fonctionnement, l'eau surverse alors par-dessus le muret et est évacuée par les canalisations d'eaux pluviales dans le Bassin.

- **Caractéristiques du bassin versant**

Le passe-débit de Montaut est situé sur la commune d'Arcachon, à environ 2 km au nord du bassin d'infiltration des Hironnelles. Il récupère les eaux de ruissellement d'un bassin versant urbanisé d'une superficie totale de 56,5 ha, dont 6.6 ha de surface imperméabilisée. Le taux d'imperméabilisation est estimé à 12% en tenant compte que de la voirie (Figure 13).

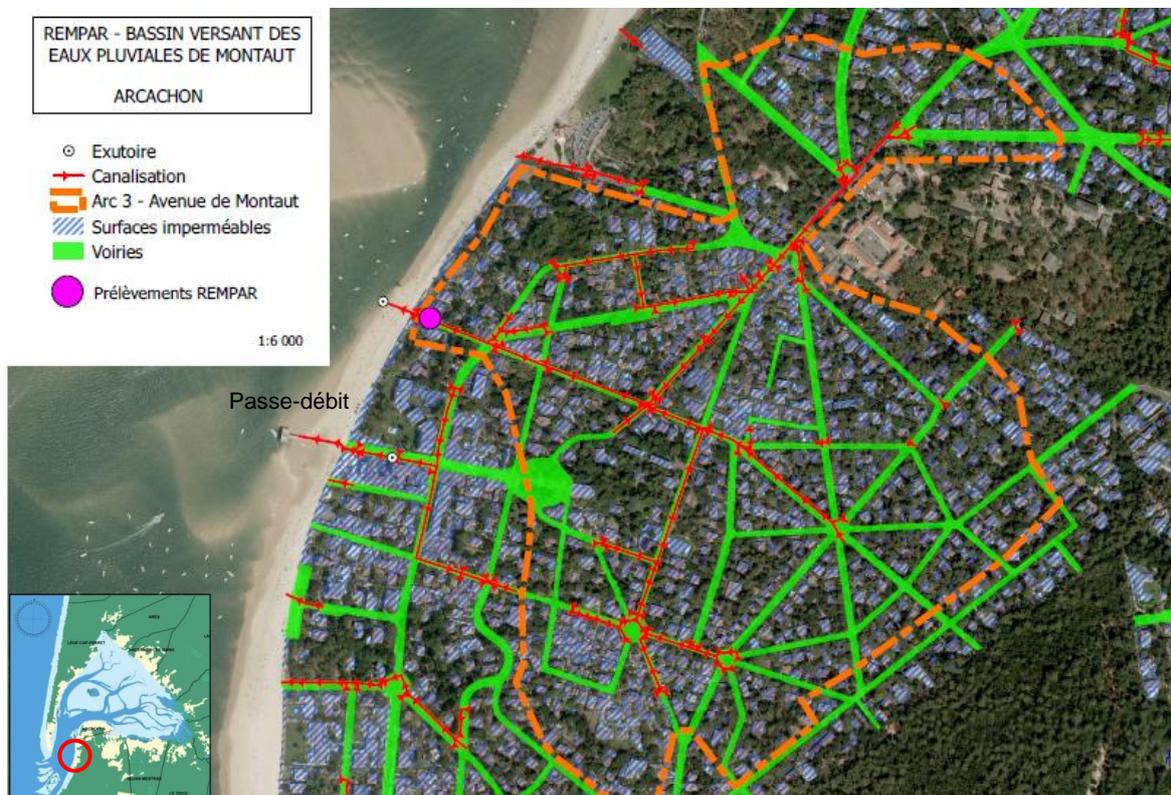


Figure 13. Bassin versant du passe-débit de Montaut, commune d'Arcachon. La limite du bassin versant est indiquée par les traits orange © SIBA.

2.4. Sites d'études – ruisseau

2.4.1. Le ruisseau du Bourg à Gujan-Mestras

2.4.1.1. Présentation du ruisseau

Le Ruisseau du Bourg (RDB) est un ruisseau urbanisé qui traverse la Commune de Gujan-Mestras (Figure 14). Le ruisseau présente de nombreux méandres et quelques rétrécissements ; il passe dans plusieurs domaines privés. Il reçoit également plusieurs exutoires d'eaux pluviales drainant différents bassins versants urbanisés. Le RDB a été identifié par le SIBA comme un des « points noirs » du système pluvial ayant généré des désordres hydrauliques lors des événements pluvieux exceptionnels.

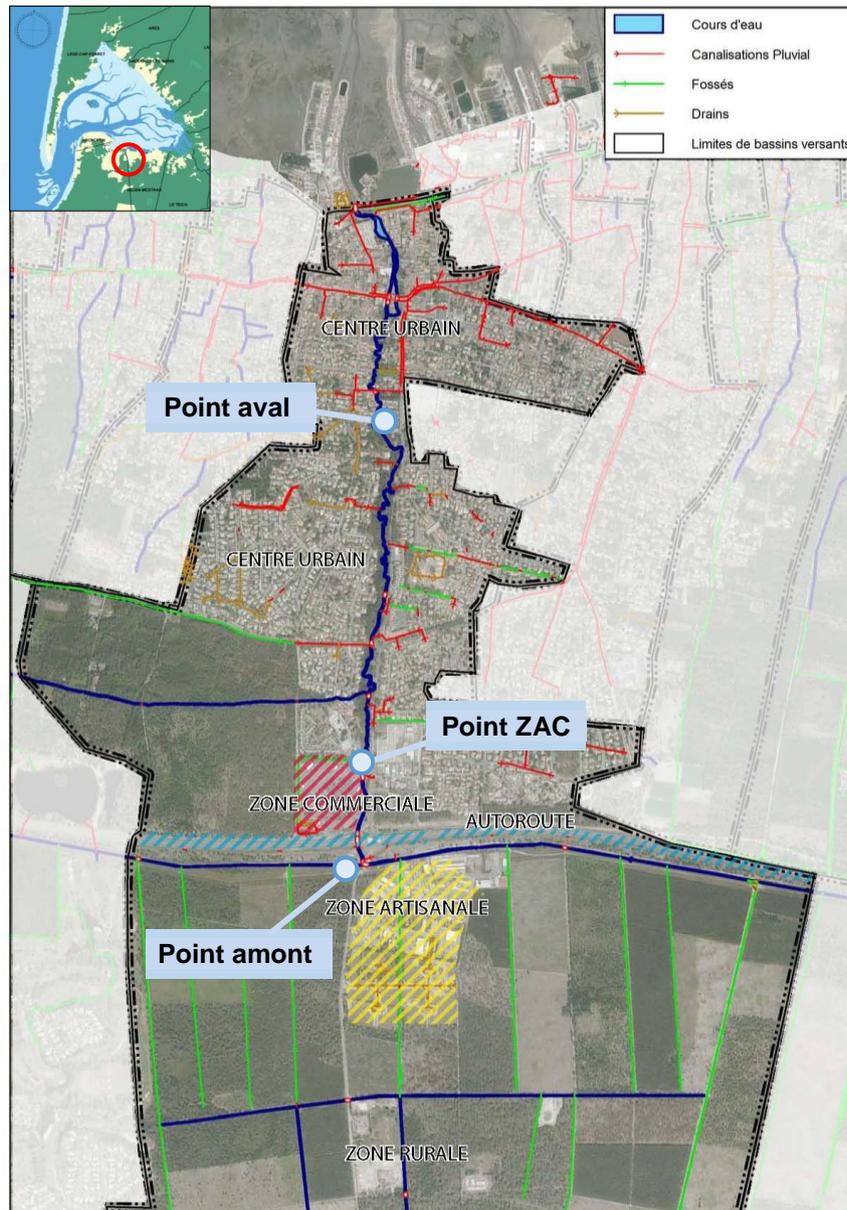


Figure 14. Le ruisseau du Bourg à Gujan-Mestras, détail des exutoires pluviaux et points de prélèvements. © SIBA.

2.4.1.2. Les bassins versants en amont du ruisseau du Bourg

Le RDB est alimenté par la Craste Baneyre. Cette craste récupère les eaux d'un ensemble de bassins versants ruraux complexe qui sont décrits en annexe A.

2.4.2. Objectifs

2.4.2.1. Prélèvements par temps sec

Sur le site du RDB, deux objectifs ont été poursuivis, le premier a consisté en la cartographie de l'empreinte en plusieurs contaminants depuis l'amont vers l'aval du ruisseau en réalisant des prélèvements par temps sec sur 3 points du RDB : un point amont du ruisseau, un point intermédiaire situé au niveau d'une zone commerciale et un point aval situé dans la zone urbanisée du ruisseau et non soumis à la marée (Figure 14).

2.4.2.2. Prélèvements par temps de pluie

Le second objectif a consisté en une démarche exploratoire de caractérisation de l'impact des eaux de ruissellement sur la qualité des eaux du RDB. Des prélèvements par temps de pluie ont été réalisés dans le RDB, au niveau de deux points : au niveau du point ZAC, et au niveau du point aval.

Au niveau du point ZAC, le point de prélèvement a été choisi afin de maximiser les probabilités d'observer une modification de l'empreinte par temps de pluie par rapport au temps sec. Le point retenu est situé en aval immédiat d'un exutoire pluvial drainant un petit bassin versant situé à l'Est du RDB. Ce bassin versant comprend :

- un rond-point situé sur l'avenue de Césarée et donnant accès au parking du centre commercial ;
- la voirie donnant accès à ce rond-point, dont une partie de l'allée Mansart au niveau de laquelle se trouvent des garages automobiles.

Cette avenue et ce rond-point présentent un trafic automobile soutenu, notamment en été.

Le parking du centre commercial situé à l'Ouest du RDB, et sur lequel on trouve également une station-service et un garage automobile, ne dispose pas d'un rejet direct au RDB mais est équipé de ses propres solutions compensatoires destinées à l'infiltration directe des eaux de ruissellement.

L'exutoire pluvial retenu présente un accès relativement aisé et est un des premiers exutoires, situé sur le RDB.

Au niveau du point aval, le point de prélèvement est situé à hauteur de l'allée du Lavoir. Des exutoires pluviaux se trouvant à ce niveau, le point de prélèvement a été choisi pour être en amont de ces derniers. Les prélèvements au niveau de ce point avaient pour objectif d'établir si les eaux de ruissellement urbaines pouvaient marquer le RDB dans sa partie aval.

3. Instrumentation des sites d'étude en fonction des objectifs recherchés

3.1. Instrumentation du bassin d'infiltration des Hirondelles

Les Figure 15 et 16 indiquent la localisation des instruments de prélèvement et de mesure.

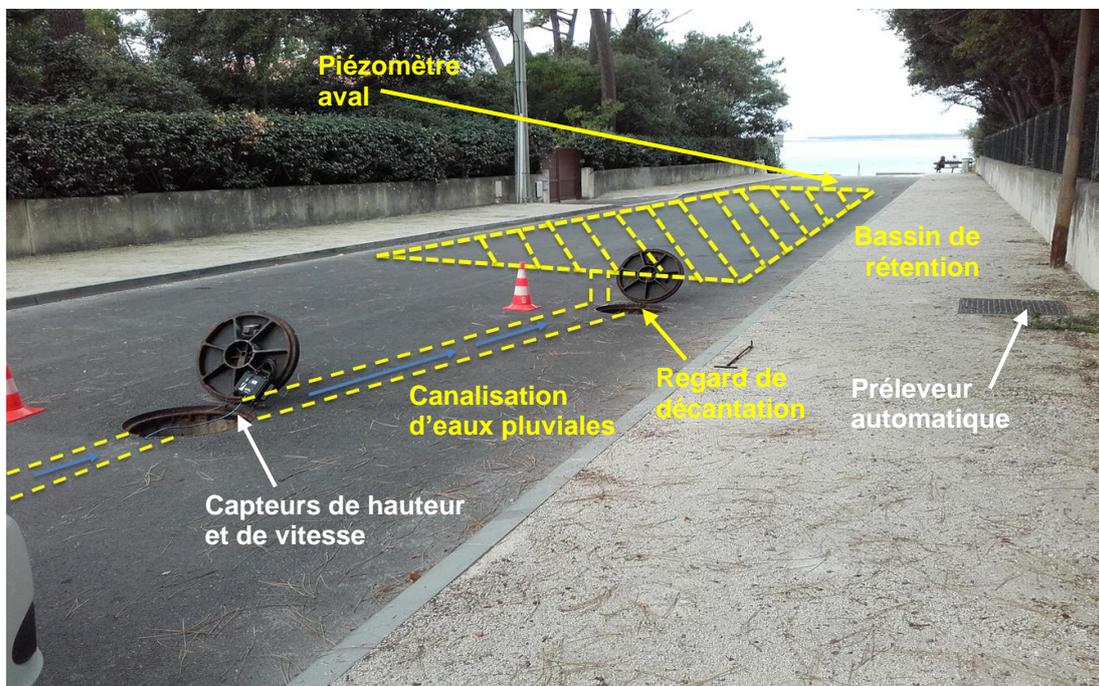


Figure 15. Positionnement du bassin d'infiltration des Hirondelles et instrumentation.

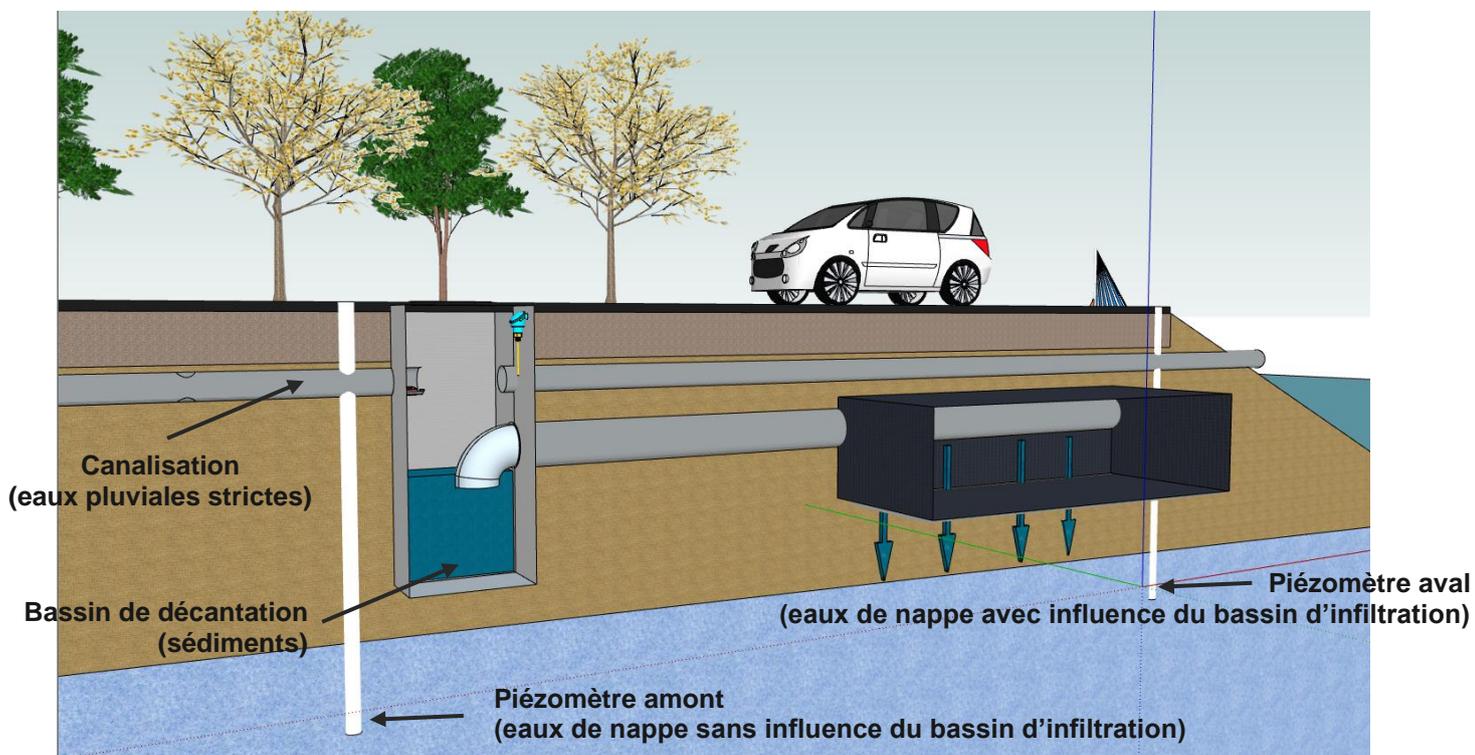


Figure 16. Vue en coupe du bassin d'infiltration des Hirondelles (schéma de principe). © SIBA.

3.1.1. Caractérisation de la contamination dans les eaux pluviales - collecte des échantillons en entrée de l'ouvrage

3.1.1.1. Collecte des échantillons

La collecte des échantillons a été effectuée au moyen d'un préleveur automatique portable réfrigéré Isco Avalanche (Figure 17), à pompe péristaltique, réfrigéré à 4°C (température de consigne de conservation des échantillons). Il a été raccordé à un tuyau d'aspiration en Téflon® afin de limiter d'éventuelles interactions (adsorption / désorption) entre les échantillons et le préleveur.



Figure 17. Préleveur automatique installé dans le regard aménagé dans la voirie. © SIBA.

Pour se prémunir des contraintes liées à l'alimentation du préleveur par batterie, des travaux ont été effectués de manière à raccorder le préleveur à l'armoire électrique d'un poste de pompage d'eaux usées situé à proximité à une vingtaine de mètres du regard (propriété du SIBA et exploité par Eloa, délégataire du service public de l'assainissement des eaux usées du Bassin d'Arcachon) .

Le prélèvement en lui-même se fait dans la canalisation d'eaux pluviales, immédiatement avant l'arrivée des eaux de ruissellement au bassin de décantation. Un rétrécissement de cette canalisation (Venturi) a été réalisé de manière à faire monter la ligne d'eau afin de s'assurer que l'extrémité du tuyau et la crépine soient toujours immergés (Figure 18).

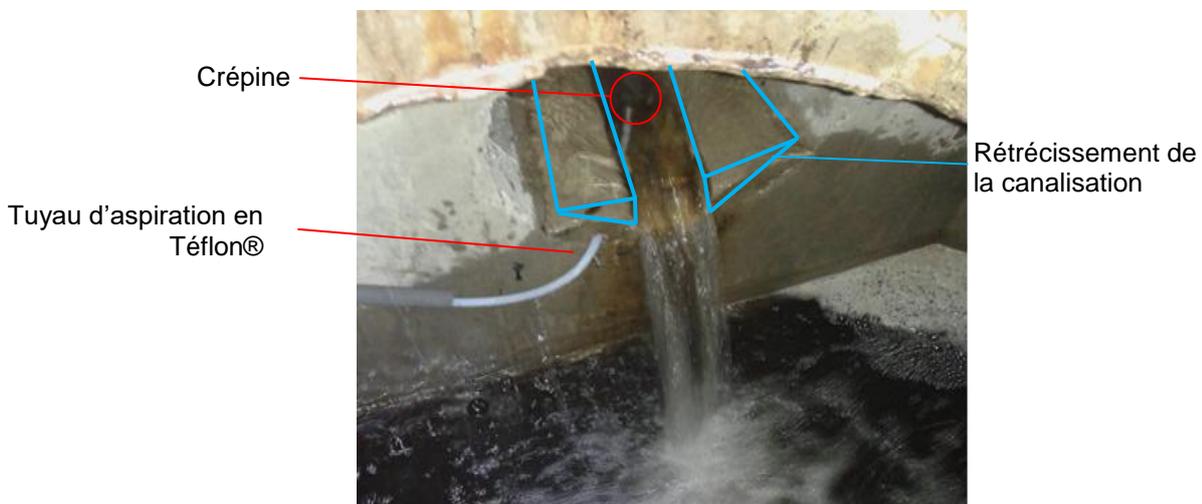


Figure 18. Point de prélèvement dans la canalisation et Venturi. © SIBA.

3.1.1.2. Modes de prélèvement

- **Démarrage de l'étude : prélèvements au pas de temps**

Au démarrage de l'étude (septembre 2015), le préleveur a été asservi à un capteur de surverse de marque linus et de modèle IJM6101-471 filaire. Les prélèvements ont été réalisés selon la méthode dite indirecte¹, c'est à dire au pas de temps.

Le pas de temps a été choisi en fonction de la durée prédite des précipitations et fixé à 200 ml/10 min. A la fin de l'événement pluvieux, un échantillon moyen événementiel a été constitué manuellement, proportionnellement aux volumes écoulés.

- **Evolution de l'échantillonnage : prélèvements au volume écoulé**

A partir du mois de mai 2016, le matériel et l'approche ont évolué et les prélèvements réalisés par la méthode dite directe : par asservissement au débit (volume) écoulé. Dans ce cas, l'échantillon moyen se fait directement dans le flacon de prélèvement. Ce mode de prélèvement est considéré plus représentatif pour les eaux pluviales ; par ailleurs, on limite les risques de contamination ou de mauvaise manipulation liés à la phase de reconstitution de l'échantillon. Cependant cette technique nécessite une mesure de débit fiable en temps réel et le choix d'un pas de volume adapté.

Le débit a été choisi en fonction de la durée et de l'intensité de la pluie prédites. Les volumes écoulés ont été déterminés sur la base d'enregistrements réalisés par un capteur de hauteur à ultrason de modèle Ijinus LNU, couplé à un capteur de vitesse (profileur ultrasonique de vitesse) de marque Nivus, situés plus haut dans la canalisation (Figure 19).



Figure 19. Capteur de vitesse et capteur de hauteur à ultrasons en position. © SIBA.

- **Evolution de l'échantillonnage : mesure des débits**

Au cours de l'étude, le capteur de vitesse Nivus a finalement été abandonné et seul le capteur de hauteur a été utilisé et le volume écoulé calculé à partir de la formule de Manning Strickler.

Enfin, afin d'assurer la continuité de l'instrumentation du bassin d'infiltration de l'Avenue du Banc d'Arguin (Cf. paragraphe 3.2.), le capteur de hauteur à ultrason a été remplacé par un capteur de hauteur radar de marque Endress Hauser FMR 20, relié à un mémographe RSG 45 en mars 2018 (Figure 20).

3.1.1.3. Réalisation des blancs

Plusieurs fois au cours de l'étude, des blancs « préleveurs » ont été réalisés afin d'identifier un éventuel relargage de contaminants lors de la phase de prélèvement. Le protocole est présenté en Annexe B.

¹ Cf. fiche n°5 du GRAIE, Calcul des masses de polluants par prélèvements ; www.graie.org



Figure 20. Capteur de hauteur radar et mémographe. © SIBA.

3.1.1.4. Mesure des hauteurs de pluie

Pour déterminer l'intensité des événements pluvieux (hauteurs d'eau) associés aux prélèvements et modéliser le bassin versant (c'est-à-dire pour déterminer le volume d'eau de ruissellement qui atteint réellement le bassin par rapport au volume attendu en fonction de la hauteur d'eau), un pluviomètre à auget basculant de marque PEET-BROS raccordé à un enregistreur de modèle HOBO a été installé (Figure 21) au niveau du cercle de voile du Pyla-sur-Mer, à 1400 m du bassin des Hirondelles. Compte-tenu des contraintes liées au terrain, et notamment à la nécessité d'installer le pluviomètre dans un endroit dégagé, il n'a pas été possible de placer le pluviomètre plus près du bassin d'infiltration.



Figure 21. Pluviomètre en situation. © SIBA.

3.1.2. Caractérisation de la pollution dans les sédiments de décantation - collecte des échantillons en entrée de l'ouvrage

Afin de réaliser les prélèvements de sédiments de décantation au niveau du bassin des Hirondelles (et également au niveau du bassin de Reinhard, Cf. chapitre précédent), une benne Shipeck a été utilisée (Figure 22). Les échantillons ont été homogénéisés manuellement et récupérés dans des contenants plastiques dédiés à cet effet puis stockés au congélateur avant envoi aux différents laboratoires (Cf. Chapitre 4 pour les méthodes d'analyses).



Figure 22. Prélèvements de sédiments de décantation au niveau du bassin d'infiltration de Reinhard (commune de Lège-Cap-Ferret), à gauche ; et mesure de la hauteur de sédiment, à droite. © SIBA.

Le volume de sédiment dans le regard a été déterminé manuellement : la hauteur de sédiment a été mesurée en plusieurs endroits à l'aide d'une mire « maison », puis la hauteur moyenne rapportée aux dimensions du regard.

3.1.3. Caractérisation de la contamination de la nappe et de l'impact potentiel du bassin d'infiltration

3.1.3.1. Piézomètres

Afin de caractériser l'éventuel transfert de micropolluants des eaux pluviales interceptées dans le bassin d'infiltration des Hirondelles vers la nappe, des piézomètres ont été creusés pour permettre des prélèvements de la nappe.

Des prélèvements comparés ont été réalisés dans les piézomètres, en amont et en aval de l'ouvrage : la présence de contaminants dans la nappe à l'aplomb des bassins n'étant pas nécessairement imputable à l'infiltration des eaux pluviales, il était en effet nécessaire de caractériser l'empreinte en contaminants en amont de l'ouvrage.

3.1.3.2. Suivi de la conductivité dans la nappe

Afin d'évaluer l'impact éventuel du bassin de rétention (percolation des eaux pluviales à travers le massif sableux dans la nappe), les prélèvements doivent être réalisés lorsque le panache d'eau rencontre la nappe : pour cela des mesures en continu de la conductivité électrique ont été réalisées afin de fixer la période de prélèvement. En théorie, l'arrivée des eaux pluviales faiblement minéralisées dans la nappe se traduit généralement par une baisse marquée de la conductivité électrique de la nappe.

Pour réaliser ces mesures, deux sondes multiparamètres, de modèle YSI 600 OMS V2 (pour le piézomètre amont) et AQUAREAD AP-2000-D (pour le piézomètre aval) ont été installées. Les deux sondes sont équipées de capteurs de turbidité, de température et de conductivité (Figure 23).

3.1.3.3. Echantillonnage dans les piézomètres

• Collecte d'échantillons ponctuels

Pour évaluer l'impact de l'ouvrage sur la nappe (c'est-à-dire un passage des micropolluants au travers de la matrice sable entourant les SAUL), des analyses ont été réalisées dans 2 piézomètres, un situé en amont hydraulique du bassin d'infiltration et un second en aval immédiat du bassin d'infiltration.



Figure 23. Sondes multiparamètres utilisées (Sonde Ysi à gauche et Aquaread à droite). © SIBA

Les prélèvements sont réalisés à l'aide de pompes piézométriques. Deux pompes ont été utilisées (Figure 24) :

- une pompe en inox de marque Grundfos, type MP1-2-A-B-G-TV, puissance 1300 W, de profondeur maximum d'utilisation de 90 m et d'un débit maximum de 1 m³/h. Cette pompe fonctionne à l'aide d'un groupe électrogène Honda EU inverte 10i ;
- une pompe en plastique de type SDEC Proactive « Twister », de profondeur maximum d'utilisation de 30 m et d'un débit maximum de de 0.9 m³/h.



Figure 24. Pompes piézométriques. © SIBA

Après avoir retiré les sondes multiparamètres, la pompe utilisée est descendue au fond du piézomètre (soit 16 m environ de profondeur). La pompe est laissée en fonctionnement pendant 20 minutes de manière à vidanger le piézomètre et assurer un renouvellement de l'eau. Le prélèvement est ensuite réalisé en utilisant le flaconnage suivant : flacon de 1L en verre pour les pesticides, tube *falcon* de 50mL pour le glyphosate et nalgène de 1L pour les métaux.

- **Utilisation de capteurs passifs de type DGT**

En plus des analyses ponctuelles, des analyses par Diffusive gradients in thin films (DGT) ont été réalisées pour le suivi des éléments traces métalliques. Les DGT utilisés disposent d'une résine de type chelex 100 qui est capable de fixer les cations métalliques. Les DGT ont été fournis par Lancaster Research par l'intermédiaire d'UT2A.

Après avoir retiré les sondes multiparamètres, trois DGT ont été mis en place dans chaque piézomètre et laissés une dizaine de jours. Des blancs "laboratoire" ont également été réalisés. Des mesures en continu de la température ont été réalisées toutes les minutes avec des enregistreurs de type HOBO datalogger Pendant Temp/Alarm UA-001-64.

3.2. Instrumentation du bassin de rétention de l'avenue du Banc d'Arguin-caractérisation de la pollution dans les eaux pluviales

3.2.1. Caractérisation de la contamination dans les eaux pluviales - collecte des échantillons en entrée de l'ouvrage

La collecte des échantillons a été effectuée au moyen d'un préleveur automatique portable réfrigéré Isco Avalanche, à pompe péristaltique, réfrigéré à 4°C (température de consigne de conservation des échantillons). Il a été raccordé à un tuyau d'aspiration en Téflon limitant les éventuelles interactions (adsorption) entre les échantillons et le préleveur (Figure 25). Le préleveur était alimenté par une batterie 12V à décharge lente.



Figure 25. Préleveur automatique au niveau du bassin de l'Avenue du Banc d'Arguin. © SIBA.

3.2.2. Modes de prélèvements

Le préleveur a été programmé pour un asservissement au volume écoulé. Au début des analyses, un débitmètre (type capteur hauteur-vitesse numérique) de marque Teledyne Isco de modèle IAVL a été utilisé (Figure 26).



Figure 26. Installation du débitmètre (à gauche) au niveau du bassin d'infiltration de l'Avenue du Banc d'Arguin et débitmètre positionné dans la canalisation (à droite). © SIBA.

Après que le débitmètre eut rendu l'âme, le capteur de hauteur à ultrason (modèle Ijinus LNU) préalablement utilisé au niveau du bassin des Hirondelles a été utilisé pour le calcul des débits.

3.2.3. Mesure des hauteurs de pluie

Pour ces mesures, le pluviomètre présenté en 3.1.1.4. a été utilisé.

3.2.4. Réalisation des blancs

Plusieurs fois au cours de l'étude, des blancs « préleveurs » ont été réalisés afin d'identifier un éventuel relargage de contaminants lors de la phase de prélèvement. Le protocole est présenté en Annexe A.

3.3. Instrumentation du passe-débit de Montaut

3.3.1. Caractérisation de la pollution dans les eaux pluviales - collecte des échantillons dans l'ouvrage en début de projet

3.3.1.1. Collecte des échantillons

En début de projet, la collecte des échantillons a été effectuée au moyen d'un préleveur automatique portable réfrigéré Isco Avalanche, à pompe péristaltique, réfrigéré à 4°C (température de consigne de conservation des échantillons), raccordé à un tuyau d'aspiration en Téflon® (Figure 27). Des aménagements (plateformes en acier) ont dû être réalisés afin de pouvoir installer le préleveur dans le passe-débit et le protéger des eaux. Par ailleurs, des travaux de raccordement ont été réalisés pour raccorder le préleveur à l'armoire électrique du passe-débit.

3.3.1.2. Mode de prélèvement

Le mode de prélèvement (asservissement au débit) ainsi que le démarrage du préleveur ont été asservis à un débitmètre (capteur hauteur-vitesse numérique) de marque Teledyne Isco de modèle IAVL (Figure 29).

3.3.2. Evolution en cours de projet - prélèvements et mesure des débits

Les premières campagnes réalisées ont révélé l'existence de nombreuses contraintes :

- contrainte à l'écoulement ;
- géométrie complexe de l'ouvrage ne permettant pas une mesure fiable des débits ;
- contrainte liée à la marée avec des entrées d'eau de mer liées à la présence d'un clapet antiretour défectueux.

Il a donc été décidé de modifier les objectifs en cours de projet : l'objectif de détermination des flux a été abandonné et transféré sur un autre site : le bassin d'infiltration de l'avenue du Banc d'Arguin (Cf. paragraphe précédent) ; et le site de Montaut conservé uniquement pour réaliser une typologie des contaminants dans les eaux pluviales.

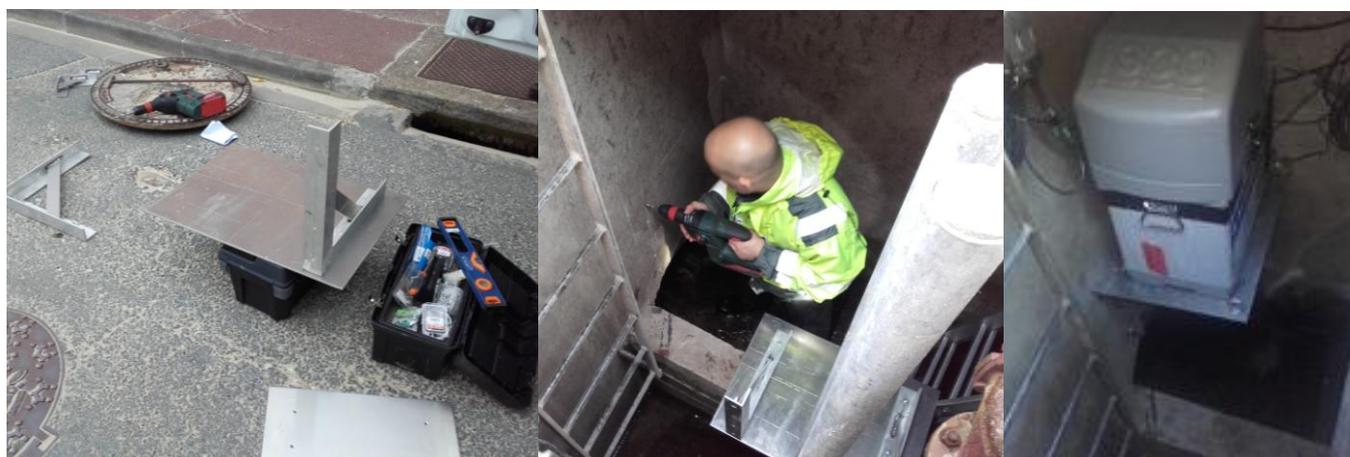


Figure 27. Réalisation des aménagements et préleveur automatique en position dans le passe-débit.
© SIBA.

A partir du mois de mars 2017, les échantillons ont donc été prélevés à l'aide d'un préleveur Isco 3700 non réfrigéré (Figure 28) asservi à un capteur de surverse de marque Ijinus et de modèle IJM6101-471 filaire. Le pas de temps a été choisi en fonction de la durée prédite des précipitations et fixé à 200 ml/10 min.



Figure 28. Débitmètre positionné dans la canalisation. © SIBA.

3.3.3. Réalisation des blancs

Plusieurs fois au cours de l'étude, des blancs « préleveurs » ont été réalisés afin d'identifier un éventuel relargage de contaminants lors de la phase de prélèvement. Le protocole est présenté en Annexe B.

3.4. Instrumentation du Ruisseau du Bourg

3.4.1. Caractérisation de l'empreinte par temps sec

Une première approche classique de type amont-aval a été initiée pour déterminer l'existence d'un gradient de contamination entre les différents points de prélèvement du RDB et pour évaluer l'empreinte en micropolluants par temps sec.

Ce gradient a été évalué par des prélèvements ponctuels réalisés à différentes époques de l'année, en période d'étiage et en période de crue.

3.4.2. Caractérisation de l'empreinte par temps de pluie

Pour des raisons de budget et de logistique, il n'a pas été considéré opportun d'équiper le RDB d'un préleveur automatique. A l'inverse le prélèvement ponctuel a été considéré comme trop limité pour le suivi d'un événement pluvieux. Une solution intermédiaire a donc été retenue : un préleveur « maison » constitué de deux pompes péristaltiques de piscine pour le dosage du chlore de marque SEKO et de type PS-7. A débit fixe de 7 L/h et pression d'utilisation jusqu' à 1,5 Bar. Les pompes ont été raccordées à des batteries 12 V et équipées de tuyaux en téflon® (Figure 29).

Les pompes devant être démarrées manuellement, leur mise en route a été établie comme suit :

- *Pour le point ZAC*, les pompes ont été démarrées lorsque les eaux commençaient à s'écouler de l'exutoire pluvial. Compte-tenu des aléas météorologiques, le démarrage a dans certains cas pu débuter effectivement au moment où les premières eaux pluviales s'écoulaient et d'autre fois non. Dans tous les cas, le démarrage des prélèvements a été réalisé durant la première demi-heure des événements pluvieux échantillonnés.
- *Pour le point aval*, de manière à intégrer les rejets d'eaux pluviales situés entre ce point et le point ZAC, le démarrage des pompes s'est basé sur le temps d'écoulement entre

ces deux points. Ce temps a été déterminé de manière empirique, sur la base des mesures de débit disponibles, à 30 minutes à partir du moment où les eaux s'écoulaient au niveau de l'exutoire du point ZAC.



Figure 29. Système de prélèvement des eaux dans le ruisseau du Bourg par temps de pluie. © SIBA.

Les pompes péristaltiques fonctionnant à débit fixe, le temps de prélèvement est donc limité par le volume du flaconnage recevant l'échantillon. Les bidons servant à prélever les échantillons faisant 5 litres, et compte-tenu de la faible précision du débit des pompes, le temps de prélèvement a été déterminé sur le terrain de manière empirique à environ 40 minutes.

Enfin, l'une des pompes était reliée à un bidon en plastique de 5 L pour le prélèvement et l'analyse des éléments traces métalliques et l'autre reliée à un bidon en verre pour l'analyse des HAP et des pesticides.

4. Traitement des échantillons et méthodes analytiques

4.1. Pour les éléments traces métalliques

4.1.1. Décontamination du flaconnage

Une procédure de décontamination stricte a été mise en place par UT2A et repose sur plusieurs étapes successives :

- rinçage préliminaire du flacon avec de l'eau ultra-pure (18,2 MΩ.cm) ;
- premier bain de décontamination à l'acide nitrique 10% durant une heure aux ultra-sons ;
- deuxième bain de décontamination à l'acide nitrique 10% durant une heure aux ultra-sons ;
- dernier bain de décontamination à l'eau ultra-pure ;
- séchage du matériel sous hotte à flux laminaire à température ambiante.

Le matériel est ensuite conditionné en salle blanche ISO7, dans des sacs en polyéthylène individuels et stockés en armoire fermée dédiée aux analyses de traces puis envoyé par la poste au SIBA ou apporté directement lors des déplacements d'un ingénieur d'UT2A.

4.1.2. Récupération et traitement des prélèvements

4.1.2.1. Flaconnage utilisé pour la récupération des prélèvements.

Pour le suivi du RDB, du flaconnage plastique fourni et décontaminé par UT2A selon le protocole décrit dans le précédent paragraphe a été utilisé.

Pour la récupération des eaux pluviales à l'aide des préleveurs automatiques, du flaconnage verre a été utilisé. Les prélèvements devant à la fois pour l'analyse des ETM et des composés organiques (impossibilité logistique de doubler les préleveurs), un choix a dû être fait. L'utilisation du verre étant indispensable pour l'analyse des HAP, il a été décidé en commun accord avec UT2A et le LPTC de n'utiliser que du flaconnage verre (décontaminé et pyrolysé au LPTC) pour la récupération des échantillons moyennés.

4.1.2.2. Prélèvement d'une aliquote pour l'analyse des éléments traces métalliques

Les prélèvements moyennés d'eaux pluviales sont récupérés dans un unique bidon en verre de 9 L. Afin de récupérer une aliquote homogène pour l'analyse de métaux, un système d'agitation couplé à une pompe péristaltique a été mis en place (Annexe C).

4.1.2.3. Filtration des aliquotes au SIBA

Les premiers échantillons d'eaux pluviales récupérés ont été congelés, or cette procédure est déconseillée pour les ETM dans la mesure où elle peut entraîner une modification de la structure des MES (notamment une précipitation de la phase colloïdale) et une modification de la répartition entre la phase dissoute et particulaire pour certains éléments.

Un protocole de filtration des échantillons a été proposé par UT2A pour pouvoir être réalisé dans les locaux du SIBA (Annexe D). L'ensemble du matériel (unités de filtration, filtres, flacons, éprouvettes) a été décontaminé par UT2A selon le protocole décrit en 4.1.1.

4.1.3. Transfert, réception et traitement des échantillons

4.1.3.1. Transfert des échantillons

Pour l'envoi au laboratoire, les échantillons, aliquotes et/ou DGT ont été envoyés à UT2A via Chronopost pour réception avec le lendemain 13h.

4.1.3.2. Réception des échantillons

A réception des échantillons, les flacons ou les DGT sont enregistrés dans le logiciel de traçabilité (LIMS) et stockés à la température +4°C (chambre froide). Un avis de réception est émis automatiquement, rapportant notamment la date de réception, les références des échantillons, et les analyses à réaliser.

4.1.4. Traitement des échantillons

Tous les échantillons sont filtrés sur une membrane PVDF (fluorure de polyvinylidène) de 0.45 µm à l'aide d'une unité de filtration en polypropylène connectée à une pompe à vide. Le filtre vierge et décontaminé (selon la procédure interne d'UT2A) est préalablement pesé à la précision de 0,1 mg.

Le filtrat ou phase dissoute est récolté dans des flacons en polypropylène de 50 mL décontaminés, acidifiés à 1% avec de l'acide nitrique 70% de très haute pureté analytique (JT Baker – Ultrex). Durant la session de filtration, trois essais à blanc sont réalisés afin de contrôler le niveau de contamination des manipulations.

Le filtre est ensuite rincé avec de l'eau ultra-pure (Résistivité 18.2 MΩ.cm) afin d'éliminer les sels résiduels, séché à température ambiante sous une hotte à flux laminaire, pesé précisément à 0.1 mg près et stocké dans des boîtes de pétri décontaminées.

Pour l'analyse de la phase particulaire, les filtres sont minéralisés en milieu acide nitrique et acide fluorhydrique dans des réacteurs en téflon, sous champ micro-ondes en système fermé (appareil CEM MARS). Pour chaque cycle de minéralisation, deux blancs de minéralisation sont réalisés dans les mêmes conditions.

4.1.5. Analyse des éléments traces, méthodologie

4.1.5.1. Eléments analysés et limites de quantification

Les analyses des eaux pluviales ayant une vocation de screening, l'analyse d'un large panel d'éléments a été souhaitée. Le Tableau 2 suivant liste les éléments suivis dans REMPAP avec les limites de quantification théoriques associées.

Tableau 2. Eléments traces métalliques suivis dans REMPAP et limites de quantification associées.

Eléments	Ag	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Sn	Ti	V	Zn
Phase Dissoute (µg.L ⁻¹)	0.01	1	0.05	0.01	0.01	0.1	0.2	1	0.1	0.1	0.02	0.1	0.05	0.1	0.1	0.1	0.5
Phase Particulaire (mg.kg ⁻¹)	1	10.10 ³	1	0,5	1	2	1	100	1	2	1	1	1	1	2.10 ³	1	5

4.1.5.2. Protocoles analytiques

Les échantillons filtrés et de MES minéralisées ont été analysés par ICP-MS (spectrométrie de masse à plasma induit). Cette technique plus sensible présente des seuils de quantification qui sont de l'ordre de 0,01 à 1 µg/L en fonction des éléments et de la nature des échantillons. Les analyses sont réalisées selon les recommandations de la norme ISO 17294-2 sur un appareil Thermo X series 2 pour la phase dissoute et un appareil AGILENT Technologies AT 7500 CCT pour la phase particulaire.

4.1.6 Synthèse

Le Tableau 3 suivant synthétise l'ensemble des opérations, du prélèvement à l'analyse des éléments traces métalliques.

Tableau 3. Synthèse du protocole utilisé pour le prélèvement, le transport et l'analyse des éléments traces métalliques.

Prélèvement	Flaconnage	Traitement des échantillons	Transport	Filtration	Minéralisation des filtres	Analyse
Echantillon moyenné (eaux pluviales)	Polyéthylène décontaminé à l'acide nitrique	Homogénéisation et prélèvement d'une aliquote (1 litre)	Glacières réfrigérées, temps : 24h	Membrane PVDF 0.45 µm	Digestion à l'acide nitrique et fluorhydrique sous micro-ondes (CEM-MARS)	ICP-AES ou ICP-MS
Echantillon ponctuel (eaux de nappe)						

4.1.7. Analyse des DGT

Les DGT ont été traités dans les conditions requises pour l'analyse d'éléments traces. UT2A a procédé à l'ouverture des DGT, la récupération des résines a été réalisée à l'abri d'éventuelles contaminations en salle blanche ISO7.

La résine de chaque DGT a été retirée, puis éluée pendant 48h avant analyse avec 5 mL d'acide nitrique suprapur 2M. L'éluât a été analysé par ICP-MS pour déterminer la masse (M) des différents éléments métalliques accumulés dans la résine.

Après exposition et mesure, la concentration moyenne en métal labile dans le milieu aquatique (Clab) est estimée par l'équation 1 suivante :

$$C_{lab} = \frac{M \Delta g}{tAD}$$

Equation 1. Détermination de la concentration moyenne en métal labile dans le milieu aquatique.

M : masse de cation métallique concentré sur la résine et déterminée après analyse (μg) ;

Δg : épaisseur du gel (cm) ;

t : temps d'exposition (s) ;

A : surface de gel exposée (cm) ;

D : coefficient de diffusion du métal dans le gel ($10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$).

4.2. Pour les substances organiques

4.2.1 Hydrocarbures aromatiques polycycliques

4.2.1.2. Phase dissoute

- **Préparation de l'échantillon**

Les échantillons d'eau sont filtrés sur filtres en fibre de verre de $0,7\mu\text{m}$, préalablement calcinés à 450°C pendant 6h, afin de séparer la phase dissoute de la phase particulaire.

Les échantillons d'eau filtrés (10mL) sont analysés en ligne par Micro-Extraction sur Phase Solide (immersion phase liquide) et Chromatographie en Phase Gazeuse couplée à la Spectrométrie de Masse (SPME-HS/GC-MS). Les paramètres d'extraction SPME sont : une fibre Polydiméthylsiloxane PDMS $100\mu\text{m}$, et un temps d'incubation de 60min à une température de 40°C .

- **Analyse par Chromatographie en phase Gazeuse et Spectrométrie de Masse (GC/MS)**

Les HAP sont analysés par GC/MS en mode d'ionisation par impact électronique (GC-7890A ; MSD-5975C, Agilent Technologies). La colonne utilisée pour les analyses est une HP5MS-UI (5% Phényl Méthyl Siloxane, $30\text{m} \times 0,25\text{mm D.I.} \times 0,25\mu\text{m}$ d'épaisseur de phase, Agilent Technologies). L'injection GC est réalisée avec un injecteur avec et sans division en mode pulsé (Split/Splitless, Pulsed Splitless mode).

Les paramètres d'injection sont les suivants : température de l'injecteur à 280°C , temps d'ouverture de la purge à 3 min avec un débit de $60\text{mL} \cdot \text{min}^{-1}$, le temps de pulse à 1,5min à 25psi. Le débit du gaz vecteur (Hélium 6.0) est fixé à $1,3 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$. La température de la ligne de transfert est de 290°C . Le programme de température du four chromatographique est : température initiale à 50°C pendant 2min puis une 1^{ère} rampe de température de $10^\circ\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ jusqu'à 250°C pendant 1min suivi d'une 2^{ème} rampe de température de $2^\circ\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ jusqu'à 280°C pendant 2min et d'une 3^{ème} rampe de température de $10^\circ\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ jusqu'à 310°C pendant 3min. Le temps d'analyse total est de 45min.

Les paramètres du spectromètre de masse sont les suivants : température de source à 300°C , température du quadripôle à 180°C , énergie des électrons à 70eV. La valeur du multiplicateur d'électrons est optimisée par le tune de l'instrument. La détection des composés est effectuée en mode de sélection d'ions (SIM).

Les molécules recherchées sont quantifiées par dilution isotopique (composés deutérés) ; les molécules analysées et les limites de quantifications sont données dans le Tableau 4.

Tableau 4. Hydrocarbures aromatiques polycycliques analysés et limites de quantifications pour la phase dissoute.

Composé	Abréviation utilisée	LQ dissous (ng.L ⁻¹)
Naphthalène	N	1
Acénaphthylène	Ace	0.2
Acénaphthène	Acy	0.2
Fluorène	F	0.3
Phénanthrène	Phé	0.5
Anthracène	Ant	0.1
Fluoranthène	Fluo	0.2
Pyrène	Pyr	0.2
Benzo(a)Anthracène	BaA	0.1
Chrysène (*)	Chrys + Triph	0.1
Triphénylène(*)		
Benzo(b)Fluoranthène (**)	B(b,j,k)F	0.2
Benzo(k)Fluoranthène (**)		
Benzo(j)Fluoranthène (**)		
Benzo(e)pyrène	BeP	0.2
Benzo(a)pyrène	BaP	0.2
Pérylène	Per	0.3
Indéno(1,23-c,d)pyrène	IP	0.3
Dibenzo(ah)anthracène (***)	D(a,h)A	0.3
Dibenzo(ac)anthracène (***)		
Benzo(ghi)pérylène	BP	0.3

(*) Coélution chromatographique Chrysène et Triphénylène.

(**) Coélution chromatographique Benzo(b)fluoranthène, Benzo(j)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène.

(***) Coélution chromatographique Dibenzo(ah)anthracène et Dibenzo(ac)anthracène.

4.2.1.2. Phase particulière

• Préparation de l'échantillon

Après lyophilisation les matières en suspension (MES) (0,1-0,2g poids sec) sont extraites par extraction assistée par micro-ondes (Microwave Extraction Assisted, Start E, Millestone). Le solvant d'extraction est du dichlorométhane. Les paramètres du programme d'extraction MAE sont une première rampe à 900W pendant 5min à une température de 70°C, et une deuxième rampe à 500W pendant 5min à une température de 70°C suivi de 10min de ventilation.

L'extrait obtenu est concentré par évaporation sous vide (Rapidvap, Labonco) jusqu'à un volume de 500µL. Les paramètres du programme d'évaporation sont : température à 50°C, vitesse d'agitation à 40% et pression à 900mbar.

L'extrait organique est purifié par chromatographie en phase liquide sur colonne ouverte d'alumine (aluminium oxyde basique type T, 0,063-0,200mm) afin d'éliminer les macromolécules et les molécules polaires qui peuvent interférer avec les composés recherchés.

La fraction HAP est éluée avec 3 fois 5mL de dichlorométhane. L'extrait purifié obtenu est concentré sous flux d'azote 4.5 (TS2B, Toulemonde) à une température de 45°C jusqu'à un volume de 100µL de dichlorométhane. L'extrait est repris dans 500µL d'isooctane, il est purifié par chromatographie en phase liquide sur colonne ouverte de silice (gel de silice 60, 0,063mm-0,200mm) afin de séparer la fraction aliphatique de la fraction aromatique.

La fraction HAP est ensuite éluée avec 3 fois 5mL d'un mélange pentane/dichlorométhane, 65/35, v/v suivi de 2mL de dichlorométhane.

L'extrait purifié obtenu est concentré sous flux d'azote 4.5 (TS2B, Toulemonde) à une température de 45°C jusqu'à un volume de 100µL de dichlorométhane. L'extrait final est repris dans 150µL d'isooctane pour analyse par Chromatographie en Phase Gazeuse couplée à la Spectrométrie de Masse (GC/MS).

- **Analyse par Chromatographie en phase Gazeuse et Spectrométrie de Masse (GC/MS)**

Les HAP sont analysés par GC/MS en mode d'ionisation par impact électronique (GC-7890A ; MSD-5975C, Agilent Technologies). La colonne utilisée pour les analyses est une HP5MS-UI (5% Phényl Methyl Siloxane, 30m x 0.25 mm D. I. x 0.25µm d'épaisseur de phase, Agilent Technologies). L'injection GC est réalisée avec un injecteur avec et sans division en mode pulsé (Split/Splitless, Pulsed Splitless mode). Les paramètres d'injection sont : température de l'injecteur à 280°C, temps d'ouverture de la purge à 1,5 min avec un débit de 60 mL.min⁻¹, le temps de pulse à 1,5min à 25psi. Le volume d'injection est de 1µL et le débit du gaz vecteur (Hélium 6.0) est fixé à 1,3 mL.min⁻¹. La température de la ligne de transfert est de 290°C. Le programme de température du four chromatographique est : température initiale à 50°C pendant 2min puis une 1^{ere} rampe de température de 10°C.min⁻¹ jusqu'à 250°C pendant 1min suivi d'une 2^{ème} rampe de température de 2°C.min⁻¹ jusqu'à 280°C pendant 2 min et d'une 3^{ème} rampe de température de 10°C.min⁻¹ jusqu'à 310°C pendant 3min. Le temps d'analyse total est de 45min.

Les paramètres du spectromètre de masse sont : température de source à 300°C, température du quadripôle à 180°C, énergie des électrons à 70 eV. La valeur du multiplicateur d'électrons est optimisée par le tune de l'instrument. La détection des composés est effectuée en mode de sélection d'ions (SIM).

Les molécules recherchées sont quantifiées par dilution isotopique (composés deutérés) ; les molécules analysées et les limites de quantifications sont données dans le Tableau 4.

4.2.2. Pesticides

- **Techniques d'extraction et d'analyses utilisées**

Afin d'extraire l'ensemble des molécules ciblées, chaque échantillon est traité selon 3 filières analytique :

Filière 1 pour l'extraction des molécules les plus hydrophiles :

Il s'agit d'une extraction en phase solide (SPE) suivie d'une analyse par chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC/MS/MS).

Les molécules ciblées sont : 124 DCPU, 134 DCPU, 1343 DCPMU, acétochlore, acétochlore ESA, acétochlore OA, alachlore, améthryne, atrazine, atrazine 2 hydroxy, azoxystrobine, bentazone, carbendazime, carbétamide, carbofuran, carbosulfan, chlorotoluron, chlorsulfuron, cyanazine, cyromazine, DEA, DIA, dichlofluanide, dichlorvos, diflufénican, dimétachlore, diméthoate, diuron, DMSA, DMST, famoxadone, fénarimol, fenbuconazole, flazasulfuron, fluazifop-p-butyl, fluquinconazole, flusilazole, flutriafol, foramsulfuron, fosthiazate, hexaconazole, hexazinone, hydroxy simazine, imidaclopride, irgarol, isoproturon, linuron, métalaxyl, métamitron, métazachlore, metconazole, méthiocarbe, métolachlore, métolachlore ESA, métolachlore OA, métoxuron, metsulfuron-methyl, monolinuron, nicosulfuron, norflurazon, prochloraz, prométhryne, propachlore, propazine, propiconazole, prosulfuron, pyméthrozone, quizalofop-ethyl, quizalofop-p-téfuryl, simazine, tauflualinate A et B, terbutryne, terbutylazine, terbutylazine deséthylterbutylazine deséthyl, thiaméthoxam, tolylfluanide.

Filière 2 pour l'extraction des molécules plus hydrophobes :

Il s'agit d'une extraction en micro-phase solide (SPME) ou par « Stir Bar Sorptive Extraction » (SBSE), puis thermo-désorption et analyse par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem.

Les molécules ciblées sont : acrinathrine, bifenthrine, chlorfenvinphos, chlorpyrifos éthyl, chlorpyrifos méthyl, cyfluthrine A à D, deltaméthrine, diazinon, difénoconazole A et B, éconazole, endosulfan I et II, époxiconazole, esfenfalarate + Fenvalérate, fipronil, fipronil desulfanyl, fipronil

sulfide, fipronil sulfone, imazalil, lambda cyalothrine, perméthrine A et B, tébuconazole, tétraconazole, triadiménol A, trifluraline.

Filière 3 spécifique pour le glyphosate et l'AMPA

Cette filière consiste en une dérivation, une extraction en phase solide (SPE), et une analyse par LC MS/MS

- **Description de chaque filière**

Filière 1 : SPE-LC/MS/MS

L'extraction en phase solide (SPE) est basée sur le partage des composés ciblés entre une phase liquide (l'échantillon) et une phase stationnaire contenue dans une cartouche (cartouche Oasis HLB (Hydrophilic-Lipophilic Balance) Waters® 3 cc dans notre cas).

Le processus d'extraction se décompose en quatre grandes étapes : le conditionnement de la phase (3 mL de méthanol, 3 mL d'eau pH 2.5), la percolation de l'échantillon préalablement acidifié à pH 2 (après ajout des étalons internes), le séchage de la phase et élution des composés ciblés par 3 mL de méthanol. L'extrait organique ainsi obtenu est reconcentré sous flux d'azote à un volume de 100 µL, puis injecté en chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (Agilent Technologies 6460 Triple Quad couplé à un module de chromatographie en phase liquide Agilent Technologies LC 1290 infinity, équipé d'une colonne Kinetex C18 (100 x 2.1mm : 1.7µm)).

L'utilisation de ce type de couplage permet de séparer les composés ciblés selon leur différence d'affinité entre la phase mobile liquide et la phase stationnaire de la colonne chromatographique. L'utilisation de la spectrométrie de masse en tandem (triple quadrupole, QQ) permet également d'améliorer l'aspect quantitatif et qualitatif de la détection des composés ciblés. En effet, les analyses sont réalisées en mode MRM (Multiple Reaction Monitoring) ; ce mode d'analyse permet de suivre la transformation spécifique d'un ion parent en un ion fils. Chaque composé analysé dans le cadre du suivi **REMPAR** est donc caractérisé conformément au texte européen (2002/657/CE) par :

- Son temps de rétention (Tr) ;
- Sa transition MRM de quantification (TQ) ;
- Sa transition MRM de confirmation (TC) ;
- Le rapport des réponses obtenues entre les deux transitions TQ et TC.

Filière 2 : SPME ou SBSE couplée à la GC/MS/MS

L'extraction SPME ou SBSE repose sur le principe de partition des analytes cibles entre une fibre (cas de la SPME) ou un barreau (cas de la SBSE) et l'échantillon. La fibre SPME ou le barreau SBSE sont immergés dans l'échantillon (après ajouts des étalons internes ; les analytes d'intérêts, les pesticides dans notre cas, vont migrer vers la fibre ou le barreau et être adsorbés ou absorbés sur la phase stationnaire de la fibre (SPME) ou du barreau (SBSE). Après un temps suffisant, un partage s'établit entre la phase solide de la fibre (ou du barreau) et la phase liquide de l'échantillon.

La fibre (ou le barreau) sont alors sortis de l'échantillon et introduits dans le système d'injection de la chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse pour subir une thermo-désorption. Les composés ainsi désorbés, sont séparés sur une colonne chromatographique HP5-MS (greffée 5%-Phényl-MéthylPolysyloxane) montée sur un module de chromatographie en phase gazeuse Agilent Technologies 7890A GC system, équipé d'un injecteur split/splitless, couplé à un spectromètre de masse triple quadrupole 7000A GC/MS (QQQ).

L'utilisation de ce type de couplage permet de séparer les composés ciblés selon leur affinité avec la phase stationnaire de la colonne chromatographique. L'utilisation de la spectrométrie de masse en tandem permet comme dans le cas de la filière 1 d'améliorer l'aspect quantitatif et qualitatif de la détection des composés ciblés en identifiant et en quantifiant les composés selon les 4 critères précisés dans le texte européen (2002/657/CE) (cf. plus haut).

Filière 3 : Dérivation SPE-LC/MS/MS

Le protocole d'extraction et d'analyse du glyphosate dérive de celui rapporté par Fauvelle et al. (2017). Cette extraction est plus complexe que la SPE décrite précédemment car le glyphosate et l'AMPA ont des propriétés hydrophiles. Une dérivation par greffage d'un groupement chlorure de fluorénylméthoxycarbone (FMOC) est donc nécessaire afin de les rendre analysables par LC-MS/MS. Les échantillons (5 mL) sont filtrés à l'aide de filtres seringues à usage unique en cellulose régénérée (0,45 µm), placés dans des flacons en polypropylène, dopés en étalons internes et tamponnés par l'ajout de borate de sodium 50 mM (325 µL). Un volume de 200 µL de EDTA-Na₂ est également ajouté (5 min de repos) afin de libérer le glyphosate et l'AMPA complexés avec les cations bivalents (Ca²⁺, Mg²⁺, etc.). Suite à l'ajout du milieu réactionnel (4.5 mL d'ACN) et du FMOC-Cl (0.6 mL à 50 mg.mL⁻¹), l'échantillon est agité puis placé 30 min à l'obscurité afin que la dérivation ait lieu.

Les échantillons sont ensuite reconcentrés, puis subissent une extraction liquide/liquide à l'aide d'acétate d'éthyle (x3). Le surnageant est récupéré, évaporé et acidifié à l'aide de 100 µL d'acide formique 0,1% (v:v) afin de subir une dernière étape de purification / reconcentration par extraction SPE (Oasis® HLB 3cc 60 mg). L'extrait final est analysé par LC-MS/MS.

L'ensemble des molécules analysées et leurs LQ respectives sont indiqués dans les Annexes I et Q.

- **Méthode de quantification et contrôle qualité**

La méthode de quantification utilisée dans les différentes filières analytiques est une méthode de quantification par étalonnage interne. Les étalons internes de quantification sont introduits dans l'échantillon avant la phase d'extraction. Ils subissent l'intégralité des étapes d'extraction et d'analyse et permettent de corriger d'éventuelles pertes durant le processus d'extraction et d'améliorer la quantification (variabilité et spécificité) en corrigeant les effets matriciels. En parallèle des séries d'extraction d'échantillons modèles sont mises en œuvre : des blancs protocoles, des échantillons supplémentés d'eaux douces et d'eaux marines sont réalisés avec chaque série d'extraction. De même au niveau de l'injection sur les couplages des solutions de calibration et des blancs d'injection sont injectés afin d'assurer le contrôle et la qualité des analyses.

5. Résultats – site atelier du Ruisseau du Bourg

5.1. Campagnes réalisées

Au total, 18 campagnes par temps sec, totalisant 39 prélèvements, ainsi que 13 campagnes par temps de pluie, comptabilisant 14 prélèvements, ont été réalisées (Annexe E).

5.2. Eléments traces métalliques - résultats

Remarque préliminaire : une partie des prélèvements a été congelée avant filtration, ce qui n'est pas recommandé pour les ETM car cela peut entraîner une modification dans leur spéciation (Cf. chapitre 6) ; pour ces prélèvements, seules les concentrations totales ont été exploitées.

5.2.1. Empreinte par temps sec

5.2.1.1. Concentrations dissoutes, vue d'ensemble des résultats et comparaison aux valeurs seuils

L'ensemble des résultats pour la phase dissoute est présenté dans la Figure 30. Dans le RDB, les ETM majoritaires sont Fe, Al, Mn et Zn. A l'opposé, Ag, Hg et Sn n'ont jamais été détectés (LQ respectives de 0.01, 0.2 et 0.2 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

Les niveaux des concentrations dissoutes des ETM analysés sont cohérents avec les fonds géochimiques donnés dans l'atlas du Foregs (<http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/>) pour le territoire du Bassin d'Arcachon. Ces valeurs de fond géochimique sont notamment élevées par rapport à la moyenne nationale pour Al, Cd et Co, et dans une moindre mesure pour As, Fe, Ni et Zn.

Par ailleurs, comparativement aux autres tributaires du Bassin, le RDB se situe dans la fourchette haute des concentrations dissoutes mesurées pour Co et Fe et affiche les teneurs les plus élevées en Cr (Cf. livrable 1.1. pour une analyse comparée de l'empreinte métallique des différents tributaires du Bassin).

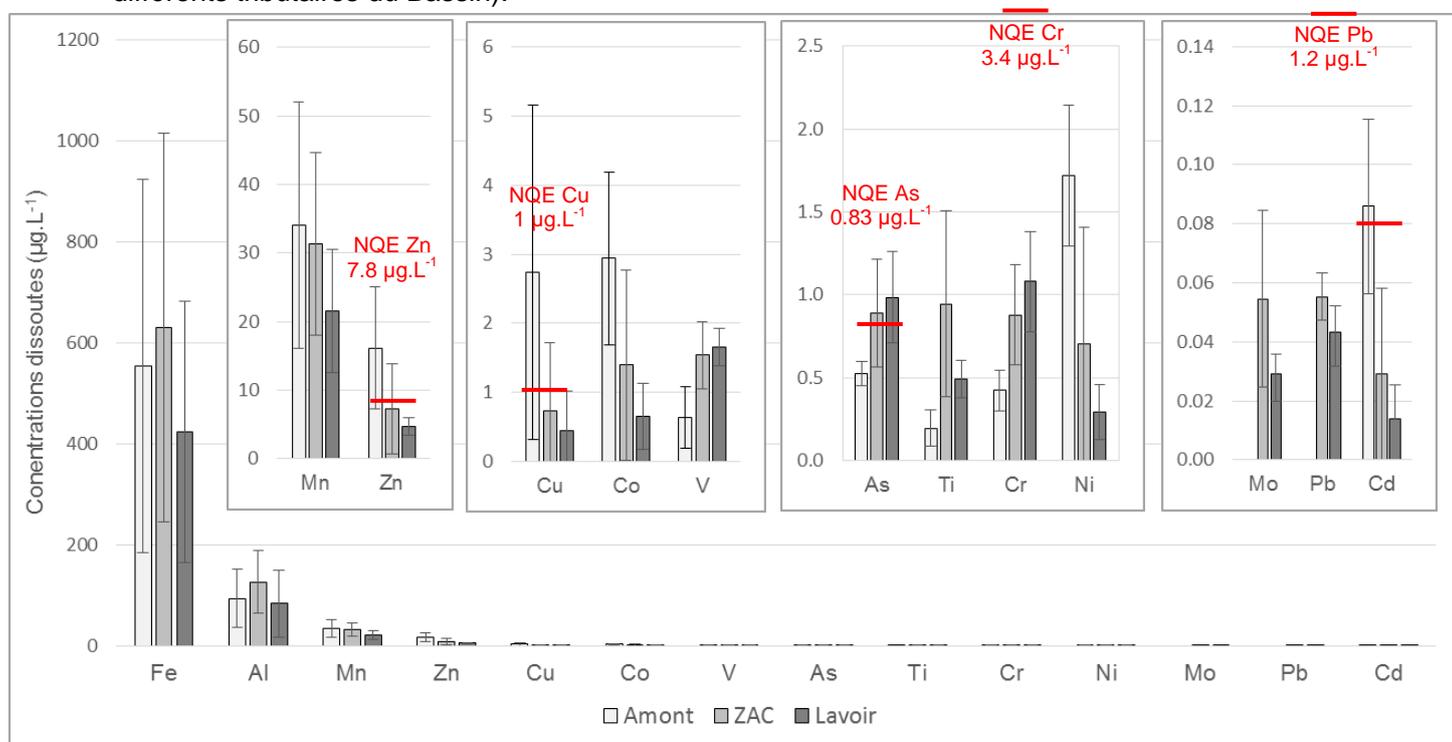


Figure 30. Concentrations dissoutes des éléments traces métalliques en $\mu\text{g.L}^{-1}$, par temps sec sur les 3 points de prélèvements du Ruisseau du Bourg. (n=4 pour le point amont, n=7 pour les points ZAC et aval). Les traits rouges indiquent les NQE.

Arsenic : les teneurs moyennes en As (de l'ordre de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$) sont supérieures à la Norme de Qualité Environnementale (NQE) pour l'état écologique ($0.83 \mu\text{g.L}^{-1}$) sur les points ZAC et aval (Tableau 5). Ces valeurs correspondent à un fond géochimique (<http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/>). Les teneurs moyennes en As sont inférieures au niveau du point amont, de l'ordre de $0.5 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Cadmium : au niveau du point amont, la moyenne des concentrations dissoutes ($0.09 \mu\text{g.L}^{-1}$) est du niveau de la NQE pour l'état chimique ($0.08 \mu\text{g.L}^{-1}$). Pour les deux autres points de prélèvements, cet élément n'est pas détecté de manière systématique (LQ de $0.01 \mu\text{g.L}^{-1}$) et les teneurs moyennes sont inférieures à la NQE avec une atteinte occasionnelle de la NQE à la ZAC en février 2017.

Chrome : globalement, les teneurs en Cr (entre 0.5 et $1 \mu\text{g.L}^{-1}$) sont inférieures à la NQE de l'état écologique ($3.4 \mu\text{g.L}^{-1}$) sur l'ensemble des points (Tableau 5).

Cuivre : au niveau du point amont, la concentration moyenne mesurée est de $2.5 \mu\text{g.L}^{-1}$, supérieure à la NQE pour l'état écologique ($1 \mu\text{g.L}^{-1}$). Cette moyenne est associée à un très fort écart-type : les valeurs mesurées variant de 0.16 à $5.4 \mu\text{g.L}^{-1}$. Au niveau des points ZAC et aval, Cu affiche des concentrations médianes respectives de $0.74 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $0.45 \mu\text{g.L}^{-1}$. Sur l'ensemble des 7 campagnes de prélèvements, un seul dépassement de la NQE est observé sur ces 2 points, à la même date (février 2018) avec des teneurs respectives de $3 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $1.7 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour les points ZAC et aval. Enfin, on notera que sur le prélèvement du 5 février 2018 les teneurs en Cu sont plus élevées sur l'ensemble des sites.

Nickel : les teneurs en Ni dissous sont plus élevées sur le point amont mais restent inférieures à la NQE pour l'état chimique ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur l'ensemble des sites.

Plomb : on ne retrouve pas de Pb dissous en amont mais uniquement de manière très ponctuelle au niveau des autres points avec des niveaux ($0.05 \mu\text{g.L}^{-1}$) très inférieurs à la NQE ($1.2 \mu\text{g.L}^{-1}$) pour l'état chimique (Tableau 5).

Zinc : au niveau du point amont, les teneurs moyennes en Zn sont de $16 \mu\text{g.L}^{-1}$ et sont supérieures à la NQE pour l'état écologique ($7.8 \mu\text{g.L}^{-1}$). Sur les 2 autres points, les teneurs médianes restent inférieures à la NQE avec des dépassements ponctuels au niveau de la ZAC.

Tableau 5. Concentrations moyennes dissoutes (en $\mu\text{g.L}^{-1}$), écarts-types, fréquences de détection et comparaison avec les NQE pour les éléments traces métalliques pris en compte dans les états chimique et écologique de la DCE.

	Amont			ZAC			Aval			NQE ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
	m ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	S	Fq (%)	m ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	S	Fq (%)	m ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	S	Fq (%)	
Cd	0.09	0.03	100	0.03	0.03	62	0.014	0.011	42	0.08
Ni	1.72	0.43	100	0.70	0.7	62	0.29	0.17	42	4
Pb	< LQ	-	100	0.05	0.01	28	0.043	0.010	42	1.2
As	0.52	0.07	100	0.89	0.33	100	0.98	0.27	100	0.83
Cr	0.42	0.12	100	0.88	0.30	100	1.08	0.30	100	3.4
Cu	2.74	2.40	100	0.74	1.00	100	0.45	0.56	100	1
Zn	16.2	8.9	100	7.3	4.7	100	4.7	1.3	100	7.8

m : moyenne ; **S** : écart-type ; **Fq** : fréquence de quantification. Les valeurs en orangé indiquent un dépassement de la NQE.

Globalement, on n'observe pas de gradient clair pour les ETM entre les 3 points de prélèvements. Certains éléments diminuent de l'amont vers l'aval comme Cd, Co, Cu ou Ni ; d'autres augmentent comme Cr, d'autres enfin comme Al et Fe ne présentent pas de tendance particulière. On observe toutefois que **le point amont présente un profil différent des deux autres points** avec notamment des teneurs plus élevées en Cd, Co, Cu, Ni et Zn.

5.2.1.2. Concentrations totales

Les résultats pour les concentrations totales sont présentés dans la Figure 31. **Comme pour le dissous, on n'observe pas de gradient clair pour les ETM lorsque l'on s'intéresse aux concentrations totales.**

Al, Fe, Ti et V voient leurs concentrations augmenter lorsque l'on va vers l'aval ; pour ces 4 éléments, ceci est probablement lié à un gradient de MES (moyennes de 3, 9 et 13 mg.L⁻¹ respectivement pour l'amont, la ZAC et l'aval). Pour Fe et V, les teneurs dans les MES (en mg.kg⁻¹) restent stables. Pour As et Ti, elles ont tendance à diminuer, cette diminution étant compensée par la hausse des MES.

A l'inverse, les concentrations totales en Cd, Cu, Co, Mn, Ni et Zn diminuent, ce qui est cohérent avec le fait qu'on retrouve ces éléments principalement sous forme dissoute dans le RDB.

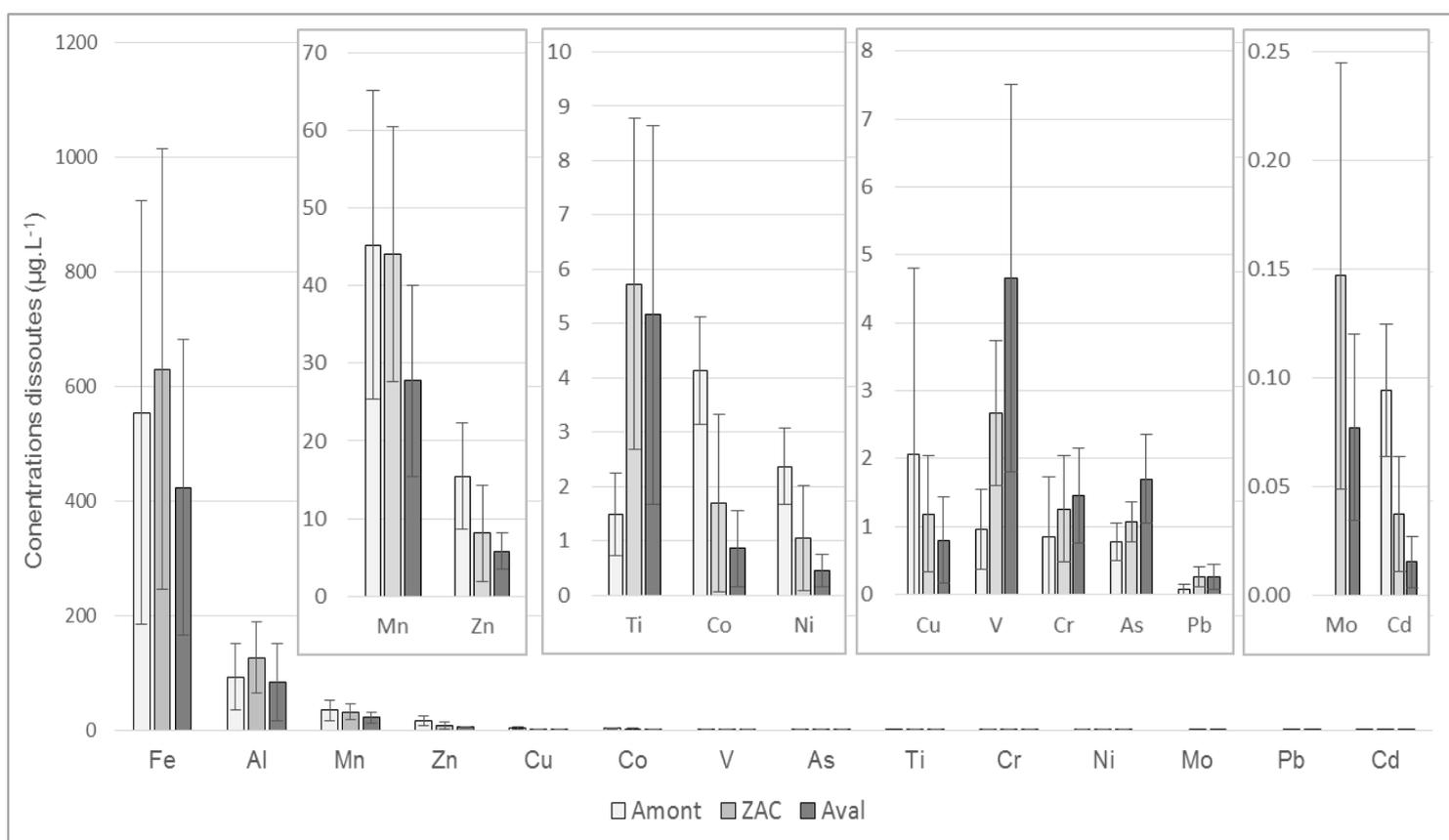


Figure 31. Concentrations totales en éléments traces métalliques (en µg.L⁻¹) par temps sec sur les 3 points de prélèvements du Ruisseau du Bourg. Nombre de campagnes : n = 9 pour le point amont ; n = 16 pour le point ZAC ; n = 11 pour l'aval.

5.2.1.3. Discussion pour les éléments traces métalliques – Temps sec

Le point amont du RDB présente un profil particulier avec des teneurs plus élevées en Cd, Cu, Co, Ni et Zn, avec une atteinte voire un dépassement de la NQE pour Cd, Cu et Zn.

Ce point de prélèvement est situé au croisement de la craste Baneyre qui longe la voie rapide A 660 et d'un fossé de drainage qui récupère un bassin versant porteur d'une activité agricole (Cf. Chapitre 2, paragraphe 2.4). Enfin, ce point est en eau uniquement durant la saison hivernale en période de résurgence de nappe.

Plusieurs hypothèses peuvent être formulées quant à l'origine de ce profil différent :

Trafic automobile : de nombreux ETM peuvent avoir une origine liée au trafic automobile (Annexe F). Par exemple, selon Bäckström et al. (2003), Co et Ni sont rejetés par les échappements des voitures diesel, et cette source représenterait 57% des émissions d'origine anthropique (Roeva et al., 1996). Également, pour Bäckström et al., Co pourrait servir de marqueur de trafic routier.

Le profil particulier du point amont pourrait théoriquement donc trouver son origine dans la proximité de l'A660. Toutefois, cette dernière est bordée par une noue qui en récupère les eaux de ruissellement et qui ne communique pas avec la craste Baneyre ; la seule voie de contamination au niveau du point amont en lien avec le trafic serait donc un dépôt atmosphérique, hypothèse qui reste à vérifier.

Origine industrielle : à proximité du point de prélèvement, il faut noter la présence d'une zone artisanale et d'une déchèterie ; toutefois, le canal qui draine cette zone se rejette dans la partie est de la craste Baneyre (Cf chapitre 2, paragraphe 2.4) et ne communique pas avec le point de prélèvement.

Par ailleurs, les bassins versants situés plus à l'ouest et au sud-ouest du point de prélèvement portent des canaux et des crastes qui peuvent drainer une zone-industrielle, l'aérodrome de Villemarie, ainsi que la base aérienne 120 (tous situés sur la commune de la Teste de Buch). Toutefois, là encore, ces canaux ne communiquent pas avec le point de prélèvement, notamment depuis la réalisation de travaux en 2014 (dans le cadre de la révision des schémas directeurs pluviaux sur la commune de Gujan-Mestras), et donc précédant les analyses réalisées ici. Une origine industrielle semble donc pouvoir être exclue.

Origine agricole : le fossé de drainage à hauteur duquel le prélèvement est récupéré, est marqué par une empreinte en pesticides organiques (Cf. paragraphe 5.4.). Cu est utilisé en agriculture comme pesticide et par ailleurs, la présence d'ETM dans des engrais et des produits herbicides et fongicides a été rapportée dans certaines études (Gimeno-Garcia et al., 1996 ; Defarge et al., 2018). Une origine agricole est envisageable mais doit être confirmée.

Pollution ponctuelle : Enfin, une pollution liée à un dépôt sauvage et non identifié de déchets à proximité du site de prélèvement ne peut être exclue.

5.2.2. Comparaison de l'empreinte par temps sec et par temps de pluie

5.2.2.1. Au niveau du point ZAC

Les résultats sont présentés dans la Figure 32. On observe une forte augmentation des teneurs métalliques totales pour la grande majorité des ETM en aval immédiat de l'exutoire :

- Cu, Mo, Pb et Ti sont les éléments qui augmentent le plus, avec des teneurs totales respectivement multipliées par 19, 13, 13 et 18 ;
- Al et Zn augmentent de manière plus modérée : respectivement fois 5 et fois 8 ;
- Co et Ni sont stables, voire à la baisse pour Co mais les teneurs par temps sec pour ces 2 éléments sont marquées par une très forte variabilité ;
- Sn qui n'était pas détecté par temps sec est retrouvé par temps de pluie uniquement dans la phase particulaire.

Les prélèvements par temps de pluie sont également marqués par une très forte augmentation des MES (55 mg.L⁻¹ par temps de pluie contre 10 mg.L⁻¹ par temps sec). Concernant la spéciation métallique, on observe logiquement une prépondérance de la phase particulaire par temps de pluie par rapport au temps sec (Annexe G).

Également, si les teneurs en ETM particulières par temps de pluie augmentent fortement, les teneurs dissoutes ont tendance à rester stables sauf pour Cu, Mo et Pb, qui augmentent (observations basées sur n=3 prélèvements non congelés).

Enfin, concernant les concentrations dissoutes par temps de pluie, celles en Cu et en Zn excèdent la NQE au niveau du point de prélèvement (Tableau 6).

5.2.2.2. Au niveau du point aval

On ne retrouve pas la différence observée au niveau du point ZAC et seules les teneurs en Cu et Pb suggèrent une tendance à l'augmentation (pour les phases dissoute et particulaire) par temps de pluie (Figure 33). On observe néanmoins un dépassement de la NQE pour les teneurs en Cu sur un des 2 prélèvements réalisés (Tableau 6).

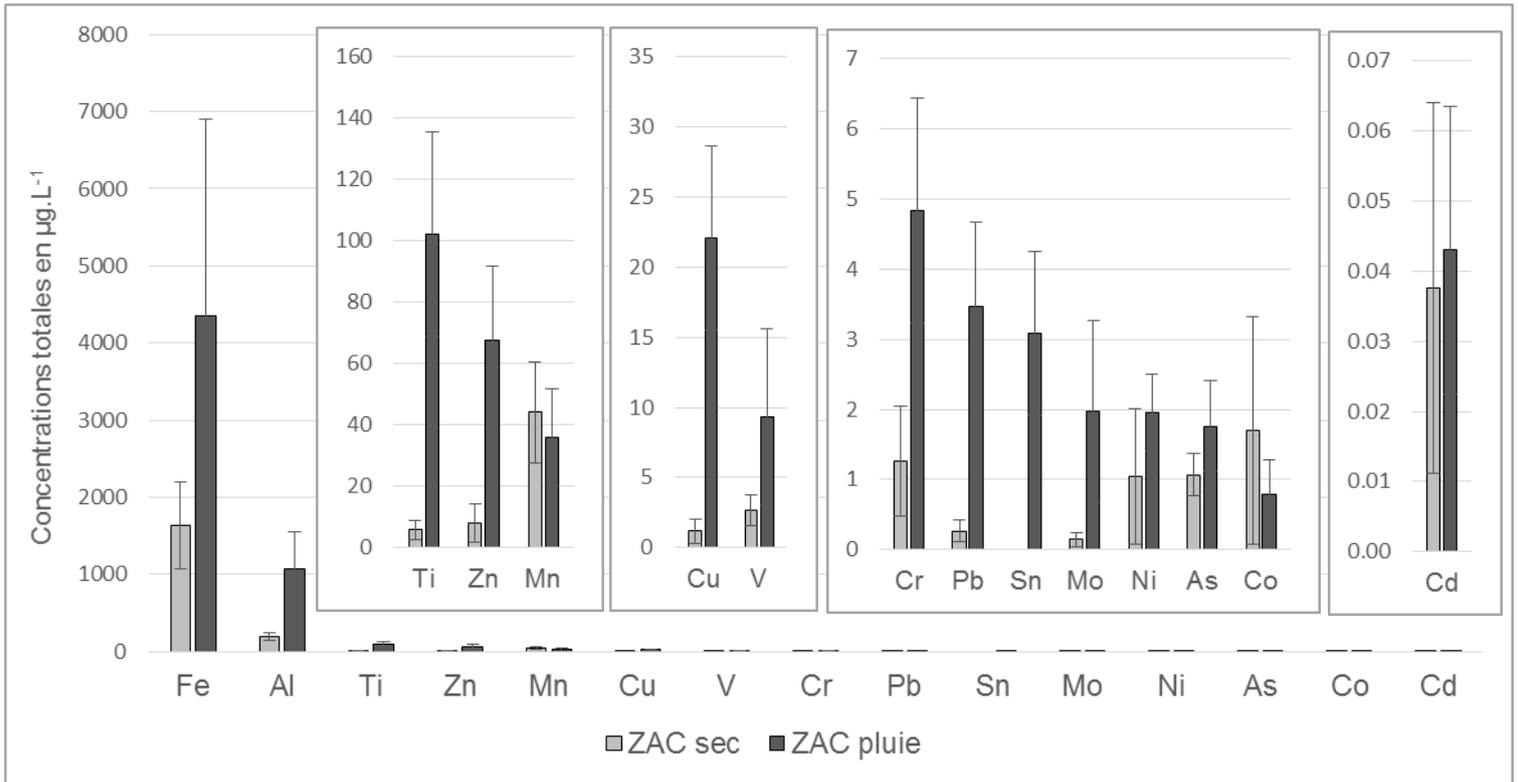


Figure 32. Comparaison des concentrations totales en éléments traces métalliques (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) par temps sec et par temps de pluie au niveau du point ZAC du ruisseau du Bourg. Nombre de campagnes : $n = 16$ par temps sec et $n = 9$ par temps de pluie.

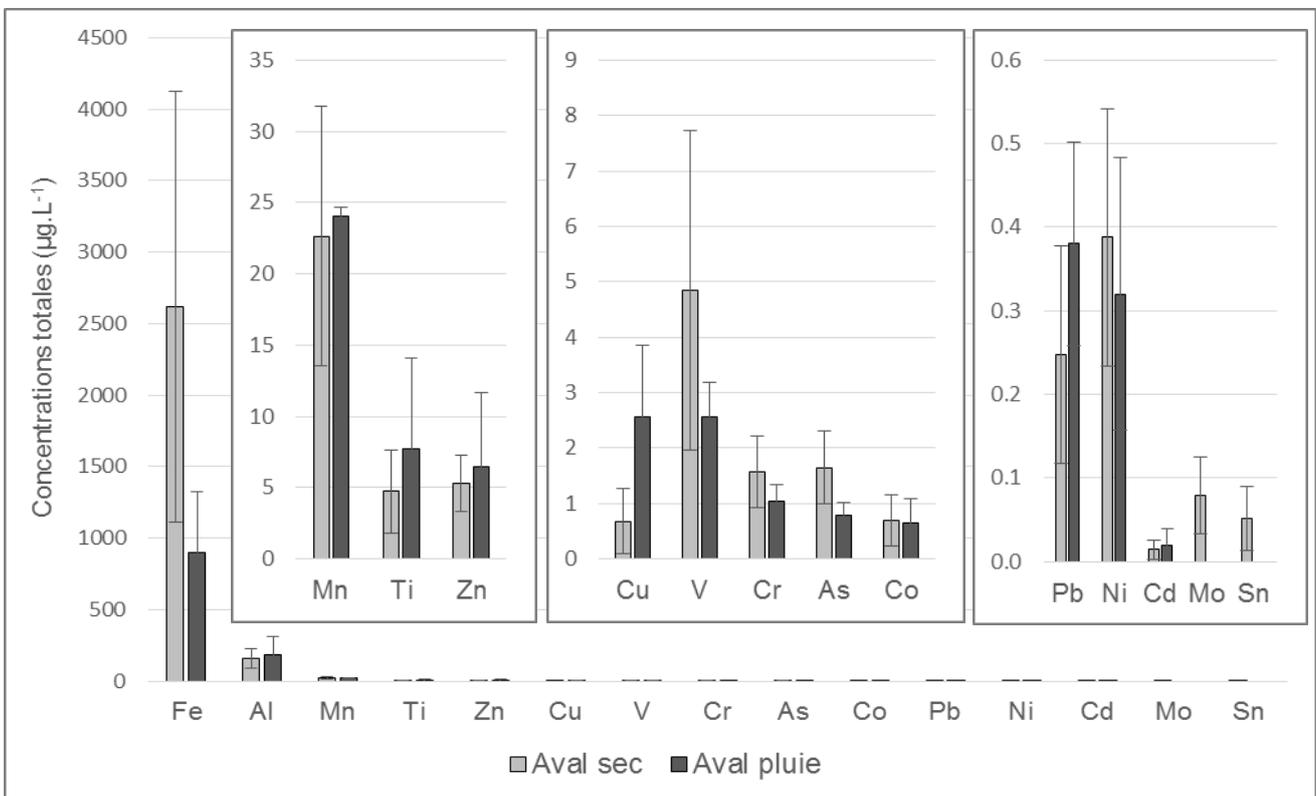


Figure 33. Comparaison des concentrations totales en éléments traces métalliques (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) par temps sec et par temps de pluie au niveau du point aval du ruisseau du Bourg. Nombre de campagnes : $n = 11$ par temps sec et $n = 2$ par temps de pluie.

Tableau 6. Comparaison des concentrations moyennes dissoutes par temps sec et par temps de pluie (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) en éléments traces métalliques ; comparaison avec les NQE.

	ZAC				Aval				NQE ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
	Temps sec (n=8)		Temps pluie (n=3)		Temps sec (n=7)		Temps pluie (n=2)		
	m ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	S	m ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	S	m ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	S	m ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	S	
Cd	0.03	0.03	0.02	0.001	0.014	0.011	0.013	-	0.08
Ni	0.7	0.7	0.7	0.1	0.29	0.17	0.27	-	4
Pb	0.05	0.01	0.23	0.12	0.043	0.01	0.14	-	1.2
As	0.89	0.33	0.6	0.17	0.98	0.27	0.58	-	0.83
Cr	0.88	0.3	1	0.3	1.08	0.3	1	-	3.4
Cu	0.74	1	10.8	3	0.45	0.56	2	-	1
Zn	7.3	4.7	30	6	4.7	1.3	4.75	-	7.8

m : moyenne ; S : écart-type. Les valeurs en orangé indiquent un dépassement de la NQE.

5.2.2.3. Discussion pour les éléments traces métalliques – Temps de pluie

Au niveau de la ZAC, n'ayant pas de recul sur les apports des eaux de ruissellement dans le RDB lors de la planification des campagnes, et compte-tenu du caractère exploratoire des analyses, il a été décidé de se mettre au plus près du rejet de l'exutoire d'eaux pluviales retenu de manière à maximiser les possibilités de détecter un apport des eaux de ruissellement. A ce niveau, la dilution du rejet d'eaux pluviales dans le ruisseau du Bourg reste faible et les eaux pluviales ne sont pas mélangées de manière homogène² avec les eaux du RDB, notamment compte-tenu des faibles débits de ce cours d'eau. Ces prélèvements sont donc assez représentatifs de ce que l'on va retrouver au niveau d'un rejet d'eaux pluviales strict (Cf. chapitre 6).

Si on note une forte augmentation des concentrations totales en ETM par rapport aux teneurs observées dans le RDB par temps sec, celles-ci apparaissent toutefois faibles si on les compare aux concentrations moyennes événementielles pour Cd, Pb et Zn proposées par Gromaire et al. (2013) pour des eaux de ruissellement de voirie urbaines (Cf. Annexe H). Outre les incertitudes liées au système de prélèvement, cette différence peut être liée au fait que l'exutoire d'eaux pluviales récupère un bassin versant de faible surface (Cf. chapitre 2, paragraphe 2.4).

Au niveau du point aval, il convient tout d'abord de rappeler les nombreuses sources d'incertitude concernant les analyses par temps de pluie au niveau du point aval :

- seules 2 campagnes ont été réalisées ;
- le système de prélèvement « maison », nécessitait une mise en route manuelle du prélèvement. Le moment du déclenchement du prélèvement a été déterminé sur la base du temps d'écoulement théorique du RDB entre le point ZAC et le point aval. Celui-ci a été estimé à 30 minutes à partir du moment où le rejet pluvial se déverse au niveau de la ZAC ;
- les campagnes de prélèvement par temps sec n'ont, dans la grande majorité des cas, pu être réalisées immédiatement avant les prélèvements par temps de pluie (remarque valable également pour les prélèvements au niveau du point ZAC).

Si les mesures par temps de pluie diffèrent peu des mesures par temps sec pour les ETM, il ressort cependant une tendance à l'augmentation des concentrations en Cu par temps de pluie suggérant un marquage du RDB par les eaux de ruissellement, même à distance d'un exutoire d'eaux pluviales.

² Comme repère, on peut utiliser la notion de « distance de bon mélange » utilisée pour la mesure de débits et qui correspond à la distance entre le point d'injection d'un traceur dans un cours d'eau et le point où la concentration de ce traceur est homogène dans le cours d'eau (i.e. totalement mélangée). Cette distance peut être estimée comme 150 fois la plus grande distance hydraulique de l'écoulement lorsque l'injection est faite sur le bord. Dans notre cas, la distance de bon mélange serait donc de l'ordre de 300 mètres.

5.3. Hydrocarbures aromatiques polycycliques - résultats

5.3.1. Empreinte par temps sec

5.3.1.1. Gradient de concentration par temps sec

Remarques préliminaires : il n'a pas été réalisé de blancs pour les analyses concernant le RDB. Compte-tenu des incertitudes liées au naphthalène (Cf. chapitre suivant), ce dernier congénère a été exclu du traitement des résultats.

Les résultats pour les concentrations totales sont présentés dans la (Figure 34), pour la somme des 15 HAP (16 HAP analysés moins le naphthalène).

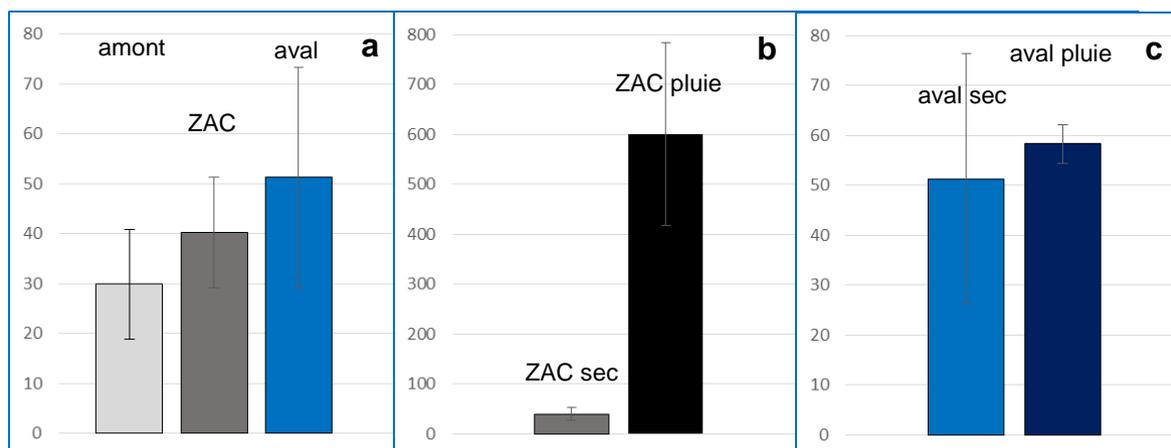


Figure 34. Concentrations totales en 15 HAP dans le ruisseau du Bourg en ng.L^{-1} .

a. Concentrations par temps sec sur les 3 points de prélèvement.

b. Concentrations par temps sec et temps de pluie au point ZAC.

c. Concentrations par sec et temps de pluie au point aval.

Nombre de campagnes : aval temps sec $n=3$; ZAC temps sec $n=5$; aval temps sec $n=5$; ZAC temps de pluie $n=7$; aval temps de pluie $n=2$.

Par temps sec, on observe une tendance à l'augmentation des teneurs en HAP de l'amont vers l'aval du RDB, avec des concentrations moyennes totales qui passent de 30 ng.L^{-1} à 50 ng.L^{-1} . Ces valeurs sont globalement cohérentes avec celles rapportées dans la thèse d'Alexia Crespo (2009 ; thèse qui s'inscrivait dans le projet région ASCOBAR - Apports Scientifiques face à la problématique CONchylicole du Bassin d'ARcachon) considérant que les points de prélèvements ne sont pas exactement les mêmes.

Les concentrations moyennes dissoutes n'évoluent pas ou peu (de l'ordre de 9 ng.L^{-1} pour la somme des 15 HAP) entre l'amont et l'aval, et l'augmentation des concentrations totales est portée par la phase particulaire :

- les MES sont de l'ordre de 20 mg.L^{-1} aux points amont et ZAC, et de l'ordre de 25 mg.L^{-1} au point aval³ ;
- les concentrations particulaires (en ng.g^{-1} de poids sec) augmentent entre l'amont et l'aval avec des moyennes ($\Sigma 15\text{HAP}$) de $1010 \pm 470 \text{ ng.g}^{-1}$ (ps), $1480 \pm 650 \text{ ng.g}^{-1}$ (ps) et $1580 \pm 810 \text{ ng.g}^{-1}$ (ps), respectivement de l'amont vers l'aval.

Egalement, on observe dans les MES prélevées sur le point aval des concentrations plus importantes en HAP lourds (BaA, BaP, BeP, chrysène, pérylène...).

Remarque : la présence de HAP dans la phase particulaire dépend des apports en contaminants mais également de la part de matière organique et de la granulométrie des particules associées. Ces deux derniers paramètres sont des variables naturelles qui influencent largement la capacité des sédiments à fixer les HAP : des particules fines et chargées en matière organique adsorbent typiquement plus de HAP que des particules grossières. Les analyses de granulométrie et de

³ Les valeurs de MES données pour les ETM et les organiques sont différentes. Ceci peut être lié à des protocoles de mesure différents.

teneur en carbone organique total (COT) n'ayant pas été réalisées dans cette étude, on ne peut conclure définitivement quant à l'origine du gradient de concentration observé entre l'amont et l'aval au niveau du RDB (apport en HAP plus important ou structure différentes des MES).

5.3.1.2. Diagnostic préliminaire des sources par utilisation d'indices

L'utilisation d'indices basés sur des rapports de concentrations de composés (Stogiannidis et Laane, 2015) permettent d'orienter les origines des HAP, et par exemple de distinguer une origine pyrolytique d'une origine pétrogénique, voire de différencier des origines pyrolytiques différentes (par exemple la combustion dans un moteur diesel induit la formation d'un cortège de HAP différent de celui produit par du chauffage résidentiel au bois). Deux principaux indices sont utilisés :

- **Le rapport Fluorène / (Fluorène + Pyrène)** : dont les abondances relatives permettent notamment de discriminer une origine pétrogénique (rapport < 0.4) d'une origine pyrolytique (rapport > 0.4). Théoriquement, ce rapport permet de distinguer au sein des sources pyrolytiques celles issues de la combustion de biomasse (rapport > 0,5) ou de la combustion de carburant fossile (rapport compris entre 0.4 et 0.5) (Yunker et al., 2002).
- **Le rapport IP / (IP + BP)** : Les valeurs caractéristiques d'une origine pétrogénique sont inférieures à 0.2 tandis que celles représentatives d'une origine pyrolytique sont supérieures à 0.2. D'après Yunker (Yunker et al., 2002), les rapports compris entre 0.2 et 0.5 caractériseraient par ailleurs des sources liées à la combustion de produits pétroliers tandis que les rapports supérieurs à 0.5 seraient la signature de la combustion de biomasse (herbe, bois, charbon).

Ces deux indices ont été calculés sur la base des concentrations particulières au niveau des différents points de prélèvement, par temps sec et temps de pluie. Les résultats sont compilés dans le Tableau 7. Par temps sec, le rapport Fluo / (Fluo + Pyr) au niveau des 3 points de prélèvement est > 0.5, ce qui oriente l'origine des HAP vers une origine pyrolytique type biomasse. Le rapport IP / (IP + BP) confirme cette origine pyrolytique mais diverge quant à la source, les valeurs calculées orientant vers une origine type combustion de carburant.

Tableau 7. Calcul d'indices pour le diagnostic des sources de HAP dans le ruisseau du Bourg, par temps sec et par temps de pluie.

	Temps sec						Temps de pluie			
	amont		ZAC		aval		ZAC		aval	
	moy	S	moy	S	moy	S	moy	S	moy	S
Fluo / (Fluo + Pyr)	0.63	0.1	0.59	0.1	0.53	0.01	0.35	0.05	0.52	0.01
IP / (IP + BP)	0.47	0.08	0.35	0.14	0.42	0.06	0.33	0.04	0.41	0.03

Fluo / (Fluo + Pyr) : fluorène / (fluorène + pyrène)

IP / (IP + BP) : indeno(1,2,3-cd)pyrène / (indeno(1,2,3-cd)pyrene + benzo(g,h,i)pérylène)

5.3.2. Comparaison de l'empreinte par temps sec et par temps de pluie

5.3.2.1. Point ZAC - aval de l'exutoire d'eaux pluviales

Au niveau du point ZAC, par temps de pluie, on observe une très forte augmentation des teneurs en HAP en aval immédiat de l'exutoire d'eaux pluviales avec des concentrations totales moyennes qui sont multipliées par 10 (Figure 34).

Les concentrations moyennes totales sont relativement élevées (50 ng.L⁻¹ pour le fluoranthène et 530 ng.L⁻¹ pour la somme de 13 HAP) compte-tenu de la faible taille du bassin versant. **En effet elles sont de l'ordre de grandeur de ce que l'on peut retrouver au niveau de bassins versants plus importants** (Cf. chapitre 6, paragraphe 6.4.). Il reste difficile de conclure en raison de nombreuses incertitudes, liées notamment au système de prélèvement ; d'autres apports non identifiés ne peuvent cependant pas être exclus.

L'augmentation des teneurs en HAP par temps de pluie est logiquement portée par la phase particulière avec un accroissement important des teneurs en MES qui passent de 25 à 90 mg.L⁻¹. De plus, les MES sont plus chargées avec des teneurs en HAP passant de 1580 ± 810 ng.g⁻¹ (ps) à 5380 ± 2190 ng.g⁻¹ (ps) (pour la somme de 15 HAP), avec notamment des concentrations en particulières en HAP lourds plus importantes (entre 7 et 14 fois).

5.3.2.2. Point ZAC - amont de l'exutoire d'eaux pluviales

Afin d'évaluer l'influence de rejets pluviaux situés en amont de l'exutoire, une analyse complémentaire sur les organiques a été réalisée le 28/10/2017 : lors de cette campagne un prélèvement supplémentaire a été réalisé en amont immédiat de l'exutoire d'eaux pluviales au niveau de la ZAC. Les résultats montrent des concentrations en HAP très élevées, bien au-dessus de ce qui a été mesuré par ailleurs dans notre étude. Ces valeurs coïncident avec la présence le jour du prélèvement d'une nappe irisée correspondant à un épisode inhabituel de présence d'hydrocarbures dans le RDB (Figure 35).



Figure 35. Flaque d'hydrocarbures au niveau du point de prélèvement ZAC du ruisseau du Bourg lors du prélèvement du 28/10/2017 (© SIBA).

5.3.2.3. Point aval

Au niveau du point aval, on n'observe pas de différences entre les prélèvements par temps sec et ceux par temps de pluie.

5.3.2.4. Diagnostic préliminaire des sources

Par temps de pluie, au niveau de la ZAC et en aval de l'exutoire pluvial, les valeurs sont modifiées (Tableau 7) pour le rapport Fluo / (Fluo + Pyr) avec des valeurs < 0.4 , ce qui oriente vers une origine pétrogénique ; le rapport IP / (IP + BP) reste quant à lui globalement stable avec des valeurs > 0.2 (origine pyrolytique type carburant). **Bien que les résultats des 2 indices divergent quant aux sources de HAP, celles-ci (pétrogénique et pyrolytique) restent cohérentes avec la proximité de voiries urbaines et d'une station-service.**

Le prélèvement du 28/10/2017 en amont immédiat de l'exutoire, et au niveau de la flaque d'hydrocarbures, présente un rapport Fluo / (Fluo + Pyr) faible de 0.14, ce qui oriente vers une origine pétrogénique (rapport < 0.4), ce qui apparaît cohérent avec la nature de la pollution ponctuelle observée. Le rapport IP / (IP + BP) restant lui supérieur à 0.2.

Enfin, le rapport par temps de pluie au point aval est similaire à celui observé par temps sec.

5.3.3. Discussion pour les HAP

Les analyses réalisées dans le cadre de la thèse d'Alexia Crespo (2009), avaient montré que, sur la dizaine de tributaires suivis, les niveaux les plus élevés en (HAP) dans les sédiments étaient atteints au niveau du RDB (et du canal des Landes). Pour le RDB, les niveaux moyens en benzo(a)pyrène (BaP) étaient de 309 ng.g^{-1} de poids sec (ps) dans le sédiment et les teneurs moyennes en HAP (somme de 23 composés) de 3481 ng.g^{-1} PS avec un pic maximum de l'ordre de 9000 ng.g^{-1} PS au niveau d'un point de prélèvement situé en aval des points de prélèvement **REMPAR** et soumis à la marée. Un des objectifs ici était d'évaluer la contribution des eaux pluviales à l'apport en HAP dans le RDB et si cet apport pouvait être mis en regard avec les données observées dans la thèse d'Alexia Crespo.

Les résultats acquis dans **REMPAR** montrent, au niveau du point ZAC, un rejet de HAP important compte-tenu de la faible taille du bassin versant associé. Par contre, au niveau du point aval, les résultats n'indiquent pas un impact notable des eaux pluviales en aval du RDB

concernant les HAP : si les eaux de ruissellement marquent le RDB en HAP à proximité immédiate d'un exutoire, cela ne semble pas être le cas une fois que le rejet est dilué.

L'origine des teneurs plus élevées en HAP dans les sédiments du RDB ne semble donc pas être en lien avec la source pluviale, mais les campagnes réalisées ici ne permettent pas de conclure avec certitude.

5.4. Pesticides - résultats

Remarque préliminaire : l'appellation « pesticides » regroupe un nombre très important de substances appartenant à des classes différentes (herbicides, insecticides et fongicides), et recouvre également des *usages et des réglementations différents* : avec notamment les produits dits « phytopharmaceutiques » destinés à l'agriculture (et régis par le règlement UE 1107/2009), et les produits biocides destinés à tous les autres usages : construction, désinfection, hygiène humaine, lutte contre les nuisibles... (et régis par la réglementation UE 528/2012). Ces usages peuvent évoluer, et une substance interdite pour un usage peut devenir et/ou rester autorisée pour un autre ; le cas le plus connu étant celui du diuron, herbicide interdit d'utilisation en agriculture en 2008, mais autorisé comme biocide dans les matériaux de construction. **Les résultats pour les pesticides sont donc présentés ici selon une classification tenant compte des usages** avec : 1) les herbicides non autorisés comme biocides ; 2) les fongicides non autorisés comme biocides ; et 3) les molécules autorisées comme biocides ; cette dernière classe rassemble des herbicides, des fongicides et des insecticides, et plusieurs molécules, par exemple le tébuconazole, sont autorisées pour les 2 usages : biocide et phytopharmaceutique.

5.4.1. Herbicides sans usage biocide – empreinte par temps sec

Remarque : pour le traitement des données, pour les substances quantifiées au moins une fois, les valeurs < LQ ont été remplacées par la valeur de la LQ divisée par 2.

5.4.1.1. Empreinte globale

La liste des 46 substances herbicides sans usages biocides (molécules parents et métabolites) analysées dans ce travail est donnée en Annexe I. Sur ces 46 substances, 27 ne sont jamais détectées (Annexe I).

Les résultats pour les herbicides (sans usages biocides) sont présentés dans le Tableau 8 et la Figure 36. **L'empreinte est dominée par les métabolites du S-métolachlore, métabolites sulfonilique (métolachlore EXA ou ESA) et oxalinique (métolachlore OXA ou OA) retrouvés des niveaux de l'ordre de 2 µg.L⁻¹.** Viennent ensuite les métabolites de l'acétochlore (l'acétochlore lui-même n'étant pas détecté), le S-métolachlore et la bentazone à des niveaux de l'ordre de la centaine de ng.L⁻¹.

Le S-métolachlore est un herbicide utilisé principalement en maïsiculture sur le territoire du Bassin d'Arcachon et sur ses bassins versants. L'acétochlore est un herbicide de la même famille que le S-métolachlore, destiné aux mêmes usages mais qui a été interdit en 2013. La bentazone, toujours autorisée, présente des usages proches du S-métolachlore (Sources : Compilation des index ACTA, <http://matphyto.acta-informatique.fr> ; E-phy, <https://ephy.anses.fr/>).

5.4.1.2. Gradient de concentration

Pour 10 des 15 substances détectées, on observe un gradient avec des concentrations supérieures au point amont, puis qui décroissent vers l'aval. Il s'agit du métolachlore et de ses métabolites, des métabolites de l'acétochlore, de la bentazone, du métazachlore, du glyphosate et de son métabolite l'AMPA, et du linuron. **Parmi ces 10 substances, seul l'acétochlore n'est plus autorisé.**

Trois substances présentent des niveaux comparables quel que soit le point de prélèvement : l'atrazine-2-hydroxy, l'hydroxysimazine et le diflufenican. L'atrazine-2-hydroxy et l'hydroxysimazine sont des métabolites d'herbicides de type triazines dont les usages ont été retirés il y a plusieurs années, respectivement en 2007 et 2003.

L'hexazinone, herbicide de la famille des triazines, dont l'usage a été interdit en 2007 n'est pas détectée à l'amont mais l'est systématiquement au niveau des points ZAC et aval.

Enfin, une dernière molécule n'est détectée qu'au niveau du point aval, et de manière ponctuelle, il s'agit du norflurazon, dont l'usage est interdit depuis 2003.

Tableau 8. Concentrations moyennes dissoutes (en ng.L⁻¹), écarts-types et fréquences de quantification des herbicides (sans usages biocides) dans le ruisseau du Bourg, par temps sec.

Substances	amont (n=3)			Z.A.C. (n=5)			aval (n=5)		
	m (ng.L ⁻¹)	S	Fq (%)	m (ng.L ⁻¹)	écart-type	Fq (%)	m (ng.L ⁻¹)	écart-type	Fq (%)
métolachlore ESA	1 901.9	586.6	100	484.3	418.3	100	323.3	294.1	100
métolachlore OA	1 839.6	1 602.3	100	439.3	571.5	80	358.9	447.7	50
acétochlore ESA	478.9	113.9	100	122.0	110.5	100	81.9	69.3	100
métolachlore	343.9	235.9	100	97.21	120.40	100	42.5	57.2	100
acétochlore OA	229.0	55.5	100	64.0	65.9	60	41.8	38.7	60
bentazone	227.1	9.0	100	66.5	42.2	66	60.1	47.5	66
métazachlore	123.6	41.36	100	26.72	31.22	80	20.79	29.23	60
AMPA	34.7	33.8	100	5.7	4.4	60	4.3	2.8	40
glyphosate	28.6	44.1	66	16.8	28.8	40	2.3	2.3	20
linuron	23.5	16.81	100	7.47	9.13	80	2.5	2.5	60
atrazine-2-OH	11.1	1.1	100	10.7	3.8	100	8.0	4.6	100
1343 DCPMU	4.2	2.9	66	3.13	1.50	40	4.5	2.2	60
OH-simazine	1.2	0.03	100	2.03	0.87	100	1.4	0.4	100
diflufénican	0.28	0.22	33	0.33	0.24	40	0.23	0.25	40
hexazinone	-	-	0	33.4	46.7	60	9.2	6.7	60
norflurazon	-	-	0	-	-	0	1.2	1.2	33

m : moyenne ; **S** : écart-type ; **Fq** : fréquence de quantification (concentrations > LQ)

5.4.1.3. Discussion

Les résultats acquis ici sont cohérents avec ceux acquis par ailleurs dans le cadre du réseau de suivi et d'expertise des pesticides **REPAR**. Dans le cadre de ce réseau (Cf. livrable 1.1.), une centaine de pesticides sont suivis depuis 2010 dans plusieurs tributaires du Bassin dont le RDB et les chroniques d'analyses montrent notamment que :

- au niveau du Bassin d'Arcachon et de ses affluents (dont le RDB), les **métabolites du S-métolachlore sont les substances les plus retrouvées en fréquence et en quantité ;**
- **les niveaux en pesticides dans les tributaires du Bassin, et notamment la Leyre (principal affluent du Bassin, Cf. livrable 1.1.), affichent 2 pics de concentration saisonniers, l'un au printemps, correspondant à la période de traitement des cultures par les agriculteurs, et la seconde en hiver, lors de la résurgence de la nappe phréatique dans les cours d'eau.**

On retrouve bien ce schéma au niveau du RDB avec des teneurs en métabolites du métolachlore plus élevées dans les prélèvements réalisés entre février et avril par rapport à ceux réalisés en juillet et octobre ; et pour lesquels le point amont était à sec.

Par ailleurs, les niveaux de métabolites du métolachlore détectés sont cohérents avec ce qui a été retrouvé dans des fossés de drainage au niveau de parcelles agricoles utilisées pour la culture du maïs, dans le cadre d'une étude visant à évaluer l'influence du type d'épandage sur le transfert vers la nappe du S-métolachlore, étude également réalisée dans le cadre du **REPAR**.

L'empreinte au niveau du point amont semble donc bien être liée à la proximité du canal de drainage qui récupère un bassin versant à occupation agricole. Le gradient observé semble ainsi cohérent avec une dilution des apports liés à ce canal de drainage par les apports d'eau de la partie est de la craste Baneyre, ces derniers entraînent une dilution d'un facteur d'ordre 4 à 5 (Cf. chapitre 2, paragraphe 2.4). Cette dilution implique que la partie est de la craste Baneyre n'apporte pas ou peu de résidus de pesticides, ce qui semble cohérent avec le fait qu'elle draine des bassins versants à occupation forestière majoritaire et donc non utilisatrice d'herbicides type S-métolachlore.

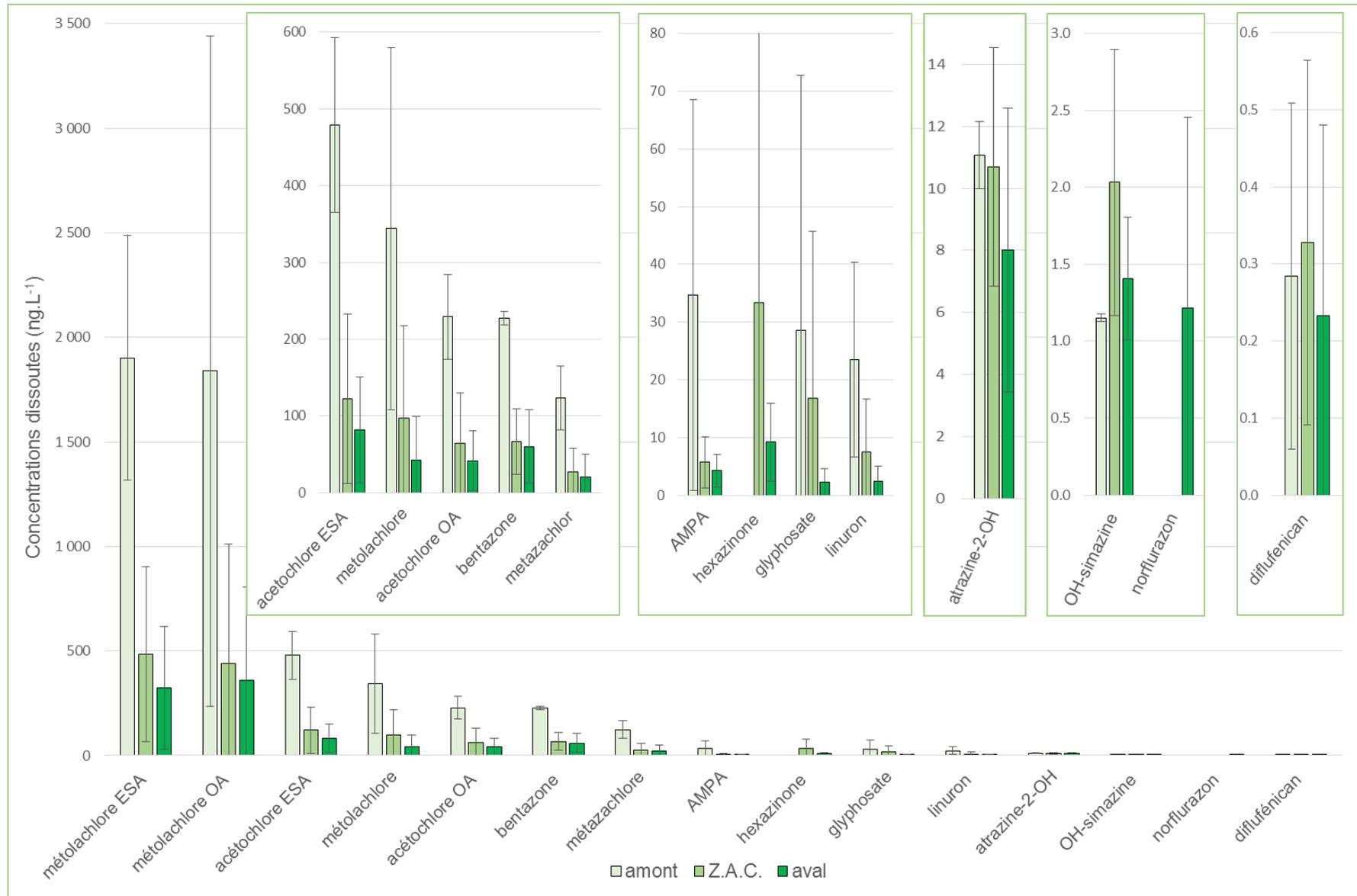


Figure 36. Concentrations dissoutes (en ng.L⁻¹) en herbicides sans usage biocide par temps sec sur les 3 points de prélèvements du Ruisseau du Bourg. Nombre de campagnes : n = 3 pour le point amont ; n = 5 pour le point ZAC ; n = 5 pour le point aval.

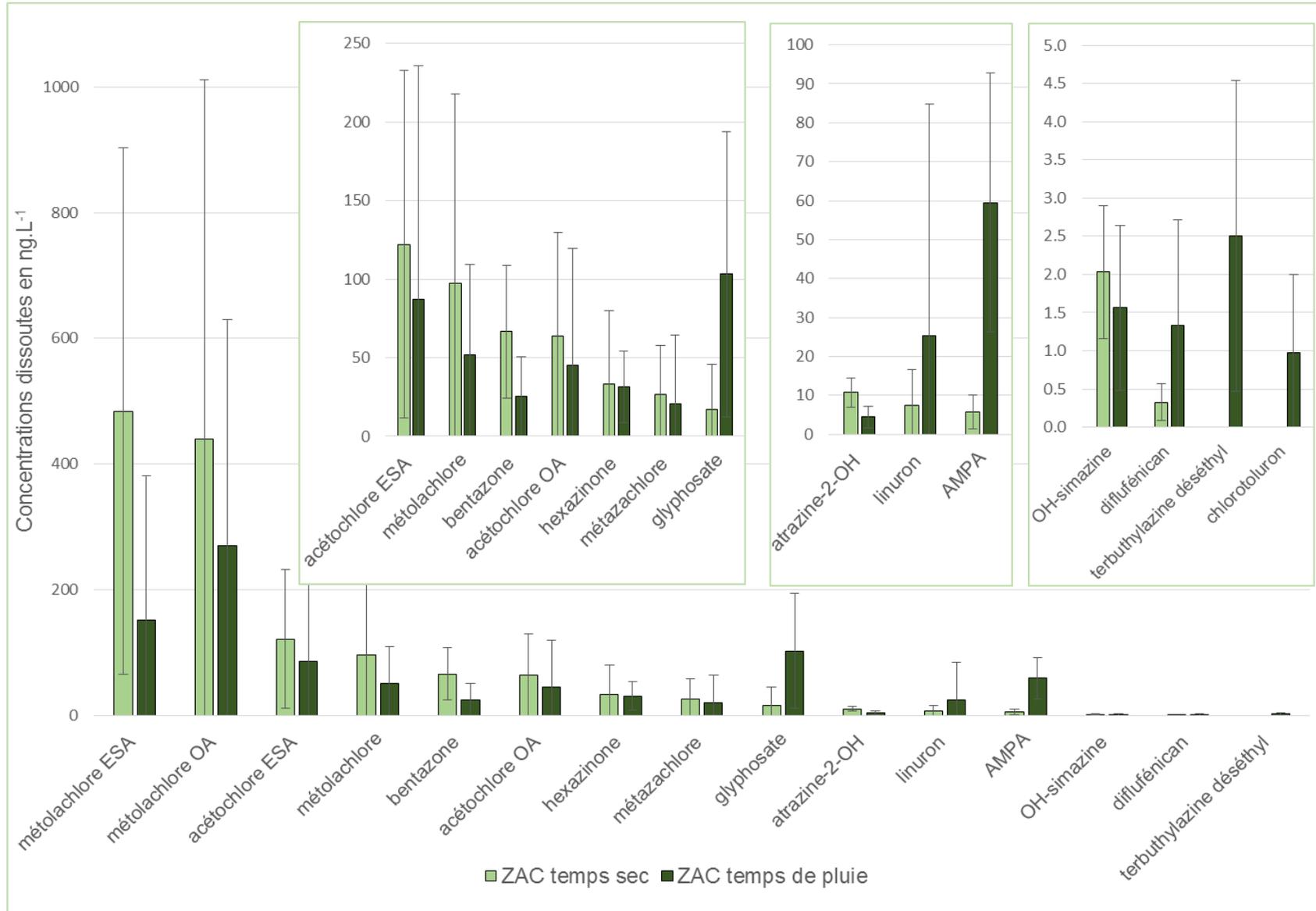


Figure 37. Concentrations dissoutes (en ng.L⁻¹) en herbicides sans usages biocides par temps sec et par temps de pluie au niveau du point ZAC du ruisseau du Bourg. Nombre de campagnes : n = 5 par temps sec et n = 7 par temps de pluie.

Par ailleurs, la présence de métabolites de pesticides interdits à des niveaux comparables sur les 3 points de prélèvement depuis longtemps comme l'atrazine-2-hydroxy ou hydroxy-simazine n'est pas surprenant dans la mesure où ces molécules sont des contaminants reconnus des eaux de surface et des nappes à l'échelle nationale, et liés aux usages agricoles passés (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2012 ; Commissariat général du développement durable, 2013, 2015).

5.4.2. Herbicides sans usage biocide – empreinte par temps de pluie

5.4.2.1. Empreinte par temps de pluie au niveau de la ZAC

Globalement, au niveau de la ZAC, on observe une diminution des concentrations de plusieurs herbicides en aval immédiat de l'exutoire d'eaux pluviales (Figure 37), cette diminution est notamment marquée pour le S-métolachlore et ses métabolites et la bentazone, et l'est moins pour les métabolites de l'acétochlore. On note également une diminution des concentrations d'atrazine-2-hydroxy. L'hydroxy-simazine n'est, quant à elle, plus détectée.

A l'inverse, on observe une augmentation des concentrations en certaines molécules herbicides et notamment le glyphosate ainsi que son métabolite l'AMPA, les seules substances à être quantifiées dans l'ensemble des prélèvements, et dont les concentrations augmentent d'un facteur 100. Les concentrations en linuron augmentent également (d'un facteur 3) ; toutefois, cette molécule n'est quantifiée que dans 3 prélèvements sur 7 et l'augmentation est portée par une unique valeur élevée de l'ordre de 160 ng.L⁻¹. Le diflufénican enfin, augmente également mais n'est quantifié que dans 3 prélèvements sur 7.

L'hexazinone et le métazachlore ne montrent pas de tendance particulière.

Egalement, on note l'apparition par rapport au temps sec de la terbuthylazine déséthyl, métabolite de la terbuthylazine, herbicide triazine interdit en 2004, et du chlorotholuron, herbicide lui toujours autorisé. Ces 2 molécules ne sont toutefois détectées que de manière occasionnelle, respectivement dans 1 et 2 prélèvements sur 7.

Remarque : dans le prélèvement réalisé en amont de l'exutoire pluvial par temps de pluie du 28/10/2017, on retrouve un profil similaire avec notamment la présence de glyphosate et notamment d'AMPA, suggérant l'existence d'autres sources de ruissellement (ruissellement direct des voiries et exutoire d'eaux pluviales une centaine de mètres à l'amont du point de prélèvement ZAC).

5.4.2.2. Empreinte par temps de pluie au niveau du point aval

Au niveau du point aval (et compte-tenu des incertitudes rappelées en 5.2.2.3), le profil par temps de pluie (Figure 38) montre l'augmentation de nombreux composés : notamment le glyphosate et AMPA (d'un facteur 4) et le linuron (avec les mêmes remarques qu'au point ZAC).

On note également une augmentation des niveaux des métabolites du métolachlore (ce qui n'était pas observé au point ZAC). Si, pour ces molécules, un apport par les eaux de ruissellement ne peut être exclu, il faut toutefois considérer que la hausse observée est principalement portée par des prélèvements réalisés entre février et juin 2017. Compte-tenu des observations du **REPAR**, on ne peut exclure que ces plus fortes valeurs soient liées à un pic hivernal dû au phénomène de résurgence de nappe ou à un pic printanier coïncidant avec la période d'application des pesticides par les agriculteurs, plutôt qu'à un réel apport par les eaux de ruissellement. Il faut donc rester prudent quant à l'interprétation des résultats.

5.4.2.3. Discussion

Contrairement aux HAP, les résultats acquis ici semblent montrer une ***influence des eaux de ruissellement sur les teneurs en certains herbicides du RDB, y compris à distance des rejets d'eaux pluviales. Notamment, on observe une augmentation systématique du glyphosate et de son produit de dégradation AMPA sur les points ZAC et aval par temps de pluie.*** Le glyphosate et son métabolite AMPA comptaient, au moment des prélèvements, parmi les substances les plus largement utilisées, que ce soit au niveau des collectivités ou des jardins amateurs, et représentaient l'empreinte principale en pesticides dans les rejets pluviaux (Cf. chapitre 6). Avec l'application de la loi sur la transition énergétique et les restrictions d'utilisation sur les pesticides, ceci n'est peut-être plus le cas.

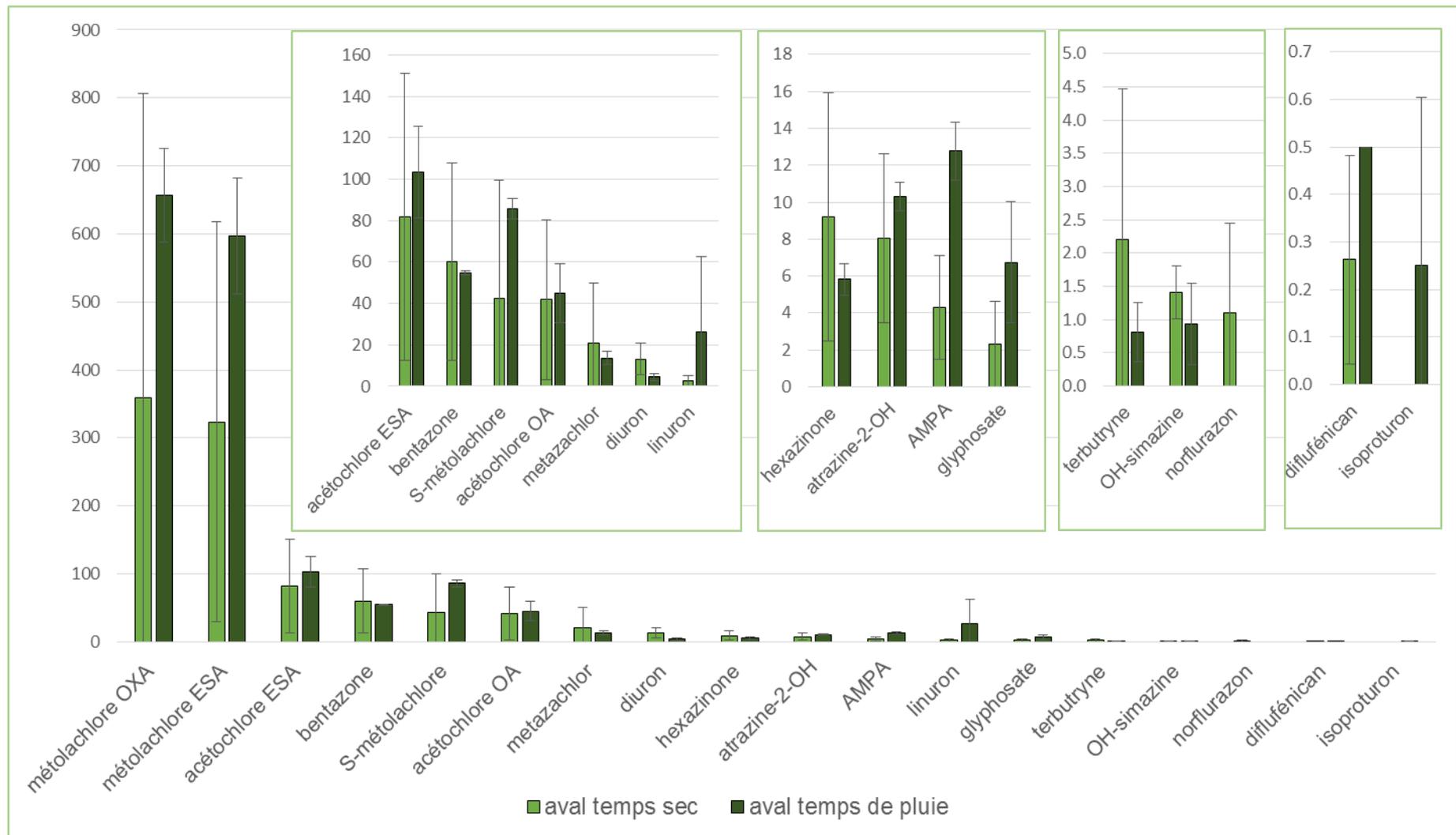


Figure 38. Concentrations dissoutes (en ng.L⁻¹) en herbicides sans usages biocides par temps sec et par temps de pluie au niveau du point aval. Nombre de campagnes : n = 5 par temps sec et n = 2 par temps de pluie.

5.4.3. Fongicides sans usages biocides – empreinte par temps sec

Remarques : l'azoxystrobine est un antifongique qui est également autorisé pour un usage biocide (TP 7, 9 et 10). Toutefois, cet usage ne concerne qu'un seul produit qui a été homologué en 2018, soit après la réalisation des campagnes de prélèvement. Cette molécule est donc traitée ici avec les autres antifongiques.

Pour le traitement des données, pour les substances quantifiées au moins une fois, les valeurs < LQ ont été remplacées par la valeur de la LQ divisée par 2.

La liste des fongicides (molécules parents et métabolites) analysées dans ce travail est donnée en Annexe I.

Tableau 9. Concentrations moyennes dissoutes (en ng.L^{-1}), écarts-types et fréquences de quantification des fongicides (sans usages biocides) dans le ruisseau du Bourg, par temps sec.

Substances	amont (n=3)			Z.A.C. (n=5)			aval (n=5)		
	m (ng.L^{-1})	S	fq (%)	m (ng.L^{-1})	S	fq (%)	m (ng.L^{-1})	S	fq (%)
azoxystrobine	44.1	44.8	100	11.8	18.0	80	6.0	8.9	80
métalaxyl	12.9	5.5	100	5.4	5.5	80	3.0	2.5	80
difénoconazole A et B	6.0	3.2	100	3.7	2.9	100	1.1	0.24	100
fenbuconazole	0.56	0.45	66	-	-	0	-	-	0

m : moyenne ; S : écart-type ; Fq : fréquence de quantification (concentrations > LQ).

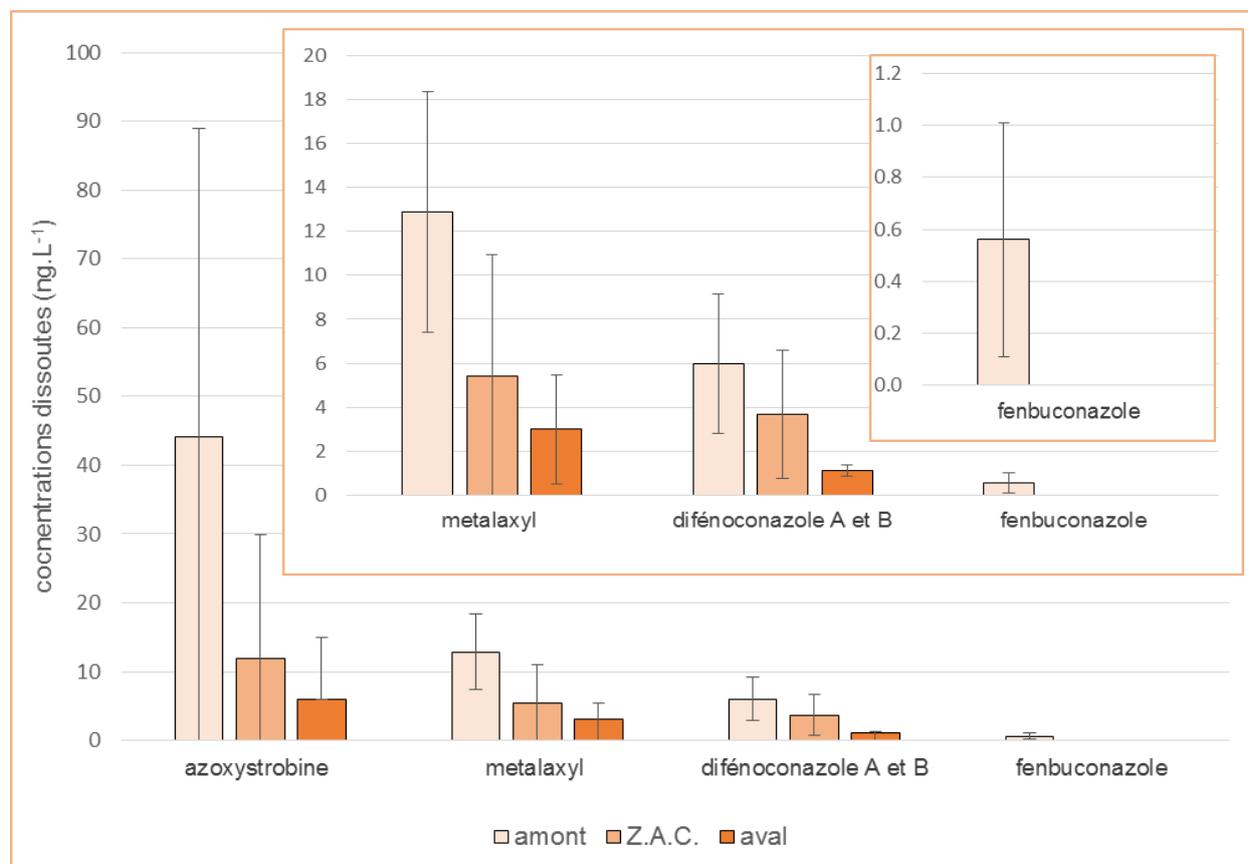


Figure 39. Concentrations dissoutes (en ng.L^{-1}) en fongicides sans usages biocides par temps sec sur les 3 points de prélèvements du Ruisseau du Bourg. Nombre de campagnes : n = 3 pour le point amont ; n = 5 pour le point ZAC ; n = 5 pour le point aval.

Les résultats pour cette classe de pesticides sont présentés dans le Tableau 9 et la Figure 39. Sur les 9 molécules analysées, 5 ne sont jamais détectées par temps sec, il s'agit du fénarimol, du flusilazole, du tétraconazole, du prochloraz et de l'époxiconazole.

Les 4 molécules détectées sont l'azoxystrobine, le métalaxyl, le difénoconazole A et B, et le fenbuconazole.

Azoxystrobine, métalaxyl et difénoconazole A et B sont les fongicides dont les concentrations sont les plus élevées et qui sont détectés le plus souvent (dans 80 à 100% des échantillons). Ils présentent un gradient de concentration décroissant depuis l'amont vers l'aval du RDB. Ces molécules sont utilisées pour le traitement des arbres fruitiers, pour des cultures de type maraîchage. Il était également autorisé pour un usage dans les jardins amateurs, ce dernier usage étant interdit depuis le 1^{er} janvier 2019 (dans le cadre de la loi de transition énergétique). Enfin, cette substance a obtenu en 2019 une homologation pour le traitement des gazons de graminées, et plus spécifiquement pour les terrains de golf. Le métalaxyl a été interdit d'usage en 2002 et a été remplacé par le métalaxyl-m.

Enfin, le fenbuconazole n'est détecté qu'au niveau du point amont.

L'empreinte en fongicides sur le RDB est pour la très grande majorité des molécules superposables à l'empreinte en herbicides discutées dans le paragraphe précédent, notamment au niveau du gradient de concentration et de ses sources potentielles.

5.4.4. Fongicides sans usages biocides – empreinte par temps de pluie

5.4.4.1. Empreinte par temps de pluie au niveau de la ZAC

Au niveau du point ZAC (Figure 38), on peut noter une forte augmentation des concentrations en azoxystrobine. Si un apport par les eaux de ruissellement n'est pas à exclure, les mêmes remarques que pour les métabolites du métolachlore peuvent être faites (Cf. paragraphe 5.4.2.3), de plus, cette molécule n'est pas quantifiée dans 3 des 7 prélèvements.

On note également l'apparition d'époxiconazole et de tétraconazole. **A noter que les produits à base d'époxiconazole ont été retirés du marché suite à la publication de l'avis de l'Anses du 19 avril 2019, relatif au caractère perturbateur endocrinien de cette substance.**

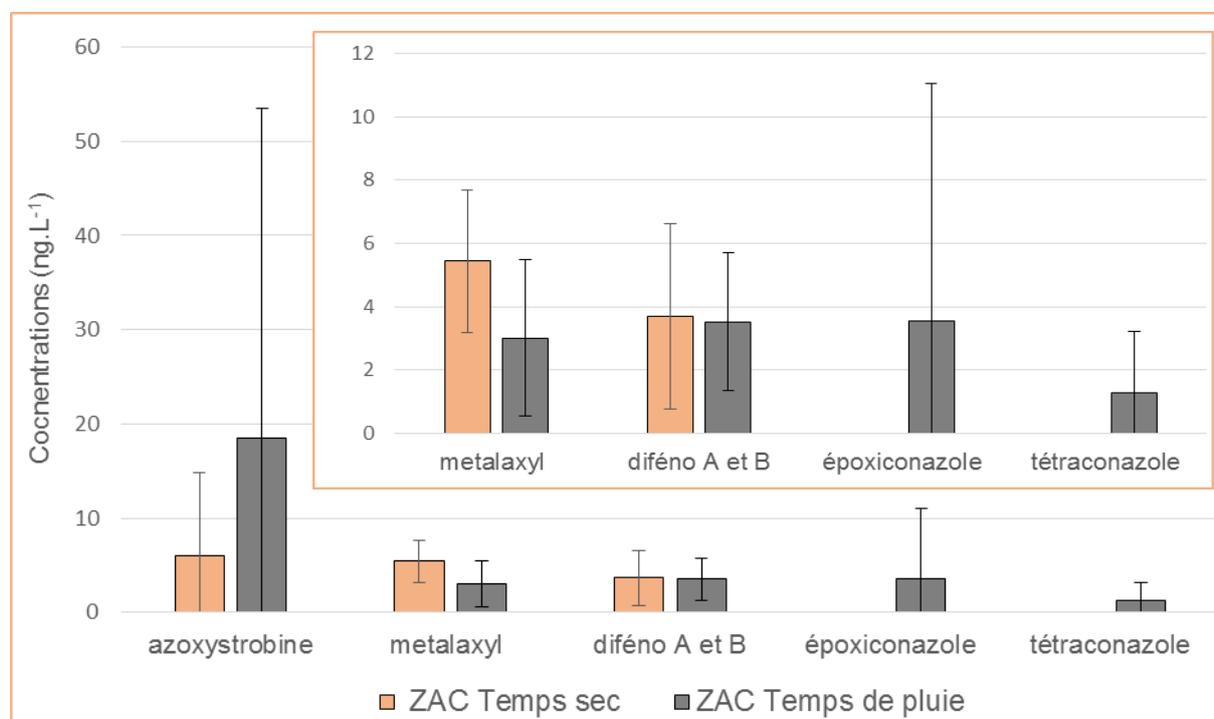


Figure 40. Concentrations dissoutes (en ng.L⁻¹) en fongicides sans usages biocides par temps sec et par temps de pluie au niveau du point ZAC.

Nombre de campagnes : n = 5 par temps sec et n = 7 par temps de pluie.

diféno A et B : difénoconazole A et B.

5.4.4.2. Empreinte par temps de pluie au niveau du point aval

Au niveau du point aval, l'augmentation de l'azoxystrobine n'est pas retrouvée et on note au contraire une forte diminution de cette molécule. Epoxiconazole et tétraconazole ne sont pas détectés (Figure 41).

5.4.4.3. Discussion

Pour les fongicides sans usages biocides, et contrairement à certains herbicides, les eaux de ruissellement ne semblent pas être un vecteur dans le ruisseau du Bourg, notamment dans sa partie aval.

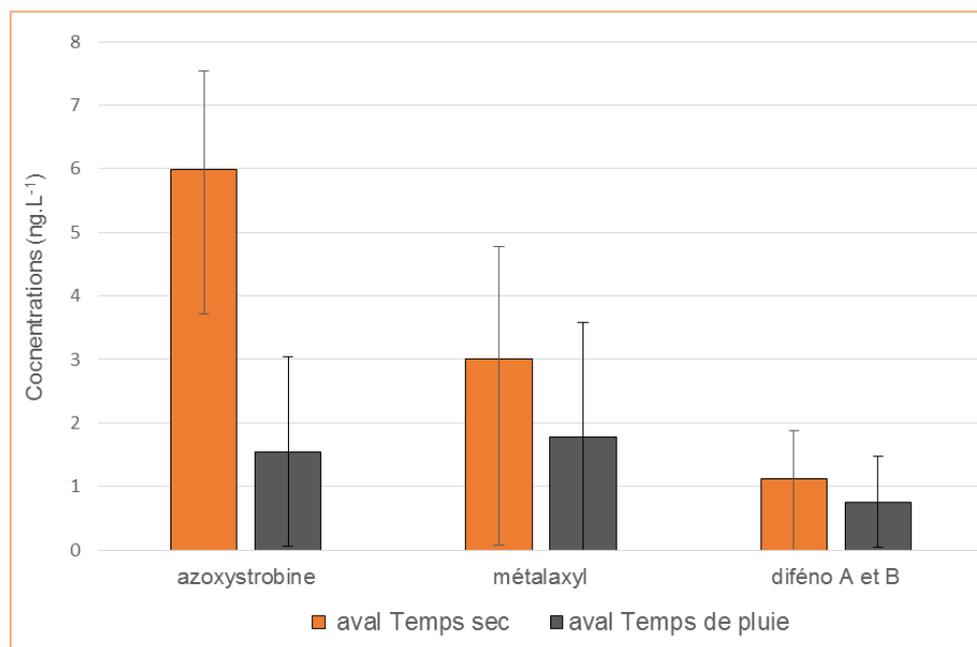


Figure 41. Concentrations dissoutes (en ng.L⁻¹) en fongicides sans usages biocides par temps sec et par temps de pluie au niveau du point aval.

Nombre de campagnes : n = 5 par temps sec et n = 2 par temps de pluie.

5.4.5. Pesticides à usages biocides – empreinte par temps sec

5.4.5.1. Rappels sur les biocides

On regroupe sous l'appellation de produits biocides un ensemble de produits destinés à détruire, repousser ou rendre inoffensifs les organismes nuisibles, à en prévenir l'action ou à les combattre, par une action chimique ou biologique (développement-durable.gouv.fr/produitsbiocides).

Les biocides sont régis par le règlement européen (UE) n°528/2012 qui fait suite à la directive européenne 98/8/CE visant à harmoniser la réglementation des États membres de l'Union européenne. Ces produits sont classés en quatre grands groupes, comprenant 22 types de produits différents :

- les désinfectants, types de produits 1 à 5 (ex : désinfectants pour les mains, désinfectants pour l'eau) ;
- les produits de protection, types de produits 6 à 13 (ex : produits de protection du bois contre les insectes ou les champignons, produits de protection du cuir, produits de protection des fluides utilisés dans la transformation des métaux) ;
- les produits de lutte contre les nuisibles, types de produits 14 à 20 (rodenticides, insecticides) ;
- les autres produits, types de produits 21 et 22 (ex : peintures antisalissures appliquées sur les bateaux, fluides utilisés dans la taxidermie et la thanatopraxie).

5.4.5.2. Empreinte globale du ruisseau du Bourg par temps sec

Remarque : pour le traitement des données, pour les substances quantifiées au moins une fois, les valeurs < LQ ont été remplacées par la valeur de la LQ divisée par 2.

Les résultats par temps sec pour les biocides sont présentés dans le Tableau 10 et la Figure 42. **Douze substances (parents et métabolites) sont détectées à des niveaux compris entre le dixième de ng.L⁻¹ à la dizaine de ng.L⁻¹.**

Tableau 10. Concentrations moyennes dissoutes (en ng.L⁻¹), écarts-types et fréquences de quantification des biocides dans le ruisseau du Bourg, par temps sec.

Substances	amont (n=3)			Z.A.C. (n=5)			aval (n=5)		
	m (ng.L ⁻¹)	S	Fq (%)	m (ng.L ⁻¹)	S	fq (%)	m (ng.L ⁻¹)	S	Fq (%)
1343 DCPMU	4.2	2.9	66	3.1	1.5	40	3.8	3.0	60
imazalil	1.2	2.0	33	0.72	1.5	20	0.91	1.9	20
carbendazime	1.1	0.26	100	0.41	0.16	40	0.33	0.23	40
diuron	0.98	0.03	33	4.6	7.0	60	13.1	7.6	100
DMSA	0.21	0.08	33	0.77	0.39	100	0.51	0.21	80
DMST	0.18	0.12	33	0.19	0.08	40	0.24	0.03	40
propiconazole	-	-	0	-	-	0	0.71	0.40	20
tébuconazole	-	-	0	0.31	0.24	80	0.17	0.09	60
fipronil sulfide	-	-	0	0.17	0.25	80	0.62	0.42	100
fipronil	-	-	0	0.064	0.036	20	-	-	0
fipronil desulfinit	-	-	0	0.008	0.004	40	0.018	0.012	60
terbutryne	-	-	0	-	-	0	2.2	2.3	66

Le diuron : est un herbicide dont l'usage est interdit en agriculture depuis 2003. Son usage en tant que biocide était cependant toujours autorisé ces dernières années. Il est actuellement en cours de ré-homologation pour son utilisation dans les TP 7 et 10 des biocides. Les TP 7 sont les « produits de protection pour les pellicules, utilisés pour protéger les pellicules ou les revêtements par la maîtrise des altérations microbiennes ou de la croissance des algues afin de sauvegarder les propriétés initiales de la surface des matériaux ou objets tels que les peintures, les plastiques, les enduits étanches, les adhésifs muraux, les liants, les papiers et les œuvres d'art ». Les TP 10 regroupent les « produits de protection des matériaux de construction utilisés pour protéger les ouvrages de maçonnerie, les matériaux composites ou les matériaux de construction autres que le bois par la lutte contre les attaques microbiologiques et les algues ».

Le diuron ainsi que son métabolite DCPMU sont détectés sur les 3 points de prélèvement. Les teneurs en diuron ainsi que les fréquences de quantification augmentent de l'amont vers l'aval ; le point ZAC est marqué par une très forte variabilité des concentrations (de <LQ à 17 ng.L⁻¹). Dans tous les cas, les concentrations en diuron restent inférieures à la NQE fixée à 200 ng.L⁻¹. Les teneurs en DCPMU sont au contraire stables et ne présentent pas de gradient.

DMSA et DMST : sont les métabolites respectifs du dichlofluanide et du tolyfluanide. Ces deux molécules ont été utilisées jusqu'en 2003 en agriculture pour les cultures légumières et fruitières. Elles sont aujourd'hui autorisées pour un usage dans le TP 21 regroupant les « produits antisalissure, utilisés pour lutter contre le développement et le dépôt d'organismes salissants (microbes et formes supérieures d'espèces végétales ou animales) sur les navires, le matériel d'aquaculture ou d'autres installations utilisées en milieu aquatique ». Le dichlofluanide et le tolyfluanide se dégradent rapidement, on suit généralement leurs métabolites DMSA et DMST. Le DMSA qui est quantifié plus souvent que le DMST présente des teneurs moins élevées au point amont. Les niveaux de DMST sont similaires sur les 3 points.

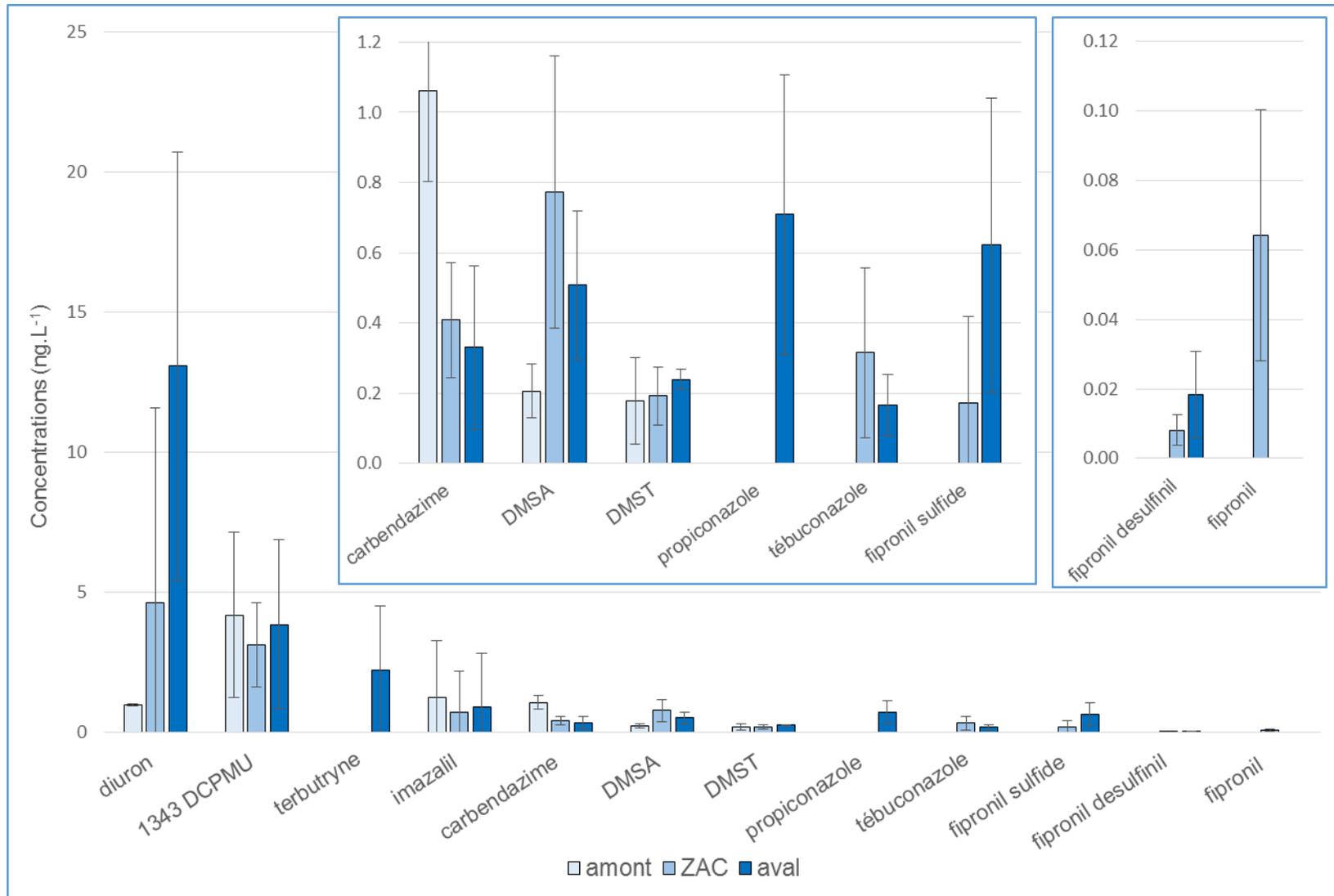


Figure 42. Concentrations dissoutes (en ng.L⁻¹) en biocides par temps sec sur les 3 points de prélèvements du Ruisseau du Bourg. Nombre de campagnes : n = 3 pour le point amont ; n = 5 pour le point ZAC ; n = 5 pour le point aval.

L'imazalil : est un fongicide qui n'est plus utilisé en agriculture depuis 2003. Il est recensé comme biocide dans le TP 3 et est actuellement en cours de ré-homologation. Les TP 3 sont les produits « utilisés pour l'hygiène vétérinaire ». Cette molécule n'a été quantifiée qu'une seule fois sur l'ensemble des campagnes de prélèvement, le 15 mars 2017.

La carbendazime est un fongicide dont l'usage agricole a d'abord subi une restriction en 2007 avant d'être totalement interdit en Europe en 2009. Cette molécule est actuellement autorisée pour usage biocide pour les usages TP 7, 9 et 10. Le TP 9 correspond aux produits « de protection des fibres, du cuir, du caoutchouc et des matériaux polymérisés ». La carbendazime est systématiquement détectée au niveau du point amont mais seulement de manière intermittente au niveau des points ZAC et aval.

Le tébuconazole : est un fongicide triazole utilisé dans le *traitement multi-usage du bois*. Il fait partie des produits appartenant au TP 7, 8 et 10 des biocides. Le TP 8 regroupe les « produits utilisés pour protéger le bois provenant de scieries, y compris pendant la phase de transformation dans la scierie, ou les produits du bois par la maîtrise des organismes qui détruisent ou déforment le bois, y compris les insectes ». Ce type de produits comprend à la fois les produits de traitement préventifs et curatifs. (www.echaeuropa.eu/). Il est également toujours autorisé pour un usage agricole. Le tébuconazole a été identifié parmi les biocides utilisés dans la construction sur le territoire du Bassin d'Arcachon, dans le cadre d'une enquête de pratique réalisée auprès des professionnels du bâtiment et de la désinsectisation par le SIBA en 2016 dans le cadre du réseau **REPAR** (Annexe J). Cette molécule n'est pas quantifiée sur le point amont mais à l'inverse l'est au niveau de la ZAC et du point aval, à des niveaux inférieurs au ng.L^{-1} , respectivement dans 4 et 3 prélèvements sur les 5 réalisés.

Le propiconazole : est également un fongicide triazole utilisé dans les TP 7,8 et 9. Comme le tébuconazole, il a été identifié dans l'enquête sur les matériaux de construction. Il n'est détecté que de manière ponctuelle au niveau du point aval.

Le fipronil : son usage agricole a été interdit en 2004, ainsi qu'en 2017 pour son usage pour le traitement des animaux destinés à la consommation humaine. Il reste également autorisé pour un usage vétérinaire et est approuvé en tant que biocide dans le TP 18 « *Insecticides, acaricides et produits utilisés pour lutter contre les autres arthropodes (tels que les insectes, les arachnides et les crustacés), par d'autres moyens qu'en les repoussant ou en les attirant* ». Il a été identifié dans l'enquête du **REPAR** pour son utilisation sur le territoire en traitement liquide contre les termites.

Le fipronil et ses métabolites ne sont pas détectés au niveau du point amont mais le sont au niveau des points ZAC et aval. Le fipronil n'est détecté que de manière sporadique, à des concentrations moyennes de 0.5 ng.L^{-1} , de l'ordre mais inférieures à sa PNEC fixée à 0.8 ng.L^{-1} . Parmi les métabolites du fipronil, le fipronil sulfide est le composé le plus fréquemment détecté et qui affiche les teneurs les plus élevées (qui restent toutefois inférieures au ng.L^{-1}).

La terbutryne : il s'agit d'un herbicide de la famille des triazines dont l'usage agricole a été interdit en 2003. Son usage en tant que biocide était cependant toujours autorisé ces dernières années. Il est actuellement en cours de ré-homologation pour son utilisation dans les TP 7, 9 et 10 des biocides. La terbutryne n'est détectée qu'au niveau du point aval, à des concentrations de l'ordre du ng.L^{-1} , inférieures à sa NQE établie à 65 ng.L^{-1} .

5.4.5.3. Discussion

L'empreinte en biocides montre un profil différent de celui observé précédemment pour les herbicides et les fongicides à usage agricole et ces molécules marquent de manière prépondérante les points urbanisés du RDB comme la terbutryne, le propiconazole, le tébuconazole. Le diuron, qui est la substance biocide quantifiée aux concentrations les plus élevées ici (jusqu'à la 20^{aine} de ng.L^{-1} au niveau du point aval), affiche quant à lui un gradient croissant de concentration de l'amont vers l'aval. Du fait de l'utilisation de ces molécules (TP 7, 8 et 10 qui peuvent être liés aux matériaux construction), il semble cohérent qu'elles marquent le RDB dans ses zones les plus urbanisées.

Le métabolite du diuron 1,3,4,3-DCPMU présente un profil différent du composé parent avec des niveaux similaires sur les 3 points et un profil comparable à l'atrazine-2-hydroxy et à l'hydroxy-simazine. L'empreinte de ce métabolite pourrait donc correspondre aux usages agricoles passés du diuron et non à son utilisation actuelle comme biocide.

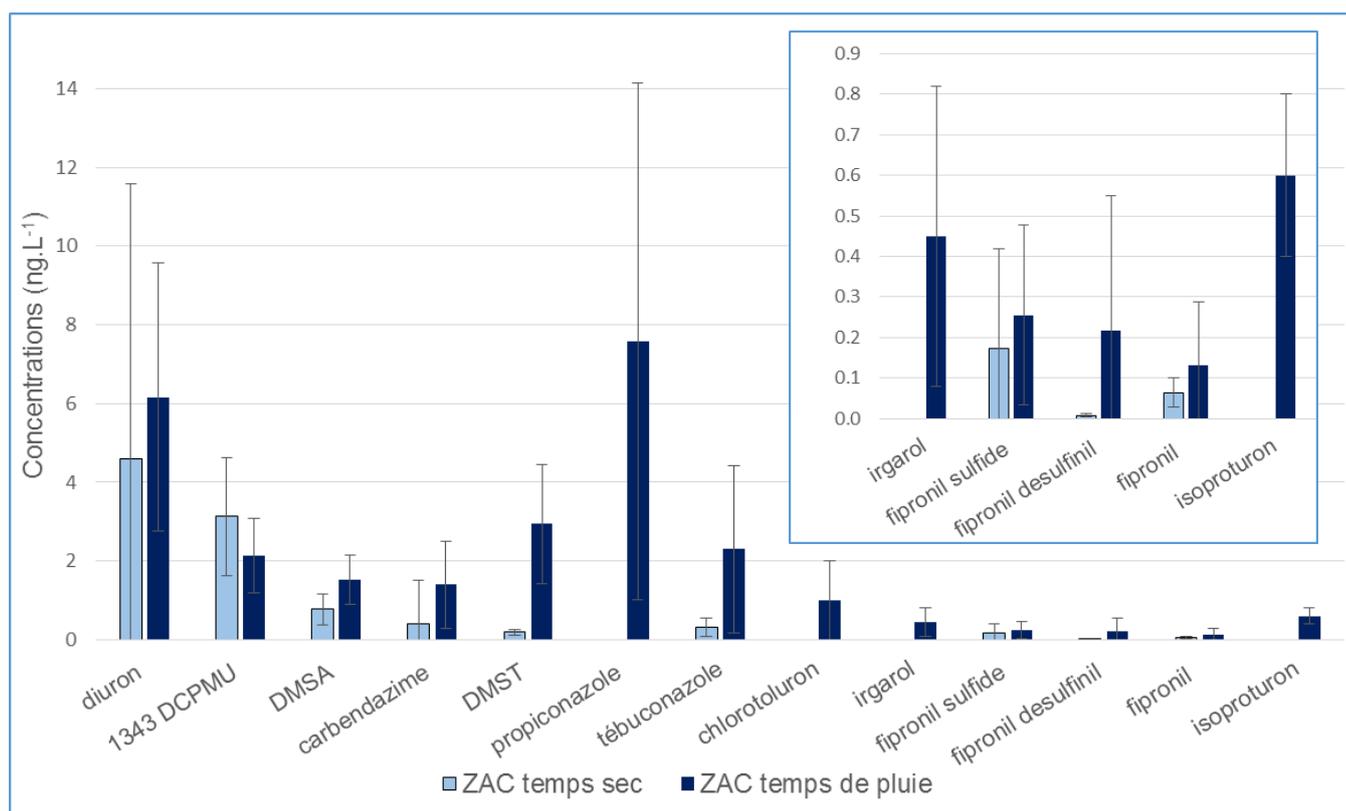


Figure 43. Concentrations dissoutes (en ng.L⁻¹) en biocides par temps sec et par temps de pluie au niveau du point ZAC.

Nombre de campagnes : n = 5 par temps sec et n = 7 par temps de pluie.

La carbendazime quant à elle, présente un profil qui se rapproche plus des pesticides à usage agricole, avec notamment une détection systématique sur le point amont. Bien qu'interdite depuis plusieurs années, cette molécule est encore retrouvée dans de nombreux cours d'eau à l'échelle Européenne (Casado et al., 2019).

Les métabolites du fipronil sont retrouvés majoritairement au niveau du point aval, ce qui est également cohérent avec l'usage biocide (lutte anti-termite) du fipronil. Le métabolite prépondérant au niveau du RDB et le fipronil sulfide, produit par réduction du fipronil. Le fipronil désulfinyl, produit par la photolyse, est également retrouvé mais dans une moindre mesure ; enfin il n'est pas retrouvé dans le RDB de fipronil sulfone, métabolite produit par transformation biotique (Michel et al., 2016) et qui est rapporté dans la littérature comme étant l'un des produits de dégradation du fipronil le plus souvent retrouvé (Lu et al., 2015 ; Michel et al., 2016).

5.4.6. Pesticides à usages biocides – empreinte par temps de pluie

5.4.6.1. Empreinte par temps de pluie au niveau de la ZAC

Au niveau du point ZAC, en aval immédiat de l'exutoire pluvial, on observe une augmentation de la plupart des molécules biocides (Figure 43) ; cette augmentation est notamment marquée pour le fipronil desulfinil, le DMST et le tébuconazole. Elle l'est moins dans le cas du diuron, toutefois, ce composé est systématiquement quantifié par temps de pluie alors qu'il ne l'est que dans 3 prélèvements sur 5 par temps sec.

Plusieurs substances, qui n'étaient pas détectées par temps sec le sont dans les prélèvements par temps de pluie, il s'agit du propiconazole, quantifié dans 5 prélèvements sur 7 à des niveaux compris entre 5 et 20 ng.L⁻¹, de l'isoproturon et de l'irgarol, ces 2 dernières molécules n'étant quantifiées que ponctuellement, dans 1 prélèvement sur les 7 réalisés, et les valeurs mesurées restant inférieures à leurs NQE respectives de 300 et 2.5 ng.L⁻¹.

Le propiconazole est un fongicide de la même famille que le tébuconazole et autorisé dans les TP 7 (protection des revêtements), 8 (protection du bois) et 9 (protection des matériaux polymérisés). L'isoproturon, de la même famille que le diuron, est autorisé dans les TP 7 et 9, il

était également autorisé jusqu'en 2017 en agriculture pour les cultures céréalières d'hiver. L'irgarol enfin a été autorisé pour le TP 18 (usage antifouling) mais ne l'est plus aujourd'hui.

5.4.6.2. Empreinte par temps de pluie au niveau du point aval

Au niveau du point aval, la différence est moins marquée sauf pour la carbendazime et le tébuconazole, mais seul le tébuconazole est quantifié dans les 2 prélèvements. Les concentrations en diuron diminuent (Figure 45). Enfin, on observe l'apparition ponctuelle d'isoproturon et de fipronil.

Pour les métabolites du fipronil, on observe une diminution des concentrations du métabolite sulfide alors que celles du métabolite desulfinyl n'augmentent pas.

La terbutryne enfin, n'est plus détectée.

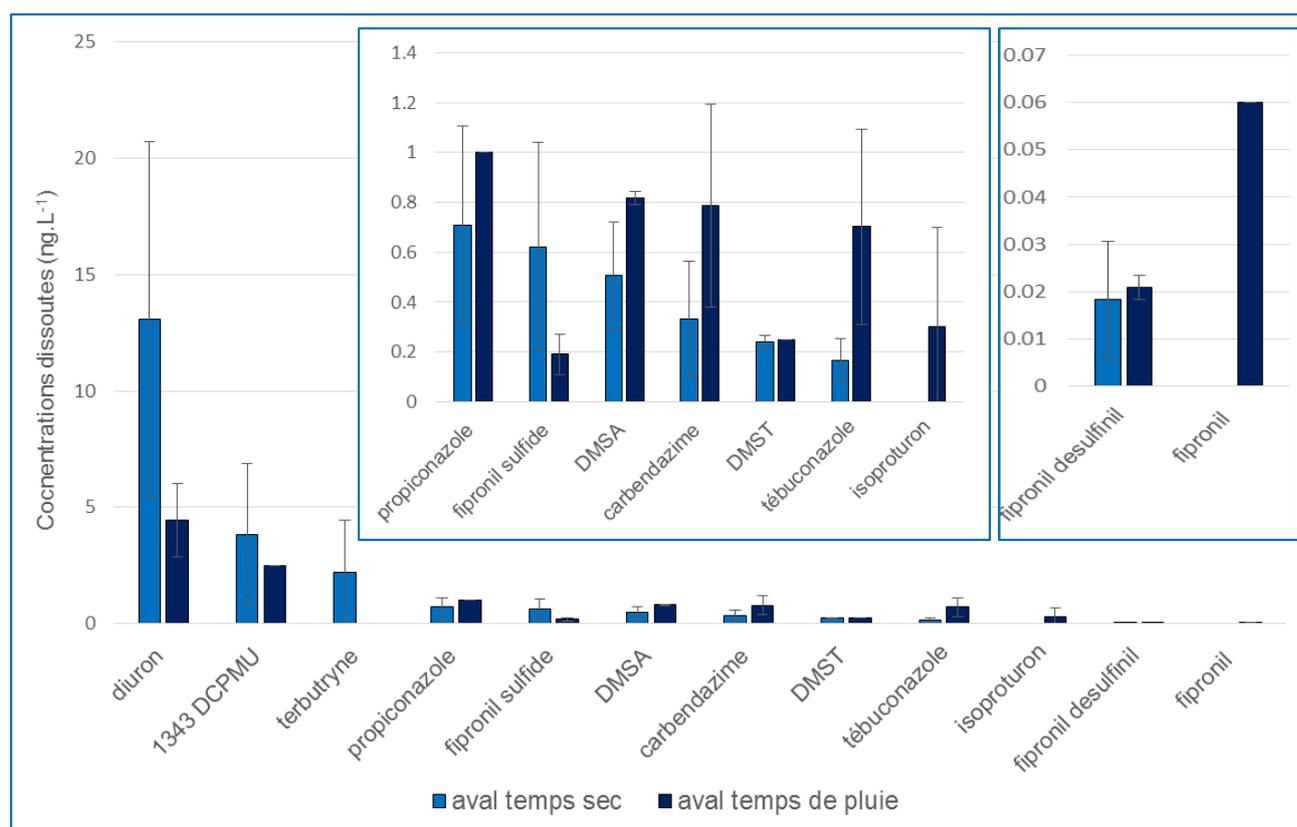


Figure 44. Concentrations dissoutes (en ng.L⁻¹) en biocides par temps sec et par temps de pluie au niveau du point aval.

Nombre de campagnes : n = 5 par temps sec et n = 2 par temps de pluie.

5.4.6.3. Discussion

Pour plusieurs substances à usages biocides étudiées ici, et notamment celles utilisées dans les matériaux de construction (diuron, carbendazime et tébuconazole), on observe une augmentation en aval immédiat d'un exutoire pluvial. Cette augmentation n'est observée à l'aval du RDB que pour le tébuconazole, suggérant que ce biocide serait un bon marqueur des eaux de ruissellement. Ces observations sont confirmées par ce qui est observé au niveau des rejets pluviaux stricts (Cf. chapitre 6).

5.4.7. Synthèse sur l'empreinte en pesticides du ruisseau du Bourg

Globalement, les travaux menés dans le cadre de **REMPAR** sur le ruisseau du Bourg ont montré l'existence d'une empreinte en pesticides et fongicides à usage agricole selon un gradient décroissant de l'amont vers l'aval.

En parallèle, on observe une empreinte en pesticides biocides, selon un gradient inverse des précédents et avec une empreinte liée à l'urbanisation du ruisseau (Figure 45), ce gradient est toutefois principalement lié à une seule molécule le diuron ; si on exclut cette molécule, le gradient est beaucoup moins net mais on observe toutefois des teneurs plus élevées en biocides en aval du RDB, dans sa zone la plus urbanisée.

Les niveaux de concentrations observés pour les biocides ne sont pas du même ordre de grandeur que pour les pesticides à usage agricole et sont inférieurs d'un facteur 50 à 1000 selon les points échantillonnés.

Également, plusieurs pesticides qui ne sont plus autorisés pour aucun usage, présentent un 3^{ème} profil avec des teneurs identiques sur l'ensemble des points de prélèvement.

Par temps de pluie, on note une augmentation systématique, et même à distance d'un exutoire pluvial, d'une part des concentrations en glyphosate et en son métabolite AMPA, et d'autre part, une augmentation des teneurs en tébuconazole, biocide utilisé dans les matériaux de construction. Ces résultats sont en accord avec ce qui est observé par ailleurs dans les eaux pluviales strictes (Cf. chapitre 6).

Enfin, on note par temps de pluie un apport d'autres biocides utilisés dans la construction (propiconazole et diuron) mais ces augmentations ne s'observent qu'à proximité immédiate d'un exutoire d'eaux pluviales.

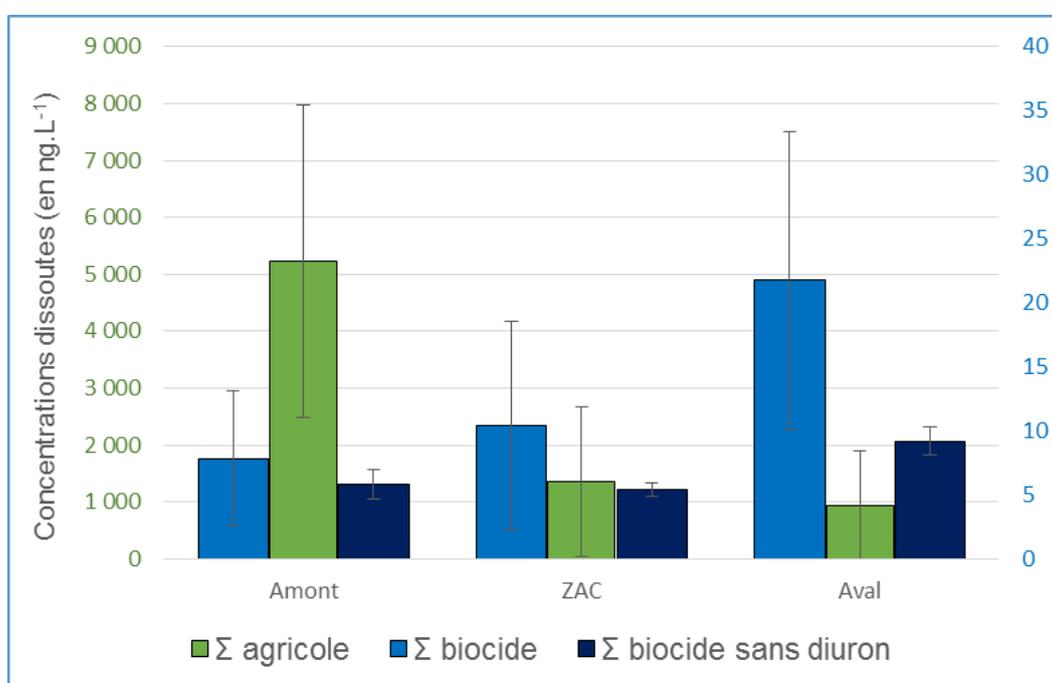


Figure 45. Comparaison des gradients des concentrations dissoutes (en ng.L⁻¹) des pesticides avec et sans usages biocides au niveau des 3 points de prélèvement du ruisseau du Bourg.

5.5. Synthèse générale des études sur le ruisseau du Bourg

Les analyses sur le ruisseau du Bourg ont permis d'identifier l'empreinte de contamination par temps sec et par temps de pluie en éléments traces métalliques, HAP et pesticides. Les résultats par temps de pluie sont associés à de nombreuses incertitudes liées à la fois au système de prélèvement et au faible nombre de campagnes réalisées, notamment à l'aval du ruisseau ; ces résultats restent donc à confirmer.

Pour les éléments traces métalliques dans la colonne d'eau

- *Les concentrations dissoutes et totales ne montrent pas de gradient clair entre l'amont et l'aval et l'évolution varie en fonction des éléments.*

- *Par temps sec, le point amont du ruisseau du Bourg présente un profil particulier avec des teneurs en Cd, Co, Cu, Ni et Zn plus élevées que sur les autres points et un dépassement de la NQE pour Cd, Cu et Zn. Les origines de ce profil différent ne peuvent être clairement identifiées et nécessiteraient des études complémentaires.*
- *Par temps de pluie, les concentrations en ETM et notamment les concentrations particulières augmentent fortement en aval immédiat d'un exutoire d'eaux pluviales.*
- *Par temps de pluie, en aval du ruisseau du Bourg et à distance des exutoires pluviaux, on n'observe peu de différences sauf pour Cu. Cet élément apparaît être un marqueur pertinent pour suivre les apports d'eaux de ruissellement.*

Pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans la colonne d'eau

- *Par temps sec, on observe un gradient de concentration qui augmente de l'amont vers l'aval, probablement lié à une augmentation des teneurs en MES.*
- *Le diagnostic préliminaire des sources, basé sur l'utilisation d'indices, oriente vers une source double : pyrolytique de type biomasse (chauffage au bois) et pyrolytique de type carburant (trafic routier).*
- *Par temps de pluie, les teneurs en HAP augmentent fortement (d'un facteur 100) en aval immédiat d'un exutoire pluvial, cette augmentation n'est pas retrouvée en aval du ruisseau, à distance des exutoires pluviaux.*
- *Par temps de pluie, le diagnostic préliminaire des sources au niveau des rejets d'eaux pluviales situé dans une zone commerciale oriente vers une source double : pétrogénique et pyrolytique de type carburant (trafic routier).*

Pour les herbicides et les fongicides à usage agricole (sans usages biocides) dans la colonne d'eau

- *L'empreinte en pesticides (herbicides et fongicides) à usage agricole montre un gradient de concentration qui diminue de l'amont vers l'aval du ruisseau du Bourg.*
- *L'empreinte en pesticides est globalement cohérente avec ce qui est observé dans le cadre du réseau REPAR depuis 2010.*
- *L'empreinte du point amont est liée à la proximité d'un canal de drainage qui récupère les eaux d'un bassin versant à occupation agricole.*
- *On observe également en tous points du ruisseau du Bourg la présence de plusieurs herbicides interdits comme les métabolites de l'atrazine et qui sont le reflet des usages agricoles passés.*
- *Par temps de pluie, on observe une augmentation systématique du glyphosate et de son métabolite l'AMPA à proximité et à distance des exutoires d'eaux pluviales.*

Pour les substances à usages biocides dans la colonne d'eau

- *Par temps sec, ces substances sont peu ou pas retrouvées au niveau du point amont du ruisseau du Bourg mais le marquent au niveau de ses zones urbanisées. On observe globalement un gradient inverse de celui observé pour les pesticides à usage agricole avec des teneurs qui augmentent de l'amont vers l'aval.*
- *Les niveaux de concentrations observés pour les biocides ne sont pas du même ordre de grandeur que pour les pesticides sans usages biocides et sont inférieurs d'un facteur 50 à 1000 selon la localisation sur le ruisseau du Bourg, en lien avec l'urbanisation.*
- *Par temps de pluie, plusieurs des biocides analysés voient leurs concentrations augmenter.*
- *Seul le tébuconazole, fongicide utilisé comme biocide dans les matériaux de construction, augmente systématiquement à proximité et à distance des exutoires d'eaux pluviales. Cette substance apparaît être un marqueur pertinent pour suivre les apports d'eaux pluviales et de ruissellement.*

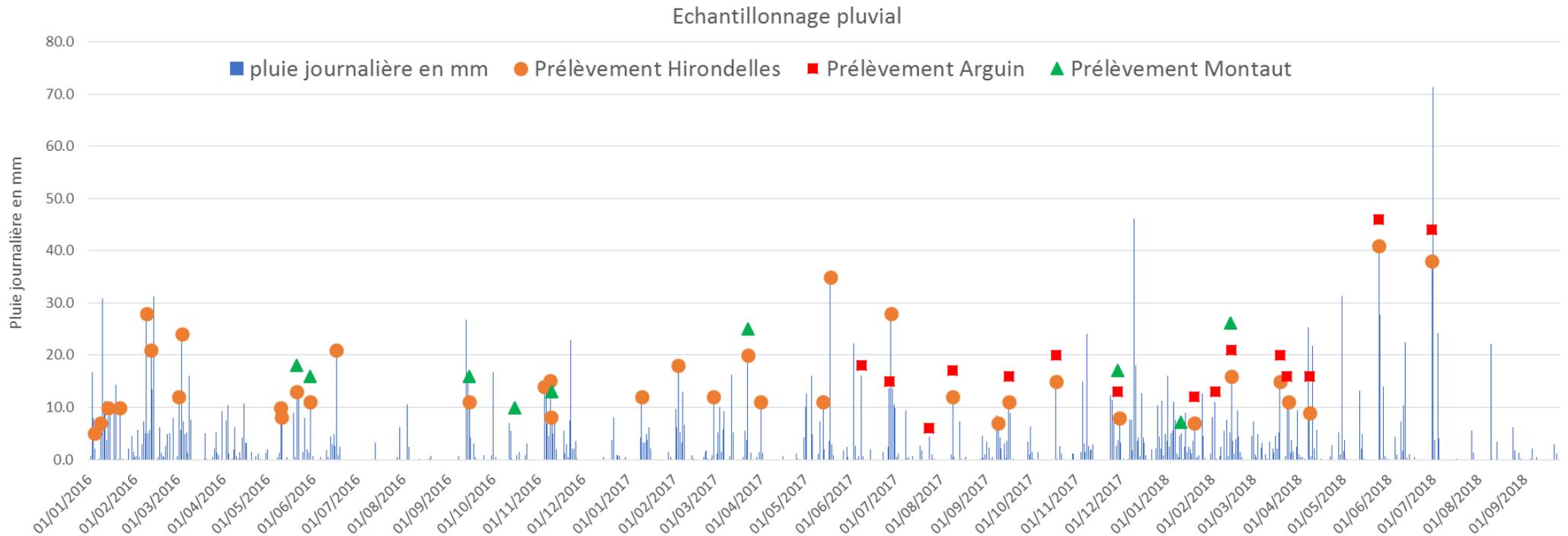


Figure 46. Récapitulatif de l'ensemble des campagnes de prélèvement réalisées dans les eaux pluviales sur les sites des Hironnelles, de l'avenue du Banc d'Arguin

6. Résultats - caractérisation de l’empreinte en micropolluants à l’échelle de bassins versants

6.1. Caractérisation dans les eaux pluviales – campagnes réalisées

Au total, entre janvier 2016 et juin 2018, plus de 60 événements pluvieux ont été échantillonnés : 37 sur le site des Hirondelles, 15 sur le site de l’avenue du Banc d’Arguin et 9 sur le site de Montaut (Figure 46). L’annexe K reprend, pour l’ensemble des événements pluvieux échantillonnés, les caractéristiques des prélèvements, le type d’échantillonnage réalisé ainsi que les micropolluants analysés.

6.2. Intermède – des difficultés rencontrées et de l’abandon du site de Montaut

La confrontation à de nombreuses contraintes est un fait connu quand on se lance dans l’échantillonnage des eaux pluviales : aléas météorologiques, date de l’évènement pluvieux non compatible avec un traitement de l’échantillon dans les 24 ou 48 heures, ou encore pannes matérielles récurrentes.

Toutefois, en plus des revers susmentionnés, le site de Montaut s’est montré d’une remarquable hostilité. Tout d’abord, de nombreux problèmes inhérents au site : contrainte à l’écoulement liée à la marée, géométrie complexe et clapet anti-retour défectueux, n’avaient pas permis de réaliser le but de premier de l’étude, à savoir le calcul de flux de micropolluants fiables. Un plan B fut donc trouvé en le bassin d’infiltration de l’avenue du Banc d’Arguin, alors en construction, et qu’il fut possible d’aménager en vue de son instrumentation.

Le site de Montaut, dont l’abandon avait été proposé une première fois en COPIL, fut toutefois conservé dans l’optique de comparer son empreinte en contaminants avec celle des autres sites. Une âme charitable nous ayant prêté un 3^{ème} préleveur automatique, l’affaire semblait réalisable. Las, il nous fallut battre en retraite face à l’adversité rencontrée : l’effondrement de la canalisation de rejet des eaux pluviales (Figure 47) en avril 2018 entama sérieusement notre motivation à poursuivre l’étude de ce site.



Figure 47. Affaissement de la plage suite à l’effondrement de la canalisation de rejet des eaux pluviales du passe-débit de Montaut ; à droite, agent du SIBA vivant un moment de solitude.

Mais le coup de grâce fut porté quelques semaines plus tard lorsque, lors d’un épisode orageux particulièrement soudain et important, lié à une marée haute de fort coefficient, l’eau monta en quelques minutes dans l’ouvrage (Figure 48), menaçant de noyer et d’emporter le préleveur automatique, qui dut être rapatrié en urgence (le capot du préleveur est toujours porté disparu).

Ravalant notre orgueil et nos larmes, nous décidâmes alors d’abandonner le site, méditant sur la méchanceté du Sort et l’insignifiance de l’homme face à la toute-puissance des Eléments.



Figure 48. Montée des eaux dans l'ouvrage suite à un épisode orageux intense concomitant avec une marée haute de fort coefficient.

6.3. Empreinte de contamination dans les eaux pluviales – éléments traces métalliques

6.3.1. Blancs

Les résultats des blancs préleveurs n'ont pas montré de contamination des échantillons par le système de prélèvement. Les traces de métaux détectées (As, Cu, Mn, V et Zn) n'impactent pas l'interprétation des données pour la phase dissoute (Annexe L).

6.3.2. Empreinte globale

6.3.2.1. Site des Hirondelles

- **Concentrations totales**

Les résultats sont présentés dans la Figure 53. **Les éléments affichant les concentrations plus importantes sont Al, Fe, et Ti**, avec des teneurs moyennes respectives de 1400, 1800 et 150 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Zn, Mn et Cu suivent avec des teneurs moyennes de l'ordre de la dizaine de $\mu\text{g.L}^{-1}$. Cr, V, Ni, Pb, Sn, Co et As affichent des teneurs moyennes de l'ordre de 1 à 5 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Cd enfin, est retrouvé à des niveaux très faibles avec des teneurs moyennes inférieures à 0.05 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Ag n'est quantifié que de manière très occasionnelle et uniquement dans la phase particulaire ; Hg enfin, n'est jamais détecté.

- **Concentrations dissoutes**

Remarque préliminaire : pour l'interprétation des concentrations dissoutes, seuls les échantillons filtrés directement et n'ayant pas été congelés, ont été pris en compte.

Les résultats sont présentés dans la Figure 50 ; l'empreinte est dominée par Al, Fe avec des concentrations moyennes de l'ordre du mg.L^{-1} , et Ti avec des moyennes de l'ordre de la centaine de $\mu\text{g.L}^{-1}$. **On observe un dépassement des NQE dans le cas de As, Cu et Zn** (Tableau 11).

Tableau 11. Comparaison des concentrations moyennes dissoutes en éléments traces métalliques (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les rejets d'eaux pluviales, avec les NQE.

	Hirondelles		Av. du Banc d'Arguin		NQE ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
	Moyenne ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Ecart-type	Moyenne ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Ecart-type	
Cd	0.007	0.004	0.02	0.02	0.08
Ni	0.17	19	0.5	0.42	4
Pb	0.42	0.43	0.38	0.25	1.2
As	0.35	0.16	0.6	0.46	0.24
Cr	0.33	0.2	1	0.77	0.92
Cu	4.87	4.42	10.8	6.26	1
Zn	10.05	4.8	13.1	6.67	7.8

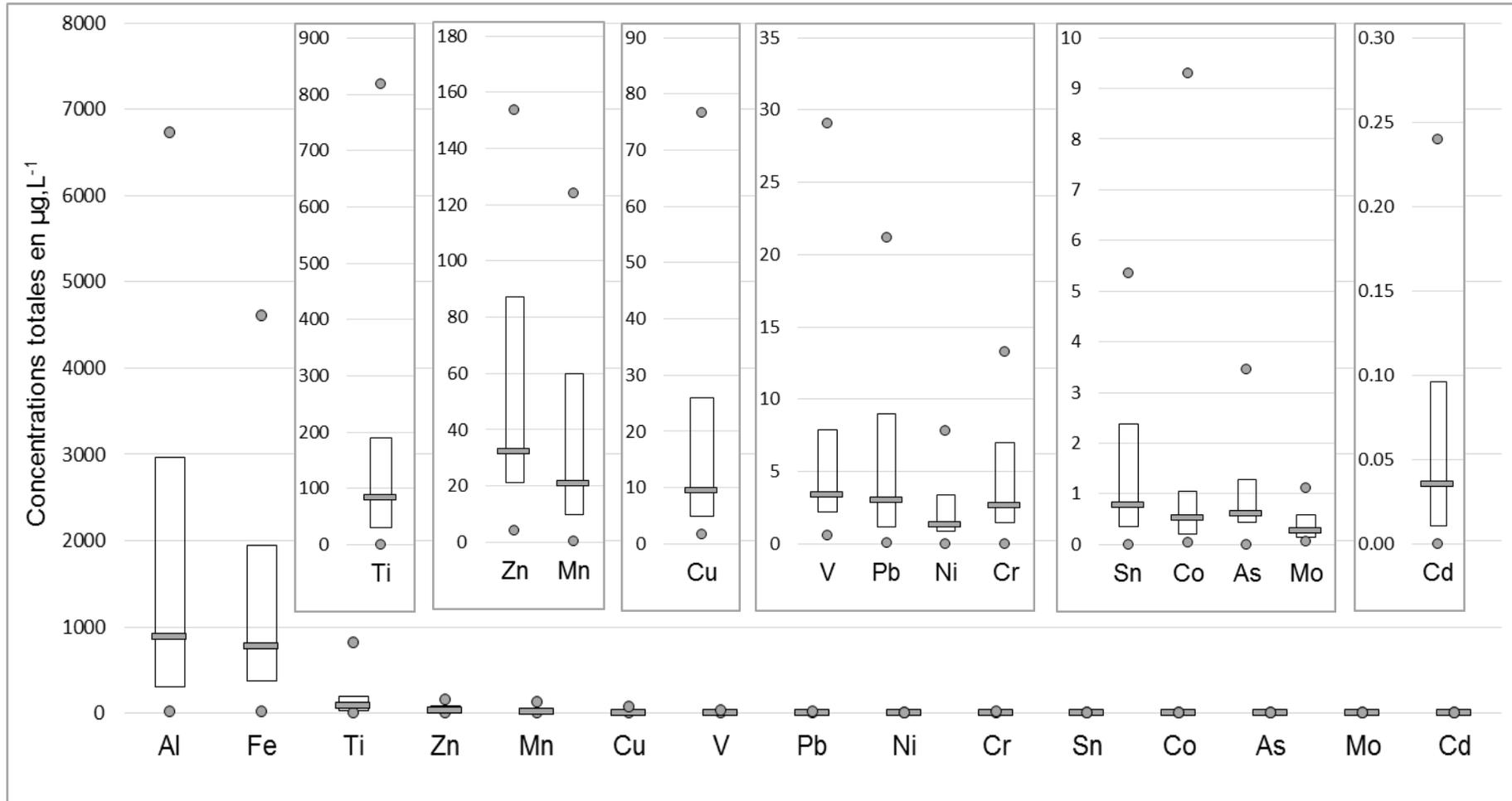


Figure 49. Concentrations totales en éléments traces métalliques (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les eaux pluviales échantillonnées en entrée du bassin d'infiltration des Hirondelles.

n = 31 prélèvements. Représentation des minima, maxima, médianes, 1^{er} et 3^{ème} quartiles.

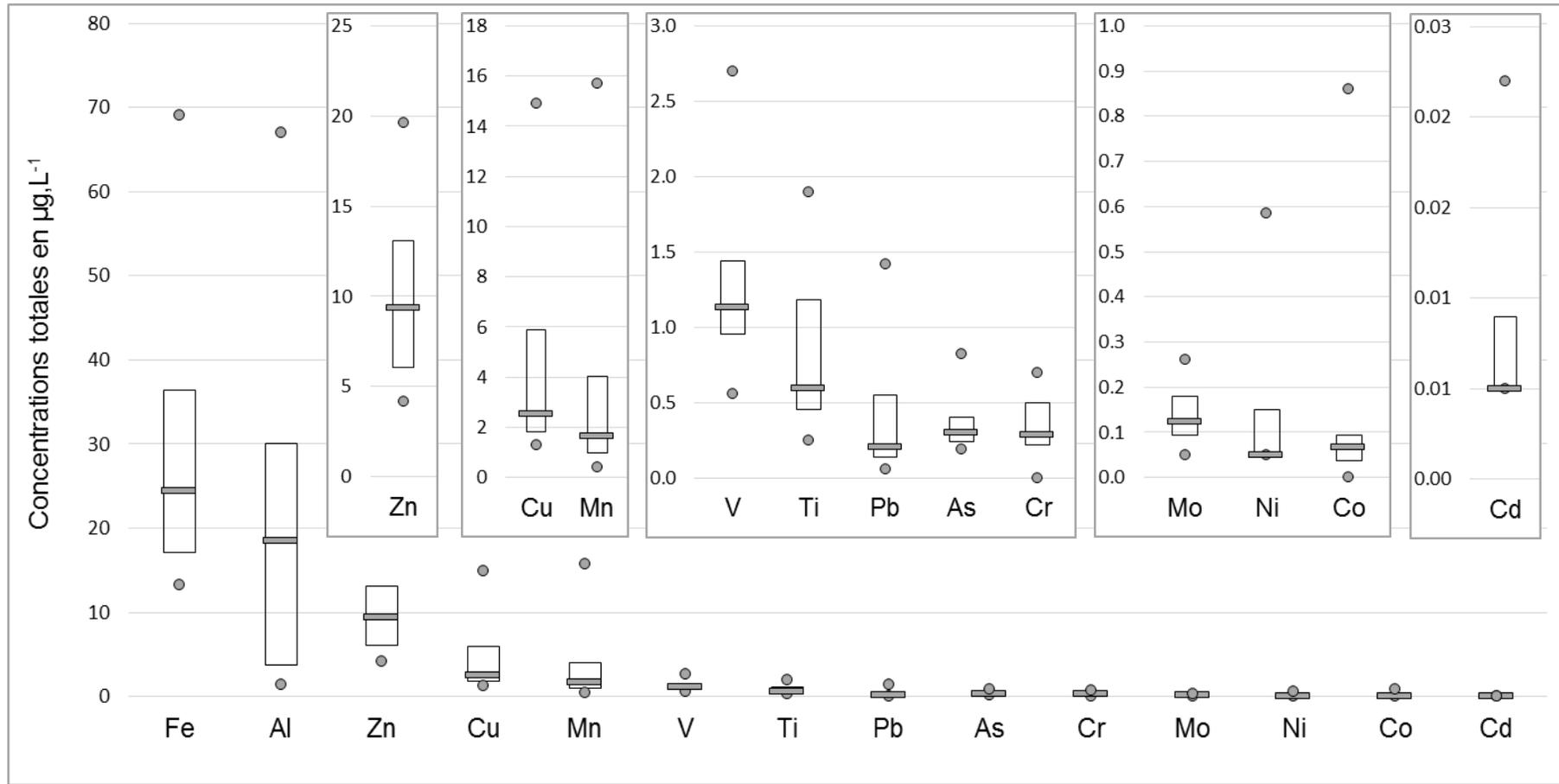


Figure 50. Concentrations dissoutes en éléments traces métalliques (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les eaux pluviales échantillonnées en entrée du bassin d'infiltration des Hirondelles.

n = 18 prélèvements. Représentation des minima, maxima, médianes, 1^{er} et 3^{ème} quartiles.

• **Concentrations particulières**

Afin de donner une première interprétation des niveaux de concentration retrouvés dans la phase particulaire, il est intéressant de les mettre en regard avec les seuils GEODE. Ces seuils réglementent la gestion des sédiments portuaires et notamment leur possibilité d’immersion. Le Groupe d’Etudes et d’Observations sur les Dragages et l’Environnement (GEODE) a proposé des valeurs guides N1 et N2 dans les sédiments destinés à l’immersion, pour plusieurs micropolluants dont les ETM. Ces seuils peuvent être définis comme suit :

- au-dessous du niveau N1, l’impact potentiel est jugé neutre ou négligeable, les valeurs observées se révélant comparables aux bruits de fond environnementaux.
- entre les niveaux N1 et N2, une investigation complémentaire peut s’avérer nécessaire en fonction du projet considéré et du degré de dépassement du niveau 1. Des tests sont alors pratiqués pour évaluer la toxicité globale des sédiments.
- au-delà du niveau N2, une investigation complémentaire est généralement nécessaire car des indices peuvent laisser présager un impact potentiel de l’opération. En fonction des résultats obtenus, l’immersion est susceptible d’être interdite et la mise en place de solutions alternatives encouragées. Une étude d’impact approfondie est alors jugée indispensable.

Les résultats sont présentés dans le Tableau 12. *Pour le bassin d’infiltration des Hirondelles, on observe un dépassement du seuil N1 pour Zn et du seuil N2 pour Cu.*

Tableau 12. Comparaison des concentrations particulières en éléments traces métalliques (mg.kg⁻¹) dans les rejets d’eaux pluviales, pour les sites des Hirondelles et de l’avenue du Banc d’Arguin, avec les seuils GEODE.

Eléments	Hirondelles		Av. Banc d'Arguin		Seuils GEODE	
	Moyenne (mg.kg ⁻¹) n = 18	Ecart-type	Moyenne (mg.kg ⁻¹) n = 15	Ecart-type	N1	N2
Zn	487	175	572	250	276	552
Cu	136	136	143	71	45	90
Pb	56	16	74	28.7	100	200
Cr	39.8	17	52	21.5	90	180
Ni	21.6	7.3	30	16.6	37	74
As	6.8	3.2	9.3	4	25	50
Cd	0.55	0.4	2.2	2.80	1.2	2.4
Hg	< 0.2	-	0.39	0.7	0.4	0.8

Valeurs en jaune : la valeur moyenne dépasse le seuil N1.

Valeurs en orangé : la valeur moyenne dépasse le seuil N2.

6.3.2.2. Site de l’avenue du Banc d’Arguin

Le profil observé en ETM est comparable à celui observé au niveau du bassin d’infiltration des Hirondelles, que ce soit pour les concentrations totales ou dissoutes (Annexe M). On observe toutefois des *concentrations systématiquement supérieures* pour le bassin d’infiltration (BI) de l’avenue du Banc d’Arguin, d’un facteur 2 à 8 en fonction des éléments considérés.

Si l’on compare les concentrations moyennes dissoutes aux NQE, on observe comme précédemment un dépassement pour As, Cu et Zn (Tableau 11).

Enfin, si l’on compare les concentrations moyennes particulières aux seuils GEODE, on observe un dépassement du seuil N1 pour Cd et des seuils N2 pour Zn et Cu (Tableau 12). On observe également des dépassements occasionnels des seuils N1 pour Cr et Pb et N2 pour Ni.

6.3.2.3. Site de Montaut

Compte-tenu du peu de campagnes effectuées et des contraintes rencontrées, les résultats sont donnés uniquement à titre indicatif. Globalement, le *profil est similaire avec ce qui a été*

décrit précédemment, et les niveaux mesurés sont proches de ceux relevés au BI des Hirondelles. On notera toutefois que les concentrations en Al, Fe et Ti sont plus faibles à Montaut que sur les deux autres sites.

6.3.3. Saisonnalité

Au niveau du BI des Hirondelles, **on ne retrouve pas de saisonnalité marquée dans les concentrations en ETM**. Des niveaux inférieurs semblent être observés durant les mois d'hiver par rapport aux mois d'été mais cette tendance n'est pas nette. Au niveau des autres sites, le moindre nombre de campagnes effectuées ne permet pas de conclure.

6.3.4. Comparaison des sites entre eux

Les études antérieures portant sur les eaux pluviales (Rossi 1998, Gasperi et al., 2018) ont rapporté que la qualité des eaux pluviales était susceptible de varier fortement selon les bassins versants. Un des objectifs dans **REMPAR** était donc de comparer différents bassins versants sur le territoire. L'analyse statistique des résultats pour les 3 sites (Test de Kruskal-Wallis, $p < 0.05$) montre :

- des différences significatives pour les éléments suivants : As, Cr, Cu, Mo, Pb, V et Zn ;
- des concentrations systématiquement plus élevées au BI de l'avenue du Banc d'Arguin par rapport aux deux autres sites.

Sur d'autres territoire, (Cf. paragraphe suivant), des différences significatives pour As, Cu, Cr, Ni, et Zn ont également été observées entre les différents sites étudiés.

6.3.5. Comparaison avec d'autres bassins versants au niveau national

Les résultats acquis dans **REMPAR** ont été mis en regard avec ceux du projet INOGEV. Dans le cadre de ce projet, 3 bassins versants urbains drainés par des réseaux d'assainissement séparatifs et présentant une diversité d'occupation du sol (pavillonnaire, résidentiel avec habitat collectif et individuel, industriel) ont été étudiés.

Leurs surfaces s'étendent de 30 à 228 ha et leurs coefficients d'imperméabilisation varient entre 27% (Sucy), 49% (Pin sec) et 75% (Chassieu). Chassieu est une zone industrielle, alors que les deux autres bassins sont principalement résidentiels. Ces 3 bassins versants sont donc très différents des bassins versants étudiés dans **REMPAR**.

Tableau 13. Comparaison des concentrations moyennes totales en éléments traces métalliques (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les rejets d'eaux pluviales, entre les bassins versants étudiés dans REMPARE et les bassins versants étudiés dans le projet INOGEV.

	REMPAR				INOGEV (Gasperi et al., 2017)					
	Hirondelles (n=31)		Av. Banc d'Arguin (n= 13)		Sucy en Brie (n = 8)		Pin Sec (n=15)		Chassieu (n=5)	
	Moy ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Ecart-type	Moy ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Ecart-type	Moy ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Ecart-type	Moy ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Ecart-type	Moy ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Ecart-type
As	0.95	0.78	1.03	1.58	1.47	0.99	4.78	3.19	1.36	1.03
Cd	0.07	0.07	0.56	0.88	0.32	0.31	0.32	0.31	0.32	0.31
Co	1.05	1.72	2.02	1.56	3.45	3.13	3.45	3.13	3.45	3.13
Cr	4.19	3.92	11.28	8.2	4.94	3.54	2.8	2.1	10.96	8.84
Cu	16.74	16.89	20.5	27.7	57.71	43.13	27.08	20.63	66.91	56.42
Mo	0.37	0.29	2.37	0.71	7.68	13.09	7.68	13.09	7.68	13.09
Ni	2.35	2.16	6.63	6	3.65	2.49	4.44	3.23	8.41	5.74
Pb	5.64	6.02	16.73	13.58	21.52	20.73	21.52	20.73	21.52	20.73
Ti	153.12	186.74	372	331.16	27.8	28.6	27.8	28.6	27.8	28.6
V	5.85	5.8	14.9	10.2	4.86	2.84	4.86	2.84	4.86	2.84
Zn	54.01	45.75	119	89.14	269.42	184.07	196.54	135.43	438.93	360.2

La comparaison des concentrations mesurées est donnée dans le Tableau 13. Les niveaux mesurés dans **REMPAR** sont du même ordre de grandeur mais globalement inférieurs à ceux rapportés dans INOGEV à deux exceptions :

- les concentrations moyennes en Cd et V sont supérieures (tout en restant dans le même ordre de grandeur) pour le BI de l'avenue du Banc d'Arguin ;
- les concentrations en Ti sont très supérieures (d'un facteur 5 à 13) pour tous les sites étudiés dans **REMPAR**.

A noter également, que les concentrations mesurées dans le cadre du projet INOGEV sont, selon les auteurs, plutôt dans la fourchette basse des données publiées dans la littérature.

6.3.6. Discussion – origine(s) de l'empreinte métallique

Les ETM présents dans les eaux de ruissellement peuvent avoir de nombreuses origines. En zone urbaine, les sources principales de contaminants sont la corrosion des matériaux de couverture des toitures et le lessivage des voiries (Annexe F). Toutefois, dans le cas des bassins versants étudiés ici, il faut prendre en compte leur faible urbanisation et le faible coefficient d'imperméabilisation (inférieur à 5%), et considérer également l'origine terrigène des ETM.

6.3.6.1. ETM dont l'apport est potentiellement terrigène

Aluminium et fer : l'empreinte métallique dans les eaux pluviales est dominée par Al et Fe. Pour autant cette empreinte n'est pas surprenante : en effet, il s'agit d'éléments dits majeurs dont les niveaux sont toujours plus élevés que les métaux dits « traces » (comme Cu, Ni, Pb...), surtout si la granulométrie des MES ou des sédiments est fine. Ainsi, Al et Fe sont respectivement les 3^{ème} et 4^{ème} éléments en termes d'abondance dans la croûte terrestre, juste derrière l'oxygène et le silicium (Audry, 2003 ; Wedepohl 1995 ; Rudnick et Gao, 2003). Pour ces 2 éléments, leur présence dans les eaux pluviales provient donc d'un apport terrigène.

Titane : Les concentrations moyennes totales en Ti sur les 3 sites échantillonnés varient entre 140 et 400 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Ces valeurs sont très supérieures à celles rapportées dans le projet INOGEV (de l'ordre de 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$). On observe également une très forte prépondérance du Ti dans la phase particulaire (> 96%) par rapport à la phase dissoute avec des concentrations dans les MES de l'ordre 2 à 3 g.Kg^{-1} .

Ce métal est largement utilisé dans l'industrie, dans l'aéronautique ou encore la production de pigments (70% de la production mondiale de pigments), et est considéré comme un marqueur du trafic automobile (Sternbeck et al., 2002, Thorpe et Harrison 2008). Toutefois il fait également partie des éléments majeurs et arrive en 9^{ème} position en termes d'abondance (Wedepohl 1995) ; et sa concentration dans les sols varie de 1 à 5 g.kg^{-1} (Fritz 2009, cité par Bourdoiseau et Delorme, 2016). Aussi, ***bien que cette hypothèse doive être vérifiée, il est possible que le Ti retrouvé dans les eaux pluviales provienne de l'érosion des sols non urbanisés et ne soit pas lié à un apport anthropique.***

Dans ce cas, la différence observée avec les sites d'INOGEV s'expliqueraient par le fait que ces derniers présentent un coefficient d'imperméabilisation plus important (de 6 à 20 fois plus important) et donc que les eaux de ruissellement de ces sites lessiveraient plus de surfaces imperméabilisées (voiries...) et moins de sols naturels, potentiellement plus riches en Ti.

6.3.6.2. ETM dont l'apport est potentiellement anthropique

Cu et Zn sont connus comme des traceurs du trafic automobile puisqu'ils peuvent provenir des garnitures de freins et des pneumatiques (Sternbeck et al., 2002, Thorpe et Harrison 2008). Gasperi et al. (2018) identifient pour ces 2 éléments des différences significatives entre les 3 sites du projet INOGEV et qui pourraient être liées à des différences de densité de trafic. La contamination en Zn peut également être liée à la lixiviation de toitures, de gouttières, mobilier urbain en zinc ou en acier galvanisé (Robert-Sainte et al. 2007, cité par Gasperi et al., 2018). Pour Cd, Pb, Zn des études antérieures rapportent que la principale source de ces ETM s'avère être la corrosion des structures métalliques des toits, *via* les eaux de ruissellement de toiture (Zgheib, 2009).

D'autres éléments comme Co et Ni sont connus pour être rejetés par les échappements des voitures diesel, et cette source représenterait 57% des émissions d'origine anthropique (Roewa et al., 1996), et pour Bäckström et al., (2003), Co pourrait servir de marqueur de trafic routier.

6.3.6.3. Comparaison des concentrations aux valeurs seuils

La comparaison des concentrations dissoutes et particulaires aux valeurs seuil existantes (NQE pour la phase dissoute et seuils GEODE pour la phase particulaire) indique un risque potentiel pour Zn et Cu. Pour la comparaison aux NQE, cette observation ne tient pas compte de la dilution des rejets des eaux pluviales au Bassin d'Arcachon.

6.3.7. Synthèse de l'empreinte métallique dans les eaux pluviales

- *Les éléments traces métalliques (ETM) ont été suivis dans les eaux pluviales sur 3 sites de type semi-urbain sur le Bassin d'Arcachon.*
- *Sur les 17 éléments suivis dans les eaux pluviales, 15 sont systématiquement quantifiés ; seul Hg n'est jamais détecté.*
- *La répartition des ETM est globalement similaire sur les 3 sites d'études.*
- *On n'observe pas de saisonnalité marquée dans les rejets d'eaux pluviales pour les ETM.*
- *L'empreinte est dominée par Al, Fe, Mn et Ti. Pour ces éléments, l'origine est probablement terrigène car ce sont des éléments constitutifs majeurs de la croûte terrestre*
- *Les concentrations en ETM sont systématiquement plus élevées sur le site de l'avenue du Banc d'Arguin ; ces différences sont significatives pour les éléments suivants : As, Cr, Mo, Pb, V et Zn.*
- *Les concentrations mesurées sur les 3 sites du Bassin d'Arcachon sont globalement inférieures (tout en restant dans le même ordre de grandeur) à celles que l'on peut retrouver sur des sites plus urbanisés au niveau national, sauf pour Cd, V et Ti.*
- *Pour Ti pour les concentrations sont très supérieures (d'un facteur 5 à 13) sur les sites du Bassin d'Arcachon par rapport aux autres sites.*
- *Cet apport en Ti pourrait être d'origine terrigène et ces différences liées à la plus faible urbanisation des sites du Bassin mais cela doit être vérifié.*
- *Pour la phase dissoute, les NQE sont dépassées pour As, Cu et Zn.*
- *Pour la phase particulaire, les seuils N2 GEODE peuvent être dépassés pour Cu et Zn.*

6.4. Empreinte de contamination dans les eaux pluviales – HAP

6.4.1. Blancs

Les blancs « préleveurs » réalisés sur la durée de l'étude ont montré une contamination préoccupante (Annexe N) avec des niveaux en HAP, et notamment en HAP légers, équivalents voire supérieurs à ceux mesurés dans les prélèvements d'eaux pluviales.

Suite à l'analyse des données et à la réalisation d'essais complémentaires (Cf. annexe N pour le détail), il s'est avéré que l'eau témoin utilisée présentait d'emblée des concentrations en HAP non négligeables et que ces derniers n'étaient pas apportés par le système de prélèvement. Les essais réalisés ont aussi révélé la possibilité de contamination rapide par le naphthalène des eaux dès ouverture du contenant.

En conséquence, et bien que l'hypothèse d'une contamination ne puisse totalement être écartée, les résultats acquis sont considérés comme valides et présentés ici à l'exclusion de ceux sur le naphthalène.

6.4.2. Empreinte globale en HAP

6.4.2.1. Rappel sur les classifications des HAP

Les HAP présentent de nombreux congénères et leur classement peut varier en fonction des différentes instances, mais aussi en fonction des objectifs de protection qui sont associés (Annexe O) ; ainsi :

- l'agence gouvernementale américaine de protection de l'environnement (US-EPA) considère ainsi comme prioritaires 16 HAP (Annexe O) ;
- 8 HAP sont inscrits dans la DCE au titre de substances prioritaires (et 6 sont identifiés comme « substances dangereuses prioritaires ») ;
- dans le cadre de la surveillance des denrées alimentaires (Règlement (UE) n° 835/2011 de la Commission du 19 août 2011), qui permet de statuer sur leur consommabilité, 4 HAP sont pris en compte : le benzo(a)pyrène et la somme « benzo(a)anthracène + benzo(a)pyrène + benzo(k)fluoranthène + chrysène » ;
- enfin, le suivi de la qualité de l'air impose un suivi des niveaux de HAP, et répond à une réglementation parallèle. Le protocole Aarhus par exemple (Danemark) qui engage les pays signataires à réduire leurs émissions de HAP. Dans ce cadre, les 4 composés sélectionnés pour la réalisation d'inventaires dans ce contexte sont : le benzo(a)pyrène, le benzo(b)fluoranthène, le benzo(k)fluoranthène et l'indéno(1,2,3-cd)pyrène.

L'annexe O reprend les composés étudiés dans le cadre de **REMPAR** et les met en regard des différentes réglementations ou projets. Dans ce rapport, les résultats sont présentés sous la forme de différentes sommes de congénères de HAP :

- somme des 4 HAP suivis réglementairement dans les huîtres ;
- somme des 4 HAP du protocole d'Aarhus ;
- somme de 15 HAP : les 16 HAP prioritaires de l'US-EPA moins le naphthalène qui a été exclu de l'interprétation (Cf. paragraphe précédent) ;
- somme de 13 HAP afin de comparer les résultats de REMPARG avec ceux d'INOGEV.

6.4.2.2. Empreinte en HAP, site des Hironnelles

• Concentrations totales

Les résultats sont présentés dans la Figure 55 pour les concentrations totales. Les concentrations moyennes sont de l'ordre de 400 ng.L⁻¹. On observe une forte dispersion des données en fonction des événements pluvieux avec des concentrations qui peuvent atteindre 1600 ng.L⁻¹ pour la somme des 15 HAP.

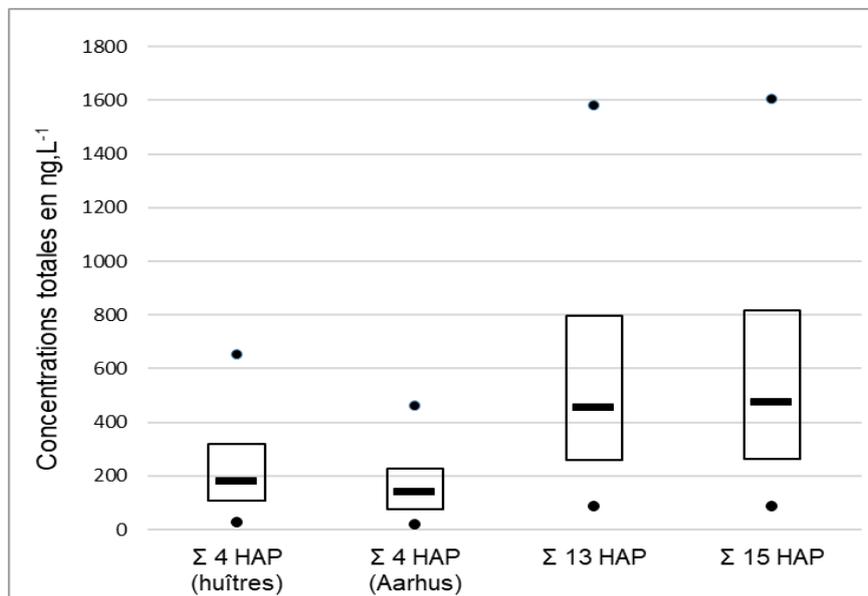


Figure 51. Concentrations totales en éléments HAP (en ng.L⁻¹) dans les eaux pluviales échantillonnées en entrée du bassin d'infiltration des Hironnelles. n = 15 prélèvements. Représentation des minima, maxima, médianes, 1^{er} et 3^{ème} quartiles.

• Concentrations dissoutes

Concernant les concentrations dissoutes, il est possible de comparer avec les NQE pour l'anthracène et le fluoranthène. Dans les deux cas les valeurs mesurées sont inférieures à la NQE (Tableau 14). Pour le benzo(a)pyrène, sa LQ (0.2 ng.L⁻¹) est du même ordre de grandeur

que la NQE et ce composé n'a été quantifié qu'une seule fois dans la phase dissoute aux Hironnelles sur l'ensemble des 15 prélèvements, à la valeur de 0.19 ng.L⁻¹ sachant que le NQE est égale à 0.17 ng.L⁻¹.

Tableau 14. Comparaison des concentrations moyennes dissoutes dans les eaux pluviales avec les NQE pour les HAP prioritaires.

	Hironnelles		Av. du Banc d'Arguin		NQE (ng.L ⁻¹)
	moyenne (ng.L ⁻¹)	écart-type	moyenne (ng.L ⁻¹)	écart-type	
benzo(a)pyrène	<0.2	-	<0.2	-	0.17
anthracène	0.5	0.4	0.4	0.1	100
fluoranthène	3	1.2	3.4	1.2	6.3

• **Concentrations particulières**

Comme pour les ETM, il est possible de comparer les concentrations moyennes mesurées dans les eaux pluviales avec les seuils GEODE (Tableau 15). Celles-ci dépassent les seuils N1 pour plusieurs composés ; les seuils N2 ne sont dépassés qu'au niveau du BI de l'avenue du Banc d'Arguin pour le phénanthrène et le pyrène.

Tableau 15. Comparaison des concentrations particulières en hydrocarbures aromatiques polycycliques (en µg.kg⁻¹) dans les rejets d'eaux pluviales, pour les sites des Hironnelles et de l'avenue du Banc d'Arguin, avec les seuils GEODE.

HAP	Hironnelles (n=15) (µg.kg ⁻¹)		Av Banc d'Arguin (n=13) (µg.kg ⁻¹)		Seuils GEODE (µg.kg ⁻¹)	
	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	Niveau N1	Niveau N2
naphthalène	-	-	-	-	160	1 130
acénaphthylène	48	28	132	63	40	340
acénaphthène	51	31	64	45	15	260
fluorène	185	120	256	197	20	280
phénanthrène	30	27	990	438	240	870
anthracène	455	207	85	26	85	590
fluoranthène	676	261	1686	823	600	2 850
pyrène	659	270	1627	673	500	1 500
benzo(a)Anthracène	236	98	489	205	260	930
chrysène + triphénylène	534	185	1108	543	380	1 590
benzo(b,k,j)fluoranthène	839	295	1988	858	-	-
benzo(b)fluoranthène	-	-	-	-	400	900
benzo(k)fluoranthène	-	-	-	-	200	400
benzo(a)pyrène	285	147	885	385	430	1 015
indéno(1,2,3-c,d)pyrène	312	171	930	377	1 700	5 650
dibenzo(a,h)+(a,c)anthracène	62	24	147	49	60	160
benzo(g,h,i)pérylène	435	202	1144	415	1 700	5 650
rapport Fluo / Fluo + PYR	0.5	0.03	0.5	0.03	-	-
rapport IP / IP + BP	0.44	0.02	0.42	0.05	-	-

Valeurs en jaune : la valeur moyenne dépasse le seuil N1 ; Valeurs en orangé : la valeur moyenne dépasse le seuil N2.

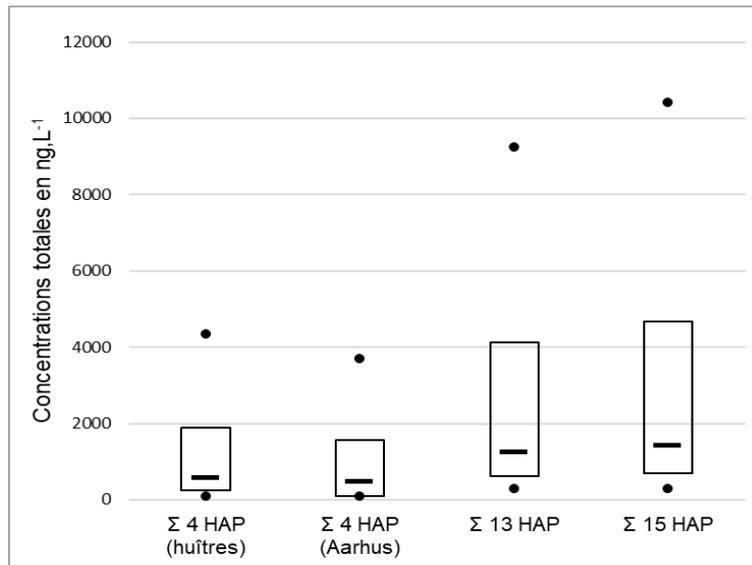


Figure 52. Concentrations totales en éléments HAP (en ng.L^{-1}) dans les eaux pluviales échantillonnées en entrée du bassin d'infiltration de l'avenue du Banc d'Arguin. $n = 13$ prélèvements. Représentation des minima, maxima, médianes, 1^{er} et 3^{ème} quartiles.

6.4.2.3. Comparaison des sites entre eux

L'empreinte en HAP est superposable entre les différents sites : la répartition des différents congénères analysés est la même entre les sites des Hirondelles et de l'avenue du Banc d'Arguin. Par contre, les niveaux mesurés au niveau du BI de l'avenue du Banc d'Arguin sont supérieurs à ceux des Hirondelles, en moyenne 4 à 5 fois plus élevés (Figure 52).

Les niveaux relevés au niveau du passe débit de Montaut sont les plus faibles, environ 2 fois moindre que ceux mesurés aux Hirondelles.

6.4.2. Saisonnalité

On n'observe pas de saisonnalité des concentrations en HAP dans les eaux pluviales.

6.4.3. Sources de HAP – diagnostic préliminaire basé sur l'utilisation d'indices

L'utilisation d'indices basés sur des rapports de concentrations de composés (Stogiannidis et Laane, 2015) a été présentée dans le chapitre 5. Les deux indices suivants, rapport Fluo / (Fluo + Pyr) et rapport IP / (IP + BP) ont été calculés sur la base des concentrations particulières.

Les résultats sont présentés dans le Tableau 15 pour le site des Hirondelles et le site de l'avenue du Banc d'Arguin. Les indices sont identiques dans les deux cas. Le rapport Fluo / (Fluo + Pyr) égal à 0.5 oriente l'origine des HAP vers une origine pyrolytique de type combustion de carburant, ce que confirme le rapport IP / (IP + BP) de 0.4. Ces résultats sont cohérents avec le fait que les gaz d'échappement des véhicules sont des pourvoyeurs connus de particules fines riches en HAP.

6.4.4. Comparaison avec des sites à l'échelle nationale

Les concentrations mesurées en HAP pour les BI des Hirondelles et de l'avenue du Banc d'Arguin peuvent être mises en regard avec celles rapportées dans le projet INOGEV et également avec les résultats du projet OPUR (thèse de Sally Zgheib ; Zgheib 2009). Les 3 bassins versants étudiés (qui comprennent tous un réseau séparatif) dans cette dernière thèse sont :

- le site de Sucy en Brie étudié dans INOGEV ;
- le site ZAC Paris Rive Gauche, correspondant à un bassin versant urbain très dense d'une surface de 64 ha avec un coefficient d'imperméabilisation de 0.8 ;
- le site de Noisy-le-Grand, correspondant à un site urbain dense de banlieue, d'une surface de 230 ha et avec un coefficient d'imperméabilisation de 0.85.

Les résultats sont compilés dans le Tableau 16 pour la comparaison avec OPUR et le Tableau 17 pour la comparaison avec INOGEV.

Tableau 16. Comparaison des concentrations en HAP (minimales, médianes et maximales, en ng.L⁻¹) dans les rejets d'eaux pluviales, entre les bassins versants étudiés dans REMPARG et les bassins versants étudiés dans le projet OPUR.

	REMPARG (ng.L ⁻¹)						OPUR (Thèse Sally Zgheib) (ng.L ⁻¹)								
	Hirondelles (n=15)			Av. Banc d'Arguin (n= 13)			Sucy en Brie (n = 8)			Noisy-le-Grand (n=4)			ZAC Paris Rive Gauche (n=4)		
	min	med	max	min	med	max	min	med	max	min	med	max	min	med	max
acénaphthylène	0.98	6	13	0.3	18	119	<LD	18	39	27	76	126	12	22	40
acénaphthène	1.6	5	18	2.3	6	68	9	17	63	13	23	44	11	16	29
fluorène	5.5	13	60	5.4	30	145	10	25	69	19	47	106	13	34	65
phénanthrène	14	40	167	33	117	700	45	157	501	90	339	712	70	244	726
anthracène	1.1	5	14	2.3	12	55	2	16	104	16	43	96	16	46	80
fluoranthène	9.9	56	218	36	198	1528	23	96	596	98	384	832	66	320	945
pyrène	11	54	235	37	198	1388	19	178	3254	107	486	1223	60	333	1013
benzo(a)anthracène	2.5	21	97	8.7	64	472	12	57	188	37	127	298	39	46	54
benzo(a)pyrène	3.6	29	104	20	110	872	11	66	205	41	140	315	43	114	302
indéno(1,2,3 -c,d)pyrène	4.1	28	101	21	117	871	12	73	210	53	148	354	50	128	314
benzo(g,h,i)pérylène	6.3	38	137	26	135	1040	14	74	261	71	238	569	68	184	466
Somme HAP (2)	87	471	1603	288	1396	10401	677	1327	5627	879	2922	6477	794	2090	5380

Remarques :

- 1) Pour les composés individuels, la comparaison est donnée pour les composés strictement identiques entre les 2 projets.
- 2) La comparaison des sommes est donnée à titre indicative car elles ne recouvrent pas exactement les mêmes composés et le même nombre de molécules entre les 2 projets : somme de 15 HAP comme décrit dans le paragraphe 6.4.2.1. pour REMPARG, somme de 16 composés pour OPUR : naphthalène, acénaphthène, acénaphthylène, fluorène, pyrène, anthracène, fluoranthène, phénanthrène, benzo(a)anthracène, chrysène, benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, dibenzo(a,h)anthracène, benzo-g,h,i)pérylène, indéno(1,2,3-c,d)pyrène.

Tableau 17. Comparaison des concentrations moyennes totales en HAP (en ng.L⁻¹) dans les rejets d'eaux pluviales, entre les bassins versants étudiés dans REMPARG et les bassins versants étudiés dans le projet INOGEV.

	REMPARG				INOGEV					
	Hirondelles (n=15)		Av. Banc d'Arguin (n= 13)		Sucy (n = 8)		Pin Sec (n=15)		Chassieu (n=5)	
	Moy (ng.L ⁻¹)	Ecart type								
Fluoranthène	84.7	68.4	418	468	217	193	105	72	97	65
Somme 13 HAP	582	461	2776	3024	1237	1127	723	491	644	406

En terme de profil, les proportions respectives des HAP dans les eaux pluviales sont très similaires entre les sites **REMPARG** et OPUR (Tableau 16).

6.4.4.1. Comparaison pour le site des Hirondelles

En termes de niveaux de concentrations, les concentrations moyennes (fluoranthène et somme des 13 HAP) mesurées aux Hirondelles correspondent à celles du site de Chassieu, site qui présente la faible densité de circulation. On retrouve ce même rapport en comparant les résultats au niveau du BI des Hirondelles avec ceux rapportés par Zgheib 2009.

6.4.4.2. Comparaison pour le site de l'avenue du Banc d'Arguin

Les concentrations moyennes relevées au niveau du BI de l'avenue du Banc d'Arguin sont environ deux fois plus importantes que celles du site de Sucy en Brie, qui présente la densité de circulation la plus importante des 3 sites du projet INOGEV (l'axe routier principal de ce bassin versant affiche un trafic journalier de 8450 véhicules par jour).

Les concentrations médianes en HAP sont en revanche inférieures à celles des sites de Paris rive Gauche et de Noisy-le-Grand qui sont des sites urbains denses voire très denses.

Par contre, les valeurs maximales observées sur le site de l'Avenue du Banc d'Arguin sont supérieures aux valeurs maximales rapportées par Zgheib. Ces valeurs maximales correspondent à un épisode orageux intense et de courte durée avec 10 mm de pluie tombés en l'espace de 20 minutes ; ce qui correspond à une pluie d'un temps de retour (intervalle de temps moyen séparant 2 occurrence d'un évènement présentant les mêmes caractéristiques) de 2 ans. Cet épisode correspond à la valeur maximale de MES (350 mg.L⁻¹) déterminée dans le cadre de l'analyse des HAP au niveau du BI de l'avenue du Banc d'Arguin.

Compte-tenu de la faible urbanisation des sites de REMPARG et de leur faible imperméabilisation par rapport aux sites étudiés dans d'autres projets, les concentrations en HAP semblent élevées, surtout si l'on considère un apport via le trafic automobile. Bien que l'on ne dispose pas de chiffres précis pour les bassins versants étudiés dans **REMPARG**, les données extraites de la carte des recensements de la circulation routière 2015 de la Gironde indiquent une densité d'environ 5000 véhicules par jour.

6.4.6. Synthèse de l'empreinte en HAP dans les eaux pluviales

- **Les HAP sont systématiquement détectés dans les eaux pluviales à des concentrations variant de moins de 100 ng.L⁻¹ à plus de 10 µg.L⁻¹ en fonction des sites et des évènements pluvieux.**
- **En termes de profil, les proportions respectives des HAP sont comparables entre les sites étudiés dans REMPARG et d'autres sites à l'échelle nationale.**
- **L'utilisation d'indices pour diagnostiquer les sources oriente l'origine des HAP vers une origine pyrolytique de type combustion de carburant.**
- **On n'observe pas de saisonnalité marquée dans les concentrations.**
- **Dans la phase dissoute, les concentrations mesurées en anthracène et fluoranthène sont inférieures à leurs NQE respectives.**

- Dans la phase particulière, les concentrations moyennes en plusieurs HAP dépassent les seuils GEODE N1. Les seuils N2 ne sont dépassés qu'au niveau de l'avenue du Banc d'Arguin, et pour le phénanthrène et le pyrène uniquement.
- Compte-tenu de la faible urbanisation des sites de REMPAR et de leur faible imperméabilisation par rapport à d'autres sites au niveau national, les concentrations en HAP apparaissent relativement élevées, surtout si l'on considère un apport via le trafic automobile

6.5. Empreinte de contamination dans les eaux pluviales – pesticides

6.5.1. Blancs

Les blancs « préleveurs » réalisés sur la durée de l'étude n'ont pas montré de contamination préoccupante (Annexe P) :

- la grande majorité des composés étudiés n'a pas été détectée dans les blancs (85%) ;
- des traces de tébuconazole, de DMSA, et de diuron ont ponctuellement été relevées mais à des niveaux très faibles ($< \text{ng.L}^{-1}$) et qui sont sans conséquences pour l'interprétation des résultats pour ces molécules compte-tenu des concentrations mesurées dans les eaux pluviales ;
- des traces d'isoproturon, de linuron et de métalaxyl ont été retrouvées à des niveaux inférieurs au ng.L^{-1} , ainsi que des traces de métolachlore à des niveaux de 1 à 5 ng.L^{-1} . Ces niveaux étant de l'ordre de ce qui a pu être détecté dans les eaux pluviales pour ces molécules, elles ne sont donc pas considérées dans la suite du rapport.

6.5.2. Empreinte globale en pesticides

Sur les 102 molécules suivies, 56 n'ont jamais été quantifiées (Annexe Q).

6.5.2.2. Site des Hirondelles

Les résultats globaux sont présentés dans la Figure 53. On observe une très forte variabilité des concentrations en fonction des événements pluvieux.

L'herbicide glyphosate et son métabolite AMPA sont retrouvés dans tous les prélèvements et dominant largement l'empreinte de contamination avec des concentrations moyennes respectives de l'ordre de 307 et 78 ng.L^{-1} (médianes respectives de 124 et 53 ng.L^{-1}). Ces valeurs moyennes restent inférieures à la NQE de 28 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour ces 2 substances.

Viennent ensuite l'herbicide diflufenican et l'antifongique propiconazole avec des concentrations moyennes de l'ordre de la dizaine de ng.L^{-1} , et qui sont quantifiés dans 60% et 80% respectivement des prélèvements. Le diflufenican (ou diflufenicanil) est un herbicide sans usages biocides, longtemps utilisé comme désherbant total pour les voiries et allées de parcs et de cimetières. Il est encore autorisé en désherbage sur céréales mais cet usage est très limité sur notre bassin versant.

Le propiconazole est un antifongique dont l'usage vient d'être retiré le 19 juin 2019, suite à l'entrée en vigueur du règlement (UE) 2018/1865 concernant le non-renouvellement de l'approbation de cette substance. Le propiconazole reste autorisé pour un usage biocide dans les TP 7 et 9 et son autorisation est en cours de renouvellement pour le TP 8.

En troisième position arrive un groupe de **plusieurs substances dont les concentrations moyennes sont de l'ordre du ng.L^{-1}** et dans lequel on retrouve :

- des **biocides utilisés dans les matériaux de construction** comme le tébuconazole (TP 7,8 et 10), le diuron (TP 7 et 10) et la carbendazime (TP 7 et 10). Pour le diuron, ces valeurs sont très inférieures à sa NQE (200 ng.L^{-1}) ;
- des substances avec d'**autres usages biocides** sont également identifiées, comme les métabolites DMSA et DMST (métabolites du dichofluanide et du toylfluanide, autorisés dans le TP 21), et l'imidaclopride (TP 18) ;
- enfin, on retrouve également dans ce groupe des herbicides non biocides (dont l'usage était autorisé pour les collectivités jusqu'en janvier 2017 et pour les particuliers jusqu'en janvier 2019), comme le chlortoluron ou le metsulfuron-méthyl.

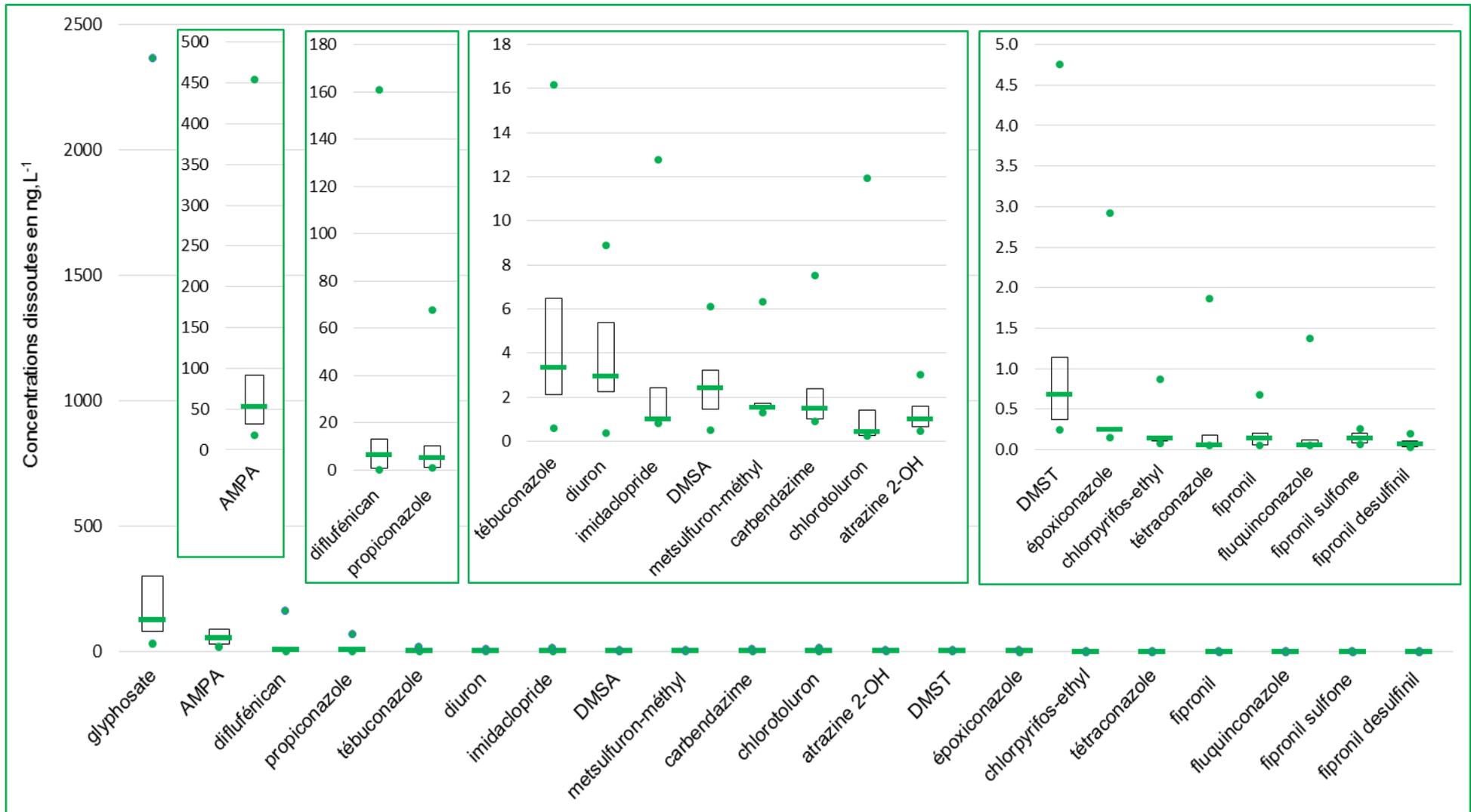


Figure 53. Concentrations dissoutes en pesticides dans les eaux pluviales (en ng.L⁻¹) mesurées en entrée du bassin d'infiltration des Hirondelles. n= 25 prélèvements. Représentation des minima, maxima, médianes, 1^{er} et 3^{ème} quartiles.

Pour finir, une dizaine de substances sont quantifiées de manière non systématique à des niveaux inférieurs au ng.L^{-1} . Parmi elles, on retrouve le fipronil (TP 18) et ses métabolites. La fréquence de quantification est de l'ordre de 50% pour ces substances. Les concentrations mesurées sont de l'ordre de 0.2 ng.L^{-1} pour le fipronil et un de ses métabolites, le fipronil sulfone ; et inférieure à 0.1 ng.L^{-1} pour le fipronil désulfinit. Les teneurs mesurées en fipronil au niveau du BI des Hirondelles restent inférieures à la PNEC de 0.8 ng.L^{-1} déterminée par l'INERIS.

6.5.2.3. Site de l'avenue du Banc d'Arguin

Les résultats sont donnés en Annexe R. **On retrouve globalement le même profil qu'aux Hirondelles avec une nette prédominance du glyphosate et de l'AMPA** (moyennes respectives de 875 et 75 ng.L^{-1} ; médianes respectives de 103 et 57 ng.L^{-1}).

On retrouve également parmi les substances les plus quantifiées plusieurs biocides déjà identifiés au niveau du BI Hirondelles : diuron, tébuconazole, propiconazole, carbendazime. Ces biocides sont mesurés à des concentrations de l'ordre du ng.L^{-1} ou de la dizaine de ng.L^{-1} .

Les concentrations en diflufénican sont moins élevées qu'aux Hirondelles. L'époxiconazole n'est jamais quantifié alors que la terbutryne (biocide autorisé dans les TP 7 et 10) l'est à des niveaux de l'ordre du ng.L^{-1} . Le fipronil n'a pas été recherché sur ce site. A l'exception de ces molécules, **les concentrations mesurées sont globalement supérieures à celles des Hirondelles**. Pour le glyphosate, l'AMPA, le diuron et l'isoproturon ces concentrations restent **inférieures à leurs NQE respectives**

6.5.2.4. Site de Montaut

Pour le site de Montaut, et **avec toutes les précautions à considérer compte-tenu des incertitudes sur ce site**, on retrouve la même empreinte avec une prédominance nette du glyphosate et de l'AMPA. Si les concentrations en biocides restent du même ordre que celles observées aux BI des Hirondelles et de l'avenue du Banc d'Arguin, les teneurs moyennes en glyphosate et AMPA sont plus importantes avec une médiane de 580 ng.L^{-1} et un maximum observé de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ (pour la somme des deux composés).

6.5.3. Comparaison entre les sites d'étude

Comme pour les autres sites, les concentrations en pesticides sont inférieures au niveau du BI des Hirondelles par rapport au BI de l'avenue du Banc d'Arguin. Ceci est surprenant compte-tenu des caractéristiques similaires des 2 bassins versants. Il s'avère que, sur le bassin versant des Hirondelles, lors de la réfection de la piste cyclable, celle-ci a été équipée d'une solution compensatoire de type tranchée drainante. Cette tranchée intercepte efficacement les eaux pluviales d'une partie de la route départementale qui représente l'axe routier le plus important du bassin versant (Figure 54) : **en conséquence, seule une partie des eaux de ruissellement du bassin versant des Hirondelles (et donc de la contamination) atteint effectivement le bassin d'infiltration, ce qui explique les différences observées.**

6.5.4. Comparaison à d'autres territoires

Les Tableau 18 et 19 mettent en regard les résultats acquis dans **REMPAR** avec ceux des projets INOGEV et OPUR et montrent des concentrations systématiquement inférieures pour les sites des Hirondelles et de l'avenue du Banc d'Arguin :

- la somme des concentrations moyennes du glyphosate et de l'AMPA est inférieure, mais reste dans un ordre de grandeur comparable par rapport aux résultats d'INOGEV ;
- les concentrations moyennes des produits autorisés comme biocides dans les matériaux de construction : diuron, isoproturon et carbendazime, sont jusqu'à plusieurs centaines de fois inférieures à celles rapportées dans INOGEV et OPUR.

Pour les biocides utilisés dans les matériaux de construction, les différences sont à mettre en lien avec l'urbanisation et le coefficient d'imperméabilisation, beaucoup plus faibles sur les sites étudiés sur le Bassin d'Arcachon.

Pour le glyphosate, la moindre différence observée pourrait refléter une utilisation relativement plus importante de cet herbicide sur des sites pavillonnaires par rapport à des sites très urbanisés, cette observation qui reste à confirmer est cohérente avec les résultats d'OPUR (Zgheib, 2009) pour lesquels il est observé que les pesticides sont présents en concentrations plus importantes sur le site pavillonnaire.



Figure 54. Réseau pluvial au niveau du bassin versant des Hironnelles. En rouge, le réseau pluvial qui achemine les eaux pluviales au bassin d'infiltration des Hironnelles. En noir pointillé, la tranchée drainante qui récupère les eaux de la route départementale.

Tableau 18. Comparaison des concentrations moyennes en pesticides (en ng.L^{-1}) dans les eaux pluviales entre les sites étudiés dans REMPLAR et les sites étudiés dans le projet INOGEV.

	REMPAR				INOGEV	
	Hironnelles		Av. Banc d'Arguin		Moyenne (ng.L^{-1})	Ecart-type
	Moyenne (ng.L^{-1})	Ecart-type	Moyenne (ng.L^{-1})	Ecart-type		
glyphosate	307	508	875	1330	337	806
AMPA	78	88	75	49	824	7077
diuron	3.5	2.3	14.6	14.1	1213	10784
isoproturon	0.4	0.6	0.12	0.02	88	929
carbendazime	2.1	1.6	4.0	3.5	213	1355

Tableau 19. Comparaison des concentrations (minimales, médianes et maximales) en pesticides (en ng.L^{-1}) dans les eaux pluviales entre les sites étudiés dans REMPLAR et ceux étudiés dans OPUR.

	REMPAR						OPUR *		
	Hironnelles			Av. Banc d'Arguin			min (ng.L^{-1})	med (ng.L^{-1})	max (ng.L^{-1})
	min (ng.L^{-1})	med (ng.L^{-1})	max (ng.L^{-1})	min (ng.L^{-1})	med (ng.L^{-1})	max (ng.L^{-1})			
glyphosate	33	124	2362	40	103	4017	< LD	470 – 6960	232.10 ³
AMPA	17	53	455	24	56	155	0.14	370 - 1960	937
diuron	0.4	2.9	9	3	9	47	30	180 - 510	1750
isoproturon	<LQ	0.3	3.3	<LQ	0.1	0.2	< LD	30 - 50	140
carbendazime	0.9	1.5	7.5	1	3	12	20	30 - 70	140

* les valeurs données ici correspondent aux valeurs extrêmes (minimales, médianes et maximales) observées sur l'ensemble des 3 sites étudiés.

6.5.5. Evolution temporelle

Au niveau du BI des Hirondelles, on n’observe pas de saisonnalité claire des concentrations en pesticides, qu’ils aient des usages biocides (Figure 55).

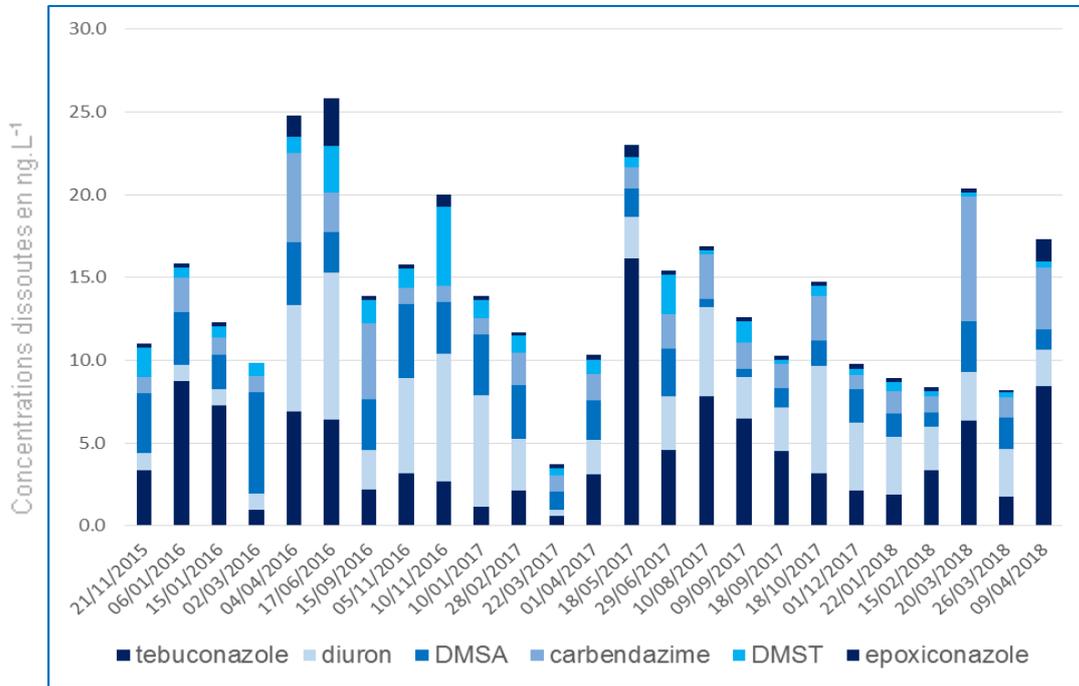


Figure 55. Concentrations dissoutes (ng.L⁻¹) en 5 biocides sur l’intégralité des prélèvements réalisés sur le bassin d’infiltration des Hirondelles.

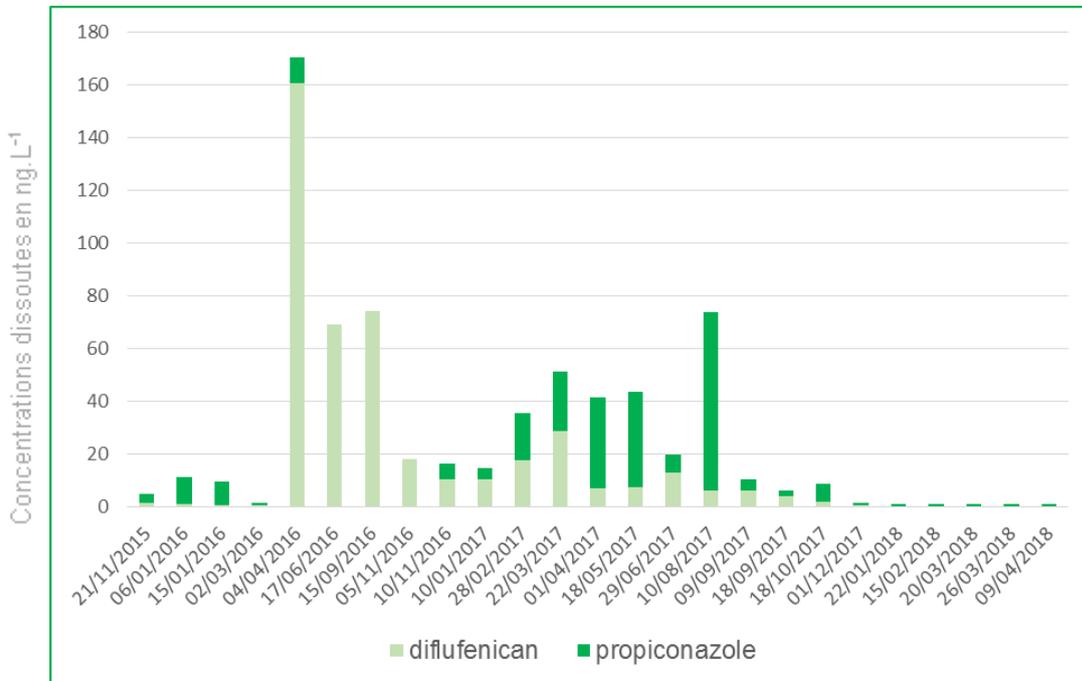


Figure 56. Concentrations dissoutes (ng.L⁻¹) en diflufenican et en propiconazole sur l’intégralité des prélèvements réalisés sur le bassin d’infiltration des Hirondelles.

On observe par contre sur la durée de l'étude une **évolution notable des concentrations de deux substances : le diflufénican et le propiconazole** (Figure 56).

- Les concentrations en diflufénican montrent des pics importants au cours de l'année 2016 puis ces concentrations diminuent sur l'année 2017 pour disparaître en 2018. Après contact avec les services techniques de la commune de La Teste de Buch, il s'avère qu'en 2016, **une seule application d'un produit contenant cette molécule a été réalisée sur les trottoirs à la mi-mars, ce qui est cohérent avec le pic observé en avril dans les eaux pluviales** (Figure 56). **Les autres pics décroissants observés par la suite correspondent aux lessivages successifs des résidus de diflufénican sur les voiries, cette molécule étant considérée comme non facilement biodégradable** (substances.ineris.fr) : le diflufénican est en effet utilisé pour son effet anti-germinatif et est conçu pour rester dans les premiers centimètres du sol pendant plusieurs semaines ou mois.
- Le propiconazole suit un profil différent : il est détecté occasionnellement en 2016 puis est retrouvé systématiquement à des concentrations plus élevées sur l'année 2017, avant de disparaître à nouveau en 2018. Avant son retrait en 2019, ce fongicide était très utilisé pour la protection des gazons. Ce produit restant autorisé comme biocide dans les matériaux de construction, il n'est pas possible de conclure sur cette rapide évolution.

6.5.6. Synthèse pour les pesticides dans les eaux pluviales

- **Dans les eaux pluviales échantillonnées, une vingtaine de pesticides sont identifiés de manière récurrente.**
- **L'herbicide glyphosate et son métabolite AMPA sont systématiquement retrouvés dans les prélèvements. Ils dominent largement l'empreinte de contamination avec des concentrations moyennes de l'ordre de plusieurs centaines de ng.L⁻¹ au niveau du bassin d'infiltration de l'avenue du Banc d'Arguin.**
- **On retrouve, à des concentrations allant du ng.L⁻¹ à la dizaine de ng.L⁻¹, plusieurs biocides utilisés dans les matériaux de construction.**
- **Le profil entre les 3 sites étudiés dans REMPARG est globalement le même, avec toujours une prédominance du glyphosate et de l'AMPA.**
- **Les concentrations mesurées au niveau du bassin d'infiltration des Hironnelles sont probablement inférieures à ce que l'on devrait retrouver en réalité car il existe en amont de ce bassin des solutions compensatoires qui interceptent une partie des eaux pluviales avant leur arrivée au bassin.**
- **On n'observe pas de saisonnalité sur les concentrations en pesticides.**
- **Pour deux molécules : le diflufénican et le propiconazole, on observe au niveau du bassin d'infiltration des Hironnelles une évolution rapide des concentrations. Pour le diflufénican, cette évolution a pu être mise en lien avec les pratiques des services techniques.**
- **La prédominance du glyphosate et de l'AMPA dans les rejets d'eaux pluviales se retrouve sur d'autres sites au niveau national.**
- **Globalement, par rapport à d'autres sites plus urbanisés, au niveau national, les concentrations en pesticides mesurées sur les sites REMPARG sont plus faibles, mais ces différences varient en fonction des usages des molécules :**
 - **pour les biocides utilisés dans les matériaux de construction, les concentrations peuvent être jusqu'à 100 fois plus faibles ; ces niveaux plus faibles sont à mettre en lien avec une urbanisation moindre.**
 - **Pour l'herbicide glyphosate et son métabolite AMPA, les concentrations restent dans le même ordre de grandeur, ce qui suggère une utilisation relativement plus importante du glyphosate sur des sites pavillonnaires par rapport à des sites très urbanisés.**

6.6. Boues de décantation – typologies entre les sites de Reinhard et des Hirondelles

6.6.1. Rappel des objectifs et campagnes réalisées

Le site du BI de Reinhard ne pouvant être instrumenté pour prélever des eaux pluviales et mesurer des débits, des prélèvements des sédiments de décantation ont été réalisés afin de :

- comparer les typologies entre les BI des Hirondelles et de Reinhard ;
- étudier une éventuelle saisonnalité dans les teneurs en ETM mesurées dans les sédiments.

Au niveau du bassin des Hirondelles, 4 campagnes de prélèvements ont été réalisées et 5 au niveau de Reinhard (Tableau 20).

Tableau 20. Campagnes de prélèvement des sédiments de décantation au niveau des bassins d'infiltration des Hirondelles et de Reinhard.

	24/02/2016	14/06/2016	19/09/2016	14/02/2017	05/07/2017
Hirondelles		X	X	X	X
Reinhard	X	X	X	X	X

6.6.2. Résultats pour éléments traces métalliques

Les sédiments de décantation des eaux pluviales ont été récupérés dans un regard situé en l'amont immédiat du BI. Ce regard permet une première décantation des eaux pluviales et la récupération des particules les plus grosses (Cf. Figure 16).

6.6.2.1. Comparaison entre les 2 sites

Les résultats des analyses sont présentés dans le Tableau 21, globalement, on retrouve la même typologie entre les deux sites. Par contre, les concentrations métalliques observées dans les sédiments de décantation au niveau du site des Hirondelles sont systématiquement inférieures à celles observées au niveau du site de Reinhard.

Ces concentrations sont liées à des paramètres comme la granulométrie ou encore le carbone organique total (COT) ; et il est admis que les ETM vont préférentiellement se fixer sur les particules les plus fines⁴. Les premières analyses visuelles (Figure 57) montrent une grande différence entre les sédiments des deux sites avec des sédiments grossiers, dont des graviers, pour les Hirondelles, et une fraction de particules fines nettement plus importante au niveau de Reinhard. Également de nombreux débris végétaux (épinettes de pin et feuilles en décomposition) ont été retrouvés au niveau de Reinhard.

Les résultats des analyses granulométriques réalisées au niveau des Hirondelles confirment les analyses visuelles avec peu voire aucune particule de diamètre inférieur à 150 µm, et un diamètre médian des particules de 400 µm (Annexe S). Les analyses de granulométrie n'ont pu être conduites pour Reinhard à cause d'un trop faible volume de sédiment récupéré (proportion de débris trop végétaux importante). Les données de granulométrie n'étant pas disponibles pour les deux sites, il n'est pas possible de calculer des concentrations normalisées pour les ETM.

De plus, les analyses de COT des échantillons montrent une grande hétérogénéité entre les sédiments des deux sites avec des teneurs moyennes en COT respectives de $33 \pm 47 \text{ g.kg}^{-1}$ (n = 3) et de $202 \pm 31 \text{ g.kg}^{-1}$ (n = 5) pour les Hirondelles et Reinhard (Annexe M).

L'ensemble de ces données indique que les différences de concentrations en ETM entre les deux sites sont à mettre en lien avec une différence de texture des sédiments plutôt qu'avec une différence de contamination.

Enfin, le volume de sédiments de décantation récupéré aux Hirondelles est très inférieur à celui récupéré au niveau de Reinhard, avec respectivement 0.1 m^3 et 3 m^3 de sédiment.

⁴ Par exemple, les ETM ont plus d'affinité pour les sédiments plus riches en matières organiques de type limons/argiles (< 50 µm) avec lesquels ils vont former des liaisons ioniques ou des complexes ; à l'inverse, les interactions seront faibles avec les sédiments de plus grande taille et pauvres en matière organique (gravier, caillou, sable, > 200 µm).

6.6.2.2. Comparaison avec l’empreinte dans les eaux pluviales pour le bassin des Hirondelles

La répartition et la proportion relative des ETM est similaire à celle retrouvée dans les eaux pluviales avec notamment une prédominance des éléments majeurs Al, Fe, Ti, et Mn. Par contre, les concentrations mesurées dans les sédiments de décantation sont systématiquement inférieures à celles mesurées dans la phase particulaire des eaux pluviales (donc en amont du regard de décantation). Ceci s’explique par le fait que les particules les plus fines ne sont pas interceptées dans le regard de décantation et ne le sont que dans le bassin d’infiltration.



Figure 57. Aspect visuel des sédiments de décantation, Hirondelles à droite et Reinhard à gauche.

6.6.2.3. Comparaison aux valeurs seuil GEODE

Les résultats sont présentés dans le Tableau 21. On observe un dépassement des seuils N2 pour Zn et Cu uniquement pour le site de Reinhard.

Tableau 21. Concentrations en éléments traces métalliques (mg.kg^{-1}) mesurées dans les sédiments de décantation, au niveau des bassins d’infiltration des Hirondelles et de Reinhard et comparaison avec les seuils GEODE.

Eléments	Hirondelles		Reinhard		Seuils GEODE	
	Moyenne (mg.kg^{-1}) n = 4	ET	Moyenne (mg.kg^{-1}) n = 5	ET	N1 (mg.kg^{-1})	N2 (mg.kg^{-1})
Zn	155	219	672	342	276	552
Cu	35.8	45.0	120.6	55.0	45	90
Pb	24.4	30.2	86.8	43.5	100	200
Cr	23.2	30.2	59.6	32.7	90	180
Ni	8.5	10.4	18.8	8.7	37	74
As	2.9	2.9	19.4	11.6	25	50
Cd	0.23	0.30	0.55	0.21	1.2	2.4
Hg	< 0.2	-	< 0.2	-	0.4	0.8

Valeurs en orangé : la valeur moyenne dépasse le seuil N2.

6.6.2.4. Saisonnalité

Au niveau du BI des Hirondelles, les teneurs en ETM sont plus faibles lors des 2 prélèvements réalisés aux mois de juin 2016 et 2017, mais aucune tendance claire ne se dessine. Compte-tenu du faible nombre de prélèvement, il reste difficile de conclure.

Les teneurs en ETM au niveau du BI de Reinhard ne montrent aucune tendance saisonnière et les concentrations mesurées lors des 5 prélèvements sont du même ordre de grandeur, à l’exception du prélèvement du 21 septembre 2016 et qui affiche des concentrations 2 à 2.5 fois plus faibles.

6.6.3. Hydrocarbures aromatiques polycycliques

6.6.3.1. Comparaison entre les deux sites

Comme pour les ETM, on observe des teneurs plus élevées en HAP sur le site de Reinhard. De la même manière que pour les ETM, les sédiments prélevés au niveau de Reinhard présentent des teneurs plus élevées en HAP. Cette différence est liée à la différence de granulométrie et de carbone organique total des sédiments des deux sites : la normalisation par le COT, gomme les différences entre les deux sites.

6.6.3.2. Comparaison avec l'empreinte dans les eaux pluviales pour le bassin des Hirondelles

L'empreinte dans les sédiments de décantation montre des différences avec l'empreinte de la phase particulaire dans les eaux pluviales. Notamment les concentrations sont plus faibles d'un facteur 10 dans les sédiments. Ceci est à mettre en lien avec le fait que, comme indiqué précédemment, seules les particules les plus grosses sont arrêtées dans le bassin de décantation. Les particules les plus fines, et donc potentiellement les plus chargées en HAP, se retrouvent au niveau du bassin d'infiltration.

6.6.3.3. Sources des HAP, utilisation des indices

L'utilisation des indices présentés dans le chapitre 5. Le rapport Fluo / (Fluo + Pyr) et rapport IP / (IP + BP) orientent vers une source de HAP en lien avec origine pyrolytique de type combustion de biomasse. Ces résultats sont à considérer avec précaution compte-tenu de ce qui a été dit dans le paragraphe précédent.

Tableau 22. Concentrations en HAP ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) mesurées dans les sédiments de décantation, au niveau des bassins d'infiltration des Hirondelles et de Reinhard, comparaison avec les seuils GEODE et calcul d'indices.

HAP	Hirondelles		Reinhard		Seuils GEODE	
	Moyenne ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) n = 4	Ecart-type	Moyenne ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) n = 5	Ecart-type	Niveau N1 ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	Niveau N2 ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)
naphthalène	-	-	-	-	160	1 130
acénaphthylène	7	5	88	39	40	340
acénaphthène	2	1	17	5	15	260
fluorène	4	2	50	9	20	280
phénanthrène	30	27	341	33	240	870
anthracène	5	4	61	13	85	590
fluoranthène	68	50	875	117	600	2 850
pyrène	55	39	699	89	500	1 500
benzo(a)Anthracène	31	23	343	63	260	930
chrysène + triphénylène	46	31	665	129	380	1 590
benzo(b) + benzo(j) + benzo(k)fluo	86	58	1101	191	-	-
benzo(b)fluoranthène	-	-	-	-	400	900
benzo(k)fluoranthène	-	-	-	-	200	400
benzo(e)pyrène	42	29	446	106	-	-
benzo(a)pyrène	45	30	448	90	430	1 015
pérylène	15	11	113	34	-	-
indéno(1,2,3 -c,d)pyrène	41	27	442	79	1 700	5 650
dibenzo(a,h) + dibenzo(a,c)anthracène	8	5	83	9	60	160
benzo(g,h,i)pérylène	45	31	481	82	1 700	5 650
rapport Fluo / Fluo + PYR	0.54	0.03	0.56	0.02	-	-
rapport IP / IP + BP	0.47	0.01	0.48	0.01	-	-

Valeurs en jaune : la valeur moyenne dépasse le seuil N1.

6.6.3.4. Comparaison aux valeurs seuil GEODE

Les résultats sont donnés dans le Tableau 22. On observe des dépassements des seuils GEODE N1 pour plusieurs HAP, uniquement au niveau du site de Reinhard. Comme précédemment, les résultats obtenus pour les sédiments de décantation sont à considérer avec précaution car ils ne reflètent que partiellement l’empreinte des eaux pluviales.

6.6.3.5. Saisonnalité

Comme pour les ETM, on n’observe pas de saisonnalité au niveau du BI de Reinhard.

La saisonnalité n’est pas non plus marquée au niveau du BI des Hironnelles même si on observe des valeurs plus faibles sur le prélèvement réalisé en juin.

6.6.4. Conclusion pour les sédiments de décantation

L’analyse des sédiments de décantation n’apporte que peu d’information complémentaire à celles des eaux pluviales :

- tout d’abord, les différences de concentrations en ETM et en HAP entre les sites des Hironnelles et de Reinhard sont à relativiser fortement compte-tenu des différences de granulométrie et de teneurs en carbone organique des sédiments ;
- par ailleurs, le fait que les sédiments interceptés ne reflètent qu’une partie des MES lessivées par les eaux pluviales ne permet pas une interprétation fiable des données, notamment en termes de diagnostic des sources et d’impact potentiel sur le milieu récepteur.

6.7. Synthèse générale des résultats pour l’empreinte en micropolluants dans les eaux pluviales et les sédiments de décantation

Concernant l’empreinte en contaminants dans les eaux pluviales

- *Les profils de contamination (ETM, HAP et pesticides) sont globalement similaires sur les 3 sites d’études de REMPLAR.*
- *On n’observe pas d’effet saison sur les concentrations en contaminants, que ce soit pour les ETM, les HAP ou les pesticides.*
- *On observe une forte variabilité des concentrations en fonction des événements pluvieux.*
- *Les concentrations en contaminants sont systématiquement plus élevées sur le site de l’avenue du Banc d’Arguin.*
- *Les concentrations mesurées au niveau du bassin d’infiltration des Hironnelles sont probablement inférieures à ce que l’on devrait retrouver en réalité car il existe en amont de ce bassin des solutions compensatoires qui interceptent une partie des eaux pluviales.*
- **Pour les ETM :**
 - *Les profils sont dominés par Al, Fe, Mn et Ti, dont l’origine est très probablement terrigène (éléments constitutifs majeurs de la croûte terrestre).*
 - *Les concentrations mesurées sur les 3 sites du Bassin d’Arcachon sont globalement inférieures à celles que l’on peut retrouver sur des sites plus urbanisés au niveau national.*
 - *Pour la phase dissoute, les NQE sont dépassées pour As, Cu et Zn uniquement ; pour As, ce dépassement est probablement lié au fond géochimique observé sur le territoire.*
 - *Pour la phase particulaire, on observe un dépassement des seuils N2 GEODE pour Cu et Zn.*

- **Pour les HAP :**
 - Les blancs préleveurs ont révélé la présence de concentrations non négligeables en HAP. Les essais ultérieurs ont montré que cette présence de HAP provenait de l'eau déminéralisée témoin utilisée.
 - L'utilisation d'indices pour diagnostiquer les sources oriente l'origine des HAP vers une origine pyrolytique de type combustion de carburant.
Dans la phase dissoute, les concentrations mesurées en HAP sont inférieures à la NQE pour le l'antracène et le fluoranthène.
 - Dans la phase particulaire, les concentrations en plusieurs HAP dépassent les seuils GEODE N1. Les seuils N2 sont dépassés pour le phénanthrène et le pyrène uniquement au niveau du site de l'avenue du Banc d'Arguin.
 - Compte-tenu de la faible urbanisation des sites de REMPARG et de leur faible imperméabilisation par rapport à d'autres sites au niveau national, les concentrations en HAP apparaissent relativement élevées, surtout si l'on considère un apport via le trafic automobile.

- **Pour les pesticides :**
 - L'herbicide glyphosate et son métabolite AMPA dominant largement l'empreinte de contamination avec des concentrations moyennes pouvant atteindre plusieurs centaines de ng.L⁻¹.
 - On retrouve, à des concentrations allant du ng.L⁻¹ à la dizaine de ng.L⁻¹, plusieurs biocides utilisés dans les matériaux de construction.
 - Globalement, par rapport à d'autres sites plus urbanisés au niveau national, les concentrations en pesticides mesurées sur les sites REMPARG sont plus faibles ; pour les biocides utilisés dans les matériaux de construction ces niveaux plus faibles sont à mettre en lien avec une urbanisation moindre.

Globalement concernant l'empreinte en contaminants dans les sédiments de décantation

- L'analyse des sédiments de décantation n'apporte que peu d'information complémentaire à celles des eaux pluviales.
- Les différences observées pour les ETM et les HAP entre les deux bassins versants étudiés sont à mettre en lien avec des différences de granulométrie et de teneurs en carbone organique des sédiments plutôt qu'avec des apports différents.

7. Résultats – calcul des flux de micropolluants dans l'échelle des bassins versants

7.1. Méthodologie – calcul des flux évènementiels

Le calcul des flux évènementiels vise à évaluer les masses de contaminants M émises lors les évènements pluvieux à l'échelle des deux bassins versants des Hironnelles et de l'avenue du Banc d'Arguin.

7.1.1. Evènements pluvieux retenus

Pour le calcul des flux, seuls les évènements échantillonnés en totalité ont été retenus. Cela correspond à 15 évènements pour le bassin des Hironnelles et 5 pour celui de l'avenue du Banc d'Arguin (Annexe K et Figure 58).

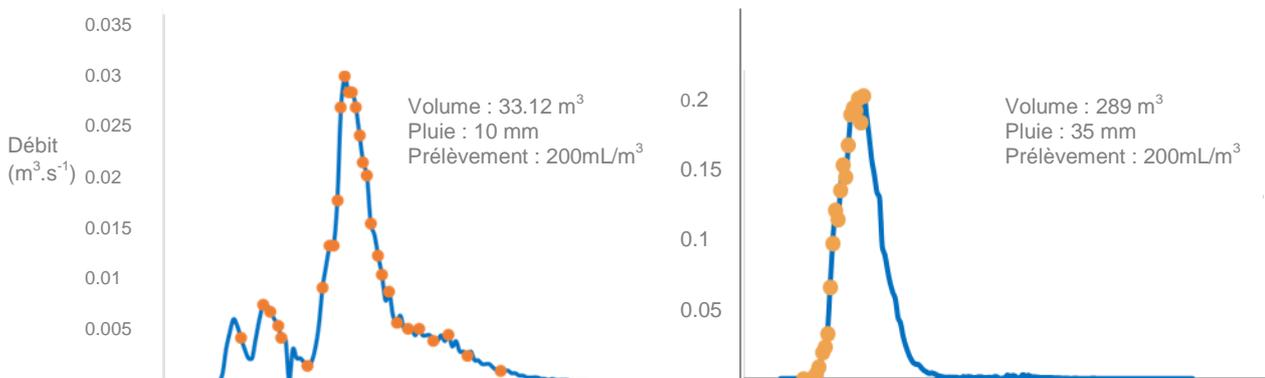


Figure 58. Exemple d'échantillonnage d'évènements pluvieux. A gauche, évènement pluvieux échantillonné en totalité et conservé pour le calcul de flux.

7.1.2. Calcul des volumes d'eaux ruisselées (débits)

Les débits ont été calculés à partir des hauteurs enregistrées durant les prélèvements, et converties en débit par des tables de conversion hauteur/débit et basées sur l'équation de Manning-Strickler (Equation 1).

$$Q = K \cdot S \cdot R_h^{2/3} \cdot I^{1/2}$$

Équation 1. Equation de Manning-Strickler pour le calcul des débits.

avec : **K** : coefficient de rugosité du matériau de la canalisation en m^{1/3}.s⁻¹
I : pente de la canalisation en m.m⁻¹
R_h : rayon hydraulique en m
h : hauteur d'eau dans la canalisation en m
S : section mouillée en m²

Le volume d'eau ruisselée V pour un évènement pluvieux est égal à la somme des débits instantanés enregistrés par l'appareillage durant un évènement pluvieux (Equation 2).

$$Volume \text{ en } m^3 = \sum_{i=1}^n Q_i * \Delta t$$

avec :

$$\sum_{i=1}^n Qi = \sum_{i=1}^n k \cdot Si \cdot R_h^2 \cdot I^{\frac{2}{3}} \cdot L^{\frac{1}{2}}$$

$$Si = \left(\text{Acos} \left(1 - \frac{hi}{r} \right) - \left(1 - \frac{hi}{r} \right) \right) \cdot \sin \left(\text{Acos} \left(1 - \frac{hi}{r} \right) \right) \cdot r^2$$

$$R_h = \frac{S}{P} \quad \text{Et} \quad P = \alpha \cdot r \Rightarrow R_h = \frac{S}{\alpha \cdot r} \Rightarrow R_h = \frac{\text{Acos} \left(1 - \frac{hi}{r} \right) - \left(1 - \frac{hi}{r} \right) \sin \left(\text{Acos} \left(1 - \frac{hi}{r} \right) \right) \cdot r^2}{\alpha \cdot r}$$

donc :

$$\sum_{i=1}^n Qi = \Delta t \cdot \sum_{i=1}^n k \cdot R_h^2 \cdot I^{\frac{2}{3}} \cdot L^{\frac{1}{2}} \cdot \left(\text{Acos} \left(1 - \frac{hi}{r} \right) - \left(1 - \frac{hi}{r} \right) \right) \cdot \sin \left(\text{Acos} \left(1 - \frac{hi}{r} \right) \right) \cdot r^2$$

$$\sum_{i=1}^n Qi = \Delta t \cdot \sum_{i=1}^n k \cdot \sqrt{I} \cdot \left(\text{Acos} \left(1 - \frac{hi}{r} \right) - \left(1 - \frac{hi}{r} \right) \right) \cdot \sin \left(\text{Acos} \left(1 - \frac{hi}{r} \right) \right) \cdot r^2 \cdot \left(\frac{\text{Acos} \left(1 - \frac{hi}{r} \right) - \left(1 - \frac{hi}{r} \right) \sin \left(\text{Acos} \left(1 - \frac{hi}{r} \right) \right) \cdot r^2}{\alpha \cdot r} \right)^{\frac{2}{3}}$$

$$\sum_{i=1}^n Qi = \Delta t \cdot \sum_{i=1}^n k \cdot \sqrt{I} \cdot r^{\frac{8}{3}} \cdot \left(\text{Acos} \left(1 - \frac{hi}{r} \right) - \left(1 - \frac{hi}{r} \right) \right) \cdot \sin \left(\text{Acos} \left(1 - \frac{hi}{r} \right) \right)^{\frac{5}{3}} \cdot 2 \cdot \left(\text{Acos} \left(1 - \frac{hi}{r} \right) \right)^{-\frac{2}{3}}$$

avec : **r** : rayon de la canalisation en m

Δt : temps en s

Équation 2. Calcul du volume d'eau ruisselée (somme des débits instantanés).

7.1.3. Calcul des flux

Les masses M de micropolluants (flux événementiels) intègrent les concentrations C en micropolluants et le volume d'eau ruisselée pendant l'évènement pluvieux (Equation 3).

$$M = C \cdot V$$

Équation 3. Calcul des masses de contaminants.

7.1.4. Flux rapportés à l'hectare actif

Afin de comparer les résultats à d'autres bassins versants de typologies différentes, les masses peuvent être rapportées à l'hectare actif. L'hectare actif correspond à la surface du bassin versant participant au ruissellement. Dans notre cas, l'hectare actif et le flux rapporté à l'hectare actif sont déterminés de la sorte :

$$Ha \text{ actif} = \text{Coefficient de ruissellement} \cdot \text{surface du bassin versant en Ha}$$

Équation 4. Détermination de l'hectare actif.

$$\text{Flux en g/Ha actif} = \frac{M}{Ha \text{ actif}}$$

Équation 5. Calcul du flux normalisé à l'hectare actif.

Lors d'un évènement pluvieux, le coefficient de ruissellement Cr est le rapport entre la hauteur de pluie ruisselée Hr, (rapport entre le volume enregistré par le débitmètre au niveau de l'exutoire et la surface du bassin versant) et la hauteur précipitée Hp enregistrée par le pluviomètre (Equation 6).

$$Cr = \frac{Hr}{Hp}$$

Équation 6. Calcul du coefficient de ruissellement.

Le coefficient de ruissellement varie d'une pluie à une autre ; de ce fait, pour le calcul de flux rapporté à l'hectare actif, un Cr moyen correspondant à la pente de la relation linéaire entre Hr et Hp a été utilisé (Figure 59).

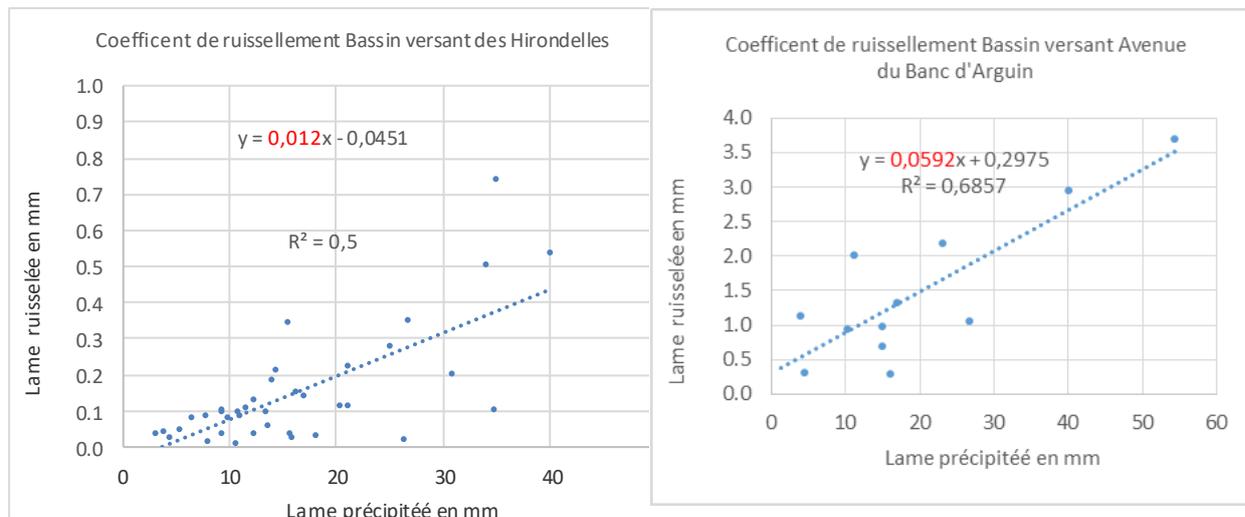


Figure 59. Détermination des coefficients de ruissellement pour les bassins versants des Hirondelles et de l'avenue du Banc d'Arguin.

7.2. Méthodologie – calcul de l'incertitude associée

7.2.1. Rappels sur le calcul d'incertitude

7.2.1.2. Notions d'incertitudes

L'estimation des flux de micropolluants passe par des mesures de débits et de concentrations qui nécessitent diverses manipulations et instruments de mesures. L'utilisation d'instruments comme les capteurs de hauteur, de vitesse, les préleveurs automatique, mais aussi le recours à des paramètres physiques comme la rugosité des canalisations ou leur pente, engendre fatalement des erreurs de mesures qui s'ajoutent aux erreurs liées à la préparation des échantillons et aux analyses chimiques : **il n'est pas possible de mesurer une grandeur physique, chimique, biologique... qui soit totalement exempte d'erreur ou d'incertitude.**

En effet, toute mesure d'une grandeur est entachée d'erreur : elle peut être liée à l'erreur humaine, mais aussi à la précision limitée des appareils de mesure. Toutes ces sources d'erreurs se répercutent dans le résultat final et de ce fait, il est important de connaître l'incertitude⁵ liée aux mesures, afin d'évaluer l'intervalle dans lequel la valeur « vraie » (dans notre cas le flux de micropolluants) est contenue.

7.2.1.2. Incertitudes type

L'incertitude-type de type A d'une grandeur est déterminée, lorsque c'est possible, par une analyse statistique de plusieurs mesures dans des conditions de répétabilité (par exemple dans notre cas des mesures répétées de la section d'une canalisation à l'aide d'un télémètre laser) ; l'incertitude est alors déterminée comme l'écart-type de l'ensemble des mesures.

Une incertitude de type B est intrinsèque à la méthode de mesure et nécessite une bonne connaissance des processus de mesure et du matériel utilisé. Elle peut être déterminée à partir

⁵ L'incertitude de mesure est définie dans le Vocabulaire International de la métrologie (VIM) comme un « paramètre non négatif qui caractérise la dispersion des valeurs attribuées à un mesurande à partir des informations utilisées ». Ce paramètre est souvent la largeur d'un intervalle de confiance ayant une probabilité (ou niveau de confiance) souvent de 95% de contenir la valeur vraie. Le résultat d'une mesure n'est donc pas une valeur unique, mais un ensemble de valeurs possibles.

de données fournies par le constructeur de l'appareil de mesure (par exemple dans notre cas pour l'incertitude des mesures des capteurs à ultrasons), ou estimées à partir d'un processus d'étalonnage.

7.2.2. Méthodologie appliquée

Le flux de micropolluants correspond à une grandeur dérivée à partir de plusieurs grandeurs dites primaires telles que la hauteur d'eau, la vitesse d'écoulement, la section de la canalisation, la concentration de la molécule recherchée... Par conséquent, pour calculer l'incertitude associée aux flux, on utilise la loi de propagation de l'incertitude. L'Equation 7 décrit les grandeurs dont dépend le flux (ici pour les ETM).

$$Flux = f([Dissous], [particulaire], MES, K, I, r, h)$$

Equation 7. Expression du flux en fonction des grandeurs primaires.

- avec :
- [Dissous]** : concentrations en ETM dans la phase dissoute en $mg.m^{-3}$
 - [particulaire]** : concentrations en ETM dans la phase particulaire en $mg.m^{-3}$
 - MES** : matières en suspension en $kg.m^{-3}$
 - K** : coefficient de rugosité du matériau de la canalisation en $m^{1/3}.s^{-1}$
 - I** : pente de la canalisation en $m.m^{-1}$
 - r** : rayon de la canalisation en m
 - h** : hauteur d'eau dans la canalisation en m

L'équation 8 décrit le calcul de l'incertitude combinée des variables associées au flux (pour les ETM), de manière à obtenir l'incertitude élargie avec un niveau de confiance de 95%.

$$U(flux)^2 = f([Dissous], [particulaire], MES, \Delta t, K, I, r, h, u([Dissous]), u([particulaire]), u([MES]), u(K), u(I), u(r), u(h))$$

$$U(y)^2 = \sum_{i=1}^N u(x_i)^2 \left(\frac{\partial f}{\partial x_i}\right)^2 + 2 \sum_{i=1}^{N-1} \sum_{j=i+1}^N u(x_i, x_j) \left(\frac{\partial f}{\partial x_i}\right) \left(\frac{\partial f}{\partial x_j}\right)$$

Equation 8. Calcul de l'incertitude combinée pour les flux.

Remarque : Le deuxième terme de l'équation 8 est utilisé dans le cas où les variables et leurs incertitudes-type ne sont pas indépendantes et donc corrélées entre elles. Dans le cas du flux et du débit, seul le premier terme de l'équation de propagation de l'incertitude est utilisé, étant donné que les variables ne sont pas dépendantes les unes des autres.

Dans notre cas, les valeurs de l'incertitude-type de chaque variable U (K), U (I), et U (h), appliquées sont des valeurs type issues du retour d'expérience (d'après Bertrand-Krajewski et Clemens, 2020). Seule U(h) a pu être déterminée sur le terrain par une série de 12 mesures en conditions de répétabilité.

Les valeurs utilisées sont les suivantes :

- U (K) : $4 m^{1/3}.s^{-1}$
- U (I) : 1%
- U (r) : écart-type sur 12 mesures au télémètre laser (soit 0.002 m)
- U(h) : estimée en fonction de l'incertitude du capteur à ultrasons + l'incertitude liée à l'écoulement (soit 0.005m)
- U (Dissous) : $0.04 mg.m^{-3}$
- U (Particulaire) : $1000 mg.m^{-3}$
- U (MES) : $1.5 kg.m^{-3}$

L'ensemble des calculs ont été réalisés selon la méthodologie proposée dans Bertrand-Krajewski et Clemens, 2020. Les valeurs présentées ci-dessus sont valables pour les ETM et par conséquent, les calculs d'incertitude ont été réalisés pour cette catégorie de contaminants uniquement.

7.3. Résultats

7.3.1. Flux à l'échelle des bassins versants des Hironnelles et de l'avenue du Banc d'Arguin

Les résultats sont présentés dans le Tableau 23 pour les flux bruts et dans Tableau 24 pour les flux rapportés à l'hectare actif. Compte-tenu des critères retenus pour le choix des événements pluvieux (Cf. paragraphe 7.1.1.), ces derniers ne sont pas totalement superposables entre les deux bassins versants ; de plus les calculs de flux n'ont donc été que réalisés sur un faible nombre d'événements pour le bassin de l'avenue du Banc d'Arguin (respectivement 5 et 3 événements pour les ETM et les organiques).

7.3.1.1. Comparaison globale entre les bassins versants des Hironnelles et de l'avenue du Banc d'Arguin

La comparaison des flux événementiels bruts (Tableau 23) reste délicate car les événements pluvieux retenus pour les deux sites ne sont pas les mêmes. De plus, les surfaces contributrices au ruissellement peuvent varier en fonction des pluies pour un même site ; pour comparer plusieurs sites, on rapporte généralement les flux à la surface ou à la surface active (Tableau 24).

Dans notre cas, **les flux, qu'ils soient bruts ou normalisés à l'hectare actif, sont très supérieurs pour le bassin versant de l'avenue du Banc d'Arguin par rapport à celui des Hironnelles.** Cette différence doit être mise en lien avec le fait que seule une partie des eaux de ruissellement parvient au niveau du bassin d'infiltration des Hironnelles (Cf. paragraphe 6.5.4.), et les valeurs de flux déterminées pour ce site sont inférieures à ce qu'elles devraient être en réalité. A titre d'exemple, sur l'ensemble des événements pluvieux échantillonnés sur les 3 ans d'étude, les volumes cumulés mesurés en entrée du BI de l'avenue du Banc d'Arguin varient de 68 à 880 m³ contre 20 à 340 m³ en entrée du BI des Hironnelles.

7.3.1.2. Flux pour les MES

Les flux bruts médians de MES sont de l'ordre du kg pour le bassin des Hironnelles et de la centaine de kg pour l'avenue du Banc d'Arguin. Les valeurs de flux varient d'un facteur 80 à 100 entre les minimales et les maximales, en fonction des sites.

Les valeurs pour les MES sont variables selon qu'elles ont été déterminées pour les ETM ou les contaminants organiques, tout en restant dans un ordre de grandeur comparable ; ces différences pourraient provenir de protocoles différents dans les mesures de MES.

Les flux maximum de MES pour l'avenue du banc d'Arguin correspond à un événement pluvieux échantillonné le 16 septembre 2017 : un épisode orageux intense et de courte durée avec 10 mm de pluie tombés en l'espace de 20 minutes ; ce qui correspond à une pluie d'un temps de de 2 ans (Cf. chapitre 6).

A noter que pour le bassin versant de l'avenue du Banc d'Arguin, sur les 5 événements retenus dans le calcul des flux pour les MES (MES déterminées pour l'analyse des ETM), 3 se caractérisent par des épisodes pluvieux relativement exceptionnels :

- événement du 16/09/2017 : 10 mm sur une période intense de 30 minutes, correspondant à une période de retour de 2 ans ;
- événement du 25/05/2017 : 20 mm en 1 heure, correspondant à une période de retour de 2 ans ;
- événement du 30 juin 2018 : totalisant 48 mm sur 7 heures, sur une période intense de 30 minutes et correspondant à une période de retour comprise entre 5 et 10 ans (cet événement a été suivi 16h00 plus tard d'un second orage totalisant 59 mm en 1h30 sur une période intense de 30 minutes, et correspondant à une période de retour comprise entre 50 et 100 ans).

7.3.1.2. Flux pour les ETM

Les flux bruts médians pour l'ensemble des ETM sont de l'ordre de 400 g pour les Hironnelles et de 1 kg pour l'avenue du Banc d'Arguin avec Fe et Al qui représentent plus de 90% des flux.

Tableau 23. Flux événementiels bruts des bassins versants des Hirondelles et de l'avenue du Banc d'Arguin (minima, Q20, médianes, Q80 et maxima) en kg pour les MES, en g pour les éléments traces métalliques et en mg pour les HAP.

		Flux événementiels en kg pour les MES, en g pour les ETM et en mg pour les organiques									
		Hirondelles (n= 18 pour les ETM ; n = 13 pour les organiques)					Avenue du Banc d'Arguin (n= 5 pour les ETM ; n = 3 pour les organiques)				
Paramètres	Unité	Min	Q20	Med	Q80	Max	Min	Q20	Med	Q80	Max
MES *	Kg	0.09	0.88	1.70	5.49	9.59	7.33	39.9	122	255	259
Al	g	2.33	9.46	34.0	94.1	178	157	1079	5350	5774	6501
Fe	g	2.50	15.7	26.3	68.7	162	112	746	4006	4250	4703
Ti	g	0.02	1.37	2.72	6.90	49.6	0.36	11	425	489	501
Zn	g	0.05	0.45	1.20	3.03	6.01	5.45	11	120	146	158
Mn	g	0.06	0.49	0.82	1.89	3.86	4.32	18	55	109	116
Cu	g	0.03	0.18	0.31	0.66	1.97	2.05	12.8	29.6	35.8	46.1
V	g	0.01	0.09	0.13	0.24	0.50	0.63	3.3	16.2	16.9	19.3
Pb	g	0.01	0.05	0.11	0.27	0.64	0.48	2.7	20.6	23.3	28.1
Ni	g	0.00	0.03	0.05	0.11	0.23	0.29	3.05	6.11	6.75	7.65
Cr	g	0.00	0.05	0.10	0.16	0.73	0.49	2.2	10.9	12.9	14.8
Sn	g	0.00	0.01	0.03	0.08	0.17	0.28	1.92	5.62	5.89	6.03
Co	g	0.00	0.01	0.02	0.04	0.40	0.07	0.48	2.07	2.67	3.63
As	g	0.00	0.01	0.02	0.04	0.09	0.11	0.48	2.37	2.96	4.42
Mo	g	0.00	0.00	0.01	0.02	0.03	0.08	0.22	0.90	1.30	1.75
Cd	g	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.08	0.42	1.09	2.98
MES **	kg	0.12	1.52	5.76	7.98	14.28	6.46	31.9	70.0	235	346
Somme 15 HAP ***	mg	1.26	7.62	17.45	43.22	93.41	66.4	338	745	3549	5419
Somme 4 HAP ****	mg	0.36	2.75	6.27	16.98	34.71	24.8	135	300	1476	2259
fluoranthène	mg	0.14	1.05	2.28	5.99	10.67	8.16	50.01	113	523	796
B(a)P	mg	0.06	0.31	0.89	2.74	8.27	4.63	25.7	57.2	296	454
glyphosate	mg	1.22	1.39	5.18	14.0	21.1	16.86	27.95	44.57	118.63	168
AMPA	mg	0.39	1.10	2.17	4.61	5.11	11.51	11.62	11.80	18.66	23.23
diflufénican	mg	0.00	0.00	0.12	0.78	1.24	0.87	1.34	2.04	2.41	2.65
propiconazole	mg	0.00	0.00	0.12	0.63	1.05	2.76	5.61	9.87	16.03	20.14
imidaclopride	mg	0.00	0.00	0.00	0.13	0.66	0.58	0.80	1.13	1.99	2.56
tébuconazole	mg	0.03	0.08	0.12	0.23	0.35	0.62	0.82	1.12	1.85	2.34
diuron	mg	0.00	0.08	0.11	0.18	0.30	1.01	2.52	4.78	6.53	7.69
carbendazime	mg	0.00	0.00	0.05	0.12	0.29	0.25	0.42	0.68	1.17	1.49
DMSA / DMST *****	mg	0.00	0.03	0.06	0.13	0.23	0.00	0.00	0.00	0.56	0.93
S-métolachlore	mg	0.00	0.00	0.02	0.06	0.18	0.22	0.26	0.31	0.41	0.47

* : MES déterminées lors de l'analyse des ETM

** : MES déterminées lors de l'analyse des HAP

*** : 16 HAP de l'US-EPA moins le naphtalène (Cf. paragraphe 6.4.2.1)

**** : 4 HAP du protocole d'Aarhus (Cf. paragraphe 6.4.2.1)

***** : DMSA pour les Hirondelles, DMST pour l'avenue du Banc d'Arguin

Tableau 24. Flux évènementiels pour les bassins versants des Hirondelles et de l'avenue du Banc d'Arguin (minima, Q20, médianes, Q80 et maxima), normalisés à la surface active, en kg.ha act⁻¹ pour les MES, en g.ha act⁻¹ pour les éléments traces métalliques et en mg.ha act⁻¹ pour les HAP.

		Flux évènementiels en kg.ha. act ⁻¹ pour les MES, en g.ha.act ⁻¹ pour les ETM et en mg.ha.act ⁻¹ pour les organiques									
		Hirondelles (n= 18 pour les ETM ; n = 13 pour les organiques)					Avenue du Banc d'Arguin (n= 5 pour les ETM ; n = 3 pour les organiques)				
Paramètres	Unité	Min	Q20	Med	Q80	Max	Min	Q20	Med	Q80	Max
MES *	Kg	0.19	1.9	3.6	12.8	20.5	5	29	87	182	185
Al	g	4.98	20.2	73	230	356	113	773	3830	4134	4654
Fe	g	5.34	33.6	56	179	280	80	534	2868	3043	3367
Ti	g	0.07	2.92	5.8	15	106	0.26	8	304	350	358
Zn	g	0.11	0.97	2.56	7.76	10.7	3.90	8	86	105	113
Mn	g	0.13	1.04	1.74	4.79	6.66	3.10	13	39	78	83
Cu	g	0.07	0.37	0.66	1.52	4.22	1.47	9.2	21.2	25.6	33.0
V	g	0.03	0.19	0.27	0.61	0.92	0.45	2.4	11.6	12.1	13.8
Pb	g	0.02	0.10	0.24	0.71	0.95	0.34	2.0	14.7	16.7	20.1
Ni	g	0.00	0.06	0.10	0.28	0.42	0.21	2.19	4.37	4.83	5.48
Cr	g	0.00	0.10	0.21	0.47	1.56	0.35	1.6	7.8	9.2	10.6
Sn	g	0.00	0.02	0.06	0.20	0.28	0.20	1.37	4.02	4.22	4.32
Co	g	0.00	0.02	0.03	0.10	0.50	0.05	0.34	1.48	1.91	2.60
As	g	0.01	0.02	0.05	0.11	0.14	0.08	0.34	1.70	2.12	3.17
Mo	g	0.00	0.01	0.02	0.04	0.06	0.06	0.16	0.65	0.93	1.25
Cd	g	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.05	0.30	0.78	2.13
MES **	kg	0.26	2.97	10.6	16.2	30.5	4.63	22.8	50.1	169	248
Somme 15 HAP ***	mg	2.69	15.2	29.5	70.6	200	47.6	242	533	2541	3880
Somme 4 HAP ****	mg	0.77	5.18	11.1	28.3	74.2	17.7	97	215	1057	1618
fluoranthène	mg	0.30	2.00	4.72	11.4	22.8	5.84	36	81	374	570
B(a)P	mg	0.13	0.62	1.61	4.53	17.7	3.32	18.4	41	212	325.3
glyphosate	mg	16.9	27.9	44.6	119	168	12	20	31.9	84.9	120
AMPA	mg	11.5	11.6	11.8	18.7	23.2	8.24	8.32	8.45	13.3	16.6
diflufenican	mg	2.8	5.6	9.9	16	20	0.62	0.96	1.46	1.72	1.9
propiconazole	mg	1.0	2.5	4.8	6.5	7.7	2	4.01	7.07	11.5	14.4
imidaclopride	mg	0.87	1.34	2.04	2.41	2.65	0.42	0.58	0.81	1.43	1.83
tébuconazole	mg	0.58	0.80	1.13	1.99	2.56	0.45	0.59	0.8	1.33	1.68
diuron	mg	0.62	0.82	1.12	1.85	2.34	0.72	1.8	3.42	4.67	5.51
carbendazime	mg	0.25	0.42	0.68	1.17	1.49	0.18	0.3	0.48	0.84	1.07
DMSA / DMST *****	mg	0.00	0.00	0.00	0.56	0.93	0	0	0	0.4	0.67
S-métolachlore	mg	0.22	0.26	0.31	0.41	0.47	0.16	0.18	0.22	0.29	0.34

* : MES déterminées lors de l'analyse des ETM

** : MES déterminées lors de l'analyse des HAP

*** : 16 HAP de l'US-EPA moins le naphtalène (Cf. paragraphe 6.4.2.1).

**** : 4 HAP du protocole d'Aarhus (Cf. paragraphe 6.4.2.1).

***** : DMSA pour les Hirondelles, DMST pour l'avenue du Banc d'Arguin

Les flux médians de Cu sont de l'ordre de 0.3 et 30 mg respectivement aux Hirondelles et à l'avenue du Banc d'Arguin ; ceux de Cd sont très faibles : de l'ordre du μg pour les Hirondelles et inférieurs au mg pour l'avenue du Banc d'Arguin.

Les flux pour l'ensemble des ETM analysés peuvent varier d'un facteur 40 à 80 entre les minimales et les maximales et en fonction des sites.

7.3.1.3. Flux pour les HAP

Les flux bruts médians pour la somme des 15 HAP (Tableau 23) sont de l'ordre de 17 mg pour les Hirondelles et de 750 mg pour l'avenue du Banc d'Arguin. Les congénères majoritaires sont dans les deux cas, les isomères du benzofluoranthène, le fluoranthène et le pyrène.

Au niveau de l'avenue du Banc d'Arguin, les flux maximums sont observés en date du 16 septembre 2017, ce qui est cohérent avec le caractère exceptionnel de l'évènement pluvieux (NB : les 2 autres évènements exceptionnels du 25 mai et du 30 juin 2018, pris en compte pour le calcul des flux d'ETM, n'ont pas été analysés pour les organiques).

Pour la somme des 15 HAP, les flux peuvent varier d'un facteur 70 à 200 entre les minimales et les maximales et en fonction des sites.

7.3.1.4. Flux pour les pesticides

Dans les Tableaux 23 et 24, les flux sont indiqués pour les 10 pesticides majoritaires.

Les flux sont logiquement dominés par le glyphosate et son métabolite l'AMPA, ils sont respectivement de 45 et 12 mg pour le site de l'avenue du Banc d'Arguin, et de 6 et 2 mg pour le site des Hirondelles.

Les flux bruts médians pour le tébuconazole, le diuron et le carbendazime, substances autorisées comme biocides dans les produits de construction sont respectivement de 1.1, 4.8 et 0.7 mg pour l'avenue d'Arguin et de 0.12, 0.11 et 0.05 mg pour les Hirondelles.

Pour la somme des pesticides, les valeurs de flux peuvent varier d'un facteur 10 à 20 entre les valeurs minimales et maximales et en fonction des sites. Cette variation est moindre que celle observée pour les ETM et les HAP et est probablement liée au fait que seule la phase dissoute a été analysée ici.

7.3.2. Incertitude associée aux flux métalliques

L'incertitude associée au flux a pu être calculée pour les ETM. Les résultats sont présentés dans la Figure et dans l'annexe T.

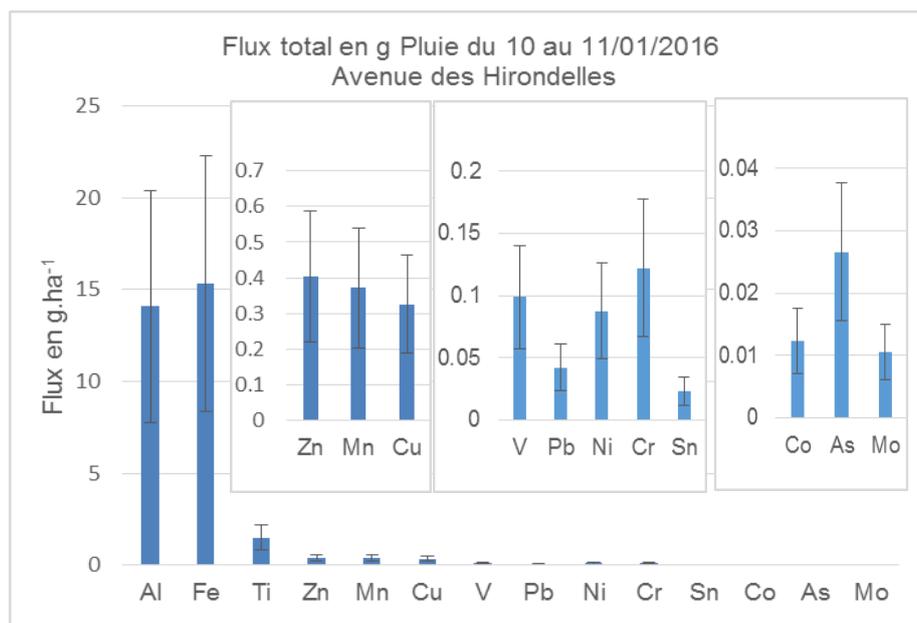


Figure 60. Flux métalliques (en g.ha⁻¹) et incertitudes associées pour l'évènement pluvieux du 10/11/2016, échantillonné au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles.

Tableau 25. Comparaison des flux évènementiels, rapportés à la surface, des Hironnelles et de l'avenue du Banc d'Arguin, avec les flux déterminés dans le projet INOGEV ; exprimés en kg.ha⁻¹ pour les MES, en g.ha⁻¹ pour les éléments traces métalliques et en mg.ha⁻¹ pour les HAP.

	Hironnelles			Av. Banc d'Arguin			Sucy			Chassieu			Pin Sec		
	39 ha			24 ha			228 ha			185 ha			30 ha		
	Q20	Q50	Q80	Q20	Q50	Q80	Q20	Q50	Q80	Q20	Q50	Q80	Q20	Q50	Q80
MES	0.02	0.04	0.14	1.66	5.04	10.58	0.81	0.02	0.2	6.16	8.67	10.91	0.43	1.91	4.72
As	0.000	0.001	0.001	0.02	0.10	0.12	0.01	0	0	0.08	0.13	0.15	0.03	0.04	0.16
Cd	0	0	0	0	0.02	0.05	0	0	0	0.02	0.03	0.05	0	0	0.01
Co	0	0.001	0.001	0.02	0.09	0.11	0	0.01	0.02	0.22	0.29	0.86	0.01	0.03	0.08
Cr	0.001	0.003	0.004	0.09	0.45	0.54	0.04	0.05	0.08	0.55	0.72	1.15	0.01	0.02	0.1
Cu	0.005	0.01	0.02	0.54	1.23	1.49	0.34	0.72	1	2.7	3.48	7.25	0.1	0.21	0.53
Ni	0.001	0.001	0.003	0.13	0.25	0.28	0.02	0.04	0.06	0.52	0.57	1.06	0.02	0.03	0.14
Pb	0.001	0.003	0.01	0.11	0.86	0.97	0.18	0.34	0.4	0.98	1.34	2.6	0.07	0.13	0.4
Ti	0.04	0.07	0.18	0.44	17.71	20.38	0.17	0.28	0.39	2	2.62	3.92	0.06	0.23	0.82
V	0.002	0.003	0.01	0.14	0.68	0.71	0.04	0.07	0.11	0.24	0.29	0.53	0.02	0.04	0.13
Zn	0.01	0.03	0.08	0.44	5.02	6.08	1.96	3.26	4.31	19.4	22.78	45.99	0.91	1.55	5.46
fluoranthène	0.03	0.06	0.15	2.08	4.70	21.78	4.24	6.93	8.38	9.84	12.75	14.91	0.44	2.62	5.41
∑ 13 HAP	0.19	0.43	1.09	13.85	30.61	145.29	23.01	38.22	51.72	64.08	70.44	87.22	2.98	17.89	33.77

Tableau 26. Comparaison des flux évènementiels, normalisés à l'hectare actif, des Hironnelles et de l'avenue du Banc d'Arguin, avec les flux déterminés dans le projet INOGEV ; exprimés en kg.ha act⁻¹ pour les MES, en g.ha act⁻¹ pour les éléments traces métalliques et en mg.ha act⁻¹ pour les HAP.

	Hironnelles			Av. Banc d'Arguin			Sucy			Chassieu			Pin Sec		
	0.5 ha act.			1.4 ha act.			48 ha act.			56 ha act.			7.5 ha act.		
	Q20	Q50	Q80	Q20	Q50	Q80	Q20	Q50	Q80	Q20	Q50	Q80	Q20	Q50	Q80
MES	1.88	3.64	12.8	28.6	87	182	3.85	5.41	12.11	21.67	31.58	37.82	1.7	7.64	18.88
As	0.02	0.05	0.11	0.34	1.7	2.12	0.04	0.08	0.11	0.26	0.43	0.49	0.11	0.17	0.63
Cd	0	0	0.01	0.05	0.3	0.78	0.01	0.01	0.02	0.07	0.09	0.17	0	0.01	0.03
Co	0.02	0.03	0.1	0.34	1.5	1.9	0	0.07	0.11	0.74	0.95	2.88	0.03	0.12	0.33
Cr	0.1	0.21	0.47	1.6	7.8	9.2	0.17	0.25	0.38	1.82	2.41	3.84	0.05	0.08	0.4
Cu	0.37	0.66	1.52	9.2	21.2	25.6	1.61	3.43	4.76	8.91	11.6	24.17	0.41	0.84	2.13
Ni	0.06	0.1	0.28	2.2	4.4	4.8	0.11	0.2	0.28	1.73	1.89	3.52	0.08	0.13	0.55
Pb	0.1	0.24	0.71	1.9	14.7	16.7	0.87	1.61	1.89	3.26	4.46	8.68	0.26	0.54	1.6
Ti	2.92	5.82	14.74	7.5	30	350	0.8	1.34	1.86	6.65	8.73	13.08	0.23	0.91	3.28
V	0.19	0.27	0.61	2.4	11.6	12.1	0.19	0.35	0.51	0.81	0.97	1.77	0.07	0.17	0.53
Zn	0.97	2.56	7.76	7.6	86.2	104.5	9.32	15.55	20.54	64.65	75.92	153.28	3.63	6.21	21.83
fluoranthène	2	4.72	11.36	35.6	80.75	374	20.18	32.98	39.92	32.81	42.49	49.71	1.74	10.47	21.64
∑ 13 HAP	14.78	28.65	69	238	526	2496	109.57	181.99	246.3	213.61	234.82	290.72	11.92	71.54	135.1

L'incertitude associée aux valeurs de flux pour les ETM augmente lorsque les concentrations sont plus faibles, elle est de l'ordre de $\pm 20\%$ pour les éléments les plus présents comme Al et Fe, ce qui indique une bonne fiabilité des valeurs calculées, et devient importante pour les éléments présents en plus faibles quantités comme Mo et Cd (Figure 60).

La démarche réalisée pourra être appliquée aux futurs calculs de flux initiés sur le territoire. Une autre amélioration n'a pu être menée à terme dans le temps du projet : l'étalonnage sur le terrain des débitmètres, en vue d'établir (si nécessaire) un facteur correctif des débits et de déterminer plus précisément le coefficient de rugosité K et la pente I des sites d'étude.

7.3.3. Comparaison à d'autres bassins versants

Les flux déterminés ici sont comparés avec les flux calculés dans le projet INOGEV. Sur la base des flux rapportés à la surface des bassins versants (Tableau 25), et à la surface active (Tableau 26). Il est important de rappeler qu'il s'agit de bassins versants dont les caractéristiques (surface et taux d'imperméabilisation notamment) sont très différentes de celles des bassins versants de **REMPAR** ; *la comparaison reste donc essentiellement d'ordre qualitatif.*

7.3.3.1. Flux rapportés à la surface globale

Pour le bassin des Hirondelles, les flux rapportés à la surface sont très inférieurs à ceux déterminés dans INOGEV.

Pour le bassin versant de l'avenue d'Arguin, les flux pour les HAP sont de l'ordre de grandeur de ceux rapportés dans INOGEV. Les valeurs maximales sont supérieures, probablement car seul un faible nombre d'évènements a été pris en compte pour Arguin, dont un épisode orageux intense (Cf. paragraphes précédents). On retrouve ce même profil pour les MES.

Pour les ETM, on retrouve des valeurs intermédiaires avec les 3 sites d'INOGEV ; pour le Zn par exemple, les valeurs sont proches de celles observées pour les sites de Sucy et de Pin Sec (sites résidentiels), alors que pour V, elles sont plus proches de celles de Chassieu (zone industrielle). Egalement, les flux de Ti sont supérieurs pour Arguin, ce qui est cohérent avec les concentrations plus importantes mesurées en Ti sur les sites de **REMPAR** (Cf. chapitre 6). Bien que cela doive être confirmé, et comme présenté dans le chapitre 6, ces différences pourraient être liées à des apports terrigènes par érosion des sols, liés au fait que les sites de l'avenue d'Arguin et des Hirondelles sont très peu imperméabilisés.

7.3.3.2. Flux rapportés à la surface active

La normalisation à l'hectare actif replace les flux pour le bassin versant des Hirondelles dans des valeurs comparables (bien que plus faibles) à celles des sites INOGEV.

Pour le bassin versant de l'avenue du Banc d'Arguin, les valeurs sont globalement plus élevées que celles d'INOGEV, ce qui est cohérent, d'une part avec les très faibles valeurs de surface imperméabilisées observées sur ce bassin versant, et d'autre part avec le fait qu'il est très probable qu'une partie des surfaces non imperméabilisées contribuent également au ruissellement.

7.3.4. Extrapolation des flux à l'échelle du Bassin d'Arcachon

Compte-tenu de la grande variabilité des évènements pluvieux, de la variabilité communément observée entre des bassins versants différents et des observations réalisées précédemment sur les flux, il est très hasardeux de proposer une valeur de flux de contaminants qui seraient rejetés au Bassin via les exutoires d'eaux pluviales sur une année. L'exercice réalisé ici est donc proposé à titre indicatif afin de donner un premier ordre de grandeur qu'il sera nécessaire d'affiner par plusieurs études complémentaires au niveau de différents bassins versants du territoire.

Compte-tenu du fait que les flux calculés au niveau des Hirondelles sont probablement sous-estimés, le calcul se base sur les flux médians déterminés pour l'avenue du Banc d'Arguin.

Ce flux médian a été multiplié par le nombre d'exutoires pluviaux au Bassin (110), en considérant qu'aucun de ces exutoires n'est équipé de solution compensatoire, ce qui n'est pas le cas, et par le nombre d'évènements pluvieux d'intensité supérieure ou égale 5 mm sur une année sur le Bassin d'Arcachon. Sur la base des données disponibles sur une période 30 ans, ce nombre a été estimé à 50.

Pour les MES, cette extrapolation donne un flux de MES annuel transporté par les eaux pluviales à l'échelle du Bassin de 550 tonnes. Pour donner un ordre d'idée du volume, cela correspond à environ 350 m³ de sable « standard ».

Pour l'ensemble des ETM analysés, un flux annuel de l'ordre de 60 tonnes dont 54 de Fe et Al. Pour le cuivre, le flux est de l'ordre de 160 kg.

Pour la somme de 15 HAP, les flux annuels sur le Bassin sont estimés à environ 4 kg. Pour la somme des 4 HAP du protocole d'Aarhus, un flux de l'ordre de 1.6 kg peut être estimé. Cette dernière valeur est à mettre en regard avec les estimations d'émissions annuelles pour plusieurs sources proposées par Bijoux (2017) : elle est intermédiaire entre les émissions estimées des bateaux (500 g) et du trafic routier (6 kg) et inférieures à celles du résidentiel (chauffage au bois estimé à 30kg) sachant que les eaux de ruissellement ne sont pas une source d'émission mais un vecteur, et notamment un vecteur des émissions liées au trafic routier, au chauffage au bois et aux incendies.

Pour le glyphosate et son métabolite l'AMPA, cette extrapolation donne un flux annuel d'environ 300 g. Toutefois, avec l'entrée en vigueur de la loi de transition énergétique pour la croissance verte et l'interdiction de l'utilisation des pesticides par les collectivités et les particuliers, ces flux devraient diminuer de manière drastique.

Enfin, pour les autres pesticides et notamment les biocides, le flux annuel pour l'ensemble des composés analysés est de l'ordre de 150 g.

7.4. Synthèse

- *Les flux (masses de contaminants) ont été déterminés pour les 2 bassins versants étudiés. Pour le bassin versant de l'avenue du Banc d'Arguin, un faible nombre d'évènements a été pris en compte, dont des évènements pluvieux intenses.*
- *Les flux sont très supérieurs pour le bassin versant de l'avenue du Banc d'Arguin par rapport à celui des Hirondelles, ce qui est cohérent avec le fait que seule une partie des eaux pluviales sur ce bassin ont été collectées.*
- *Les flux bruts médians de matières en suspension sont de l'ordre du kg pour le bassin des Hirondelles et de la centaine de kg pour l'avenue du Banc d'Arguin.*
- *Les flux bruts médians pour l'ensemble des éléments traces métalliques (ETM) sont de l'ordre de 400 g pour les Hirondelles et de 1 kg pour l'avenue du Banc d'Arguin, avec Fe et Al qui représentent plus de 90% des flux.*
- *L'incertitude associée aux valeurs de flux a pu être déterminée pour les ETM.*
- *Les flux bruts médians pour la somme des 15 HAP sont de l'ordre de 17 mg pour les Hirondelles et de 750 mg pour l'avenue du Banc d'Arguin. Les congénères majoritaires sont dans les deux cas, les isomères du benzofluoranthène, le fluoranthène et le pyrène.*
- *Les flux bruts médians pour les pesticides sont dominés par le glyphosate et son métabolite l'AMPA. Ils sont respectivement de 6 et 2 mg pour le site des Hirondelles, et de 45 et 12 mg pour le site de l'avenue du Banc d'Arguin.*
- *La comparaison des valeurs de flux (rapportés à la surface) avec des bassins versants de typologies différentes au niveau national montre des valeurs inférieures pour Hirondelles et globalement du même ordre de grandeur pour l'avenue du Banc d'Arguin.*
- *La comparaison des valeurs de flux (rapportés à la surface active) montre, pour le bassin versant de l'avenue du Banc d'Arguin, des valeurs globalement plus élevées, ce qui est cohérent avec les faibles valeurs de surface imperméabilisées de ce bassin versant, et avec le fait qu'une partie des surfaces non imperméabilisées contribue probablement au ruissellement.*
- *L'extrapolation à l'échelle du Bassin d'Arcachon des flux de micropolluants reste, à ce stade, délicate.*

8. Résultats – efficacité du bassin de rétention des Hirondelles pour l’abattement des concentrations en micropolluants et transfert vers la nappe

Si les systèmes favorisant l'infiltration des eaux de ruissellement connaissent un fort développement en zones urbaines et périurbaines, des interrogations demeurent quant à l'accumulation et au transfert éventuel de micropolluants dans le sol de ces dispositifs (Tedoldi et al., 2016) et l'étude de la spéciation des micropolluants n'est pas suffisante. Dans le cadre de **REMPAR**, un volet des travaux a été dédié à l'étude du transfert des contaminants depuis les eaux pluviales interceptées dans le bassin d'infiltration vers la nappe.

8.1. Efficacité *a priori* du bassin d'infiltration

Une des spécificités admise de la pollution des eaux pluviales est qu'elle est essentiellement présente sous forme particulaire, ce qui a orienté les gestionnaires vers des traitements par infiltration ou décantation. C'est le cas des bassins d'infiltration qui sont conçus pour abattre la pollution des eaux pluviales par filtration au travers du sol sableux. Bien que n'étant pas suffisante, l'étude de la spéciation des micropolluants (répartition entre les phases dissoute et particulaire) permet une première estimation *a priori* de l'efficacité de ces ouvrages.

8.1.1. Eléments traces métalliques

L'étude de la répartition phase dissoute / phase particulaire des ETM dans les eaux pluviales au niveau du BI des Hirondelles (et de l'avenue du Banc d'Arguin) montre qu'ils sont très largement présents sous forme particulaire (Tableau 27). La répartition est très proche de celle observée dans Gasperi et al. (2018). Ces résultats suggèrent une bonne efficacité *a priori* des ouvrages de type bassin d'infiltration pour la rétention des ETM.

Tableau 27. Partition des éléments traces métalliques dans les eaux pluviales échantillonnées sur le site des Hirondelles (n= 18), comparaison avec les résultats du projet INOGEV.

Particulaire	< 20%	< 50%	50 - 80 %	> 80%
REMPAR Hirondelles		Mo 48 ± 34	Zn (77 ± 24) Cu (71 ± 18) V (75 ± 17) As (62 ± 24)	Al (98 ± 4.5) Fe (93 ± 21) Ti (96 ± 12) Mn (93 ± 5) Pb (93 ± 7) Ni (97 ± 4) Cr (90 ± 11) Sn (100) Co (89 ± 10)
INOGEV	Sr (13 ± 10)	As (48 ± 18)	Cd (63 ± 30) Mo (63 ± 40) Ni (54 ± 18) V (62 ± 18) Zn (60 ± 23) Cu (73 ± 13)	Co (80 ± 34) Cr (85 ± 11) Pb (94 ± 4) Ti (94 ± 9)

Note : Cd n'est pas indiqué dans le tableau car beaucoup de valeurs sont < LQ, toutefois, lorsqu'il est détecté, cet élément est très majoritairement présent sous forme particulaire.

8.1.2. Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Comme pour les ETM, l'étude de la répartition dissous / particulaire pour les HAP indique que ceux-ci sont très majoritairement présents sous forme particulaire (Tableau 28).

Tableau 28. Partition des HAP dans les eaux pluviales échantillonnées sur le site des Hirondelles (n= 20), comparaison avec les résultats du projet INOGEV.

Partition	< 50%	50 - 80 %	> 80%
REMPAR (Hirondelles)		acénaphtène (71 ± 26) phénanthrène (80 ± 17)	acénaphtylène (86 ± 24) fluorène (81 ± 17) anthracène (85 ± 16) fluoranthène (95 ± 10) pyrène (91 ± 10) benzo(a)anthracène (98 ± 3) chrysène (96 ± 5) benzo(b,k,J)fluo (98 ± 5) benzo(e)pyrène (97 ± 5) benzo(a)pyrène (98 ± 1.6) pérylène (92 ± 9) indeno(1,2,3-cd)pyrène (98 ± 2) dibenzo(a,h)anthracène (92 ± 8)
INOGEV	naphtalène (48 ± 28)	anthracène (60 ± 44) fluorène (70 ± 31)	acénaphtylène (90 ± 37) acénaphtène (82 ± 28) phénanthrène (84 ± 12) fluoranthène (93 ± 5) pyrène (93 ± 5) benzo(a)anthracène (100 ± 22) chrysène (97 ± 4) benzo(b)fluoranthène (99 ± 2) benzo(k)fluoranthène (99 ± 2) benzo(a)pyrène (100 ± 1) indeno(1,2,3-cd)pyrène (100) dibenzo(a,h)anthracène (100) benzo(g,h,i)pérylène (99 ± 1)

8.1.3. Pesticides

Concernant les pesticides, seule la phase dissoute a été analysée ici. La répartition des pesticides entre les phases dissoute et particulaire dépend de leurs propriétés physico-chimiques et notamment de leur Kow. Bien que ce dernier paramètre ne décrive pas précisément le comportement de tous les pesticides, il est communément utilisé comme un indicateur pour prédire la distribution des substances et il est admis qu'un Log Kow supérieur à 4 indique que la molécule aura une affinité forte pour la phase particulaire. Les valeurs de Kow retrouvées pour les substances suivies ici sont compilées dans Tableau 29. Sur la base de ces valeurs, et à l'exception de la bifenthrine et du diflufénican, le bassin d'infiltration ne devrait avoir *a priori* qu'une efficacité partielle sur l'abattement en pesticides.

Tableau 29. Valeurs de Log Kow retrouvées pour les pesticides analysés.

Substances	Log Kow	Substances	Log Kow	Substances	Log Kow
1343 DCPMU	non retrouvé	diuron	2.68	glyphosate	-4
AMPA	-2.17	DMSA	1.59	imazalil	3.8
atrazine-2-hydroxy	2.09	DMST	non retrouvé	métolachlore OA	non retrouvé
bifenthrine	6	éconazole	3.85	propiconazole	3.72
chlorpyrifos ethyl	NR	époconazole	3.44	tébuconazole	3.7
diazinon	3.81	fluquinconazole	3.24	terbutylazine désethyl	non retrouvé
diflufénican	4.9	glyphosate	-4	tétraconazole	3.56

8.2. Etude du transfert des micropolluants vers la nappe – Prérequis : suivi de la conductivité

Afin de le caractériser le transfert potentiel des micropolluants des eaux pluviales vers la nappe, des prélèvements ont été réalisés dans des piézomètres mis en place au niveau du BI des Hirondelles (un en amont et un en aval).

Ces prélèvements ont été effectués lors du passage des eaux pluviales infiltrées ou par temps sec (Cf. paragraphe 3.1.3).

8.2.1. Traçages à la saumure – évaluation du temps de séjour des eaux pluviales interceptées par le bassin d'infiltration

Avant de procéder aux campagnes de prélèvements, des traçages à la saumure ont été réalisés en vue de :

- vérifier de manière expérimentale que le piézomètre aval était bien sous influence des eaux infiltrées dans le bassin ;
- évaluer le temps de décalage entre un évènement pluvieux et le passage des eaux infiltrées au niveau du piézomètre aval (« temps de séjour » des eaux pluviales dans le bassin d'infiltration ». En effet, compte-tenu de la vitesse estimée de la nappe ($0.5 \cdot 10^{-5}$ m/s ; en considérant une conductivité hydraulique de $1.4 \cdot 10^{-4}$ m.s⁻¹) ce décalage pouvait être important.

Trois traçages ont été réalisés en injectant de la saumure dans un des événements du bassin d'infiltration, selon le protocole décrit en Annexe U :

- le premier traçage a été effectué le 13/04/2016 ; il coïncidait avec une pluviométrie assez faible et des temps sec importants. Il a donné deux pics de conductivité (Figure 62) : le premier pour un temps de séjour de 4 semaines, et le second pour un temps de séjour de semaines (ce second pic a été enregistré après une averse de 20 mm le précédant de 3 semaines) ;
- un second traçage a été réalisé le 13/09/2016 ; il coïncidait avec une averse de 30 mm de hauteur. Le temps de séjour observé a été de 3 semaines.
- enfin, un troisième traçage a été réalisé le 12/01/2017, le pic de conductivité a été atteint 6 semaines plus tard (Tableau 30).

Tableau 30. Récapitulatif des temps de séjours mesurés lors des trois traçages à la saumure.

Date de l'injection de la saumure	Date d'observation du pic de conductivité au piézomètre aval	Temps écoulé en jour
13/04/2016	31/05/2016	48
13/09/2016	07/10/2016	24
12/01/2017	14/03/2017	61

Si les traçages ont permis de confirmer que le piézomètre aval était bien sous influence du bassin d'infiltration, ils montrent également que les temps de séjour des eaux pluviales dans le bassin d'infiltration :

- ont une durée de plusieurs semaines ;
- sont très variables et probablement en lien avec l'intensité et le nombre d'évènements pluvieux les ayant précédés.

Compte-tenu du faible nombre de traçages réalisés, il n'a toutefois pas été possible d'identifier de lien entre ce temps et les caractéristiques hydrologiques (nombre de jours de temps sec, hauteur de pluie...) de l'évènement pluvieux.

8.2.2. Evolution de la conductivité dans le piézomètre amont

Les 3 ans de suivi de conductivité sont représentés dans les Figures 61 et 62. La conductivité dans le piézomètre amont est globalement stable. On observe toutefois une évolution cyclique de la conductivité avec des rythmes de hausse et de baisse semestriels (Figure 61) et dont les valeurs sont comprises entre 0.3 et 0.7 mS.cm⁻¹.

8.2.3. Evolution de la conductivité dans le piézomètre aval

En comparaison du piézomètre amont, on observe dans le piézomètre aval de fréquentes chutes de conductivité qui signent l'infiltration des eaux pluviales (Figure 62). Ces baisses peuvent s'étaler sur plusieurs jours avec une diminution de 0.2 à 0.35 mS.cm⁻¹.

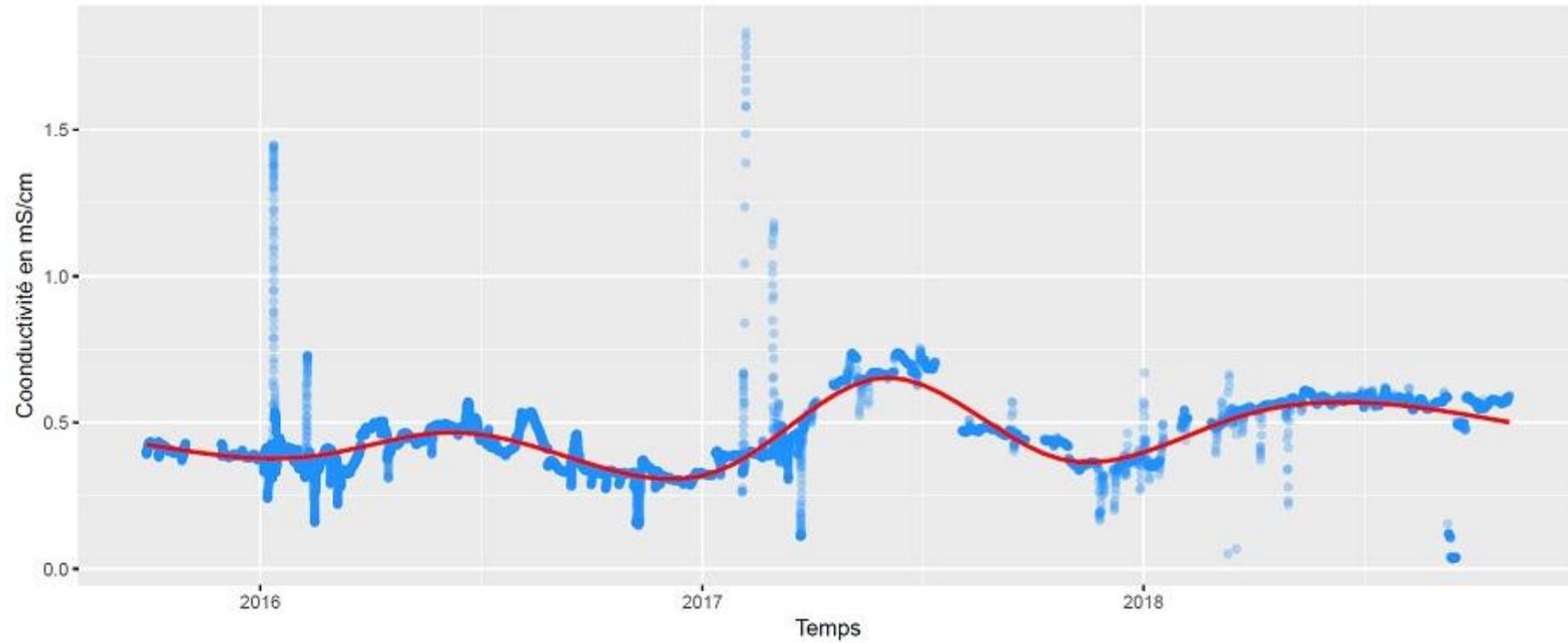


Figure 61. Variation de la conductivité (exprimée en ms.cm^{-1}) dans le piézomètre amont du bassin d'infiltration des Hirondelles.

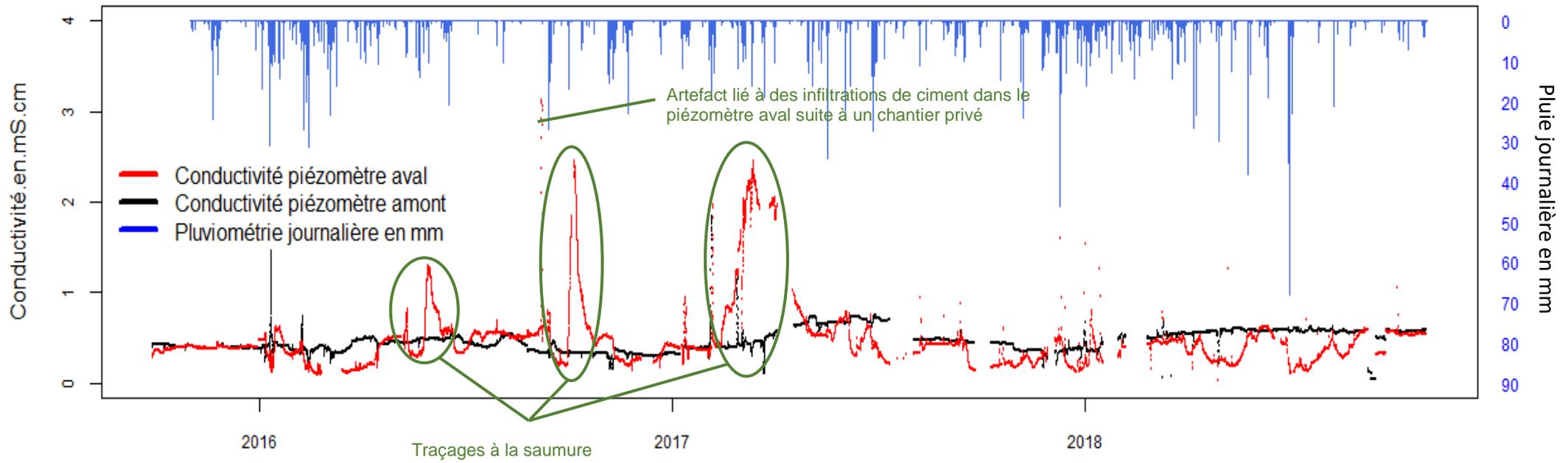


Figure 62. Variation de la conductivité (exprimée en ms.cm^{-1}) dans les piézomètres du bassin d'infiltration des Hirondelles.

On observe aussi la présence de pics de conductivité. Ces pics sont des artefacts qui peuvent correspondre à des infiltrations ponctuelles d'eau de ruissellement dans le piézomètre aval, dont le bouchon s'est révélé ne pas être totalement hermétique. Ainsi, au deuxième semestre 2016, le piézomètre aval a vu l'infiltration de ciment suite au nettoyage du chantier d'un particulier ; infiltration ayant conduit à un encrassement de la sonde (Figure 63) et à une dépression passagère des agents du SIBA.



Figure 63. Infiltration de ciment dans le piézomètre aval suite à un chantier, et encrassement subséquent de la sonde.

8.3. Transfert des éléments traces métalliques dans la nappe – Analyses ponctuelles

8.3.1. Campagnes préliminaires

Une première série de prélèvements a été réalisée afin de tester les pompes (pompe inox et pompe plastique) et d'évaluer la pertinence de suivre séparément les phases dissoute et particulaire pour les ETM ou de se limiter à la phase totale. Compte-tenu des très faibles valeurs de MES mesurées lors des premiers tests, il a été décidé de ne suivre que les concentrations totales.

Les blancs de prélèvement n'ont pas été réalisés : les premiers essais n'ayant pas permis la mise en place d'un protocole adéquat et représentatif du prélèvement, notamment compte-tenu du temps de vidange de 20 minutes précédant le prélèvement effectif. Cependant, une procédure de nettoyage des pompes a été réalisée selon un protocole proche de celui appliqué aux préleveurs automatiques.

8.3.2. Campagnes réalisées

Les mesures de conductivité ont servi à caler les prélèvements :

- conductivité dans le piézomètre aval comparable à la conductivité dans le piézomètre amont pour les campagnes de prélèvements sans influence des eaux pluviales ;
- conductivité plus basse dans le piézomètre aval pour les campagnes de prélèvements sous influence des eaux pluviales (Figure 64).

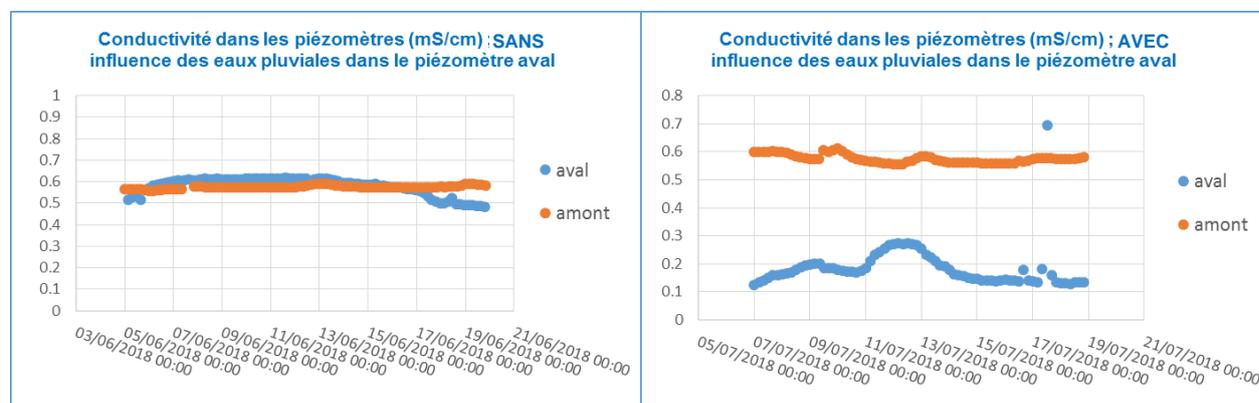


Figure 64. Calage des prélèvements dans les piézomètres : exemples de valeurs de conductivité mesurées dans les piézomètres.

L'Annexe V compile l'ensemble des campagnes de prélèvements réalisés dans les piézomètres. Trois campagnes de 3 prélèvements chacune (prélèvements espacés de 3 ou 4 jours à chaque fois) ont été réalisés sans influence des eaux pluviales infiltrées, et 2 campagnes de 3 prélèvements chacune ont été réalisées sous influence des eaux pluviales infiltrées.

8.3.3. Résultats - empreinte métallique dans le piézomètre amont du bassin d'infiltration

Les résultats pour l'empreinte métallique dans la nappe au niveau du piézomètre amont sont présentés dans la Figure 65. La nappe est largement dominée par Fe qui est présent à des teneurs de l'ordre du mg.L^{-1} , suivi par Mn présent à des niveaux de l'ordre de la vingtaine de $\mu\text{g.L}^{-1}$. Plusieurs éléments sont présents à des niveaux de l'ordre du $\mu\text{g.L}^{-1}$: dont Al, As, Ni, Ti, V et Zn.

La mise en regard avec les données compilées dans la base ADES (<https://ades.eaufrance.fr>) pour un autre piézomètre situé à 6 km à l'Est montrent des différences notables pour les principaux éléments : Al et Zn notamment. Ces différences ne s'expliquent pas pour le moment (Annexe W).

Comme cela était attendu, l'analyse statistique des teneurs métalliques dans le piézomètre amont montre qu'elles ne sont pas affectées par les eaux pluviales infiltrées (Cf. Annexe X) ; l'ensemble des données amont pour les ETM est donc traité d'un seul bloc.

8.3.4. Résultats – évolution de l'empreinte métallique dans le piézomètre aval du bassin d'infiltration

8.3.4.1. Analyses statistiques

Les comparaisons entre les piézomètres et en fonction des différentes conditions (baisse ou non de conductivité dans le piézomètre aval) ont été réalisées grâce au test non paramétrique de Wilcoxon ($p < 0,05$). Les analyses et les tests ont été réalisés à l'aide du logiciel R et des packages Rcmdr et conover.test. R Development Core Team (2005). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org>.

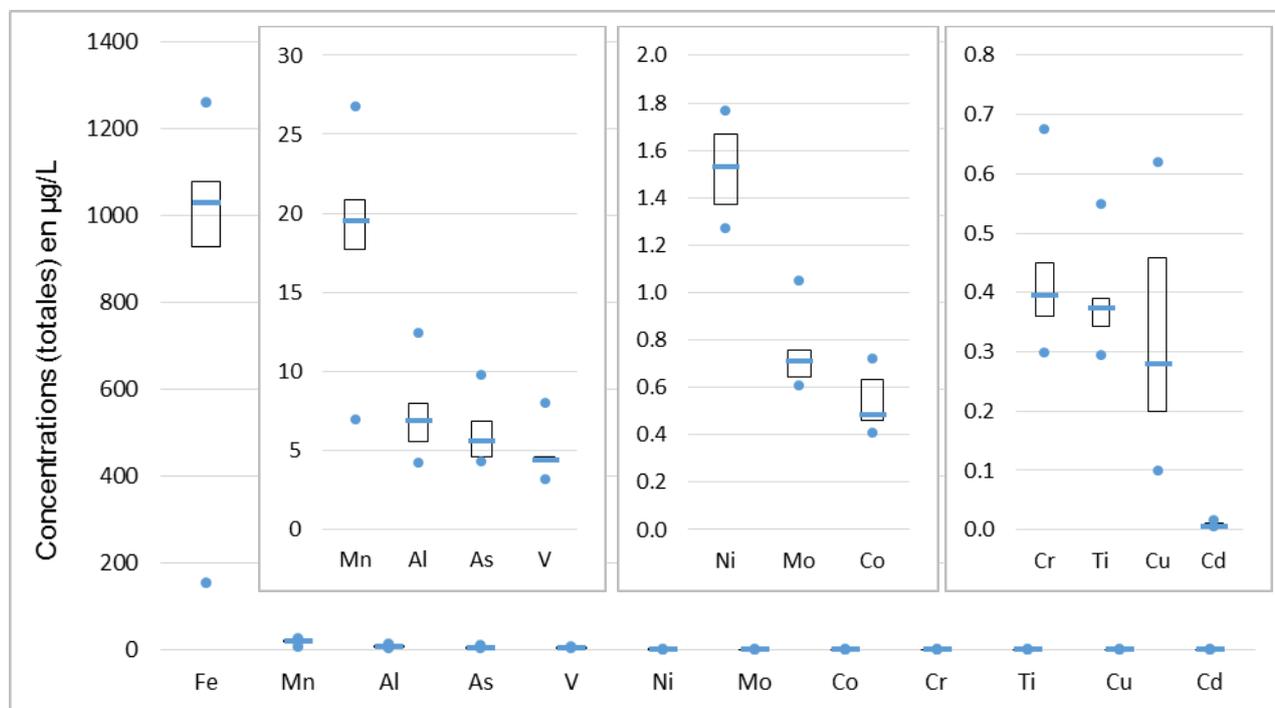


Figure 65. Concentrations en éléments traces métalliques (totales), en $\mu\text{g.L}^{-1}$ dans la nappe, en amont du bassin d'infiltration des Hirondelles.

8.3.4.2. Vue d'ensemble des résultats

Les résultats sont synthétisés dans la Figure 66 ; les résultats des analyses statistiques sont présentés dans l'Annexe X. **Les résultats montrent une différence dans les concentrations en ETM entre les piézomètres amont et aval de l'ouvrage ; mais également des comportements différents des ETM selon que le piézomètre aval est sous influence des eaux pluviales infiltrées ou non.**

On peut classer ici les ETM en 5 groupes :

- les ETM dont les teneurs augmentent lors du passage des eaux pluviales infiltrées dans la nappe ;
- les éléments dont les teneurs sont systématiquement plus élevées en aval du bassin d'infiltration ;
- les éléments dont les concentrations diminuent lors du passage des eaux pluviales ;
- les éléments dont les concentrations diminuent entre l'amont et l'aval du bassin d'infiltration ;
- enfin, les ETM dont les concentrations n'évoluent pas entre l'amont et l'aval du bassin d'infiltration.

8.3.4.3. Eléments dont les concentrations augmentent lors de l'infiltration des eaux pluviales

Al, *Cu*, *Pb*, *Ti* et *Zn* sont les 5 ETM qui augmentent lors du passage des eaux pluviales infiltrées.

Al : ses concentrations augmentent de manière significative lorsque le piézomètre aval est sous influence des eaux infiltrées : les teneurs médianes sont multipliées par 8. Les concentrations en *Al* augmentent également de manière significative entre l'amont et l'aval lorsque le piézomètre n'est pas sous influence, mais cette augmentation reste faible : les valeurs mesurées passant de 6.9 à 9.6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (soit une augmentation d'un facteur 1.4).

Cu suit un profil comparable à *Al*. Par rapport au piézomètre amont, les concentrations médianes dans le piézomètre aval sont plus élevées d'un facteur 4 lors du passage des eaux infiltrées. Elles augmentent également, mais d'un facteur plus faible (1.4) lorsque ce dernier n'est pas sous influence des eaux infiltrées.

Pb présente un profil différent des 2 premiers éléments. Cet élément n'est jamais détecté dans le piézomètre amont ; de plus, il n'est détecté dans le piézomètre aval que lors du passage des eaux pluviales infiltrées. Lorsque *Pb* est détecté, ses concentrations sont de l'ordre de $\mu\text{g.L}^{-1}$ et restent proches des LQ.

Ti voit ses concentrations multipliées par 10 dans le piézomètre aval lorsque celui-ci est sous influence des eaux infiltrées. Contrairement à *Al* et *Cu*, les teneurs en *Ti* ne diffèrent pas entre les piézomètres amont et aval lorsqu'il n'est pas sous influence des eaux infiltrées.

Zn : comme pour *Ti*, les concentrations en *Zn* n'augmentent dans le piézomètre aval que lors du passage des eaux infiltrées. Cette hausse n'est cependant portée que par une seule valeur mesurée très élevée (56 $\mu\text{g.L}^{-1}$) et doit donc être considérée avec prudence.

8.3.4.4. Eléments dont les concentrations augmentent systématiquement par rapport à l'amont

Co, *Ni* et *V* sont les éléments dont les teneurs sont systématiquement plus élevées en aval du bassin d'infiltration des Hirondelles, que le piézomètre aval soit ou non sous influence des eaux pluviales infiltrées. Les concentrations y sont significativement plus élevées d'un facteur 7, 6 et 1.3 pour *Co*, *Ni* et *V* respectivement.

Dans le piézomètre aval, et à l'inverse de *Al* et *Cu*, les concentrations en *Co*, *Ni* et *V* (Annexe Y) n'augmentent pas lors du passage des eaux pluviales infiltrées ; elles sont soit équivalentes dans le cas de *V*, soit présentent des tendances à la diminution pour *Co* et *Ni* (diminution significative dans le cas de *Ni*).

8.3.4.5. Eléments dont les concentrations diminuent lors de l'infiltration des eaux pluviales

Seul *Cr* suit ce profil. Ses concentrations sont équivalentes entre l'amont et l'aval du bassin d'infiltration et on observe une diminution d'un facteur 2.5 (mais non significative) dans le piézomètre aval lors du passage des eaux pluviales infiltrées.

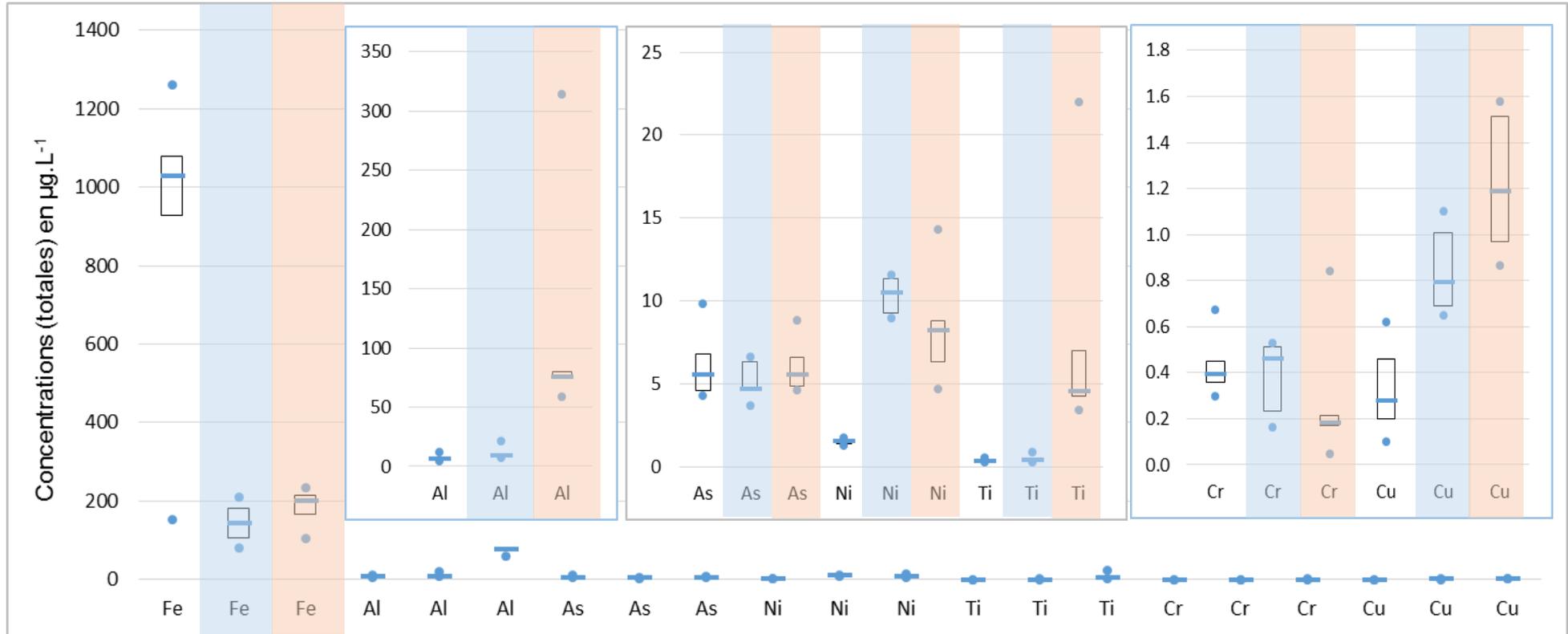


Figure 66. Concentrations totales (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) des éléments traces métalliques dans le piézomètre amont (en blanc), et dans le piézomètre aval lorsque ce dernier est sous influence des eaux pluviales infiltrées (en orangé) ou non (en bleu).

Sont représentés médiane, maximum, minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles.
Par souci de clarté, seule une partie des éléments sont représentés sur cette figure.

8.3.4.6. Eléments dont les concentrations diminuent systématiquement par rapport à l'amont

Fe, Mn et Mo sont les 3 éléments dont les concentrations sont systématiquement plus faibles dans le piézomètre aval que dans le piézomètre amont. Les concentrations respectives en Fe, Mn et Mo diminuent significativement d'un facteur 6, 2.5 et 1.7 respectivement. Par ailleurs, les teneurs de ces 3 éléments ne varient dans le piézomètre aval qu'il soit ou non sous influence des eaux pluviales.

8.3.4.7. Eléments dont les concentrations n'évoluent pas entre l'amont et l'aval du bassin

As et Cd ne montrent pas d'évolution entre l'amont et l'aval. Pour Cd, il reste toutefois difficile de conclure avec certitude car beaucoup des résultats affichent des valeurs inférieures à la LQ.

8.4. Transfert des éléments traces métalliques dans la nappe – Analyses par DGT

8.4.1. Campagnes réalisées

Le Tableau 31 compile les campagnes de pose de DGT réalisées dans les piézomètres. Six campagnes ont été réalisées.

Remarque : La campagne 0 correspond à une campagne de test qui a été réalisée durant un des traçages à la saumure et dont les résultats ne sont pas pris en compte pour l'interprétation.

Tableau 31. Récapitulatif des campagnes d'immersion des DGT dans les piézomètres du bassin d'infiltration des Hirondelles.

	Date de pose	Date de récupération	Influence des eaux pluviales
Campagne 0 *	5 avril 2017	19 avril 2017	Non
Campagne 1	13 juillet 2017	28 juillet 2017	Oui
Campagne 2	27 septembre 2017	11 octobre 2017	Oui
Campagne 3	18 janvier 2018	30 janvier 2018	Oui
Campagne 4	07 février 2018	26 février 2018	Non
Campagne 5	10 septembre 2018	25 septembre 2018	Non

8.4.2. Empreinte métallique dans le piézomètre amont du bassin d'infiltration

Globalement, *les concentrations labiles mesurées par les DGT sont inférieures aux concentrations totales* mesurées lors des prélèvements ponctuels. La différence peut-être importante avec par exemple un facteur 300 dans le cas de Fe (Figure 67).

L'empreinte en ETM dans le piézomètre amont est présentée dans la Figure 67. Celle-ci est dominée par Fe et Mn et globalement cohérente avec les analyses ponctuelles.

On note une variabilité importante dans les résultats pour Al, Cr, Cd et Pb. Pour les 3 derniers ETM, ceci peut être lié au fait que beaucoup de valeurs soient en dessous des LQ ; pour Al, il n'y a pas d'explication à ce stade.

Enfin, comme dans le cas des prélèvements ponctuels, on n'observe pas de différences significatives entre les valeurs mesurées lorsque le piézomètre aval est sous influence ou non des eaux pluviales. Par conséquent, dans l'interprétation des résultats, l'ensemble des données « amont » est traitée d'un seul bloc.

8.4.3. Empreinte métallique dans le piézomètre aval du bassin d'infiltration

8.4.3.1. Vue d'ensemble des résultats

Les résultats sont présentés dans la Figure 68. Les mêmes analyses statistiques que précédemment ont été conduites et les résultats sont présentés en Annexe Z.

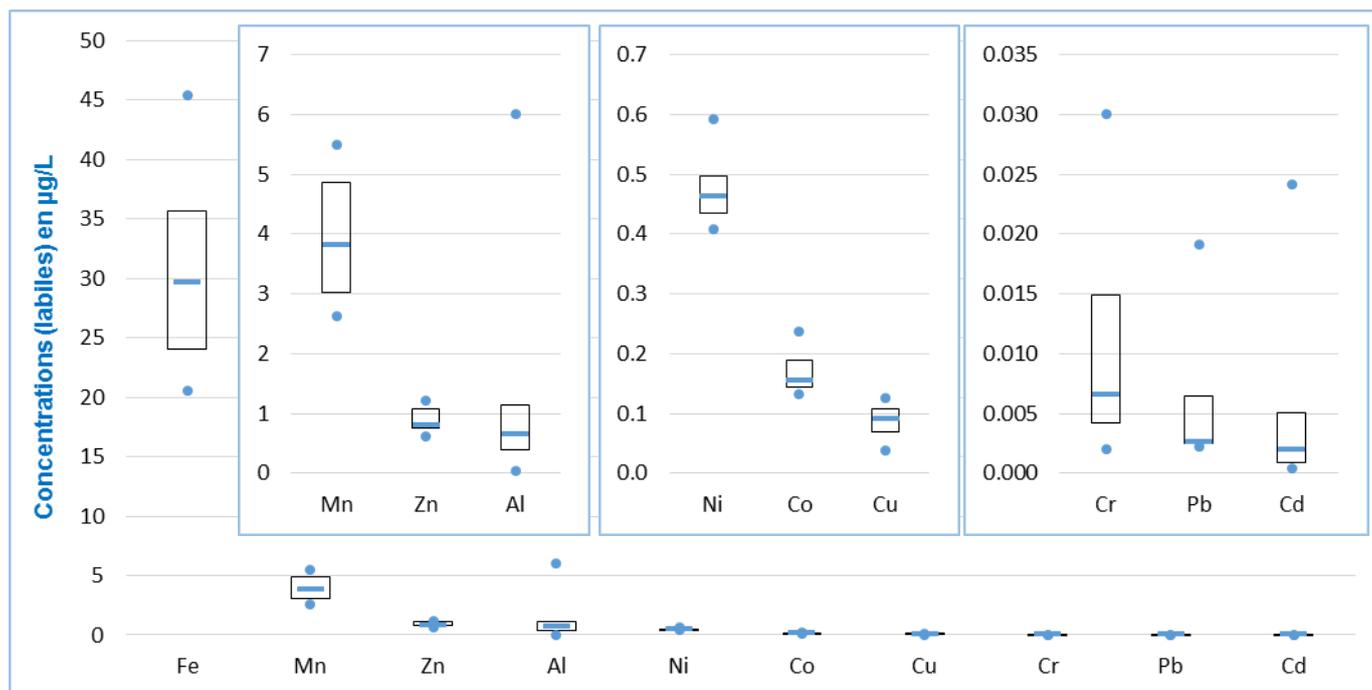


Figure 67. Empreinte métallique dans le piézomètre amont au bassin d'infiltration, concentrations labiles mesurées par DGT (en µg/L).

Comme dans le cas des mesures ponctuelles, on observe des comportements différents entre les éléments, dans le piézomètre aval, selon qu'il est sous influence des eaux infiltrées ou non. **Pour la plupart des ETM, on retrouve le même comportement qu'avec les mesures ponctuelles.**

8.4.3.2. Éléments dont les concentrations augmentent par rapport à l'amont

Al, *Co*, *Cu*, *Ni* et *Zn* affichent des concentrations labiles systématiquement supérieures (différences significatives) dans le piézomètre aval, qu'il soit ou non sous influence des eaux pluviales infiltrées (Figure 68).

- Contrairement à ce qui a été observé avec les prélèvements ponctuels, les concentrations en *Al* et *Cu* n'évoluent pas dans le piézomètre aval, qu'il y ait ou non infiltration des eaux pluviales.
- Pour *Co* et *Ni*, comme dans le cas des prélèvements ponctuels, ces 2 éléments diminuent (de manière significative) dans le piézomètre aval lors du passage des eaux infiltrées.
- Seul *Zn* montre une augmentation significative en aval lors du passage des eaux pluviales infiltrées.

8.4.3.3. Éléments dont les concentrations diminuent par rapport à l'amont

Fe et *Mn* affichent des concentrations significativement plus faibles à l'aval qu'à l'amont du bassin d'infiltration. Pour *Fe*, cette diminution n'est significative que lorsque piézomètre aval est sous influence des eaux infiltrées.

8.4.3.4. Éléments peu quantifiés dans les DGT

Ag n'a été quantifié que dans un très faible nombre de prélèvements, il n'est donc pas commenté ici. Pour *Cd*, *Cr* et *Pb*, il est difficile de conclure à une évolution, car pour ces 3 éléments, environ 50% des valeurs sont inférieures à la LQ.

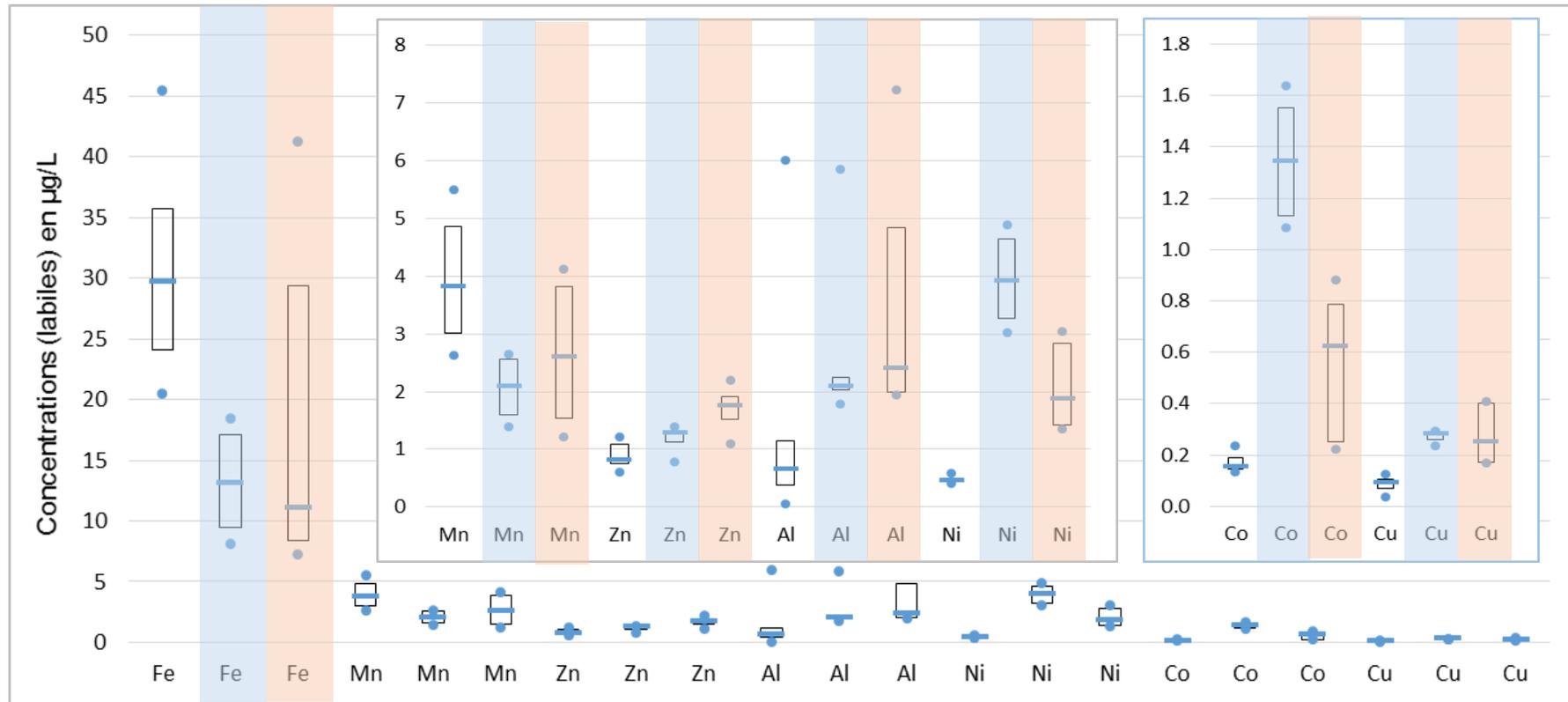


Figure 68. Concentrations labiles (en $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) en éléments traces métalliques mesurées par DGT dans le piézomètre amont (en blanc) du bassin d'infiltration, et dans le piézomètre aval lorsque ce dernier est sous influence des eaux pluviales (en orangé) infiltrées ou non (en bleu).

Sont représentés médiane, maximum, minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles.

8.4.5. Discussion pour les éléments traces métalliques

8.4.5.1. Transfert des éléments dans la nappe

Le comportement des ETM dans le piézomètre aval est très contrasté mais on peut dégager plusieurs tendances :

Cinq éléments signalent un passage des eaux infiltrées dans la nappe, il s'agit de Al, Cr, Cu, Pb et Ti.

Les concentrations en Al et Ti n'augmentent dans le piézomètre aval que lors du passage des eaux infiltrées. Cette augmentation cohérente avec le fait que ces deux éléments font partie des éléments qui dominent l'empreinte de contamination dans les eaux pluviales (Cf. chapitre 6) ; par exemple, les médianes de concentrations en Al dissous sont de l'ordre du mg.L^{-1} dans les eaux pluviales et de l'ordre de la dizaine de $\mu\text{g.L}^{-1}$ dans les eaux de nappe⁶.

Pour Cr, les diminutions des concentrations lors du passage des eaux infiltrées sont plus difficiles à expliquer : les niveaux de concentrations entre les eaux pluviales et les eaux de nappe étant sensiblement les mêmes (respectivement 0.3 et 0.5 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

Cu, enfin présente un comportement différent : si ses concentrations sont significativement plus élevées dans le piézomètre aval lors du passage des eaux infiltrées, elles sont également systématiquement plus élevées que dans le piézomètre amont.

Pb augmente également lors du passage des eaux infiltrées, avec toutefois des teneurs très proches des LQ.

Plusieurs éléments indiquent un potentiel relargage des éléments interceptés par le bassin d'infiltration dans la nappe. Ces éléments peuvent être classés en 3 groupes : Fe, Mn et Mo ; Ni et Co ; et Cu,

Les concentrations de Fe, Mn et Mo diminuent systématiquement dans le piézomètre aval mais ne semblent pas affectées par le passage des eaux infiltrées.

Ces diminutions pourraient être liées au fait dans les eaux pluviales, ces éléments soient présents à des concentrations inférieures à celles que l'on va retrouver dans la nappe. Pour Fe, par exemple, et bien que cet élément soit majoritaire dans les eaux pluviales, la nappe présente déjà des concentrations importantes en Fe, de l'ordre du mg.L^{-1} , alors qu'elles ne sont que d'une 20^{aine} de $\mu\text{g.L}^{-1}$ dans les eaux pluviales ; ainsi les eaux infiltrées « dilueraient » les eaux de nappe.

Les concentrations en Co et Ni augmentent systématiquement dans le piézomètre aval, ce qui semble indiquer un relargage permanent de ces éléments par le bassin dans la nappe. Le fait que les concentrations dans le piézomètre aval soient moins élevées lors du passage des eaux infiltrées (tout en restant supérieures à celles du piézomètre amont) ne s'explique pas pour le moment.

Cu, qui signe un passage des eaux pluviales infiltrées (Cf. *supra*) semble être aussi relargué en permanence par le bassin d'infiltration.

Enfin, deux éléments (As et Cd) affichent des concentrations stables, quelles que soient les conditions.

A ce stade, même s'il reste difficile de porter une conclusion définitive, **le comportement de plusieurs éléments et notamment de Fe pourrait indiquer une infiltration lente et permanente des eaux stockées dans l'ouvrage associée à un transfert de certains éléments interceptés dans le massif sableux.**

D'autres hypothèses, comme un relargage lié aux matériaux utilisés pour la conception de l'ouvrage ou encore la présence d'un rejet non identifié à proximité de l'ouvrage, bien que peu probables, ne peuvent être exclues à ce stade.

⁶ On compare ici des concentrations dissoutes dans les eaux pluviales et des concentrations totales dans les eaux de nappe. Toutefois, comme indiqué dans le paragraphe 8.3.1, les premiers essais réalisés ont rapporté des taux de MES très faibles dans la nappe et des valeurs de concentrations dissoutes très proches des valeurs de concentrations totales.

L'hypothèse d'une remontée des eaux de mer dans la nappe à l'aval de l'ouvrage (pour mémoire, le bassin d'infiltration des Hirondelles est situé à proximité immédiate de la plage) a par contre été écartée : les mesures de conductivité réalisées montrent que l'on n'est pas sous influence du biseau salin : la conductivité de l'eau de mer étant très supérieure à ce qui a été mesuré dans la nappe.

8.4.5.2. Efficacité du bassin d'infiltration pour la rétention des ETM

Les concentrations totales mesurées dans la nappe sont très inférieures à celles mesurées dans les eaux pluviales par l'ouvrage. Bien que l'on ne puisse pas déterminer avec certitude le taux d'abattement de l'ouvrage (notamment car on ne connaît pas le taux de dilution dans la nappe), on observe toutefois une baisse importante des concentrations totales pour plusieurs éléments dont Al (avec une médiane de $1000 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans les eaux pluviales contre $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans la nappe) et Cu (avec une médiane de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans les eaux pluviales contre $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans la nappe).

Ces résultats sont cohérents avec les résultats d'une étude ayant porté sur la répartition de 3 ETM dans le sol superficiel de bassins d'infiltration (Tedoldi et al., 2015), ayant rapporté un enrichissement important des premiers centimètres du sol en ETM, enrichissement localisé au niveau du point d'arrivée de l'eau dans les ouvrages.

Ces résultats sont également cohérents avec le fait que l'ouvrage intercepte efficacement les matières en suspension : les analyses préliminaires réalisées dans les piézomètres et prenant en compte les phases dissoutes et particulaires ayant montrés des niveaux très faibles de MES dans la nappe en aval de l'ouvrage inférieurs au mg.L^{-1} (contre une médiane de 60mg.L^{-1} dans les eaux pluviales).

Une partie des éléments présents dans les eaux pluviales reste toutefois transférée dans la nappe ; de plus on ne peut exclure un relargage dans le temps des éléments piégés dans le massif sableux comme le montrent les résultats pour Cu, Fe ou Ni.

Sur la base de ces résultats, on peut dire que, globalement, le bassin d'infiltration :

- **joue son rôle compensatoire en interceptant la majeure partie de la contamination en ETM, notamment celle sous forme particulaire et limite donc l'impact immédiat des eaux de ruissellement sur le milieu récepteur ;**
- **semble relarguer une partie des éléments interceptés dans le massif sableux, de manière « lissée », dans le temps.**

8.4.5.3. Commentaires sur les approches utilisées pour le suivi des ETM (prélèvements ponctuels et DGT)

Le suivi des contaminants dans la nappe à l'aval du bassin d'infiltration avait un caractère exploratoire (à notre connaissance, il n'y a pas eu d'étude de ce type réalisée), aussi il avait été fait le choix de réaliser une série de 3 prélèvements à chaque passage d'eaux infiltrées détecté.

Les résultats de ce projet montrent que sur ces séries, les concentrations métalliques sont stables ; par conséquent, dans l'éventualité de prélèvements ultérieurs, il semble pertinent de se limiter à un seul prélèvement ponctuel par événement pluvieux identifié (baisse de la conductivité) et en contrepartie d'échantillonner un plus grand nombre d'évènement sur une période plus importante (les campagnes réalisées dans **REMPAR** ne s'étant étalées que sur une période de 4 mois).

L'utilisation des DGT confirme, pour la plupart des éléments, les tendances observées par les analyses ponctuelles (comportements identiques pour Co, Fe et Ni, et avec certaines différences pour Al, Cu et Mn). Les DGT apportent également un résultat complémentaire en indiquant les concentrations labiles en métaux. Toutefois dans l'optique d'identifier et de décrire les transferts d'ETM dans un ouvrage de type bassin d'infiltration, les prélèvements ponctuels semblent être suffisants.

8.5. Empreinte en HAP dans la nappe

Pour les HAP, les résultats sont présentés dans la Figure 69. Comme aucune précaution particulière n'a été prise pour le prélèvement des HAP, et compte-tenu de la possibilité rapide de contamination des échantillons (Cf. chapitre 7), les résultats ne sont donnés ici qu'à titre indicatif.

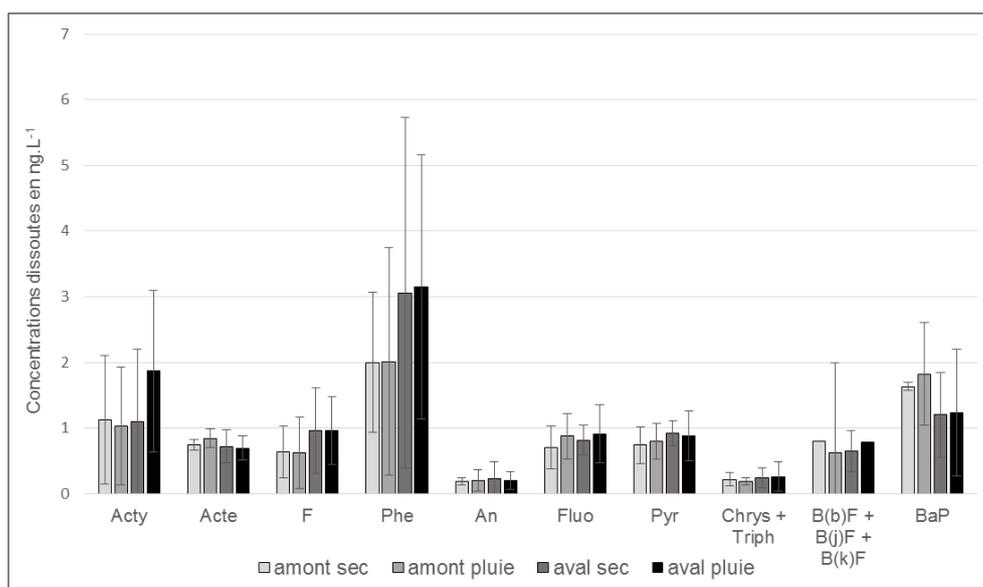


Figure 69. Concentrations dissoutes (en ng.L⁻¹) en HAP dans les piézomètres amont et aval, lors du passage des eaux pluviales infiltrées (pluie) ou non (sec).

Sur les 16 congénères analysés, seuls 10 sont détectés de manière récurrente : l'acénaphtylène, l'acénaphtène, le fluorène, le fluoranthène, le phénanthrène, l'anthracène, le pyrène, le chrysène, le benzo(b,k,j)fluoranthène et le benzo(a)pyrène.

Pour les HAP, les concentrations mesurées sont très proches des LQ et on n'observe pas de différence significative entre les piézomètres amont et aval, que ce dernier soit sous influence des eaux de pluie infiltrées ou non (Kruskal-Wallis, $p > 0.5$).

8.6. Empreinte en pesticides dans la nappe

8.6.1. Campagnes réalisées

L'Annexe V compile l'ensemble des campagnes de prélèvements réalisés dans les piézomètres. Trois campagnes de 3 prélèvements chacune (prélèvements espacés de 3 ou 4 jours à chaque fois) ont été réalisés sans influence des eaux pluviales infiltrées, et 3 campagnes de 3 prélèvements chacune ont été réalisées sous influence des eaux pluviales infiltrées.

8.6.2. Vue d'ensemble des résultats

Remarque préliminaire : bien que la mise en place de blancs de prélèvement n'ait pu être menée à terme (Cf. 8.3.1.), les premiers résultats ont montré la présence de traces de DMSA, DMST et de chorpyrifos-ethyl à des niveaux proches de ceux mesurés tout au long des campagnes. Pour ces 3 molécules, les résultats ne sont donc donnés qu'à titre indicatif et doivent être considérés avec précaution.

Sur les 20 substances recherchées, 7 ne sont jamais retrouvées. Pour les autres, les niveaux de concentration mesurés dans les piézomètres sont très faibles et proche des LQ. Seuls peu de pesticides sont retrouvés dans l'intégralité des prélèvements (Tableau 32).

8.6.3. Empreinte en pesticides dans le piézomètre amont

Seul 9 des 20 substances recherchées sont quantifiées dans le piézomètre amont, et certaines ne sont quantifiées que de manière très ponctuelle. Les herbicides glyphosate et AMPA ne sont jamais détectés.

Atrazine-2-hydroxy : la nappe au niveau du piézomètre amont est marquée par la présence d'atrazine-2-hydroxy. Cette molécule est retrouvée dans l'ensemble des prélèvements et affiche les concentrations les plus élevées (médiane de l'ordre de la dizaine du ng.L⁻¹).

Ce résultat est cohérent avec ce qui a été retrouvé au niveau du Ruisseau du Bourg (Cf. chapitre 6) mais également avec ce que l'on peut retrouver au niveau national, les eaux souterraines restent très impactées par les triazines, aujourd'hui interdites (depuis 2003 pour l'atrazine), et notamment par leurs produits de dégradation.

Tableau 32. Médianes des concentrations dissoutes (ng.L⁻¹) et fréquence de détection des pesticides analysés dans les piézomètres amont et aval du bassin d'infiltration des Hirondelles.

	Piézomètre amont			Piézomètre aval SANS influence des eaux infiltrées		Piézomètre aval AVEC influence des eaux infiltrées	
	LQ (ng.L ⁻¹)	Médiane (ng.L ⁻¹)	Fq (%)	Médiane (ng.L ⁻¹)	Fq (%)	Médiane (ng.L ⁻¹)	Fq (%)
1343-DCPMU	2.8	<LQ	0	<LQ	0	<LQ	0
atrazine-2-hydroxy	0.54	7.88	100	13.07	100	10.39	100
diflufenican	1.3	<LQ	0	<LQ	0	<LQ	0
diuron	0.68	<LQ	0	<LQ	0	2.30	30
DMSA	0.42	0.71	35	0.69	44	0.97	60
DMST	0.15	0.36	5	<LQ	0	0.47	30
métolachlore-OA	2.12	2.81	15	2.34	22	2.55	20
propiconazole	1.64	<LQ	0	<LQ	0	<LQ	0
terbutylazine déséthyl	1.14	<LQ	0	<LQ	0	26.35	20
bifenthrine	0.015	<LQ	0	<LQ	0	<LQ	0
chlorpyrifos ethyl	0.02	0.02	100	0.035	100	0.039	100
diazinon	0.002	0.003	80	0.004	78	0.013	80
éconazole	0.8	<LQ	0	<LQ	0	<LQ	0
époxonazole	0.07	<LQ	0	<LQ	0	0.13	30
fluquinconazole	0.08	0.08	15	<LQ	0	0.09	10
imazalil	5	<LQ	0	<LQ	0	<LQ	0
tébuconazole	0.05	0.06	65	0.13	100	0.18	90
tétraconazole	0.04	0.05	5	0.09	44	0.53	60
AMPA	6.2	<LQ	0	6.94	44	<LQ	0
glyphosate	4	<LQ	0	<LQ	0	<LQ	0

* : les résultats pour DMSA, DMST et chlorpyrifos-éthyl sont donnés à titre indicatif (Cf. paragraphe précédent).

Fq : fréquence de quantification.

La quantification de ces substances désormais retirées du marché pourrait servir d'indicateur de vulnérabilité des nappes vis à vis de molécules plus récentes disposant de capacités de migration potentiellement similaires à celles de l'atrazine^{7, 8 et 9}.

Le chlorpyrifos-éthyl est également retrouvé dans tous les échantillons toutefois il faut rester prudent car des traces de ce composé avaient été retrouvées dans les premiers essais de réalisation de blancs (Cf. paragraphe précédent).

Le tébuconazole, fongicide autorisé comme biocide dans les matériaux de construction et marqueur des eaux pluviales (Cf. chapitre 7). Il est retrouvé dans 60% des prélèvements à des concentrations médianes de l'ordre de 0.05 ng.L⁻¹.

Le fluquinconazole est un fongicide de la même famille que le précédent. Il n'est pas autorisé en usage biocide. Cette substance est toujours approuvée mais les produits la contenant ne sont plus utilisés (Ephy.anses.fr).

Le diazinon, insecticide de la classe des organophosphorés est retrouvé dans la majorité des prélèvements. Cette substance n'a été détectée que par intermittence dans les eaux pluviales avec toutefois une LQ plus élevée (0.1 ng.L⁻¹ dans les eaux pluviales contre 0.002 ng.L⁻¹) dans les eaux de nappe. Les concentrations médianes mesurées restent très faibles et proches de la LQ (Tableau 31). Cette substance a été utilisée en agriculture jusqu'en 2007 et comme biocide jusqu'en 2011 (TP 18 : Insecticides, acaricides et produits utilisés pour lutter contre les autres arthropodes).

⁷ www.centre.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/fiche_pesticides_centre-dl_2015_eso_v1.3.pdf.

⁸ www.eaurmc.fr/upload/docs/application/pdf/2017-06/2007-rapport-pesticides-eaux.pdf.

⁹ http://www.saone-et-loire.gouv.fr/IMG/pdf/suivi_pesticides_eaux_souterraines.pdf

Le *métolachlore-OA*, produit de dégradation du S-métolachlore (herbicide utilisé en maïsiculture, Cf. chapitres 5) est retrouvé de manière intermittente à des valeurs proches des LQ. Ce métabolite n'a également que très peu été quantifié dans les eaux pluviales (Cf. chapitre 6).

Les concentrations en pesticides n'évoluent pas dans le piézomètre amont durant le temps de l'étude **sauf pour l'atrazine-2-OH**, dont les concentrations sont plus élevées lorsque les prélèvements sont concomitants avec le passage des eaux infiltrées dans le piézomètre aval. Il n'est pas possible d'expliquer ce phénomène pour le moment.

8.6.4. Empreinte en pesticides dans le piézomètre aval

L'*atrazine-2-hydroxy* est toujours quantifiée dans le piézomètre aval à des concentrations plus élevées que dans le piézomètre amont. Cette différence est significative uniquement lorsque le piézomètre aval n'est pas sous influence des eaux infiltrées.

Le *glyphosate*, pourtant majoritaire dans les eaux pluviales, n'est jamais détecté dans le piézomètre aval.

Son métabolite *AMPA* n'est détecté que dans environ la moitié des prélèvements et uniquement lorsqu'il n'y a pas infiltration des eaux pluviales.

L'*époxonazole*, est détecté de manière intermittente dans le piézomètre aval lorsque ce dernier est sous influence des eaux infiltrées.

Le *tétraconazole* est détecté dans environ la moitié des prélèvements et ses concentrations augmentent lors du passage des eaux infiltrées. Cette augmentation n'est toutefois pas significative

Le *tébuconazole* enfin est constamment détecté dans le piézomètre aval avec des concentrations systématiquement plus élevées que dans le piézomètre amont. Cette augmentation est significative lors du passage des eaux pluviales infiltrées.

8.6.5. Discussion pour les pesticides

8.6.5.1. Présence de métabolites d'herbicides dans la nappe (piézomètre amont)

Les mesures effectuées dans la nappe en amont du bassin d'infiltration montrent que celle-ci n'est pas exempte de micropolluants. La présence atrazine-2-OH est cohérente avec ce que l'on va retrouver au niveau national. La présence du métabolite du métolachlore (métolachlore-OA) est à mettre en lien avec les résultats d'une étude réalisée dans le cadre du **REPAR**, et visant à évaluer l'influence du type d'épandage sur le transfert vers la nappe du S-métolachlore, qui suggèrent une dégradation très rapide du S-métolachlore lié à un possible stockage de ses métabolites dans le sol avec transfert vers la nappe lors des épisodes pluvieux.

La présence des métabolites de l'atrazine témoignerait ainsi de l'empreinte des usages agricoles passés, et celle des métabolites du S-métolachlore, des usages agricoles plus récents.

L'origine de la présence du tébuconazole est plus difficile à expliquer : ce fongicide est autorisé pour un usage agricole mais aussi comme biocide dans les matériaux de construction. Sa présence peut donc refléter l'empreinte d'usages agricoles ou d'une infiltration d'eaux pluviales de zones urbaines situées amont du site d'étude.

8.6.5.2. Transfert des pesticides vers la nappe

Parmi les molécules analysées, la majorité présente des concentrations inférieures aux LQ.

Les résultats pour le *tébuconazole*, et dans une moindre mesure pour le *tétraconazole*, dont les concentrations augmentent dans le piézomètre aval lors du passage des eaux infiltrées, suggèrent un **transfert de ces molécules depuis les eaux pluviales vers la nappe**.

Les résultats pour ces 2 molécules **suggèrent également (comme dans le cas des ETM), que l'ouvrage relargue des micropolluants de manière constante, y compris lorsqu'il n'y a pas passage d'eaux pluviales.**

Par ailleurs, **le tébuconazole, systématiquement retrouvé dans les eaux pluviales et fréquemment retrouvé dans la nappe pourrait servir de traceur des eaux pluviales infiltrées et notamment de traceur des biocides utilisés dans les matériaux de construction.**

Compte-tenu du fait que l'on ne détecte pas l'**AMPA** dans le piézomètre amont, mais qu'on le retrouve dans le piézomètre aval, et uniquement lorsqu'il n'y a pas d'influence des eaux infiltrées, on peut faire l'hypothèse d'un relargage continu de ce métabolite par le massif sableux entourant l'ouvrage. L'origine de cet AMPA ne peut être définie : il peut provenir soit directement des eaux pluviales, comme d'une métabolisation du glyphosate intercepté dans l'ouvrage.

L'augmentation des concentrations en **atrazine-2-hydroxy** en aval de l'ouvrage ne s'explique pas pour le moment, notamment car les concentrations mesurées dans les eaux pluviales (de l'ordre de 0.5 ng.L^{-1} , Cf. chapitre 6) sont très inférieures à celles qui sont retrouvées dans la nappe (de l'ordre de la dizaine de ng.L^{-1}).

8.6.5.3. Efficacité du bassin d'infiltration

Là encore, le faible nombre de concentrations en pesticides >LQ et le faible nombre de campagnes réalisées rend difficile toute conclusion ; toutefois, on observe que :

- Le glyphosate qui domine très largement l'empreinte dans les eaux pluviales (Cf. chapitre 6), n'est jamais détecté dans la nappe en aval de l'ouvrage ce qui suggère une **bonne efficacité de l'ouvrage sur cet herbicide. Les caractéristiques du sol jouent probablement un rôle très important dans cette efficacité**, et les premiers résultats acquis ici ne sont peut-être pas généralisables à des ouvrages similaires mais dont le sol est différent.
- Les résultats pour le tébuconazole suggèrent une efficacité moindre de l'ouvrage que pour le glyphosate. On observe des concentrations moyennes en tébuconazole inférieures d'un facteur 10 à ce qui est mesuré dans les eaux pluviales mais il reste difficile de conclure compte-tenu du faible nombre de prélèvements réalisés dans la nappe (Cf. paragraphe suivant).

Globalement, le bassin d'infiltration semble avoir une efficacité variable en fonction des pesticides, efficacité probablement en lien avec la qualité du sol.

8.6.5.4. Variabilité des évènements pluvieux et implication pour les résultats

Une des raisons pour laquelle beaucoup de résultats sont inférieurs à la LQ tient à la grande variabilité des évènements pluvieux liée au faible nombre de prélèvements réalisés : les résultats des prélèvements réalisés entre le 9 et le 16 juillet 2018 (et correspondant à un même évènement d'eaux pluviales s'infiltrant dans le bassin) montrent des concentrations nettement plus élevées que pour les autres prélèvements (concentrations en tébuconazole plus élevées d'un facteur 10 par exemple, Figure 70) ; on note également la détection de molécules non détectées dans les autres prélèvements comme le diuron ou la terbuthylazine-déséthyl.

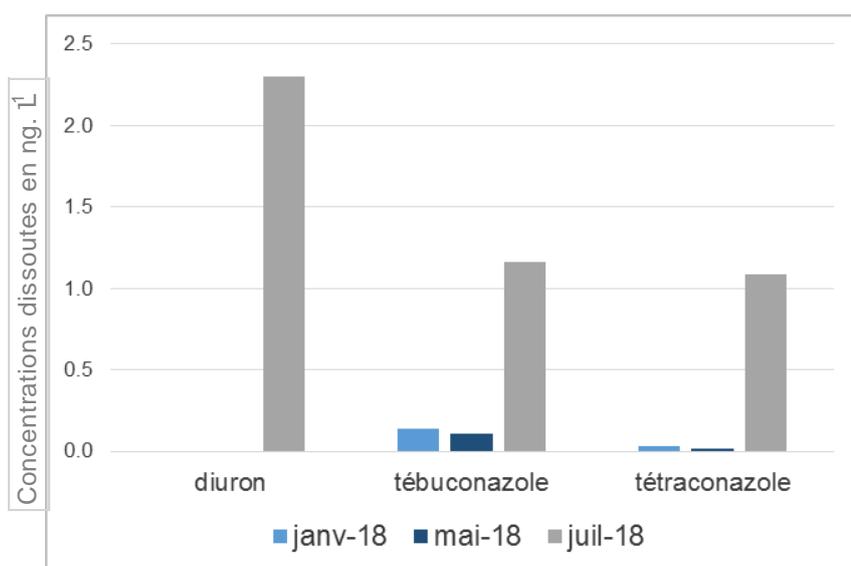


Figure 70. Comparaison des concentrations médianes dissoutes (en ng.L^{-1}) en pesticides dans le piézomètre aval, sous influence des eaux pluviales infiltrées, pour les 3 évènements échantillonnés.

Il est donc très probable que, sur les 3 événements échantillonnés ici, 2 correspondent à des pluies de faible intensité et/ou précédés de peu de jours de temps sec.

Une des limites des suivis réalisés ici est que, si la baisse de la conductivité renseigne sur le passage des eaux infiltrées dans la nappe, elle semble ne pas avoir de lien avec l'intensité de l'évènement pluvieux correspondant et donc avec les concentrations en micropolluants véhiculées par cet évènement. Pour parer à cet écueil, il conviendrait de suivre un plus grand nombre d'évènements, sur une période plus longue (1 ou 2 ans), et en se limitant à un seul prélèvement ponctuel par passage d'eaux infiltrées.

8.7. Synthèse des résultats obtenus concernant l'efficacité du bassin d'infiltration et le transfert vers la nappe

Globalement, on peut retenir que :

- *La nappe, en amont du bassin d'infiltration, n'est pas exempte de micropolluants et notamment de métabolites de l'atrazine dont l'atrazine-2-hydroxy.*

Concernant les éléments traces métalliques

- *Le comportement des ETM dans la nappe en aval du bassin d'infiltration est très contrasté.*
- *Certains ETM comme Al, Pb et Ti tracent le passage des eaux pluviales.*
- *D'autres comme Cu tracent le passage des eaux pluviales mais témoignent également d'un relargage continu dans la nappe.*
- *Le comportement de plusieurs éléments comme Fe, Co Cu et Ni pourrait indiquer une infiltration lente et permanente des eaux stockées dans l'ouvrage.*

Concernant les pesticides

- *Le glyphosate, bien que majoritaire dans les eaux pluviales, n'est jamais détecté dans la nappe en aval du bassin d'infiltration. Cette molécule semble être bien retenue dans le massif sableux.*
- *Cette rétention est probablement très liée aux caractéristiques du sol (sable des Landes) et les résultats observés ici ne sont pas directement transposables à d'autres territoires.*
- *Le tébuconazole, fongicide autorisé comme biocide dans les matériaux de construction, trace le passage des eaux pluviales.*
- *Plusieurs molécules, dont le tébuconazole et potentiellement l'AMPA, semblent être relarguées par l'ouvrage de manière continue dans le temps. Cette observation est cohérente avec les résultats obtenus pour les éléments traces métalliques.*

Concernant l'efficacité de l'ouvrage

- *Le bassin d'infiltration intercepte la majeure partie de la contamination et notamment celle présente sous forme particulaire. Il limite donc l'impact immédiat des eaux de ruissellement sur le milieu récepteur.*
- *Une partie des contaminants, variable en fonction des substances, est transférée vers la nappe.*
- *L'ouvrage semble relarguer dans la nappe une partie des contaminants préalablement interceptés dans le massif sableux. Ce relargage semble se faire de manière continue et lissée dans le temps.*

Il reste de nombreuses questions en suspens auxquelles il n'est pas possible de répondre ici et notamment les mécanismes en jeu au sein du bassin d'infiltration dans la rétention et le relargage des contaminants.

9. Conclusion et perspectives

9.1 Synthèse des résultats

9.1.1. Site atelier du ruisseau du Bourg

Le ruisseau du Bourg a fait l'objet de campagnes de prélèvement par temps sec, visant à évaluer l'empreinte en contaminants selon un gradient amont-aval ; et de campagnes par temps de pluie, visant à évaluer les apports de contaminants liés aux rejets d'eaux pluviales. Les campagnes se sont étalées sur 3 ans, et plusieurs familles de contaminants ont été suivies : éléments traces métalliques (ETM), hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et pesticides.

9.1.1.1. Empreinte de contamination par temps sec

Pour les ETM, les résultats des concentrations dissoutes et totales ne montrent **pas de gradient clair entre l'amont et l'aval**. Par contre, les résultats ont révélé un **profil particulier du point amont du ruisseau** avec des teneurs en Cd, Co, Cu, Ni et Zn plus élevées que sur les autres points, et un dépassement de la NQE pour Cd, Cu et Zn. Les origines de ce profil différent ne peuvent être clairement identifiées et nécessiteraient des études complémentaires.

Pour les HAP, on observe un **gradient de concentration qui augmente de l'amont vers l'aval**, probablement lié à une augmentation des teneurs en matières en suspension (MES). Le diagnostic préliminaire des sources, basé sur l'utilisation d'indices, oriente vers une source double : pyrolytique de type biomasse (chauffage au bois) et pyrolytique de type carburant (trafic routier).

Pour les pesticides à usage agricole et non autorisés pour des usages biocides, les résultats montrent un **gradient de concentration qui diminue de l'amont vers l'aval du ruisseau du Bourg**. Ce gradient semble être lié à la présence en amont du ruisseau d'un bassin versant à occupation agricole. L'empreinte est dominée par les métabolites du S-métolachlore, herbicide utilisé en maïsiculture, ce qui est cohérent avec les résultats des suivis pesticides effectués sur l'ensemble du territoire du Bassin d'Arcachon depuis 2010. On note également la présence de métabolites d'herbicides interdits depuis plusieurs années, comme l'atrazine, et qui reflète les usages agricoles passés.

Les pesticides autorisés comme biocides (selon la réglementation européenne (UE 528/2012)) sont peu ou pas retrouvés en amont du ruisseau du Bourg, mais le marquent au niveau de ses zones urbanisées. Globalement, on observe un **gradient inverse à celui observé pour les pesticides à usage agricole. Les concentrations observées pour les biocides sont inférieures d'un facteur 50 à 1000 par rapport aux pesticides à usage agricole.**

9.1.1.2. Influence des eaux pluviales

Les concentrations en ETM et notamment les concentrations particulières, augmentent fortement en aval immédiat d'un exutoire d'eaux pluviales. A l'inverse, à distance des exutoires pluviaux, on n'observe que peu de différences sauf pour Cu. **Cu apparaît être un marqueur pertinent pour suivre les apports d'eaux de ruissellement.**

Les teneurs en HAP augmentent fortement (d'un facteur 100) en aval immédiat d'un exutoire pluvial, mais, comme pour les ETM, cette augmentation n'est pas retrouvée en aval du ruisseau, à distance des exutoires pluviaux. Le diagnostic préliminaire des sources au niveau des rejets d'eaux pluviales situé dans une zone commerciale oriente vers une source double : pétrogénique et pyrolytique de type carburant, potentiellement en lien avec la proximité d'une station-service.

Pour les pesticides sans usages biocides, le comportement varie par temps de pluie en fonction des substances. Pour plusieurs molécules et notamment les herbicides, il est difficile de conclure car il faut également tenir compte de l'influence des remontées de nappe. **Seuls le glyphosate et son métabolite l'AMPA voient leurs concentrations augmenter à proximité et à distance des exutoires d'eaux pluviales.**

Pour les pesticides autorisés comme biocides, toutes les substances analysées voient leurs concentrations augmenter par temps de pluie en aval immédiat d'un exutoire d'eaux pluviales ;

mais seul le tébuconazole, fongicide utilisé comme biocide dans les matériaux de construction, augmente systématiquement à proximité et à distance des exutoires d'eaux pluviales. **Le tébuconazole apparaît être un marqueur pertinent pour suivre les apports liés au ruissellement.**

9.1.2. Empreinte des contaminants dans les eaux pluviales

Sur le Bassin d'Arcachon, les eaux pluviales restaient une source de pollution non étudiée. Dans le cadre de **REMPAR**, les rejets d'eaux pluviales à l'échelle de 3 bassins versants ont été investigués (avenue des Hironnelles, avenue de Montaut et avenue du Banc d'Arguin,) tous situés au sud-ouest du Bassin, sur les communes d'Arcachon et de la Teste de Buch ; ainsi que les sédiments de décantation au niveau d'un 4^{ème} bassin versant (place Walter Reinhard, situé sur la commune de Lège-Cap-Ferret).

Les campagnes se sont étalées entre janvier 2016 et juin 2018 et plus de 60 évènements pluvieux ont été échantillonnés afin de déterminer l'empreinte de contamination pour les éléments traces métalliques, les pesticides et les hydrocarbures aromatiques polycycliques. Globalement, et quelle que soit la famille de micropolluants étudiée, on observe une **très forte variabilité des concentrations entre les différents évènements pluvieux**. Cette variabilité inter-évènements sur un même site est connue et considérée comme pouvant être supérieure à la variabilité inter-sites (Rossi, 1998). On n'observe par contre **pas d'effet saison** sur les concentrations.

Les profils de contamination sont globalement similaires sur les sites étudiés mais les concentrations sont plus élevées au niveau de l'avenue du Banc d'Arguin. Les concentrations mesurées au niveau du bassin d'infiltration des Hironnelles sont probablement inférieures à ce que l'on devrait retrouver en réalité car il existe en amont de l'ouvrage des solutions compensatoires qui interceptent une partie des eaux pluviales.

9.1.2.1. Pour les éléments traces métalliques

Les profils pour ETM sont **dominés par Al, Fe, Mn et Ti, dont l'origine est très probablement terrigène** : il s'agit d'éléments majeurs très présents dans la croûte terrestre.

Les concentrations mesurées sur les 3 sites du Bassin d'Arcachon sont globalement inférieures à celles que l'on peut retrouver sur des sites plus urbanisés au niveau national. Ti fait exception avec des concentrations très supérieures (d'un facteur 5 à 13) à celles que l'on peut trouver sur des sites plus urbanisés. Une hypothèse pour expliquer ces différences serait que le Ti retrouvé dans les eaux pluviales provienne de l'érosion des sols (moins urbanisés sur le Bassin d'Arcachon) et ne soit pas lié à un apport anthropique.

Enfin, on observe dans la phase dissoute un dépassement des Normes de Qualité Environnementale (NQE) dans les eaux pluviales pour As, Cu et Zn. Pour la phase particulaire, on observe un dépassement des seuils N2 GEODE (seuils réglementant la gestion des sédiments portuaires et notamment leur possibilité d'immersion) uniquement Cu et Zn.

9.1.2.2. Pour les HAP

Les blancs « préleveurs » réalisés sur la durée de l'étude ont montré une contamination préoccupante avec des niveaux en HAP équivalents voire supérieurs à ceux mesurés dans les prélèvements d'eaux pluviales. Des analyses plus poussées ont révélé que l'eau témoin utilisée pour la réalisation des blancs présentait une empreinte relativement importante en HAP expliquant cette contamination des « blancs » et suggérant que le système de prélèvement n'était pas en cause.

Les résultats ont montré que les HAP étaient systématiquement détectés dans les eaux pluviales à des concentrations variant de moins de 100 ng.L⁻¹ à plus de 10 µg.L⁻¹. En termes de profil, les proportions respectives des HAP dans les eaux pluviales sont comparables avec ce que l'on retrouve sur d'autres sites à l'échelle nationale.

En termes de concentrations totales, les valeurs maximales observées sur le site de l'avenue du Banc d'Arguin se sont révélées supérieures à celles observées sur des bassins urbanisés denses de la région Parisienne. Ces concentrations maximales correspondent à un épisode orageux intense et de courte durée avec 10 mm de pluie tombés en l'espace de 20 minutes (ce qui correspond à une pluie d'un temps de retour de 2 ans).

Toutefois, et compte-tenu de la faible urbanisation des sites étudiés dans **REMPAR** et de leur faible imperméabilisation par rapport à d'autres sites au niveau national, **les concentrations en HAP apparaissent relativement élevées, surtout si l'on considère un apport via le trafic automobile**. Il serait nécessaire de poursuivre les analyses afin de confirmer ces concentrations.

L'utilisation d'indices pour diagnostiquer les sources oriente vers une origine pyrolytique de type combustion de carburant pour les HAP.

On n'observe pas pour la phase dissoute de dépassement des NQE. Pour la phase particulaire, des dépassements des seuils GEODE N1 sont observés pour plusieurs HAP. Les seuils N2 sont dépassés seulement dans le cas du phénanthrène et du pyrène, et ce uniquement au niveau de l'avenue du Banc d'Arguin.

9.1.2.3. Pour les pesticides

Les résultats ont montré que **l'herbicide glyphosate et son métabolite AMPA dominaient largement l'empreinte de contamination** avec, pour le glyphosate, des concentrations médianes de l'ordre de la 100^{aine} de ng.L⁻¹ et pouvant aller jusqu'au µg.L⁻¹.

On retrouve également **plusieurs pesticides autorisés comme biocides** et dont les concentrations moyennes varient du dixième de ng.L⁻¹ à la 10^{aine} de ng.L⁻¹ en fonction des substances, des sites et des événements pluvieux. On retrouve :

- des **biocides autorisés dans les matériaux de construction** comme le tébuconazole (TP 7,8 et 10), le diuron (TP 7 et 10) et la carbendazime (TP 7 et 10). Les concentrations moyennes varient du ng.L⁻¹ à la 10^{aine} de ng.L⁻¹. Pour le diuron, ces valeurs sont très inférieures à sa NQE (200 ng.L⁻¹) ;
- des substances avec d'**autres usages biocides** sont également identifiées, comme les métabolites DMSA et DMST (métabolites du dichofluanide et du toylfluanide, autrefois autorisés en agriculture et aujourd'hui uniquement autorisés dans le TP 21, produits antifouling), et l'imidaclopride (TP 18, insecticide) ;
- on retrouve également le fipronil (TP 18) et ses métabolites, qui sont quantifiés de manière plus occasionnelle et à des niveaux inférieurs au ng.L⁻¹.

Si les concentrations mesurées dans **REMPAR** sont inférieures à celles mesurées sur des sites plus urbanisés au niveau national, on observe des différences en fonction des usages :

- les concentrations en glyphosate restent dans un ordre de grandeur comparable ;
- les concentrations en biocides autorisés dans les matériaux de construction (diuron, isoproturon et carbendazime), sont jusqu'à plusieurs centaines de fois inférieures.

Les plus faibles niveaux en biocides utilisés dans les matériaux de construction sont à mettre en lien les différences d'urbanisation et avec le coefficient d'imperméabilisation, beaucoup plus faibles sur les sites étudiés dans **REMPAR**.

La moindre différence observée au niveau des teneurs en glyphosate suggère une utilisation relativement plus importante sur des pavillonnaires par rapport à des sites fortement urbanisés.

Enfin, l'empreinte en un pesticide, le diflufénican a pu directement être mise en lien avec son utilisation par les services techniques de la commune.

9.1.3. Flux de micropolluants dans les eaux pluviales

Les flux (masses de contaminants) ont été déterminés pour 2 des bassins versants étudiés. Pour le bassin versant de l'avenue du Banc d'Arguin, seul un faible nombre d'événements a été pris en compte, dont des événements pluvieux intenses. **Les flux sont très supérieurs pour le bassin versant de l'avenue du Banc d'Arguin par rapport à celui des Hirondelles, ce qui est cohérent avec le fait que seule une partie des eaux pluviales sur ce bassin atteignent le bassin d'infiltration** : des solutions compensatoires placées en amont du bassin d'infiltration ont intercepté une partie des eaux de ruissellement avant qu'elles n'atteignent le bassin.

Les flux bruts médians de matières en suspension sont de l'ordre du kg pour le bassin des Hirondelles et de la centaine de kg pour l'avenue du Banc d'Arguin. Les flux maximum de MES pour l'avenue du banc d'Arguin correspondent à un épisode orageux intense et de courte durée avec 10 mm de pluie tombés en l'espace de 20 minutes ; ce qui correspond à une pluie d'un temps de retour de 2 ans.

Les flux bruts médians pour l'ensemble des éléments traces métalliques sont de l'ordre de 400 g pour les Hirondelles et de 1 kg pour l'avenue du Banc d'Arguin, avec Fe et Al qui représentent plus de 90% des flux. Également, l'incertitude associée aux valeurs de flux a pu être déterminée pour les éléments traces métalliques, celle-ci est de l'ordre de $\pm 20\%$ pour la majorité des éléments analysés.

Les flux bruts médians pour la somme des 15 HAP sont de l'ordre de 17 mg pour les Hirondelles et de 750 mg pour l'avenue du Banc d'Arguin. Les congénères majoritaires sont dans les deux cas, les isomères du benzofluoranthène, le fluoranthène et le pyrène.

Les flux bruts médians pour les pesticides sont dominés par le glyphosate et son métabolite l'AMPA. Ils sont respectivement de 6 et 2 mg pour le site des Hirondelles, et de 45 et 12 mg pour le site de l'avenue du Banc d'Arguin.

La comparaison des valeurs de flux (rapportés à la surface) avec des bassins versants de typologies différentes au niveau national indique des valeurs inférieures pour les Hirondelles et globalement du même ordre de grandeur pour l'avenue du Banc d'Arguin. La comparaison des valeurs de flux (rapportés à la surface active) montre, pour le bassin versant de l'avenue du Banc d'Arguin, des valeurs qui sont globalement plus élevées ; ce résultat est cohérent, d'une part avec les très faibles valeurs de surface imperméabilisées observées sur ce bassin versant, et d'autre part avec le fait qu'il y a une partie des surfaces non imperméabilisées contribuent également au ruissellement.

L'extrapolation à l'échelle du Bassin d'Arcachon des flux de micropolluants reste, à ce stade, extrêmement délicate, notamment compte-tenu de la grande variabilité des événements pluvieux et de la variabilité communément observée entre bassins versants différents. *A titre indicatif*, les valeurs suivantes ont été estimées à l'échelle du Bassin : 550 tonnes par an de MES, 60 tonnes d'ETM (concentrations totales pour les 17 ETM analysés), 4 kg de HAP (concentrations totales, somme des 15 HAP analysés), et environ 450 de pesticides dont 300 g de glyphosate et d'AMPA ; sachant que pour ces 2 dernières substances, ces flux ont dû diminuer depuis la mise en place de la loi sur la transition énergétique pour la croissance verte.

9.1.4. Efficacité d'un bassin d'infiltration et transfert des contaminants vers la nappe

Si les systèmes favorisant l'interception et l'infiltration des eaux de ruissellement connaissent un fort développement en zones urbaines et périurbaines, des interrogations demeurent quant à l'accumulation et au transfert de micropolluants dans le sol ou la nappe phréatique par ces dispositifs. Dans le cadre de **REMPAR**, un volet des travaux a été dédié à l'étude du transfert des contaminants depuis les eaux pluviales interceptées dans le bassin d'infiltration vers la nappe. Afin de caractériser ce transfert, des prélèvements ont été effectués dans deux piézomètres (un en amont et un en aval) au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles. Des suivis de conductivité en continu ont permis de cibler, dans le piézomètre aval, les périodes correspondant à l'infiltration des eaux pluviales. Les résultats des suivis ont apporté des informations sur l'empreinte dans la nappe et sur le fonctionnement de l'ouvrage :

- *La nappe, en amont du bassin d'infiltration, n'est pas exempte de micropolluants et notamment de pesticides dont les métabolites de l'atrazine et, potentiellement, ceux du S-métolachlore.*
- *L'ouvrage intercepte la majeure partie de la contamination, notamment celle sous forme particulaire, et limite donc l'impact immédiat des eaux de ruissellement sur le milieu récepteur.*
- *Une partie de la contamination, variable en fonction des composés, est transférée vers la nappe.*
- *Les résultats suggèrent que le bassin d'infiltration relargue dans la nappe une partie des composés préalablement interceptés dans le massif sableux, ce relargage semblant se faire de manière continue et lissée dans le temps.*

9.1.4.1. Pour les éléments traces métalliques

Le comportement des ETM dans la nappe en aval de l'ouvrage est très contrasté :

- certains ETM comme Al, Pb et Ti tracent le passage des eaux pluviales ;
- d'autres comme Cu tracent le passage des eaux pluviales mais témoignent également d'un relargage continu dans la nappe ;

- enfin, le comportement de plusieurs éléments comme Fe, Co, Cu et Ni suggère une infiltration lente et continue des eaux interceptées et stockées dans l'ouvrage.

9.1.4.2. Pour les pesticides

Pour les pesticides, beaucoup des valeurs de concentrations sont inférieures aux LQ mais on peut dégager quelques tendances :

- Le glyphosate, bien que majoritaire dans les eaux pluviales, n'est jamais détecté dans la nappe en aval du bassin d'infiltration. Cette molécule semble être bien retenue dans le massif sableux. **Cette rétention du glyphosate est à mettre en lien avec les caractéristiques du sol (sable des Landes) et les résultats observés ici ne sont probablement pas directement transposables.**
- Le tébuconazole, fongicide autorisé comme biocide dans les matériaux de construction semble tracer le passage des eaux pluviales. **Ce biocide, ainsi que le tétraconazole, semble être relargué par l'ouvrage de manière continuél, ce qui est cohérent avec les résultats obtenus pour les éléments traces métalliques.**

9.2. Perspectives

Les résultats acquis dans **REMPAR** dans le cadre du suivi des eaux pluviales ont apporté de nombreuses informations mais plusieurs questions restent en suspens. Les actions de **REMPAR** se poursuivant après la fin de l'appel à projets (Cf. livrable 5), deux grands axes d'étude vont être initiés sur les eaux pluviales et de ruissellement.

9.2.1. Suivi des biocides dans les eaux de ruissellement à l'échelle d'un lotissement

Au vu des résultats de l'enquête de pratiques sur les matériaux de construction réalisée dans le cadre du **REPAR** (Cf. chapitre 5), des résultats acquis dans le cadre de **REMPAR**, et du peu de données actuellement disponibles dans la littérature scientifique, le SIBA a souhaité instrumenter un lotissement pilote afin d'analyser l'impact sur la qualité des eaux naturelles (nappe souterraine et fossés) du lessivage du bâti résidentiel par l'eau de pluie dans le contexte hydrogéologique particulier des Landes de Gascogne.

Ce projet dénommé **BRIQUE** (Figure 71), pour **B**âti **R**ésidentiel et **I**nfluence sur la **Q**ualité de l'**E**au a pour objectifs principaux :

- d'évaluer le transfert des biocides par ruissellement depuis le revêtement des maisons vers le milieu naturel et notamment la nappe phréatique ;
- de faire le lien avec la présence, à l'état de traces, de certaines molécules de type biocide (et dont les usages phytosanitaires sont interdits depuis plusieurs années) dans les cours d'eau suivis dans le cadre des réseaux du SIBA depuis 2010 ;
- d'identifier des molécules « traceurs » de ce ruissellement.

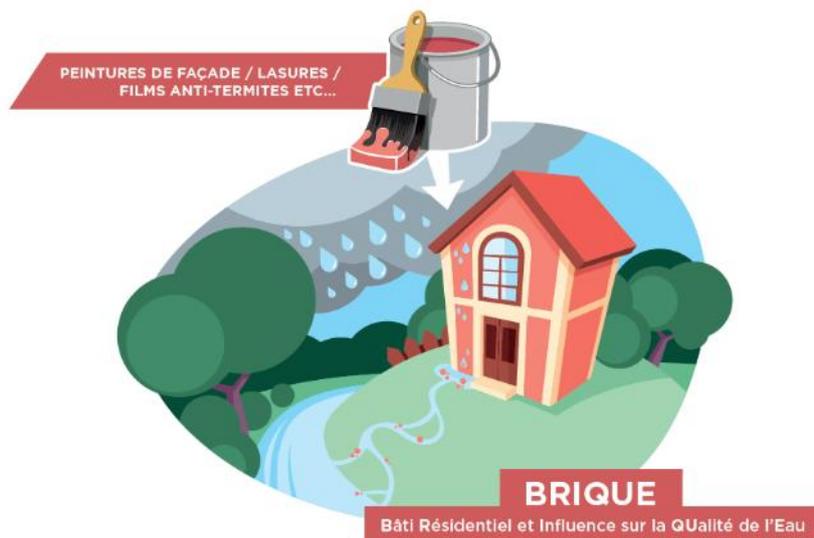


Figure 71. Logo du projet BRIQUE.

9.2.2. Suivi du bassin d'infiltration des Abatilles

Dans l'optique de poursuivre et de compléter les résultats acquis dans **REMPAR**, un nouveau bassin d'infiltration a été instrumenté. Il s'agit d'un bassin à ciel ouvert situé sur le bassin versant des Abatilles, commune d'Arcachon (Figure 72). Lors de la conception et de la réalisation du projet, un regard spécifique permettant de récupérer les eaux infiltrées (après filtration par 1 m de sable) et avant qu'elles ne gagnent la nappe, a été mis en place. Les équipements réalisés sur ce site permettront donc de prélever :

- les eaux pluviales en amont du bassin ;
- l'eau infiltrée avant qu'elle ne gagne la nappe ;
- des carottes de sédiments ;
- l'eau de la nappe en aval du bassin.



Figure 72. Bassin d'infiltration des Abatilles.

En haut à gauche : canalisation d'arrivée des eaux pluviales ; en haut à droite : infiltration des eaux dans le massif sableux ; en bas : mise en place du regard de prélèvement des eaux infiltrées.

9.3. Gérer les eaux pluviales mais aussi sensibiliser !

L'urbanisation s'accompagne d'une artificialisation des sols qui limite l'infiltration des eaux pluviales et entraîne une augmentation des volumes d'eaux ruisselées. Ce phénomène implique pour une collectivité la nécessité d'une gestion maîtrisée des eaux pluviales afin d'éviter d'une part, l'aggravation des phénomènes d'érosion et d'inondation en milieu urbain et d'autre part, la dégradation de la qualité des milieux récepteurs, car en ruisselant sur les surfaces imperméabilisées, les eaux se chargent en polluants (matières en suspension, matière organique, métaux traces, nutriments, bactéries).

Globalement, aujourd'hui, les gestionnaires cherchent à privilégier une gestion à l'amont des eaux pluviales, c'est-à-dire, lorsque cela est possible, une gestion au plus près de leur point de chute, respectueuse du cycle de l'eau. Les actions du SIBA s'inscrivent dans cette perspective notamment en :

- donnant la priorité à l'infiltration des eaux pluviales à la parcelle et en ne rejetant vers le réseau superficiel que si l'infiltration totale est impossible ;
- œuvrant à la limitation des débits d'eaux pluviales ;
- mettant en œuvre des ouvrages de collecte, de traitement et d'infiltration des eaux pluviales.

Les travaux menés dans le cadre de **REMPAR** ont permis d'identifier l'empreinte en micropolluants dans les eaux de ruissellement et d'évaluer l'efficacité d'une solution compensatoire de type bassin d'infiltration. Globalement, on peut retirer deux enseignements : **d'une part que les ouvrages de compensation existant aujourd'hui, et qui sont centrés sur l'interception de la pollution particulaire, font preuve d'efficacité, même si celle-ci n'est pas totale ; et d'autre part, que l'on peut faire le lien entre nos usages et l'empreinte en micropolluants dans les eaux de ruissellement.**

Les micropolluants ne représentent pas la seule pollution qui peut être transportée par les eaux pluviales : elles peuvent également être vectrices de macro-déchets, de microplastiques... Les résultats de la pose par le SIBA d'un filet à macro-déchets dans un avaloir pluvial (sur la commune d'Arcachon) sont à ce titre éloquentes : au bout de 3 mois, 3.3 kg de déchets ont été récupérés dont : des emballages plastiques divers (bonbons, bouchons, bouteilles...), des canettes, des mégots de cigarette et de nombreux sacs à déjections canines (Figure 73).



Figure 73. « Butin » récupéré dans un filet à macro-déchets installé au niveau d'un avaloir d'eaux pluviales.

Si les solutions compensatoires existantes peuvent être efficaces contre ce type de pollution, cette expérience rappelle qu'**il est essentiel de sensibiliser le grand public qui ignore souvent la distinction entre réseau pluvial et réseau d'eaux usées, et qui ignore également que les eaux de pluie qui se déversent dans les caniveaux peuvent être dirigées directement vers les rivières ou la mer.** Cette sensibilisation peut prendre diverses formes, celle initiée depuis 2019 par le SIBA consiste en la pose de macarons de sols « *ICI commence la mer – ne rien jeter* » à proximité des avaloirs d'eaux pluviales (Figure 74 ; <https://www.siba-bassin-arcachon.fr/node/1032>).



Figure 74. Macaron de sol sur le port de la commune de La Teste de Buch.

Bibliographie

- Agence de l'eau Adour-Garonne. 2012. Qualité des eaux et produits phytosanitaires sur le bassin Adour-Garonne. Situation 2012.
- Audry S. 2003. Bilan géochimique du transport des éléments traces métalliques dans le système fluvial anthropisé Lot-Garonne-Gironde. Rapport de thèse. Université de Bordeaux.
- Bäckström M., Nilsson U., Håkansson K., Allard B., Karlsson S. 2003. Speciation of Heavy Metals in Road Runoff and Roadside Total Deposition. *Water, Air and Soil and Pollution*, 147 ; 343–366
- Becouze-Lareure C. 2010. Caractérisation et estimation des flux de substances prioritaires dans les rejets urbains par temps de pluie sur deux bassins versants expérimentaux. Rapport de thèse. Université de Lyon.
- Bijoux H. 2014. Etude des impacts toxiques des contaminants chimiques du Bassin d'Arcachon sur l'huître cultivée *Crassostrea gigas* : Approche *in-situ* et expérimentale. Rapport de thèse. Université de Bordeaux.
- Bijoux H. 2017. Les HAP dans le Bassin d'Arcachon. Etat des lieux de la contamination et bilan des sources. Rapport Technique. SIBA – Labex Cote.
- Bourdoiseau J, Delorme C. 2016. Le titane dans les sédiments de l'assainissement pluvial urbain : sources, concentrations, mobilités. *Déchets Sciences et Techniques* 71 ; 35 – 48.
- Brombach H., Weiss G. Fuchs S. 2005. A new database on urbanrunoff pollution: comparison of separate and combined sewer systems, *Water Science and Technology* 51 ; 119-128.
- Burton G.A. Pitt R. 2002. *Stormwater Effects Handbook: A Toolbox for Watershed Managers* Lewis Publisher.
- Casado J., Bringden K., Santillo D., Johnston P. 2019. Screening of pesticides and veterinary drugs in small streams in the European Union by liquid chromatography high resolution mass spectrometry. *Science of the total Environment* 670 ; 1204-1225.
- Chebbo G., Mouchel J. M., Saget A. et Gousailles M. 1995. La pollution des rejets urbains par temps de pluie : flux, nature et impacts. *Techniques Sciences et Méthodes*, 11 : 796 - 806.
- Chocat B. 2014. Pollution des eaux pluviales. Note rédigée par Bernard Chocat, Insa de Lyon et le groupe de travail "eaux pluviales et aménagement" du Graie. www.graie.org.
- Chocat B., Barraud S. et Bertrand-Krajewski J.-L. 2007. Les eaux pluviales urbaines et les rejets urbains de temps de pluie. Paris (France): Les Techniques de l'Ingénieur, 17 p. + annexes.
- Choe J.S., Bang K.W., Lee J.H. 2002. Characterization of surface runoff in urban areas. *Water Science and Technology* 45 (9), 249-254.
- Commissariat Général du Développement Durable. 2013. Contamination des cours d'eau par les pesticides en 2011. Chiffres et statistiques n°436.
- Commissariat Général du Développement Durable. 2015. Contamination des cours d'eau par les pesticides en 2013. Chiffres et statistiques n°697.
- Crespo A. 2009. Présence et sources des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le Bassin d'Arcachon. Rapport de thèse. Université de Bordeaux.
- Defarge N. Spiroux J. Serralini G.E. 2018. Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides. *Toxicology Reports* 5 ; 156-163.
- Eriksson E., Baun A., Scholes L., Ledin A., Ahlman S., Revitt M., Noutsopoulos C., Mikkelsen P.S. 2007. Selected stormwater priority pollutants: a European perspective. *Science of the Total Environment* 383 ; 41-51.
- Fauvelle V., Montero N., Mueller J.F., Banks A., Mazzella N., Kaserzon S.L., 2017. Glyphosate and AMPA passive sampling in freshwater using a microporous polyethylene diffusion sampler. *Chemosphere* 188 ; 241-248.
- Fritz D.G. 2009. A review of metal concentrations measured in surface soil samples collected on and around the Hanford Site. U.S. Department of Energy, PNNL-18577.

Gasperi J., Mirande-Bret C., Chebbo G., Moilleron R, Saad M., et al. 2018. Micropolluants dans les eaux pluviales urbaines : concentrations, flux et contributions atmosphériques. Résultats des campagnes de mesure sur trois bassins versants, ANR INOGEV : Innovations pour une Gestion durable de l'Eau en Ville, Tâche 3, Rapport de sous-tâche. ANR Ville Durable.

Gimeno-Garcia E., Andreu V., Boluda R. 1996. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. *Environmental Pollution* 92 ; 19-25.

Gromaire M.C., Garnaud S., Saad M., Chebbo G. 2001. Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. *Water Research*, 35 ; 521-533.

Gromaire M.C., Veiga L., Grimaldi M., Aires N. 2013. Outils de bonne gestion des eaux de ruissellement en zones urbaines. Document d'orientation pour une meilleure maîtrise des pollutions dès l'origine du ruissellement. Agence de l'Eau Seine Normandie.

Ifremer. 2012. Qualité du Milieu Marin Littoral. Bulletin de la surveillance 2011. Départements : Gironde, Landes, Pyrénées Atlantiques. Rapport – RST/LER/AR/12.004. 115 p.

Bertrand-Krajewski J.-L., Clemens F. (2020). Chapter 6: Uncertainty assessment. In "*Metrology in urban drainage - Plug and pray*", Clemens F. & Bertrand-Krajewski J.-L. (editors). London (UK): IWA Publishing (in preparation).

Lu M., Du J., Zhou P., Chen H., lu C., Zhang Q. 2015. Endocrine disrupting potential of fipronil and its metabolite in reporter gene assays. *Chemosphere* 120 ; 246-251.

Métadier M., Bertrand Krajewski J-L. 2012. The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes. *Water Research* 46, 6836-6856.

Michel N., Freese M., Brinkmann M., Pohlmann J.D., Hollert H., Kammann U., Haarich M., Theobald N., Gerwinski W., Rotard W., Hanel R. 2016. Fipronil and two of its transformation products in water and European eel from the river Elbe. *Science of the total environment*. 568 ; 171-179.

Muller K., Bach, M., Hartmann, H, Spitteller M. Frede H.G. 2002. Point-and nonpoint-source pesticide contamination in the Zwesten Ohm catchment, Germany, *Journal of Environmental Quality* 31 ; 309-318.

Robert-Sainte P., Gromaire M.C., De Gouvello B., Chebbo G. 2007. Metallic loads in roof runoff from zinc materials –Test beds scale in Paris, Belo Horizonte, Brésil.

Roeva N.N., Rovinskii F.Y., Kononov E.Y. 1996. Special features of the behavior of heavy metals in various natural environments. *Journal of Analytical Chemistry* 51 ; 384 -397.

Rossi L. 1998. Quality of urban stormwater, Rapport de thèse. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse.

Rudnick R.L., Gao S. 2003. Composition of the Continental Crust. *Treatise on Geochemistry* 3 ;1-64

Sternbeck J., Sjodin A. Andreasson K. 2002. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension-results from two tunnel studies, *Atmospheric Environment* 36 ; 4735-4744.

Stogiannidis E., Laane R. 2015. Source characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons by using their molecular indices: an overview of possibilities. *Review of Environmental Contamination and Toxicology* 234 ; 49-133.

Thorpe A Harrison R.M. 2008. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review, *Science of the Total Environment* 400 ; 270-282.

Wedepohl K.H. 1995. The composition of environmental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59 ; 1217-1232.

Yunker M.B., McDonald R.W., Vingarzan R., mitchell R.H., Goyette D., Sylvestre S. 2002. *Organic Geochemistry* 33 ; 489-515.

Zgheib S. 2009. Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire. Rapport de thèse. Ecole nationale des Ponts et chaussées.

Annexe A. Bassins versants du ruisseau du Bourg

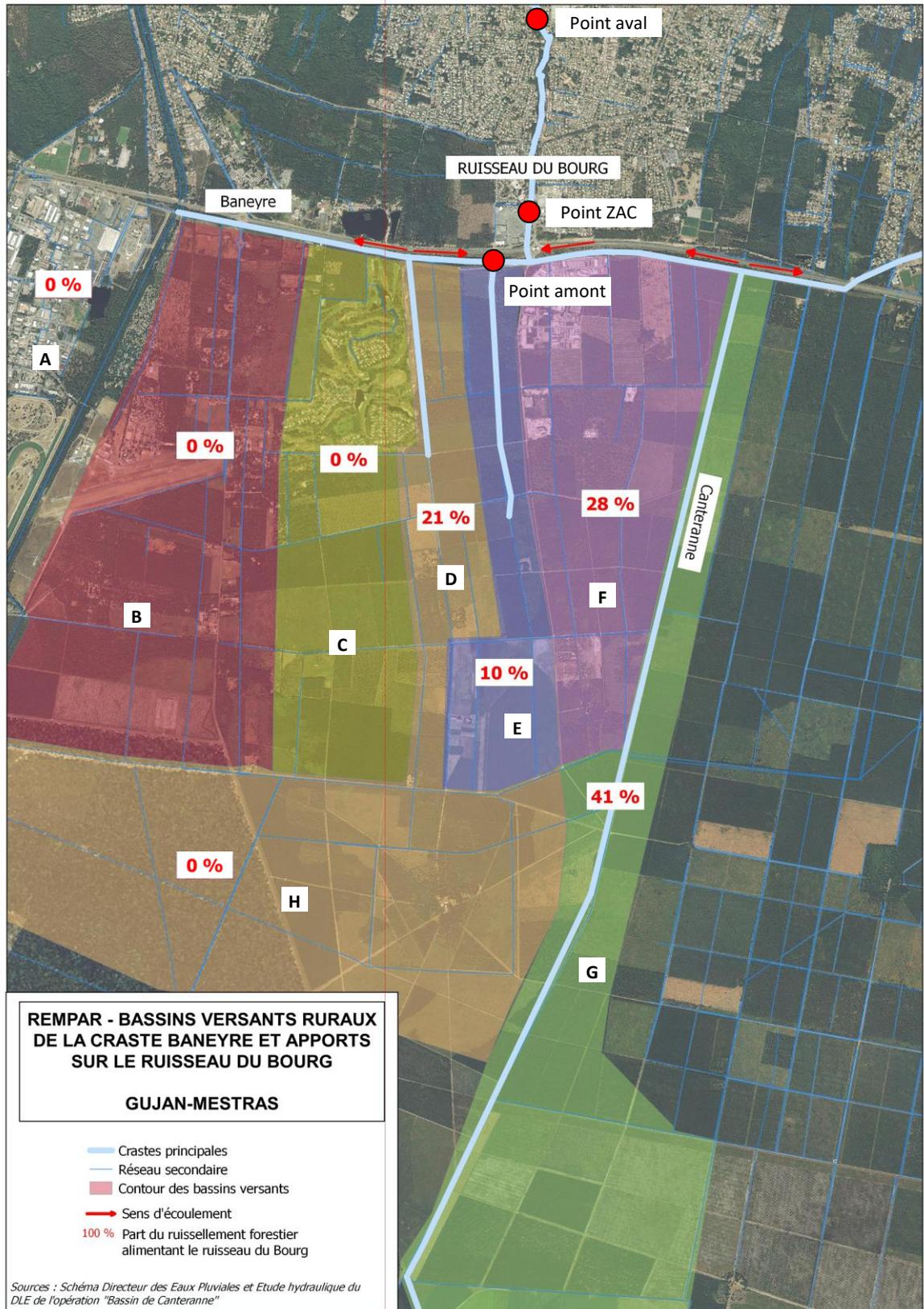


Figure 75. Bassins versants ruraux de la craste Baneyre et apports dans le ruisseau du bourg.

Bassin versants de la craste Baneyre :

- Le bassin versant A est un bassin versant urbanisé et porteur d'activités commerciales et industrielles (Zone industrielle de la Teste de Buch).
- Le bassin versant B est un bassin versant semi-urbanisé. Sur ce bassin versant se trouve l'aérodrome de Villemarie (commune de la Teste de Buch).
- Le bassin versant C est urbanisé dans sa partie nord, à ce niveau on trouve également le golf de Gujan-Mestras.
- Le bassin versant E est un bassin versant portant des usages agricoles.
- Les autres bassins versants peuvent être considérés comme forestiers.

Apports au ruisseau du Bourg :

- Les apports alimentant le ruisseau du Bourg peuvent être considérés de l'ordre de 370 000 m³ sur une année.
- Ces apports varient grandement en fonction de la pluviométrie. Les pourcentages indiqués dans la Figure 75 correspondent aux apports estimés en cas de nappe haute et par temps de pluie.
- Par rapport au ruisseau du Bourg, les apports de la craste Baneyre Ouest sont de 31% (bassins versants D et E) contre 69% pour la craste Baneyre Est (bassins versants F et G).
- Sur les 31% apportés par le craste Baneyre Ouest, 10% proviennent d'un bassin versant porteur d'usages agricole.
- Les 69% apportés par la craste Baneyre Ouest correspondent à des usages forestiers.
- Les autres bassins versants et notamment ceux porteurs d'activité industrielle (bassins versants A et B) ne contribuent pas aux apports du ruisseau du Bourg.

Annexe B. Protocole de nettoyage des préleveurs automatiques et réalisation des blancs.

Au cours de l'étude, plusieurs opérations de nettoyage des préleveurs automatiques ont été réalisées. Les protocoles de nettoyage du matériel comportent la plupart du temps 3 étapes (Cf. norme NF EN ISO 5667-3, 2004) :

- lavage avec un détergent basique ;
- lavage avec de l'eau acidifiée ;
- rinçage abondant avec de l'eau exempte en micropolluants.

Le protocole utilisé dans **REMPAR**, (réalisé sur site) a été adapté de cette démarche et se résume comme suit :

- premier rinçage du système eau courante 5L ;
- lavage par 2L de détergent alcalin à 3% (MucasoI® détergent alcalin universel) ;
- rinçage à l'eau déminéralisée 5L ($0.5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) ;
- Lavage par 2L de solution d'acide acétique 80% diluée 4 fois ;
- rinçage par 2L d'eau déminéralisée pour analyse (Scharlau water reagent grade AG0002010C).

Les blancs, destinés à vérifier l'absence de contamination liée au matériel utilisé (tuyau de prélèvement, pompe du préleveur) ont été réalisés sur site (Figure 74), dans la foulée du nettoyage, par un dernier passage de 2L d'eau déminéralisée pour analyse (Scharlau water reagent grade AG0002010C).



Figure 76. Procédure de nettoyage et réalisation des blancs de prélèvement sur site.

Annexe C. Homogénéisation des échantillons avant conditionnement pour l'analyse des éléments traces métalliques

L'objectif était de réaliser des aliquotes homogènes de l'échantillon moyen récupéré dans le préleveur, notamment en termes de teneurs en matières en suspension (MES), en évitant une contamination de l'échantillon.

Un système d'agitation maison (Figure 77) a donc été conçu pour homogénéiser l'échantillon constitué de :

- une perceuse-visseuse de marque Dexter, 14.4 V, vitesse moyenne de 1350 tours / min ;
- une tige en téflon® ;
- une pompe péristaltique de marque SEKO PS-7 d'un débit fixe de 7 litres par heures raccordé à des tuyaux en téflon®.



Figure 77. Système d'homogénéisation des échantillons d'eau pluvial avant prélèvement des aliquotes.

Afin d'évaluer l'efficacité de ce dispositif, un échantillon moyen d'eaux pluviales a été divisé en neuf aliquotes après homogénéisation. Une mesure des MES a été réalisée sur l'ensemble de ces 9 aliquotes. Les résultats, synthétisés dans la figure suivante rapportent une valeur moyenne de MES de 41.39 mg.L^{-1} sur l'ensemble des aliquotes avec un écart-type de 1 mg.L^{-1} , ce qui montre une bonne efficacité du système d'homogénéisation (Figure 78).

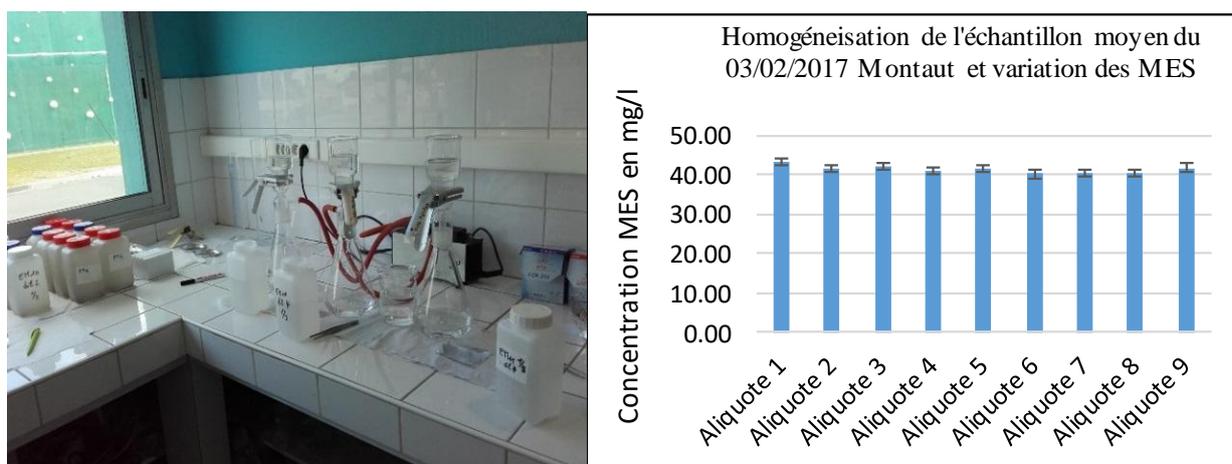


Figure 78. Résultats de l'évaluation du dispositif d'homogénéisation.

Annexe D. Protocole de filtration pour l'analyse des éléments traces métalliques

1. Préparer le laboratoire : nettoyer la paillasse et l'environnement de travail. Fermer les ouvertures (portes et fenêtres) afin de limiter les apports de contamination. Sortir le matériel de son carton ou glacière de protection. Mettre des gants nitrile.



Figure 79. Unité de filtration.

2. Faire un rinçage de l'unité de filtration à l'eau MilliQ (sans filtre).



Figure 80. Rinçage de l'unité.

3. Installer le filtre avec la pince en plastique dans l'unité de filtration (Bien appuyer sur l'unité de filtration lorsqu'on visse ou dévisse les 2 parties pour ne pas fausser le filetage).
4. Réaliser un blanc pour la phase dissoute en filtrant 200 mL d'eau MilliQ. Rincer 3 fois l'éprouvette avec l'eau MilliQ puis récupérer 200 mL d'eau et la transvaser dans l'unité de filtration. Puis couvrir l'éprouvette avec un sac zip-lock.
5. Récupérer la phase dissoute pour le blanc dans un tube Falcon de 50 mL (rincer 3 fois le tube avec l'eau d'échantillonnage avant de le remplir). Identifier le tube, le ranger dans un sac zip-lock et refermer le sac.
6. Récupérer le filtre avec la pince en plastique. Ranger le filtre dans une boîte de Pétri. Identifier la boîte puis la ranger dans un sac zip-lock, refermer le sac. Ranger la pince dans un sac zip-lock.
7. Faire un rinçage de l'unité de filtration avec l'échantillon (sans filtre).
8. Installer le filtre dans l'unité de filtration (Bien appuyer sur l'unité de filtration lorsqu'on visse ou dévisse les 2 parties pour ne pas fausser le filetage).
9. Rincer 3 fois l'éprouvette avec l'échantillon puis récupérer 100 à 200 mL de l'échantillon dans l'éprouvette et le transvaser dans l'unité de filtration. Puis couvrir l'éprouvette avec un sac zip-lock.

10. Filtrer l'échantillon. Filtrer jusqu'à saturation (colmatage) du filtre.
11. Noter le volume filtré.
12. Récupérer la phase dissoute dans un tube Falcon de 50 mL (rincer 3 fois le tube avec le filtrat avant de le remplir). Identifier le tube, le ranger dans un sac zip-lock et refermer le sac.
13. Rincer la partie supérieure de l'unité de filtration avec la pissette d'eau MilliQ et achever la filtration.
14. Dévisser la partie supérieure de l'unité puis rincer le filtre avec quelques gouttes d'eau MilliQ et achever la filtration.
15. Récupérer le filtre avec la pince en plastique. Ranger le filtre dans une boîte de Pétri. Identifier la boîte puis la ranger dans un sac zip-lock, refermer le sac. Ranger la pince dans un sac zip-lock.



Figure 81. Récupération du filtre.



Figure 82. Echantillons identifiés.

16. Avant de filtrer un autre échantillon, remplir l'unité d'eau MilliQ pour la rincer puis vider l'eau MilliQ. Rincer l'éprouvette 3 fois à l'eau MilliQ.
17. Reprendre la procédure à partir de l'étape 6.
18. Eventuellement, réaliser un autre blanc après avoir passé l'ensemble des échantillons.
19. Conserver l'échantillon (le falcon de 50 ml + filtre) au réfrigérateur avant envoi
20. Envoyer les échantillons le plus rapidement possible à UT2A. Dès la filtration effectuée si possible, le délai maximum d'envoi à UT2A ne devra pas excéder 48 heures et la conservation de l'échantillon devra se faire à 4°C.

Annexe E. Récapitulatif des campagnes de prélèvements ponctuels réalisés dans le ruisseau du Bourg

Tableau 33. Campagnes de prélèvements par temps sec réalisées sur le ruisseau du Bourg.

Date	Sites	Polluants	Remarques	Congelé / filtré sur site*
28/01/2016	Amont + Z.A.C. + Aval	ETM		Congelé
21/05/2016	Z.A.C.	ETM	Avant pluie	Congelé
08/06/2016	Amont + Z.A.C. + Aval	ETM		Congelé
13/06/2015	Z.A.C.	ETM		Congelé
13/09/2016	Z.A.C.	ETM	Avant pluie	Congelé
10/11/2016	Z.A.C. + Aval	ETM	Amont à sec	Congelé
18/11/2016	Z.A.C. + Aval	ETM	Amont à sec	Congelé
02/02/2017	Z.A.C.	ETM	Avant pluie	Congelé
09/02/2017	Z.A.C.	ETM		2 méthodes
15/03/2017	Amont + Z.A.C. + Aval	HAP + pesticides		Filtré
10/04/2017	Amont + Z.A.C. + Aval	ETM		Filtré
18/04/2017	Amont + Z.A.C. + Aval	HAP + pesticides		Filtré
07/06/2017	Z.A.C.	ETM	Avant pluie	Filtré
20/07/2017	Z.A.C. + Aval	HAP + pesticides	Amont à sec	Filtré
17/10/2017	Amont + Z.A.C. + Aval	HAP + pesticides		Filtré
05/02/2018	Amont + Z.A.C. + Aval	ETM + HAP + pesticides		Filtré
28/02/2018	Amont + Z.A.C. + Aval	ETM		Filtré
11/07/2018	Amont + Z.A.C. + Aval	ETM		Filtré

* : pour les prélèvements des éléments traces métalliques.

Tableau 34. Campagnes de prélèvements par temps de pluie réalisées sur le ruisseau du Bourg.

Date	heure début	heure fin	Sites	Polluants	Congelé / filtré sur site*
21/05/2016	21h30	22h10	Z.A.C.	ETM	Congelé
13/09/2016	18h20	18h50	Z.A.C.	ETM	Congelé
10/11/2016	22h00	22h35	Z.A.C.	ETM	Congelé
02/02/2017	17h05	17h45	Z.A.C.	ETM + HAP + pesticides	Congelé
05/05/2017	21h55	22h20	Z.A.C.	HAP + pesticides	
08/06/2017	21h40	22h05	Z.A.C.	ETM + HAP + pesticides	2 méthodes
10/07/2017	10h00	10h30	Z.A.C.	ETM + HAP + pesticides	2 méthodes
18/07/2017	20h45	21h20	Z.A.C.	HAP + pesticides	
21/10/2017	18h20	18h45	Z.A.C.	ETM + HAP + pesticides	Filtré
28/11/2017	15h15	15h45	Z.A.C. **	HAP + pesticides	
19/03/2018	9h30	10h10	Aval	ETM + HAP + pesticides	Filtré
07/04/2018	14h30	15h00	Aval	HAP + pesticides	
25/05/2018	9h15	10h00	Aval	ETM	Filtré

* : pour les prélèvements des éléments traces métalliques.

** : un prélèvement en amont de l'exutoire d'eaux pluviales a été réalisé pour cette campagne.

Annexe F. Sources possibles des éléments traces métalliques dans les eaux de ruissellement

Tableau 35. Sources possibles des éléments traces métalliques dans les eaux de ruissellement. Modifié d'après Becouze-Lareure 2010.

Élément	Sources
Cadmium	Usure des pneus Lavage de voiture Fertilisants contenant du phosphore Pigments présents dans les verres, plastiques... Batteries
Cobalt	Trafic automobile Fumées des centrales thermiques et incinérateurs
Cuivre	Freins Toitures Appareillages électriques Produits biocides
Nickel	Trafic automobile Pigments minéraux Aciers inoxydables Batteries
Plomb	Peintures sur murs de brique et de bois Carburant (interdit depuis 2005) Munitions Batteries
Titane	Pigments (70% de la production mondiale) Combustibles fossiles Toitures (alliage avec le Zinc)
Zinc	Usure des pneus Huile de moteurs Incinération des ordures ménagères Toitures Tuyauteries

Annexe G. Spéciation des éléments traces métalliques dans le ruisseau du Bourg par temps sec et par temps de pluie au niveau du point ZAC

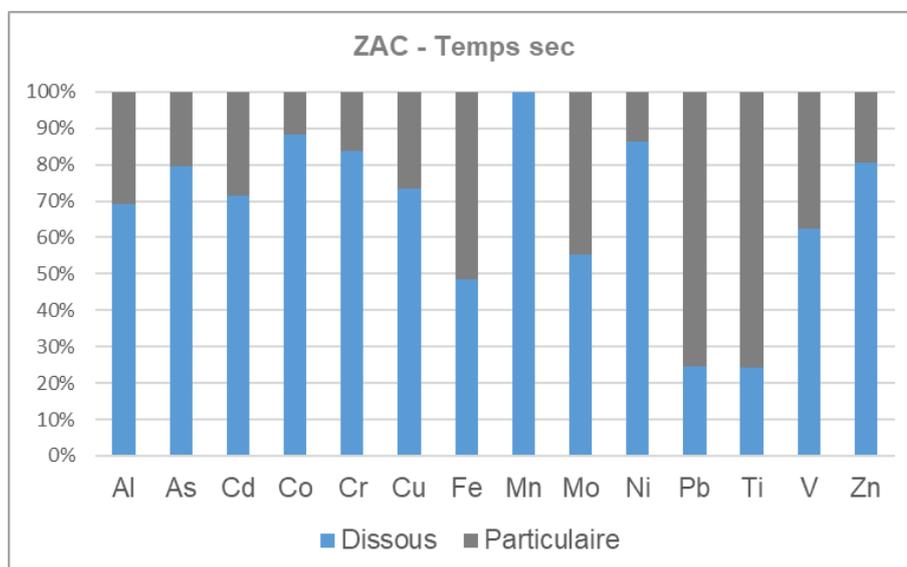


Figure 83. Spéciation métallique dans les prélèvements réalisés au niveau du point ZAC dans le ruisseau du Bourg par temps sec.

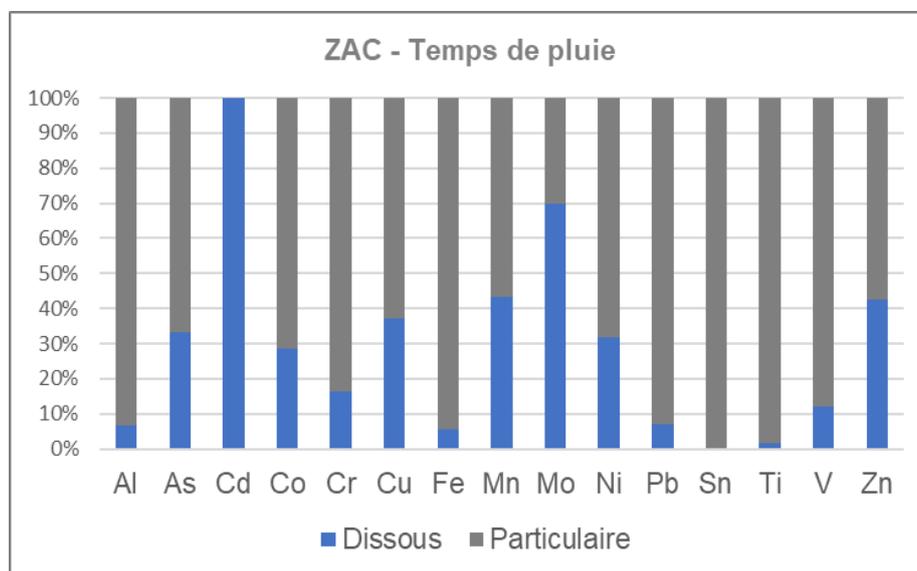


Figure 84. Spéciation métallique dans les prélèvements réalisés au niveau du point ZAC dans le ruisseau du Bourg par temps de pluie.

Annexe H. Ordres de grandeur des concentrations en polluants dans les eaux de ruissellement

Tableau 36. Ordres de grandeur des concentrations en polluants dans les eaux de ruissellement. Source Gromaire et al., 2013.

ORDRES DE GRANDEUR DES CONCENTRATIONS EN POLLUANTS DANS LES EAUX DE RUISSLEMENT

Ordres de grandeur des concentrations moyennes par site pour les parkings et différents types de voiries

(Valeurs bibliographiques : Fourchette minimum – maximum des concentrations moyennes par site)

Polluant	Concentrations				
	Voirie urbaine			Autoroutes	Parkings
	Trafic faible	Trafic moyen	Trafic fort		
MES (mg/l)	11,7 - 117 84,5	59,8 - 240 99	69,3 - 260 160	41,3 - 762 92	98 - 150 129
DCO (mg/l)		70 - 368 120		107*	50 - 199 70
Cd (µg/l)	0,4 - 1,4 0,5		0,4 - 13,8 1,9	3,0 - 3,7 3,4	1,2*
Cu (µg/l)	47 - 75,9 60,4	51,7 - 103,8 97	65,6 - 143,5 90	16,1 - 120 40	6 - 80 43
Pb (µg/l)		25 - 535 170		2,4 - 224 100	15,4 - 137 78,5
Zn (µg/l)		129,3 - 1956 407		70 - 660 119	125 - 526 281
HA (µg/l)		393 - 1359 813			-
HAP (µg/l)		0,16 - 4,5 0,22		11,7 - 117 84,5	11,7 - 117 84,5
Hct (µg/l)	160 - 2277 1402		4000 - 11000 4170	21,8 - 4760 2391	150 - 1000 160

* = une seule valeur disponible

Trafic faible : < 3000 véhicules par jour

Trafic moyen : 3000 à 10000 véhicules par jour

Trafic fort : > 10 000 véhicules par jour

Annexe I. Pesticides analysés dans le ruisseau du Bourg, limites de quantification, et usages biocides associés

Tableau 37. Herbicides analysés dans le ruisseau du Bourg, limites de quantification et usages biocides associés.

Substance	Famille	LQ (ng/L)	Usage biocide	TP biocide
<i>acétochlore</i>	herbicide	3		
acétochlore ESA	métabolite	4		
acétochlore OA	métabolite	5		
<i>alachlore</i>	herbicide	5		
<i>améthryne</i>	herbicide	1		
<i>atrazine</i>	herbicide	2		
atrazine 2 hydroxy	métabolite	1		
<i>DEA</i>	métabolite	6		
<i>DIA</i>	métabolite	3		
bentazone	herbicide	36		
<i>carbétamide</i>	herbicide	1		
chlorotoluron	herbicide	1		
<i>chlorsulfuron</i>	herbicide	2		
<i>cyanazine</i>	herbicide	2		
diflufénican	herbicide	1		
<i>dimétachlore</i>	herbicide	1		
diuron	herbicide	2	En révision	7 - 10
<i>124 DCPU</i>	métabolite	3		
<i>134 DCPU</i>	métabolite	3		
1343 DCPMU	métabolite	5		
<i>flazasulfuron</i>	herbicide	2		
<i>fluazifop-p-butyl</i>	herbicide	1		
<i>foramsulfuron</i>	herbicide	14		
glyphosate	herbicide	4		
AMPA	métabolite	6		
hexazinone	herbicide	1		
irgarol	herbicide	1		
isoproturon	herbicide	1	En révision	7 - 10
linuron	herbicide	1		
métazachlore	herbicide	1		
S-métolachlore	herbicide	1		
métolachlore ESA	métabolite	5		
métolachlore OA	métabolite	2		

Les substances en italique et grisé n'ont jamais été détectées, par temps sec ou par temps de pluie.

Tableau 37. Herbicides analysés dans le ruisseau du Bourg, limites de quantification et usages biocides associés (suite).

Substance	Famille	LQ (ng/L)	Usage biocide	TP biocide
<i>metamitron</i>	herbicide	6		
<i>métoxuron</i>	herbicide	1		
<i>metsulfuron-methyl</i>	herbicide	6		
<i>monolinuron</i>	herbicide	1		
<i>nicosulfuron</i>	herbicide	1		
<i>norflurazon</i>	herbicide	1		
<i>promethryne</i>	herbicide	1		
<i>propachlore</i>	herbicide	1		
<i>propazine</i>	herbicide	1		
<i>prosulfuron</i>	herbicide	1		
<i>quizalofop-ethyl</i>	herbicide	2		
<i>quizalofop-p-tefuryl</i>	herbicide	1		
<i>simazine</i>	herbicide	2		
<i>hydroxy simazine</i>	métabolite	1		
terbutryne	herbicide	1	autorisé	7 - 9 - 10
terbuthylazine	herbicide	2		
terbuthylazine déséthyl	métabolite	4		

Les substances en italique et grisé n'ont jamais été détectées, par temps sec ou par temps de pluie.

Tableau 38. Fongicides analysés dans le ruisseau du Bourg, limites de quantification et usages biocides associés.

Substance	Famille	LQ (ng/L)	Usage biocide	TP biocide
azoxystrobine	fongicide	1	autorisé	7 - 9 - 10
carbendazime	fongicide	1	autorisé	7 - 9 - 10
<i>dichlofluanide</i>	fongicide	2	autorisé	8 - 21
DMSA	métabolite	1		
difénoconazole A et B	fongicide	1		
époxyconazole	fongicide	0.10		
<i>fenarimol</i>	fongicide	1		
fenbuconazole	fongicide	0.37		
<i>flusilazole</i>	fongicide	1		
imazalil	fongicide	0.12		
metalaxyl	fongicide	1		
prochloraz	fongicide	1		
propiconazole	fongicide	2	autorisé	7 - 8 - 9
tébuconazole	fongicide	0	autorisé	7 - 8 - 10
tétraconazole	fongicide	0		
<i>tolyfluanide</i>	fongicide	3	autorisé	8 - 21
DMST	métabolite	1		

Tableau 39. Insecticides analysés dans le ruisseau du Bourg, limites de quantification et usages biocides associés.

Substance	Famille	LQ (ng/L)	Usage biocide	TP biocide
<i>carbofuran</i>	Insecticide	1		
<i>carbosulfan</i>	Insecticide	50		
chlorfenvinphos	Insecticide	0.013		
<i>cyromazine</i>	Insecticide	13	autorisé	18
<i>dichlorvos</i>	Insecticide	11		
<i>dimethoate</i>	Insecticide	1		
imidaclopride	Insecticide	1	autorisé	18
fipronil	insecticide	0.12	autorisé	18
fipronil désulfinil	métabolite	0.005		
fipronil sulfide	métabolite	0.057		
fipronil sulfone	métabolite	0.3		
<i>fosthiazate</i>	insecticide	1		
<i>methiocarb</i>	insecticides	1		
<i>pymethrozine</i>	insecticides	2		
<i>thiamethoxam</i>	Insecticide	3		

Les substances en italique et grisé n'ont jamais été détectées, par temps sec ou par temps de pluie.

Annexe J. Substances à usages biocides identifiées dans l'enquête de pratique réalisée auprès des professionnels du bâtiment et de la désinsectisation sur le territoire du Bassin d'Arcachon en 2016

Tableau 40. Substances à usages biocides identifiées dans l'enquête de pratique réalisée auprès des professionnels du bâtiment et de la désinsectisation sur le territoire du Bassin d'Arcachon en 2016.

Molécule	Famille	CAS	Log Kow	TP biocide	Usage(s) recensés sur le Bassin selon l'enquête de pratiques	Commentaires	
perméthrine	pyrethrinoïdes	52645-53-1	6.5	8 - 18	Films anti-termites (lutte préventive)	Également produits de protection du bois	
deltaméthrine		52918-63-5	6.2	18			
bifenthrine		82657-04-3	6	-		Interdite pour cet usage depuis avril 2013	
acétamipride	néocotinoïdes	135410-20-7	0.8	18	Résines biocides anti-termites (lutte préventive)	Usage en révision par l'UE	
cyperméthrine	pyrethrinoïdes	52315-07-8	6.6	18		Usage en révision par l'UE	
hexaflumuron	benzoylurées	86479-06-3	5.68	18	Pièges-appâts liquides anti-termites (lutte curative)		
diflubenzuron		35367-38-5	3.88	18			
fipronil	carbamate	120068-37-3	4	18	Traitement anti- termites (curatif)	Interdit en phytosanitaire mais autorisé en biocide	
tébuconazole	antifongiques triazolés	107534-96-3	3.7	7-10	Traitement « multi-usage » du bois	Protection des pellicules et des matériaux de construction	
propiconazole		60207-90-1	3.72	8		Protection du bois	
IPBC	carbamates	55406-53-6	-	6-7-8-9-10-13	Lasure du bois	Nombreux autres usages	
MIT	isothiazolinones	2682-20-4	-0.83	2-4-6-11-12-13	Lasure du bois et peintures de façade	Nombreux autres usages, cosmétiques, peintures, lessives...	
BIT		2634-33-5	0.76	-	Peintures de façade	Usage en révision par l'UE	
OIT		26530-20-1	2.4	8		Usage en révision par l'UE	
diuron		urées substituées	330-54-1	2.68		7-10	Usage en révision par l'UE
terbutryne		triazines	886-50-0	3.74		-	Usage en révision par l'UE
DDAC	ammoniums quaternaires	7173-51-5	4.6	1-2-3-4-8		Traitement anti-mousse des toitures	Usage en révision par l'UE - produits les plus retrouvés quantitativement sur les toitures - nombreux autres usages (désinfectants notamment)
ADBAC C12-18		68391-01-5	-	1-2-3-4-8			
ADBAC C12-16		68424-85-1	3.9	1-2-3-4-8			

IPBC : Butylcarbamate d'iodopropynyle ; **MIT** : méthylisothiazolinone ; **BIT** : benzisothiazolinone ; **OIT** : octylisothiazolinone ; **DDAC** : chlorure de didecylidiméthylammonium ; **ADBAC** : chlorure de benzalkonium.

Annexe K. Récapitulatif des campagnes de prélèvements des eaux pluviales réalisées sur les sites des Hirondelles, de l'avenue du Banc d'Arguin et de Montaut

Tableau 41. Récapitulatif des campagnes de prélèvements au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles, asservissement, substances recherchées et exploitation des échantillons.

Avenue des Hirondelles (Pyla sur mer - commune de La Teste de Buch)										Exploitation des échantillons		
Code campagne	Date de l'évènement pluvieux	Volume de l'échantillon moyen (L)	Nature du flacon de prélèvement	Asservissement	Matériel utilisé	Volume cumulé de l'évènement	Composés recherchés	Remarques	Congélation / filtration de l'échantillon *	Typologie	Spéciation	Flux
1	18/09/2015	1	plastique	Pas de temps	Isco Avalanche + sonde IJA 1090 (surverse)	2.2 m ³	ETM	Premiers prélèvements tests	Congélation			
2	20 au 21/11/15	2	plastique	Pas de temps		9 m ³	ETM	Premiers prélèvements tests	Congélation			
3	05 au 06/01/2016	2	plastique	Pas de temps (100 mL /10 min)		110.6 m ³	ETM	Premiers prélèvements tests	Congélation			
4	09 au 10/01/2016	1,9	verre	Pas de temps (50 mL /15 min)		79.6 m ³	ETM		Congélation	X		X
5	14 au 15/01/2016	2	plastique	Pas de temps (200 mL /10 min)		13.8 m ³	ETM/ Pesticides		Congélation	X		X
6	22/01/2016	0,8	verre	Pas de temps (100 mL /10 min)		7.3 m ³	ETM		Congélation	X		X
7	09/02/2016	0,95	plastique	Pas de temps (100 mL /10 min)		136 m ³	ETM		Congélation	X		
8	12/02/2016	0,95	plastique	Pas de temps (100 mL /10 min)		134 m ³	ETM		Congélation	X		
9	02 au 03/03/2016	2	plastique	Pas de temps		10.3 m ³		Echantillon perdu	Congélation			
10	04/03/2016	12,8	plastique	Pas de temps		87 m ³		Echantillon perdu	Congélation			
-	04/04/2016	2,5	plastique	Volume écoulé (200 mL / 250 L)	Isco Avalanche + sonde IJA 3175 (hauteur ultrasons)	23.3 m ³	-	Panne capteur de hauteur – marche du préleveur forcée	Congélation			
11	09 au 10/05/2016	13	plastique	Volume écoulé (200 mL / 250 L)		340.5 m ³	ETM + HAP	Pour tests de centrifugation HAP	Congélation			X
12	11/05/2016	11	plastique	Volume écoulé (200 mL / 250 L)		34.6 m ³	HAP/ Pesticides	Pour tests de centrifugation HAP	Congélation			X
13	21/05/2016	6,5	plastique	Volume écoulé (200 mL / 250L)		13.6 m ³	ETM		Congélation	X		X

Tableau 41. Récapitulatif des campagnes de prélèvements au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles, asservissement, substances recherchées et exploitation des échantillons (suite).

Avenue des Hirondelles (Pyla sur mer - commune de La Teste de Buch)										Exploitation des échantillons			
Code campagne	Date de l'évènement pluvieux	Volume de l'échantillon moyen (L)	Nature du flacon de prélèvement	Asservissement	Matériel utilisé	Volume cumulé de l'évènement	Composés recherchés	Remarques	Congélation / filtration de l'échantillon *	Typologie	Spéciation	Flux	
14	30/05/2016	9	verre	Volume écoulé (200 mL / 250L)	Isco Avalanche + sonde IJA 3175 (hauteur ultrasons)	9.84 m ³	ETM		Congélation	X		X	
15	16 au 17/06/2016	6	verre	Volume écoulé (200 mL / 250L)		45.6 m ³	-	Echantillon non retrouvé					
-	13/09/2016	0	plastique	-		-	-	Panne capteur de hauteur	-				
16	14/09/2016	0	plastique	-		-	-	Problème avec le capteur de hauteur : table hauteur/débit erronée	-	X			
17	15/09/2016	2,8	plastique	-		-	-	Panne capteur de hauteur	Congélation				
18	05/11/2016	14	plastique	Volume écoulé (400 mL / 250L)		51.8 m ³	ETM / HAP Pesticides			X			
19	09/11/2016	13,6	plastique	Volume écoulé (200 mL / 500L)		84.32 m ³	ETM / Pesticides		Congélation	X			
20	10/11/2016	2	plastique	Volume écoulé (200 mL / 500L)		20 m ³	ETM / Pesticides		Congélation	X			
21	10/01/2017	10	plastique	Volume écoulé (200 mL / 500L)		22.8 m ³	ETM / Pesticides	Comparaison filtration vs congélation	Filtration	X	X		X
22	04/02/2017	-	-	Volume écoulé (200 mL / 500L)		55.5 m ³	-	Echantillon perdu	-				
23	27 au 28/02/2017	8	verre	Volume écoulé (200 mL / 1000L)		43.2 m ³	ETM / HAP Pesticides		Filtration	X	X		X
24	23/03/2017	7	verre	Pas de temps (300 mL / 10 min)		Isco Avalanche + sonde IJA 1090 (surverse)	45.7 m ³	ETM / HAP Pesticides	Panne du capteur de hauteur	Filtration	X	X	X
25	01/04/2017	4	verre	Pas de temps (200 mL / 5 min)		39.2 m ³	HAP / Pesticides	Prélèvement au pas de temps	Filtration	X	X		X
26	13/05/2017	1,6	verre	Volume écoulé (200 mL / 1000L)	Isco Avalanche + sonde IJA 3175 (hauteur ultrasons)	4 m ³	-	Non analysé : récupération tardive de l'échantillon + faible volume	Filtration				

Tableau 41. Récapitulatif des campagnes de prélèvements au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles, asservissement, substances recherchées et exploitation des échantillons (suite).

Avenue des Hirondelles (Pyla sur mer - commune de La Teste de Buch)										Exploitation des échantillons		
Code campagne	Date de l'évènement pluvieux	Volume de l'échantillon moyen (L)	Nature du flacon de prélèvement	Asservissement	Matériel utilisé	Volume cumulé de l'évènement	Composés recherchés	Remarques	Congélation / filtration de l'échantillon *	Typologie	Spéciation	Flux
27	18/05/2017		verre	Volume écoulé (200 mL / 1000L)	Isco Avalanche + sonde IJA 3175 (hauteur ultrasons)	196 m ³	ETM / HAP Pesticides		Filtration	X	X	X
-	08/06/2017	9	verre	Volume écoulé (200 mL / 500L)		-	-	Echantillon perdu	Filtration			
28	28 au 29/06/2017	7,6	verre	Volume écoulé (200 mL / 1000L)		60.7 m ³	ETM / HAP Pesticides		Filtration	X	X	X
29	10/08/2017	3,5	verre	Volume écoulé (200 mL / 1000L)		15.5 m ³	ETM / HAP Pesticides		Filtration	X	X	X
30	09/09/2017	6,6	verre	Volume écoulé (200 mL / 1000L)			ETM / HAP Pesticides		Filtration	X	X	X
31	16/09/2017	5	verre	Volume écoulé (200 mL / 1000L)		14 m ³	ETM / HAP Pesticides		Filtration	X	X	X
32	18/10/2017	8,8	verre	Volume écoulé (200 mL / 500L)		39 m ³	ETM / HAP Pesticides		Filtration	X	X	X
33	30/11/2017	5,2	verre	Volume écoulé (200 mL / 500L)		18.42 m ³	HAP Pesticides		Filtration	X	X	X
34	20/01/2018	6,2	verre	Volume écoulé (200 mL / 1000L)		31 m ³	HAP Pesticides		Filtration	X	X	X
35	14/02/2018	4,2	verre	Volume écoulé (200 mL / 500L)		14.5 m ³	HAP Pesticides	Changement du tuyau d'aspiration	Filtration	X	X	X
36	19/03/2018	4,6	verre	Volume écoulé (200 mL / 1000L)	FMR20 (hauteur radar) + mémographe RSG45	22 m ³	ETM / HAP Pesticides	Changement du capteur de hauteur	Filtration	X	X	X
37	25/03/2018	9	verre	Volume écoulé (200 mL / 500L)		40 m ³	ETM / HAP Pesticides		Filtration	X	X	X
38	07 au 08/04/2018	8	verre	Volume écoulé (200 mL / 500L)		41 m ³	ETM / HAP Pesticides		Filtration	X	X	X
39	25/05/2018	5	verre	Volume écoulé (200 mL / 500L)		210 m ³	ETM	Sauvegarde congélateur SIBA pour organiques	Filtration	X	X	
40	30/06/2018	5	verre	Volume écoulé (200 mL / 1000L)	230 m ³	ETM	Filtration		X	X		

* : pour les ETM

Tableau 42. Récapitulatif des campagnes de prélèvements au niveau du passe-débit de Montaut, asservissement, substances recherchées et exploitation des échantillons.

Avenue de Montaut (Commune d'Arcachon)										Exploitation des échantillons		
Code campagne	Date de l'évènement pluvieux	Volume de l'échantillon moyen (L)	Nature du flacon de prélèvement	Asservissement	Matériel utilisé	Volume cumulé de l'évènement	Composés recherchés	Remarques	Congélation / filtration de l'échantillon *	Typologie	Spéciation	Flux
1	21/05/2016	ND	plastique	Pas de temps	Isco 3700e + sonde IJA (surverse)	3420 m ³	ETM / Pesticides	Préleveur non réfrigéré	Congélation	X		
2	30/05/2016	ND	plastique	Pas de temps		234 m ³	ETM / Pesticides	Préleveur non réfrigéré	Congélation	X		
3	15/09/2016	21	plastique	Pas de temps		1443.6 m ³	ETM / Pesticides	Préleveur non réfrigéré	Congélation	X		
4	16/10/2016	ND	plastique	Volume écoulé (200 mL / 1000L)	Isco Avalanche + IAVL débitmètre (capteur hauteur-vitesse numérique)	-	ETM / Pesticides		Congélation	x		
5	11/06/2016	1	plastique	Volume écoulé (200 mL / 1000L)		570 m ³	ETM		Congélation	X		
6	07/11/2016	1	plastique	Volume écoulé (200 mL / 1000L)		-	ETM	Echantillon perdu	Congélation			
7	09/11/2016	14	plastique	Volume écoulé (200 mL / 1000L)		-	ETM		Congélation	X		
8	02/03/2017	14	plastique	Pas de temps (220 mL / 10 min)	Isco 3700 + sonde IJA (surverse)	ND	ETM / Pesticides	Préleveur non réfrigéré	Filtration	X	X	
9	23/03/2017	9	verre	Pas de temps (220 mL / 10 min)		ND	ETM / Pesticides	Préleveur non réfrigéré	Filtration	X	X	
10	01/04/2017	9	verre	Pas de temps (220 mL / 10 min)		ND	-	Conductivité élevée : eau de mer	Filtration	X		
11	29/11/2017	4	verre	Pas de temps (100 mL / 5 min)		ND	Pesticides	Préleveur non réfrigéré	Filtration	X	X	
12	11/01/2018	9	verre	Pas de temps (100 mL / 5 min)		ND	Pesticides	Préleveur non réfrigéré	Filtration	X	X	
13	14/02/2018	4	verre	Pas de temps (100 mL / 5 min)		ND	Pesticides	Préleveur non réfrigéré	Filtration	X	X	
Préleveur automatique noyé : averse orageuse + marée haute												

ND : non déterminé

* : pour les ETM

Tableau 43. Récapitulatif des campagnes de prélèvements au niveau du bassin d'infiltration de l'avenue du Banc d'Arguin, asservissement, substances recherchées et exploitation des échantillons.

Avenue du Banc d'Arguin (Pyla sur mer - commune de La Teste de Buch)										Exploitation des échantillons		
Code campagne	Date de l'évènement pluvieux	Volume de l'échantillon moyen (L)	Nature du flacon de prélèvement	Asservissement	Matériel utilisé	Volume cumulé de l'évènement	Composés recherchés	Remarques	Congélation / filtration de l'échantillon *	Typologie	Spéciation	Flux
1	08/06/2017	9	verre	Volume écoulé (200 ml / 2000 L)	Isco Avalanche + sonde IJA 5174 (hauteur ultrasons + vitesse doppler)	317 m ³	ETM + HAP + Pesticides		filtration	X	X	
2	27/06/2017	9	verre	Volume écoulé (200 ml / 2000 L)		285 m ³	ETM + HAP + Pesticides		filtration	X	X	X
3	24/07/2017	8,4	verre	Volume écoulé (200 ml / 500 L)		74 m ³	ETM + HAP + Pesticides		filtration	X	X	X
4	10/08/2017	7,8	verre	Volume écoulé (200 ml / 1000 L)		484 m ³	ETM + HAP + Pesticides		filtration	X	X	
5	16/09/2017	5	verre	Volume écoulé (200 ml / 1000 L)		521 m ³	ETM + HAP + Pesticides		filtration	X	X	X
6	18/10/2017	3	verre	Volume écoulé (200 ml / 2000 L)		68 m ³	ETM + HAP + Pesticides		filtration	X	X	
7	29/11/2017	5,4	verre	Volume écoulé (200 ml / 2000 L)		272 m ³	ETM + HAP + Pesticides		filtration	X	X	
8	22/01/2018	4,5	verre	Volume écoulé (200 ml / 1000 L)		1850 m ³	ETM + HAP + Pesticides	Capteur de hauteur en train de dérailler	filtration	X	X	
9	03 au 04/02/2018	9	verre	Volume écoulé (200 ml / 1000 L)		1923 m ³	ETM + HAP + Pesticides		filtration	X	X	
-	15/02/2018	9	verre	Pas de temps (200 mL / 10 min)		-	ETM + HAP + Pesticides		Panne du capteur de hauteur	filtration	X	
10	19/03/2018	9	verre	Volume écoulé (200 ml / 1000 L)	Isco Avalanche + sonde IJA 3175 (hauteur ultrasons)	234 m ³	ETM + HAP + Pesticides	Changement du capteur de hauteur	filtration	X	X	
11	24/03/2018	5	verre	Volume écoulé (200 ml / 1000 L)		226 m ³	ETM + HAP + Pesticides		filtration	X	X	
12	07/04/2018	9	verre	Volume écoulé (200 ml / 1000 L)		254 m ³	ETM + HAP + Pesticides		filtration	X	X	
13	25/05/2018	9	verre	Volume écoulé (200 ml / 1000 L)		706 m ³	ETM		filtration	X	X	X
14	30/06/2018	9	verre	Volume écoulé (200 ml / 1000 L)		883 m ³	ETM		filtration	X	X	X

Annexe L. Résultats des blancs préleveurs pour les éléments traces métalliques

Tableau 44. Résultats des blancs préleveurs pour les éléments traces métalliques.

Eléments	LQ	Eau déminéralisée témoin	Blanc Hirondelles	Blanc Montaut	Blanc Arguin
Ag	0.05	< LQ	2,7 ± 1	< LQ	< LQ
Al	2	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
As	0.05	0,093 ± 0,007	< LQ	< LQ	< LQ
Cd	0.01	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Co	0.01	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Cr	0.2	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Cu	0.05	< LQ	0,12 ± 0,01	0,15 ± 0,04	0,14 ± 0,01
Fe	1	12,2 ± 0,1	< LQ	13,2 ± 0,5	2,33 ± 0,05
Hg	0.5	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Mn	0.1	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Mo	0.02	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Ni	0.2	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Pb	0.05	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Sn	0.1	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Ti	0.5	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
V	0.01	0,088 ± 0,002	< LQ	0,030 ± 0,002	< LQ
Zn	1	< LQ	< LQ	< LQ	2,48 ± 0,05

Les traces de Cu détectées dans les blancs sont environ 10 fois inférieures aux concentrations minimales de Cu dissous mesurées dans les eaux pluviales.

Les teneurs en Fe dans les blancs à Montaut sont de l'ordre de ce que l'on peut retrouver dans les concentrations dissoutes, toutefois, elles restent du niveau de celles mesurées dans l'eau déminéralisée utilisée pour réaliser les blancs (Scharlau water reagent grade AG0002010C).

Les concentrations en V dans les blancs sont environ 10 fois inférieures aux concentrations minimales de Cu dissous mesurées dans les eaux pluviales.

Les concentrations en Zn mesurées dans les blancs à Arguin restent au moins 2 fois inférieures aux concentrations minimales mesurées dans la phase dissoute des eaux pluviales pour ce site et 6 fois inférieures aux valeurs moyennes mesurées. Les blancs sont donc considérés acceptables pour ce site.

Annexe M. Concentrations totales en éléments traces métalliques ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les eaux pluviales en entrée du bassin d'infiltration de l'avenue du Banc d'Arguin

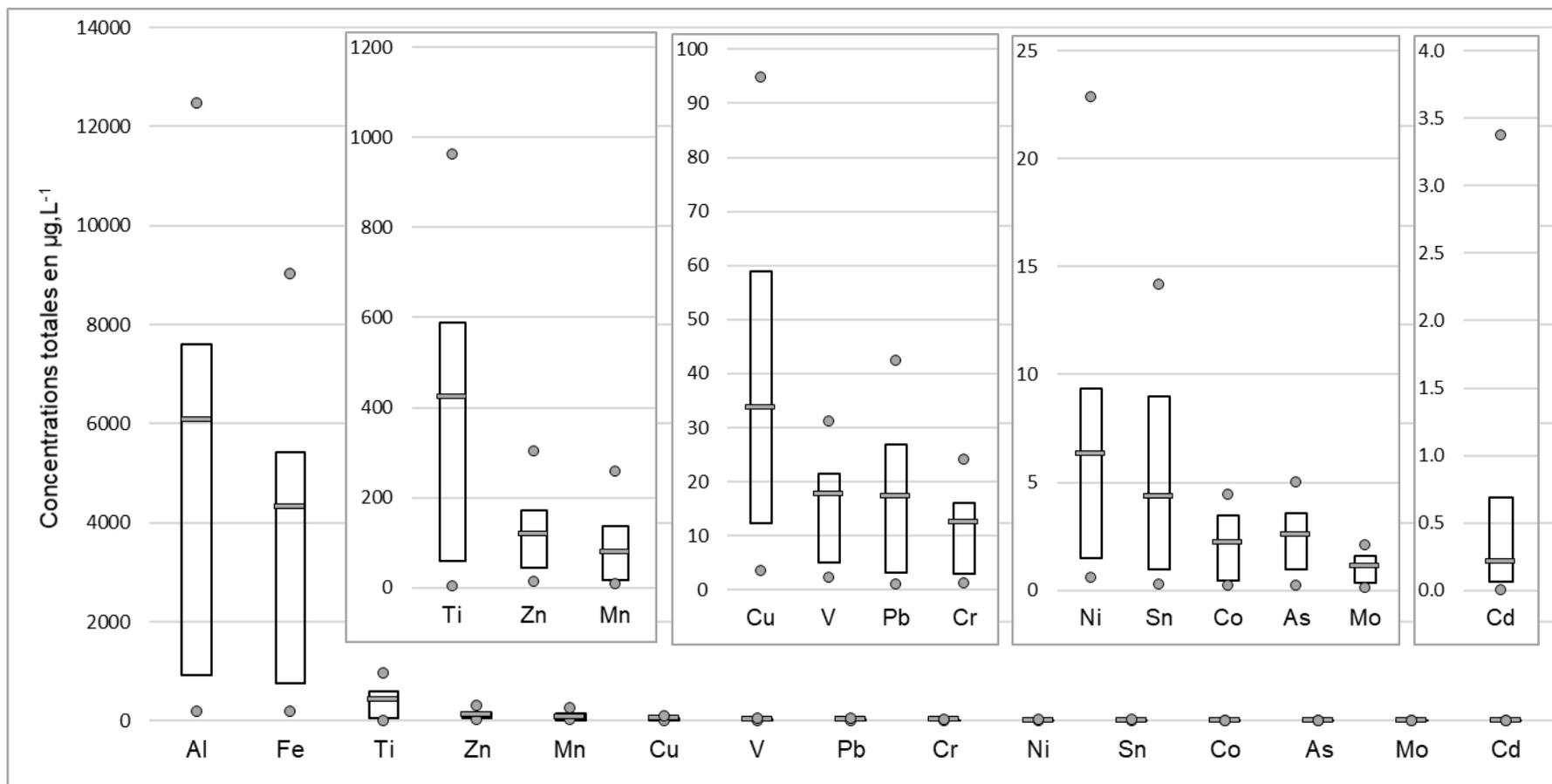


Figure 85. Comparaison des concentrations dissoutes en HAP (exprimées en ng.L^{-1}) mesurées dans les eaux pluviales au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles avec celles mesurées dans les blancs préleveurs et dans l'eau témoin utilisée.

Annexe N. Résultats des blancs préleveurs pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques

• Observations

- 1) Les concentrations mesurées en HAP dans les blancs préleveurs réalisés sur le site des Hirondelles sont supérieures pour plusieurs congénères aux concentrations mesurées dans les eaux pluviales (Figure 86).
- 2) Ces concentrations sont équivalentes à celles mesurées dans l'échantillon témoin de l'eau utilisée pour la réalisation des blancs.
- 3) On observe des résultats similaires sur les blancs réalisés sur le site de l'avenue du Banc d'Arguin, blancs réalisés dans les mêmes conditions opératoires et avec la même eau témoin.

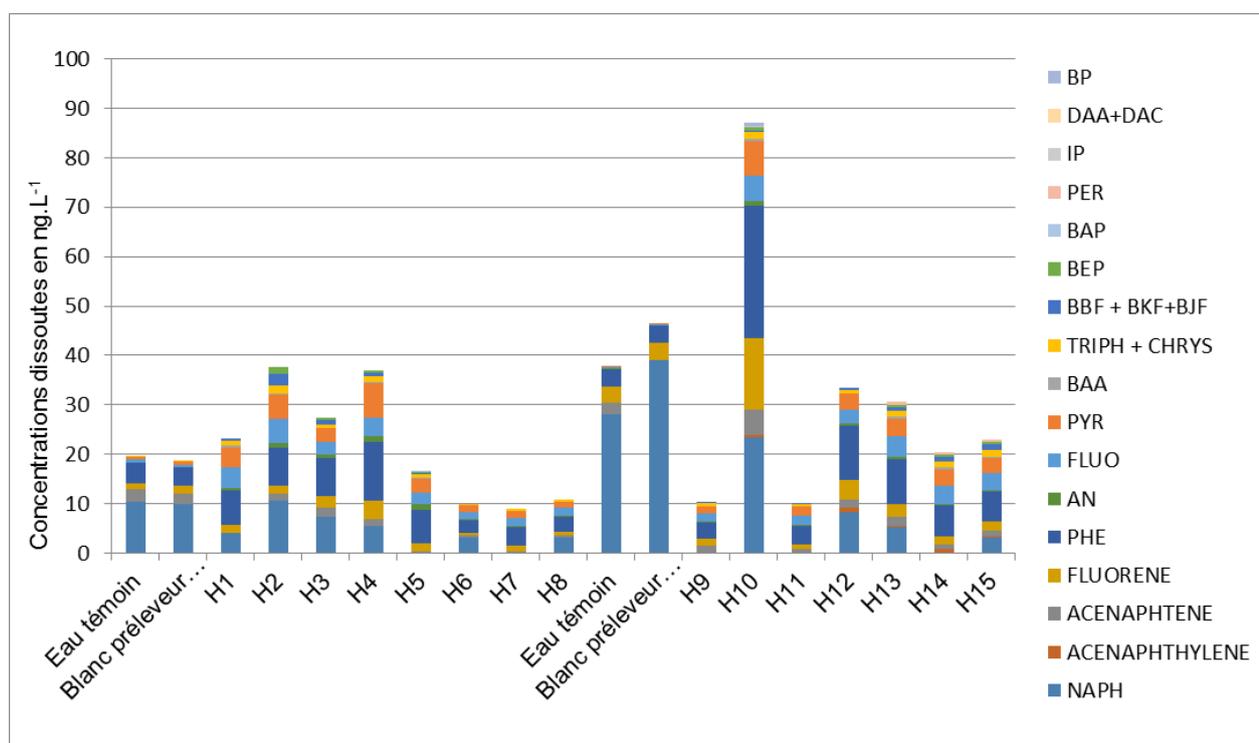


Figure 86. Comparaison des concentrations dissoutes en HAP (exprimées en ng.L^{-1}) mesurées dans les eaux pluviales au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles avec celles mesurées dans les blancs préleveurs et dans l'eau témoin utilisée.

• Essais complémentaires

Des essais complémentaires ont été réalisés pour évaluer cette contamination et confirmer l'origine liée à l'eau témoin utilisée. Les résultats sont présents dans la Figure 87 :

- Les différentes eaux testées (Scharlau water reagent grade AG0002010C) et Abatilles (eau minérale) montrent une empreinte résiduelle en HAP comprise en 15 et 20 ng.L^{-1} . Cette empreinte est potentiellement liée aux conteneurs en plastique (cubitainer pour l'eau Scharlau et bouteille plastique pour Abatilles) qui laissent diffuser certains composés.
- Les résultats montrent également qu'un flacon ouvert peut être très rapidement contaminé par des HAP et notamment par le naphthalène.

Suite à ces essais, une nouvelle série de tests a été réalisée à partir d'eau minérale Abatilles en flacon verre (Figure 87).

- Si la contamination est moindre, on observe toujours une contamination résiduelle au naphthalène.

- Cette contamination peut se faire très rapidement dès l'ouverture de la bouteille pour le prélèvement de l'aliquote, et ce que le prélèvement soit réalisé en conditions de terrain ou en conditions de laboratoire.

- **Conclusions**

- 1) Les blancs préleveurs sont contaminés en HAP mais cela semble être lié à la présence de HAP dans l'eau témoin utilisée (eau contenue dans des flacons en plastique, pas d'information sur le temps ou les conditions de stockage).
- 2) Les blancs préleveurs ne montrent pas (ou très peu) d'apport de HAP par rapport à l'eau témoin utilisée.
- 3) L'eau utilisée peut se contaminer très rapidement après ouverture, notamment en naphthalène.
- 4) **Malgré les résultats des blancs et les doutes qui en découlent, les résultats des analyses réalisées dans les eaux pluviales sont considérés acceptables, sauf pour le naphthalène qui est donc écarté de l'interprétation des résultats.**

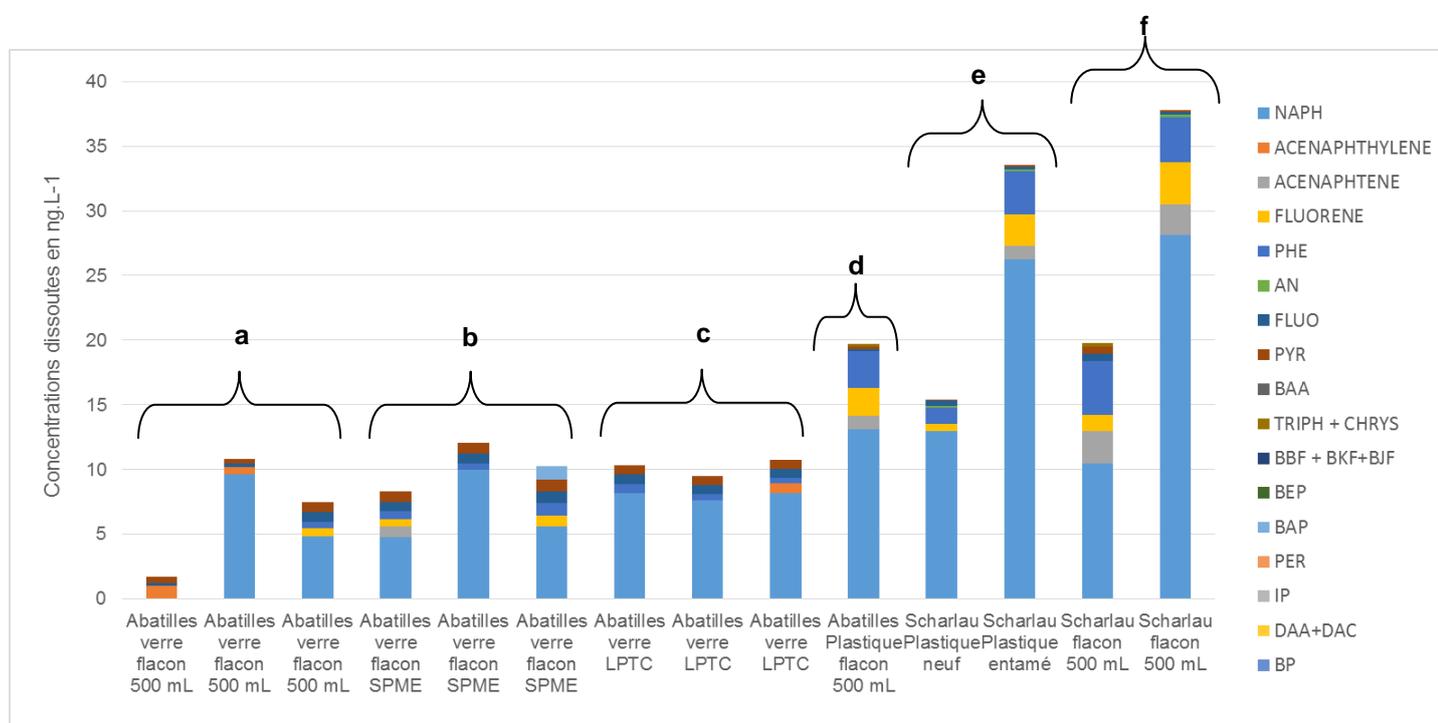


Figure 87. Ensemble des analyses réalisées sur différents type d'eau, dans différents contenants.

a : essais sur eau Abatilles, contenant en verre, prélèvement d'une aliquote sur le terrain dans un flacon verre de 500 mL décontaminé et calciné.

b : essais sur eau Abatilles, contenant en verre, prélèvement d'une aliquote sur le terrain dans un flacon SPME décontaminé et calciné.

c : essais sur eau Abatilles, contenant en verre, prélèvement d'une aliquote au laboratoire.

d : essai sur eau Abatilles, contenant en plastique, prélèvement d'une aliquote au SIBA dans un flacon verre de 500 mL décontaminé et calciné.

e : essais sur eau Scharlau water reagent grade AG0002010C, contenant en plastique, prélèvement d'une aliquote au SIBA dans un flacon verre de 500 mL décontaminé et calciné – comparaison de l'empreinte entre un bidon neuf et un bidon entamé.

f : mesures réalisées sur l'eau témoin (Scharlau water reagent grade AG0002010C, contenant en plastique) utilisée pour la réalisation des blancs préleveurs. Ouverture du bidon sur le terrain avec prélèvement de l'échantillon dans un flacon verre de 500 mL décontaminé et calciné.

Annexe O. Liste des HAP suivis dans les eaux pluviales, abréviations utilisées, HAP réglementés et HAP suivis dans d'autres projets

Tableau 45. Liste des HAP suivis dans les eaux pluviales, abréviations utilisées, HAP réglementés et HAP suivis dans d'autres projets.

HAP analysés dans REMP	Abréviation	Prioritaires USEPA	Prioritaires DCE	Suivi sanitaire mollusques	Protocole d'Aarhus	Suivis Ifremer	Suivis INOGEV et OPUR
naphthalène	N	X	X				X
acénaphthylène	Ace	X					X
acénaphthène	Acy	X				X	X
fluorène	F	X				X	X
phénanthrène	Phé	X				X	X
anthracène	Ant	X	X			X	X
fluoranthène	Fluo	X	X			X	X
pyrène	Pyr	X				X	X
benzo(a)Anthracène	BaA	X		X		X	X
chrysène+triphénylène	Chrys	X		X			X
benzo(b)+(j)+(k)fluoranthène	BbkjF	X	X	X	X	X	X
benzo(e)pyrène	BeP						
benzo(a)pyrène	BaP	X	X	X	X	X	X
pérylène	Per						X
indéno(1,2,3 -c,d)pyrène	IP	X			X	X	X
dibenzo(a,h)+(a,c)anthracène	D(a,h)A	X				X	X
benzo(g,h,i)pérylène	BP	X	X			X	X

Annexe P. Résultats des blancs préleveurs pour les pesticides

Tableau 46. Résultats des blancs préleveurs pour les pesticides (concentrations dissoutes en ng.L⁻¹).

Substances	LQ	Blanc préleveur Hirondelles	Blanc préleveur Montaut	Eau témoin *	Blanc préleveur Hirondelles	Blanc préleveur Arguin	Blanc préleveur Montaut	Eau témoin *
		23/02/2017	23/02/2017	23/02/2017	27/09/2017	28/09/2017	28/09/2017	28/09/2017
diflufénican	0.5	0.5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
diuron	2	0.2	0.1	0.2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
DMSA	1.0	<LQ	<LQ	<LQ	0.3	0.4	0.3	0.4
isoproturon	0.5	<LQ	<LQ	<LQ	0.1	0.2	0.2	0.2
linuron	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0.3
métalaxyl	0.5	<LQ	<LQ	<LQ	0.8	1.0	0.9	1.0
métazachlore	1	<LQ	<LD	<LQ	0.1	0.1	0.1	<LQ
métolachlore	2	1.3	1.7	1.5	4.1	4.4	5.0	4.9
métolachlore OA	2	< blanc	< blanc	< blanc	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
bifenthrine	0.1	<LQ	0.1	<LQ				
diazinon	0.1	0.3	0.3	0.3				
époxyconazole	0.5	<LQ	0.3	<LQ				
fluquinconazole	0.1	<LQ	0.2	<LQ				
tébuconazole	0.1	<LQ	0.3	<LQ				
tétraconazole	0.1	0.1	0.9	<LQ				

Dans ce tableau sont uniquement indiqués les composés qui ont été quantifiés dans les blancs au moins une fois.

Des traces d'isoproturon, et de métalaxyl ont été retrouvées à des niveaux inférieurs au ng.L⁻¹ ainsi que des traces de métolachlore à des niveaux de 1 à 5 ng.L⁻¹. Ces niveaux étant de l'ordre de ce qui a pu être détecté dans les eaux pluviales pour ces molécules, elles ne sont donc pas considérées dans la suite du rapport.

Des traces d'autres substances dont le tébuconazole, le DMSA, et de diuron ont ponctuellement été relevées mais à des niveaux très faibles (<ng.L⁻¹) et qui sont sans conséquences pour l'interprétation des résultats pour ces molécules compte-tenu de leurs concentrations mesurées dans les eaux pluviales.

Annexe Q. Liste des pesticides analysés dans les eaux pluviales et nombre de quantification dans les prélèvements d'eau pluviale

Tableau 47. Pesticides analysés dans les eaux pluviales, limites de quantifications et nombre de quantifications.

Famille	Substance	LQ (ng.L-1)	Hironnelles	Arguin	Montaut	Total
Fongicide	tébuconazole	0.1	26	13	8	47
Herbicide métabolite	AMPA	14.0	25	13	8	46
Herbicide	glyphosate	6	25	13	7	45
Fongicide métabolite	DMSA	1.0	24	10	8	42
Fongicide métabolite	DMST	0.5	24	10	8	42
Herbicide métabolite	atrazine-2-hydroxy	1	24	11	6	41
Herbicide	diuron	2	21	13	7	41
Fongicide	carbendazime	2	18	13	7	38
Herbicide	diflufénican	0.5	21	8	7	36
Fongicide	propiconazole	2	18	10	5	33
Herbicide	métolachlore	2	13	13	5	31
Fongicide	tétraconazole	0.1	11	8	6	25
Herbicide	chlorotoluron	0.5	15	5	4	24
Insecticide	chlorpyrifos-éthyl	0.1	10	7	4	21
Insecticide	imidaclopride	2	11	5	2	18
Herbicide	isoproturon	0.5	7	6	5	18
Herbicide	metsulfuron-méthyl	3	6	7	4	17
Fongicide	époxyconazole	0.5	9	5	2	16
Insecticide	diazinon	0.1	3	7	5	15
Fongicide	métalaxyl	0.5	9	3	1	13
Insecticide métabolite	fipronil sulfone	0.05	10	0	2	12
Herbicide	terbutryne	3	3	4	3	10
Herbicide métabolite	1343-DCPMU	7	4	3	2	9
Insecticide	fipronil	0.1	7	0	2	9
Insecticide métabolite	fipronil désulfenil	0.05	7	0	2	9
Herbicide	terbutylazine	4	2	3	3	8
Fongicide	fluquinconazole	0.1	5	1	2	8
Herbicide	métazachlore	1	2	4	1	7
Herbicide	irgarol	2	1	4	1	6
Herbicide métabolite	hydroxy-simazine	2	0	0	5	5
Insecticide	bifenthrine	0.1	4	1	0	5
Fongicide	imazalil	3	2	1	2	5
Fongicide	azoxystrobine	3	1	2	0	3
Herbicide	linuron	1	2	1	0	3
Herbicide métabolite	métolachlore-OA	2	1	1	1	3
Insecticide métabolite	fipronil sulfide	0.05	1	0	1	2
Insecticide	perméthrine A et B	0.5	1	1	0	2
Herbicide métabolite	terbutylazine-déséthyl	4	1	1	0	2
Herbicide	acétochlore	2	0	1	0	1
Herbicide	bentazone	70	0	0	1	1
Herbicide	carbétamide	0.5	1	0	0	1
Herbicide métabolite	métolachlore ESA	6	1	0	0	1

Tableau 47. Pesticides analysés dans les eaux pluviales, limites de quantifications et nombre de quantifications (suite).

Famille	Substance	LQ (ng.L-1)	Hironnelles	Arguin	Montaut	Total
Fongicide	éconazole	2	0	0	1	1
Herbicide métabolite	124 DCPU	4	1	0	0	1
Herbicide métabolite	acétochlore ESA	4	0	0	0	0
Herbicide métabolite	acétochlore OA	5	0	0	0	0
Insecticide	acrinathrine	0.5	0	0	0	0
Herbicide	alachlore	6	0	0	0	0
Herbicide	améthryne	1	0	0	0	0
Herbicide	atrazine	4	0	0	0	0
Insecticide	carbofuran	0.5	0	0	0	0
Insecticide	carbosulfan	4	0	0	0	0
Insecticide	chlorfenvinphos	0.1	0	0	0	0
Insecticide	chlorpyrifos-méthyl	0.1	0	0	0	0
Herbicide	chlorsulfuron	3	0	0	0	0
Herbicide	cyanazine	3	0	0	0	0
Insecticide	cyfluthrine A à D	1	0	0	0	0
Insecticide	cyperméthrine A à D	1	0	0	0	0
Insecticide	cyromazine	20.0	0	0	0	0
Herbicide métabolite	DEA	9	0	0	0	0
Insecticide	deltaméthrine	2	0	0	0	0
Herbicide métabolite	DIA	7	0	0	0	0
Fongicide	dichlofluanide	7	0	0	0	0
Insecticide	dichlorvos	10.0	0	0	0	0
Fongicide	difénoconazole A et B	3	0	0	0	0
Herbicide	dimétachlore	2	0	0	0	0
Insecticide	diméthoate	2	0	0	0	0
Insecticide	endosulfan I et II	0.1	0	0	0	0
Insecticide	esfenfalerate + fenvalerate	0.5	0	0	0	0
Fongicide	famoxadone	1	0	0	0	0
Fongicide	fénarimol	1	0	0	0	0
Fongicide	fenbuconazole	0.5	0	0	0	0
Herbicide	flazasulfuron	2	0	0	0	0
Herbicide	fluazifop-p-butyl	1	0	0	0	0
Fongicide	flusilazole	1	0	0	0	0
Fongicide	flutriafol	8	0	0	0	0
Herbicide	foramsulfuron	3	0	0	0	0
Insecticide	fosthiazate	1	0	0	0	0
Fongicide	hexaconazole	2	0	0	0	0
Herbicide	hexazinone	1	0	0	0	0
Insecticide	lambda-cyhalothrine	0.5	0	0	0	0
Herbicide	métamitronne	4	0	0	0	0
Fongicide	metconazole	2	0	0	0	0
Insecticide	méthiocarb	1	0	0	0	0
Herbicide	métoxuron	1	0	0	0	0

Tableau 47. Pesticides analysés dans les eaux pluviales, limites de quantifications et nombre de quantifications (suite).

Famille	Substance	LQ (ng.L-1)	Hironnelles	Arguin	Montaut	Total
Herbicide	monolinuron	2	0	0	0	0
Herbicide	nicosulfuron	2	0	0	0	0
Herbicide	norflurazon	2	0	0	0	0
Fongicide	prochloraz	1	0	0	0	0
Herbicide	prométhryne	1	0	0	0	0
Herbicide	propachlor	1	0	0	0	0
Herbicide	propazine	1	0	0	0	0
Herbicide	prosulfuron	2	0	0	0	0
Insecticide	pyméthrozone	3	0	0	0	0
Herbicide	quizalofop-ethyl	2	0	0	0	0
Herbicide	quizalofop-p-tefuryl	1	0	0	0	0
Herbicide	simazine	10	0	0	0	0
Insecticide	tafluvalinate A et B	1	0	0	0	0
Fongicide	tolyfluanide	2	0	0	0	0
Fongicide	triadimenol A	4	0	0	0	0
Herbicide	trifluraline	0.1	0	0	0	0

Les pesticides en orangé sont ceux qui n'ont jamais été quantifiés, sur aucun des sites.

Annexe R. Concentrations dissoutes en pesticides dans les eaux pluviales en entrée du bassin d'infiltration de l'avenue du Banc d'Arguin

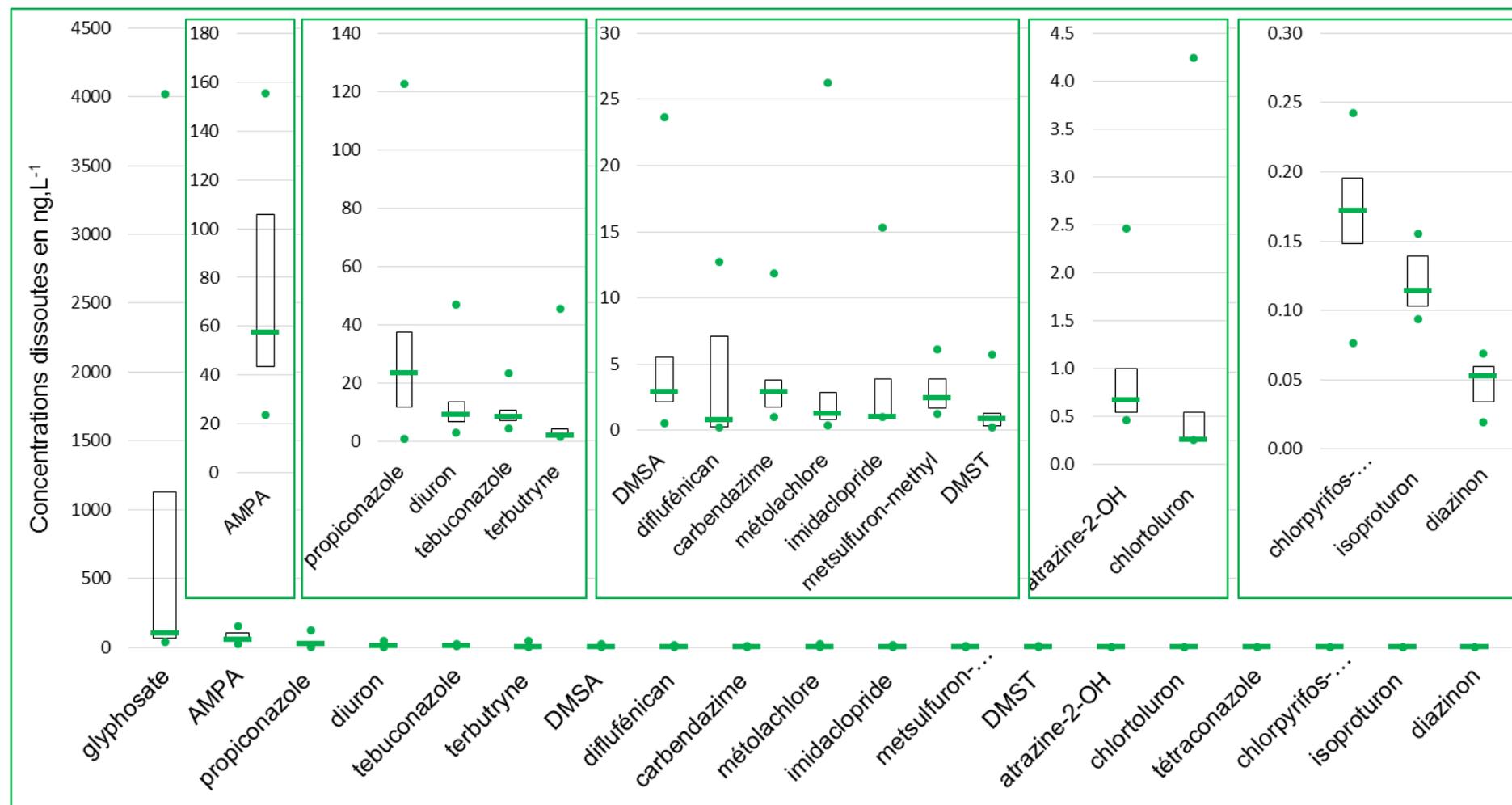
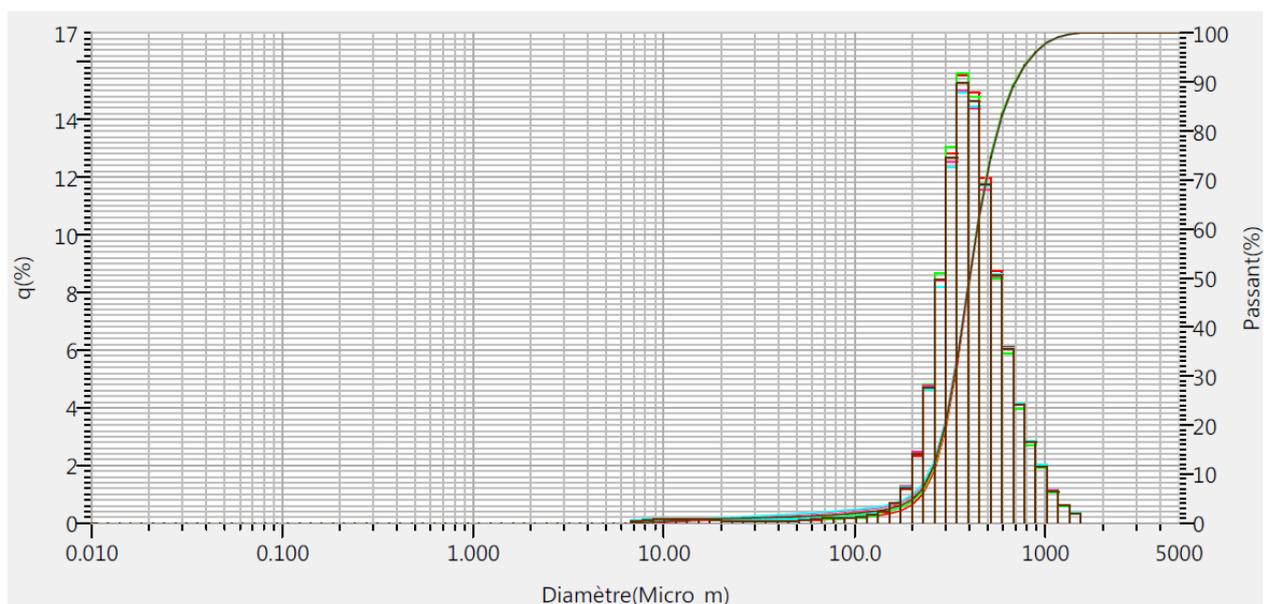


Figure 88. Emplacement des événements au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles.

Annexe S Granulométrie des sédiments de décantation prélevés au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles (Commune de La Teste de Buch)



No.	Diamètre(Micro_m)	Passant(%)												
1	0.011	0.000	21	0.172	0.000	41	2.599	0.000	61	39.234	1.108	81	592.387	83.115
2	0.013	0.000	22	0.197	0.000	42	2.976	0.000	62	44.938	1.169	82	678.504	89.129
3	0.015	0.000	23	0.226	0.000	43	3.409	0.000	63	51.471	1.235	83	777.141	93.209
4	0.017	0.000	24	0.259	0.000	44	3.905	0.000	64	58.953	1.333	84	890.116	96.008
5	0.020	0.000	25	0.296	0.000	45	4.472	0.000	65	67.523	1.469	85	1019.515	97.969
6	0.022	0.000	26	0.339	0.000	46	5.122	0.000	66	77.339	1.616	86	1167.725	99.058
7	0.026	0.000	27	0.389	0.000	47	5.867	0.000	67	88.583	1.778	87	1337.481	99.664
8	0.029	0.000	28	0.445	0.000	48	6.720	0.000	68	101.460	1.957	88	1531.914	100.000
9	0.034	0.000	29	0.510	0.000	49	7.697	0.052	69	116.210	2.164	89	1754.613	100.000
10	0.039	0.000	30	0.584	0.000	50	8.816	0.135	70	133.103	2.432	90	2009.687	100.000
11	0.044	0.000	31	0.669	0.000	51	10.097	0.251	71	152.453	2.830	91	2301.841	100.000
12	0.051	0.000	32	0.766	0.000	52	11.565	0.373	72	174.616	3.493	92	2636.467	100.000
13	0.058	0.000	33	0.877	0.000	53	13.246	0.498	73	200.000	4.717	93	3019.738	100.000
14	0.067	0.000	34	1.005	0.000	54	15.172	0.622	74	229.075	7.121	94	3458.727	100.000
15	0.076	0.000	35	1.151	0.000	55	17.377	0.741	75	262.376	11.831	95	3961.532	100.000
16	0.087	0.000	36	1.318	0.000	56	19.904	0.829	76	300.518	20.254	96	4537.433	100.000
17	0.100	0.000	37	1.510	0.000	57	22.797	0.887	77	344.206	32.921	97	5000.000	100.000
18	0.115	0.000	38	1.729	0.000	58	26.111	0.943	78	394.244	48.172			
19	0.131	0.000	39	1.981	0.000	59	29.907	0.997	79	451.556	62.793			
20	0.150	0.000	40	2.269	0.000	60	34.255	1.052	80	517.200	74.520			

Figure 89. Extrait des résultats d'un des essais de granulométrie sur les sédiments de décantation du bassin d'infiltration des Hirondelles.

Annexe T. Incertitude associée aux flux pour les éléments traces métalliques

Tableau 48. Incertitude associée aux flux pour les éléments traces métalliques pour le bassin des Hirondelles, flux et incertitude exprimés en g.ha⁻¹.

10 au 11/01/2016	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	14.09	15.33	1.50	0.40	0.37	0.33	0.10	0.04	0.09	0.12	0.02	0.01	0.03	0.01	0.00
incertitude avec variogramme g	3.17	3.49	0.34	0.09	0.08	0.07	0.02	0.01	0.02	0.03	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00
14 AU 15/01/2016	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	5.57	5.54	0.51	0.19	0.13	0.08	0.03	0.02	0.01	0.02	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00
incertitude avec variogramme g	1.63	1.62	0.15	0.06	0.04	0.02	0.01	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
22/01/2016	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	2.32	2.49	0.24	0.05	0.06	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
incertitude avec variogramme g	0.73	0.78	0.07	0.02	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
11/05/2016	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	10.34	21.94	2.36	0.84	0.65	0.30	0.12	0.08	0.04	0.06	0.02	0.01	0.02	0.01	0.00
incertitude avec variogramme g	1.18	2.51	0.27	0.09	0.07	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
21/05/2016	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	8.28	15.21	1.48	0.52	0.67	0.17	0.08	0.05	0.03	0.04	0.02	0.01	0.01	0.01	0.00
incertitude avec variogramme g	1.62	2.97	0.29	0.10	0.13	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
30/05/2016	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	8.66	18.93	2.21	0.63	0.65	0.21	0.08	0.06	0.03	0.06	0.03	0.01	0.01	0.01	0.00
incertitude avec variogramme g	1.92	4.21	0.49	0.14	0.14	0.05	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
05/11/2016	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	13.07	27.42	2.93	1.16	0.82	0.41	0.16	0.10	0.06	0.07	0.03	0.01	0.03	0.01	0.00
incertitude avec variogramme g	1.43	3.01	0.32	0.12	0.09	0.04	0.02	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
10/01/2017	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	50.26	38.34	3.80	1.49	1.05	0.29	0.13	0.17	0.04	0.09	0.04	0.02	0.02	0.01	0.00
incertitude avec variogramme g	8.12	6.20	0.64	0.25	0.18	0.05	0.02	0.03	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
28/02/2017	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	39.32	25.06	2.50	0.86	0.72	0.18	0.11	0.06	0.03	0.09	0.02	0.01	0.02	0.01	0.00
incertitude avec variogramme g	6.36	4.17	0.41	0.14	0.12	0.03	0.02	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Tableau 48. Incertitude associée aux flux pour les éléments traces métalliques pour le bassin des Hirondelles, flux et incertitude exprimés en g.ha⁻¹ (suite).

23/03/2017	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	16.31	22.60	1.29	0.19	0.35	0.12	0.10	0.03	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	0.00	0.00
incertitude avec variogramme g	3.12	4.33	0.25	0.03	0.07	0.02	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
28 AU 29/06/2017	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	129.62	86.24	49.59	4.31	2.76	1.97	0.34	0.33	0.17	0.73	0.13	0.06	0.07	0.03	0.01
incertitude avec variogramme g	15.47	10.25	5.92	0.51	0.33	0.23	0.04	0.04	0.02	0.09	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00
10/08/2017	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	47.66	15.86	3.78	1.53	1.09	0.48	0.13	0.19	0.05	0.12	0.05	0.02	0.02	0.01	0.00
incertitude avec variogramme g	9.08	3.02	0.72	0.29	0.21	0.09	0.02	0.04	0.01	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
09/09/2017	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	110.69	80.02	8.91	3.73	2.25	0.77	0.27	0.33	0.12	0.18	0.09	0.04	0.05	0.02	0.01
incertitude avec variogramme g	13.62	9.48	1.07	0.44	0.27	0.09	0.03	0.04	0.01	0.02	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00
16/09/2017	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	69.53	51.85	0.02	1.98	1.35	0.40	0.16	0.19	0.08	0.14	0.06	0.03	0.03	0.01	0.00
incertitude avec variogramme g	7.79	5.74	0.00	0.22	0.15	0.04	0.02	0.02	0.01	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
18/10/2017	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	168.12	132.39	13.062	5.0314	3.1441	1.2971	1.2971	0.436363	0.448542	0.200573	0.336301	0.131612	0.060676	0.024052	0.006551
incertitude avec variogramme g	18.11	14.04	1.384	0.5341	0.3341	0.1375	0.1375	0.046359	0.047964	0.021289	0.036227	0.014185	0.006462	0.002565	0.000766
19/03/2018	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	105.81	83.738	8.9139	3.1156	1.9945	0.5608	0.2617	0.332	0.1207	0.2186	0.0862	0.2094	0.0476	0.0159	0.0035
incertitude avec variogramme g	0.000141	0.001137	0.003677	0.003506	0.003492	0.003482	0.003482	0.003482	0.003481	0.003482	0.003481	0.003482	0.003481	0.003481	0.003481
26/03/2018	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	35.729	30.508	3.3527	1.2197	0.7977	0.2323	0.1254	0.1184	0.0429	0.1035	0.0372	0.0221	0.0207	0.0021	
incertitude avec variogramme g	0.000566	0.000486	0.001113	0.000994	0.000983	0.000975	0.000974	0.000974	0.000974	0.000974	0.000974	0.000974	0.000974	0.000974	0
07/04/2018	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux en g	28.542	27.241	3.4812	1.1937	0.768	0.2753	0.167	0.1099	0.0455	0.1037	0	0.0211	0.0224	0.01	0.0013
incertitude avec variogramme g	0.00044	0.00042	0.00096	0.000818	0.000806	0.000798	0.000797	0.000797	0.000797	0.000797	0.000145	0.000797	0.000797	0.000797	0.000797

Tableau 49. Incertitude associée aux flux pour les éléments traces métalliques pour le bassin de l'avenue du Banc d'Arguin, flux et incertitude exprimés en g.ha⁻¹.

27/06/2017	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux total en g	1313.30	907.41	-	11.99	21.53	15.57	4.00	3.30	3.75	2.65	2.65	2.33	0.58	0.57	0.26
incertitude avec variogramme g	101.20	68.84	-	0.91	1.61	1.17	0.30	0.25	0.28	0.20	0.20	0.18	0.04	0.04	0.02
24/07/2017	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux total en g	158.15	112.86	13.13	5.48	4.35	2.06	0.64	0.48	0.29	0.49	0.28	0.07	0.11	0.08	0.00
incertitude avec variogramme g	13.70	9.69	1.13	0.47	0.37	0.18	0.05	0.04	0.03	0.04	0.02	0.01	0.01	0.01	0.00
16/09/2017	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux total en g	6506.18	4707.49	501.07	158.53	115.77	33.27	16.25	22.11	6.12	12.42	5.86	2.07	2.37	0.90	0.42
incertitude avec variogramme g	449.20	308.30	32.61	9.84	21.06	2.07	1.08	1.38	0.38	0.80	0.37	0.13	0.17	0.06	0.03
25/05/2018	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux total en g	5583.29	4130.57	485.37	142.64	107.44	45.98	19.18	20.56	7.65	14.76	6.02	2.42	2.59	1.17	0.62
incertitude avec variogramme g	300.70	217.20	26.71	8.10	5.85	2.42	1.00	1.08	0.40	0.78	0.32	0.13	0.14	0.11	0.03
30/06/2018	Al	Fe	Ti	Zn	Mn	Cu	V	Pb	Ni	Cr	Sn	Co	As	Mo	Cd
Flux total en g	5353.18	4008.91	425.21	120.44	55.07	29.66	16.37	28.13	6.53	10.92	5.62	3.63	4.42	1.75	2.99
incertitude avec variogramme g	251.90	178.50	18.49	5.71	3.20	1.28	0.78	1.20	0.29	0.50	0.26	0.16	0.21	0.08	0.13

Annexe U. Protocole de réalisation des traçages à la saumure

Trois campagnes de traçage au sel ont été effectuées pour s'assurer du sens de l'écoulement de la nappe par rapport à l'emplacement du piézomètre aval, destiné à l'échantillonnage des eaux de nappe sous l'influence du bassin d'infiltration. Au total, 1000 litres de saumure à 100 g.L^{-1} de NaCl (pastilles pour adoucisseur d'eau, de la marque AXAL®) ont été préparés dans deux cuves de 500L, dans chacune desquelles 50 kg de sel ont été dissous. La saumure a été injectée dans le bassin d'infiltration des Hirondelles via les événements par écoulement gravitaire (Figures 90 et 91).

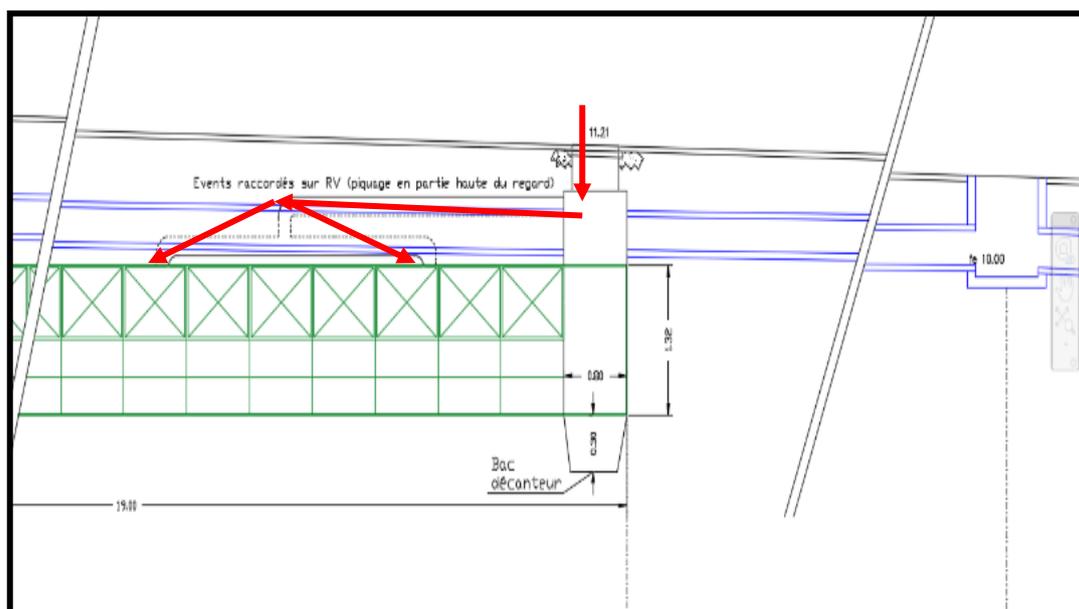


Figure 90. Emplacement des événements au niveau du bassin d'infiltration des Hirondelles.



Figure 91. Injection de la saumure dans les événements.

Annexe V. Récapitulatif des campagnes de prélèvements ponctuels réalisés dans les piézomètres du bassin d'infiltration des Hirondelles

Tableau 50. Récapitulatif des campagnes de prélèvements ponctuels réalisés dans les piézomètres du bassin d'infiltration des Hirondelles.

Campagne	Piézomètre	Dates	Conductivité au début de vidange ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Température en début de vidange ($^{\circ}\text{C}$)	Conductivité en fin de vidange ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Température en fin de vidange ($^{\circ}\text{C}$)	Composés recherchés	Influence des eaux pluviales	Remarques
0	Piézomètre amont	25/08/2016							Campagne test
	Piézomètre aval	24/08/2016							Campagne test
1	Piézomètre amont	30/11/2017					pesticides	NON	
	Piézomètre aval	30/11/2017					pesticides	NON	
2	Piézomètre amont	04/12/2017			360	16.6	pesticides	NON	
	Piézomètre aval	04/12/2017			415	15	pesticides	NON	
3	Piézomètre amont	07/12/2017			412	16.4	pesticides	NON	
	Piézomètre aval	07/12/2017			434	15	pesticides	NON	
4	Piézomètre amont	18/01/2018					pesticides	OUI	
	Piézomètre aval	18/01/2018					pesticides	OUI	
5	Piézomètre amont	22/01/2018	487		474	16.6	pesticides	OUI	
	Piézomètre aval	22/01/2018	419		230	14.5	pesticides	OUI	
6	Piézomètre amont	26/01/2018	490		470	16.4	pesticides	OUI	
	Piézomètre aval	26/01/2018	240		214	14.3	pesticides	OUI	
7	Piézomètre amont	30/01/2018	486		487	16.7	pesticides	OUI	
	Piézomètre aval	30/01/2018	270		239	14.5	pesticides	OUI	
8	Piézomètre amont	12/03/2018			484	15.8	pesticides + ETM	NON	
	Piézomètre aval	12/03/2018			437	14.3	pesticides + ETM	NON	
9	Piézomètre amont	15/03/2018	477		502	15.9	pesticides + ETM	NON	
	Piézomètre aval	15/03/2018	431		434	14.4	pesticides + ETM	NON	
10	Piézomètre amont	19/03/2018	267		411	12.2	pesticides + ETM	NON	
	Piézomètre aval	19/03/2018	450		450	10.2	pesticides + ETM	NON	

Tableau 50. Récapitulatif des campagnes de prélèvements ponctuels réalisés dans les piézomètres du bassin d'infiltration des Hirondelles (suite).

Campagne	Piézomètre	Dates	Conductivité au début de vidange (µS/cm)	Température en début de vidange (°C)	Conductivité en fin de vidange (µS/cm)	Température en fin de vidange (°C)	Composés recherchés	Influence des eaux pluviales	Remarques
11	Piézomètre amont	26/04/2018	511.00	16.6	526	16.1	pesticides + ETM	OUI	
	Piézomètre aval	26/04/2018	235.00	14.4	272	13.6	pesticides + ETM	OUI	
12	Piézomètre amont	30/04/2018	492	15	500	14.6	pesticides + ETM	OUI	
	Piézomètre aval	30/04/2018	264	13	265	13.1	pesticides + ETM	OUI	
13	Piézomètre amont	03/05/2018	508	15	525	15	pesticides + ETM	OUI	
	Piézomètre aval	03/05/2018	251	14	279	13.3	pesticides + ETM	OUI	
14	Piézomètre amont	07/06/2018	453.00		47		pesticides	NON	
	Piézomètre aval	07/06/2018	561.00		555		pesticides	NON	
15	Piézomètre amont	12/06/2018	469	15.7	478	15.7	pesticides + ETM	NON	
	Piézomètre aval	12/06/2018	586	14.8	588	14.4	pesticides + ETM	NON	
16	Piézomètre amont	18/06/2018	469	15.8	468	15.7	pesticides + ETM	NON	
	Piézomètre aval	18/06/2018	470	14.6	482	14.4	pesticides + ETM	NON	
17	Piézomètre amont	09/07/2018	481.00	16.5	492	16.3	pesticides + ETM	OUI	
	Piézomètre aval	09/07/2018	173.40	18.2	178	17.9	pesticides + ETM	OUI	
18	Piézomètre amont	12/07/2018	476.00	16.3	468	16.2	pesticides + ETM	OUI	Premiers litres d'eau vidangés noirs
	Piézomètre aval	12/07/2018	270.00	17.6	275	18	pesticides + ETM	OUI	
19	Piézomètre amont	16/07/2018		16.3	467	16.1	pesticides + ETM	OUI	
	Piézomètre aval	16/07/2018		17.6	130	17.8	pesticides + ETM	OUI	
20	Piézomètre amont	10/09/2018					ETM	NON	DGT déployés en parallèle
	Piézomètre aval	10/09/2018					ETM	NON	DGT déployés en parallèle
21	Piézomètre amont	13/09/2018	497.00	17.60	489	17.7	ETM	NON	DGT déployés en parallèle
	Piézomètre aval	13/09/2018	564.00	18.60	565	18.3	ETM	NON	DGT déployés en parallèle
22	Piézomètre amont	17/09/2018			412	16.4	ETM	NON	DGT déployés en parallèle
	Piézomètre aval	17/09/2018			434	15	ETM	NON	DGT déployés en parallèle

Remarque : les prélèvements sont réalisés après une vidange de 20 minutes du piézomètre.

Annexe W. Comparaison de l’empreinte métallique dans la nappe au niveau du bassin d’infiltration des Hirondelles avec les données ADES relevées sur un piézomètre de la même commune

Tableau 51. Empreinte métallique dans la nappe, au niveau du piézomètre amont du bassin d’infiltration des Hirondelles et comparaison avec des valeurs relevées au niveau d’un piézomètre de la même commune.

Elément	Hirondelles		La Teste de Buch *
	Moyenne (µg.L ⁻¹)	Ecart-type	Moyenne (µg.L ⁻¹)
Ag	< 0.01	-	-
Al	7.34	2.38	96.3
As	6.15	1.88	2.875
Cd	0.01	0.00	< 0.1
Co	0.54	0.11	-
Cr	0.43	0.12	1
Cu	0.33	0.17	<1
Fe	947.84	277.15	1945.5
Hg	< 0.1	-	< 0.01
Mn	18.88	4.38	32.9
Mo	0.76	0.15	-
Ni	1.53	0.16	< 1
Pb	< 0.05	-	< 1
Sn	< 0.1	-	< 1
Ti	0.38	0.07	-
V	4.60	1.11	-
Zn	2.06	1.21	126.2

* : Piézomètre situé sur la commune de La Teste de Buch, aérodrome de Villemarie, nappe moi-plio-quaternaire, profondeur de 24 m, situé à environ 6 km à l’est du bassin d’infiltration des hirondelles. Données ADES <https://ades.eaufrance.fr>.

Annexe X. Analyses statistiques des données métaux – prélèvements ponctuels

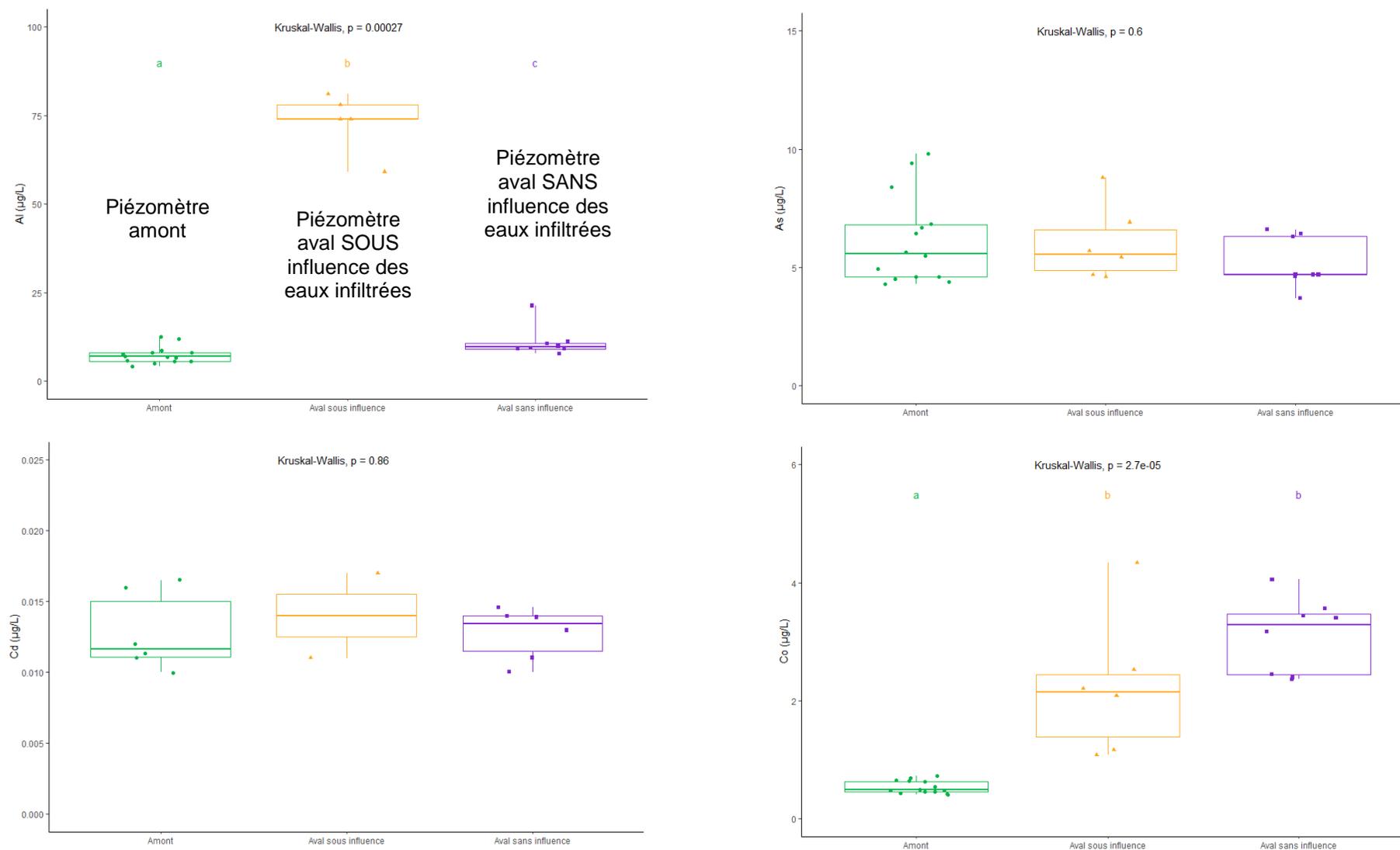


Figure 92. Résultats des analyses statistiques pour les concentrations dissoutes en Al, As, Cd et Co (en vert : piézomètre amont, en jaune, piézomètre aval sous influence des eaux infiltrées, en violet, piézomètre aval sans influence des eaux infiltrées).

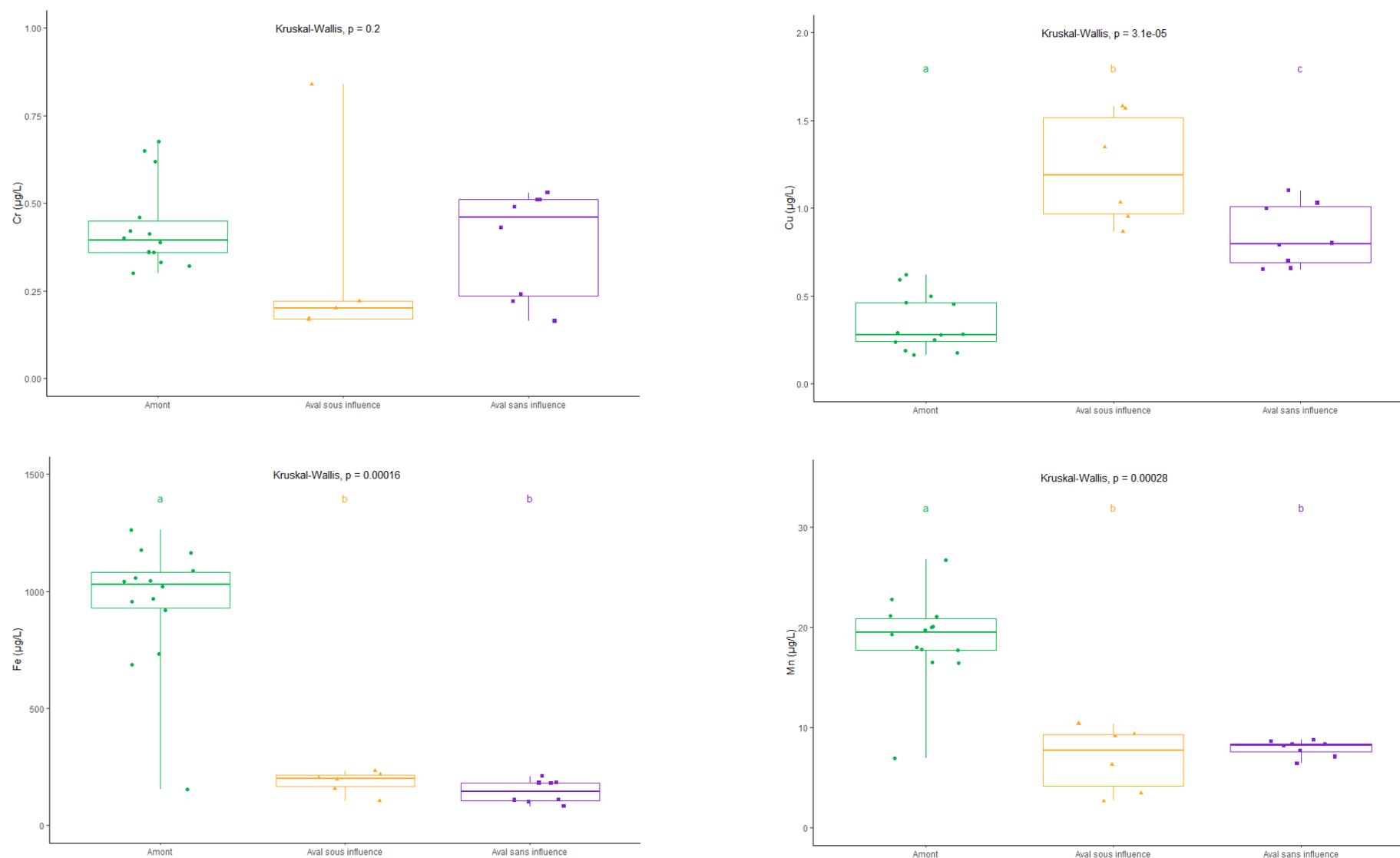


Figure 93. Résultats des analyses statistiques pour les concentrations dissoutes en Cr, Cu, Fe et Mn (en vert : piézomètre amont, en jaune, piézomètre aval sous influence des eaux infiltrées, en violet, piézomètre aval sans influence des eaux infiltrées).

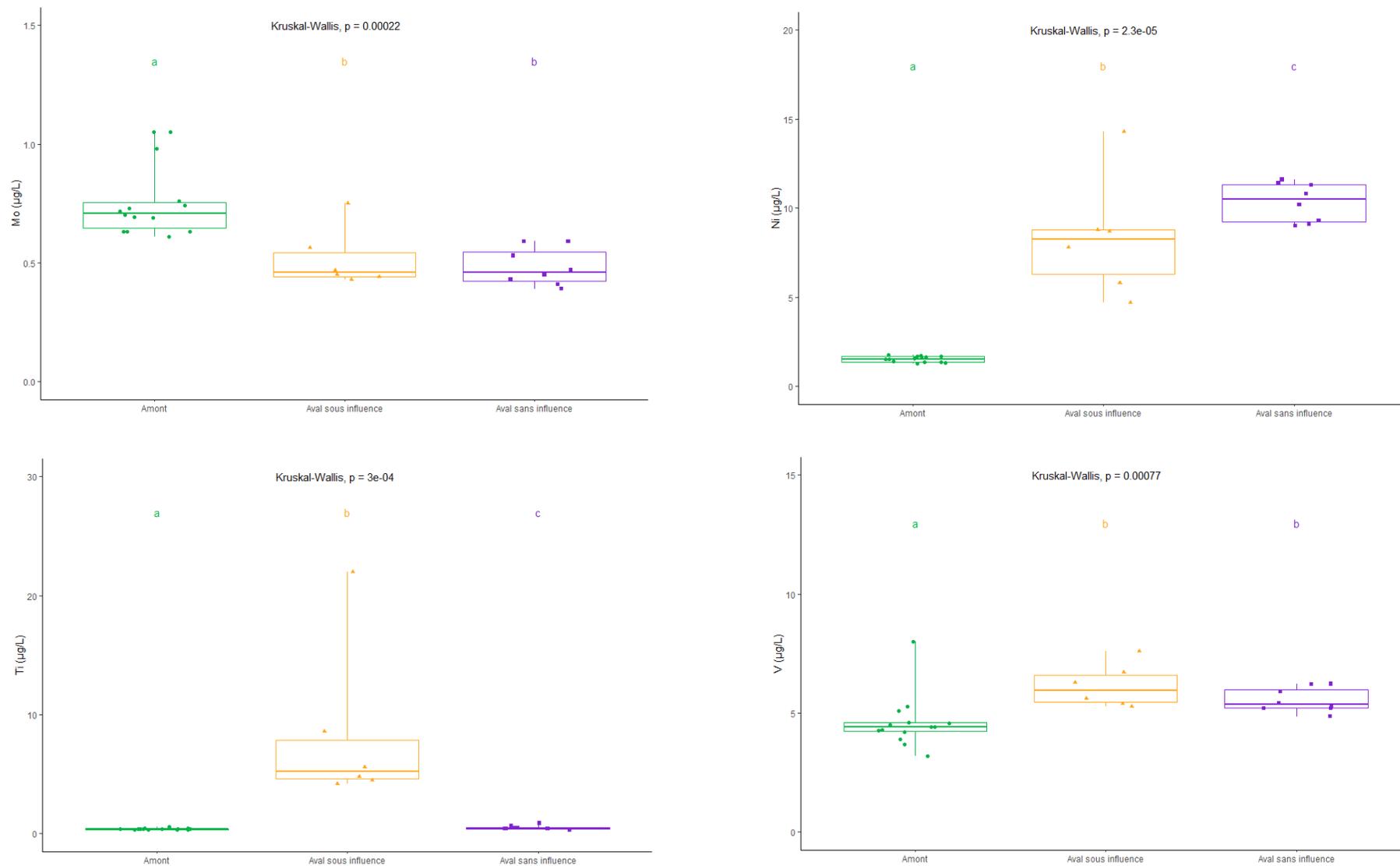


Figure 94. Résultats des analyses statistiques pour les concentrations dissoutes en Mo, Ni, Ti et V (en vert : piézomètre amont, en jaune, piézomètre aval sous influence des eaux infiltrées, en violet, piézomètre aval sans influence des eaux infiltrées).

Annexe Y. Analyses statistiques des données métaux - analyses par DGT

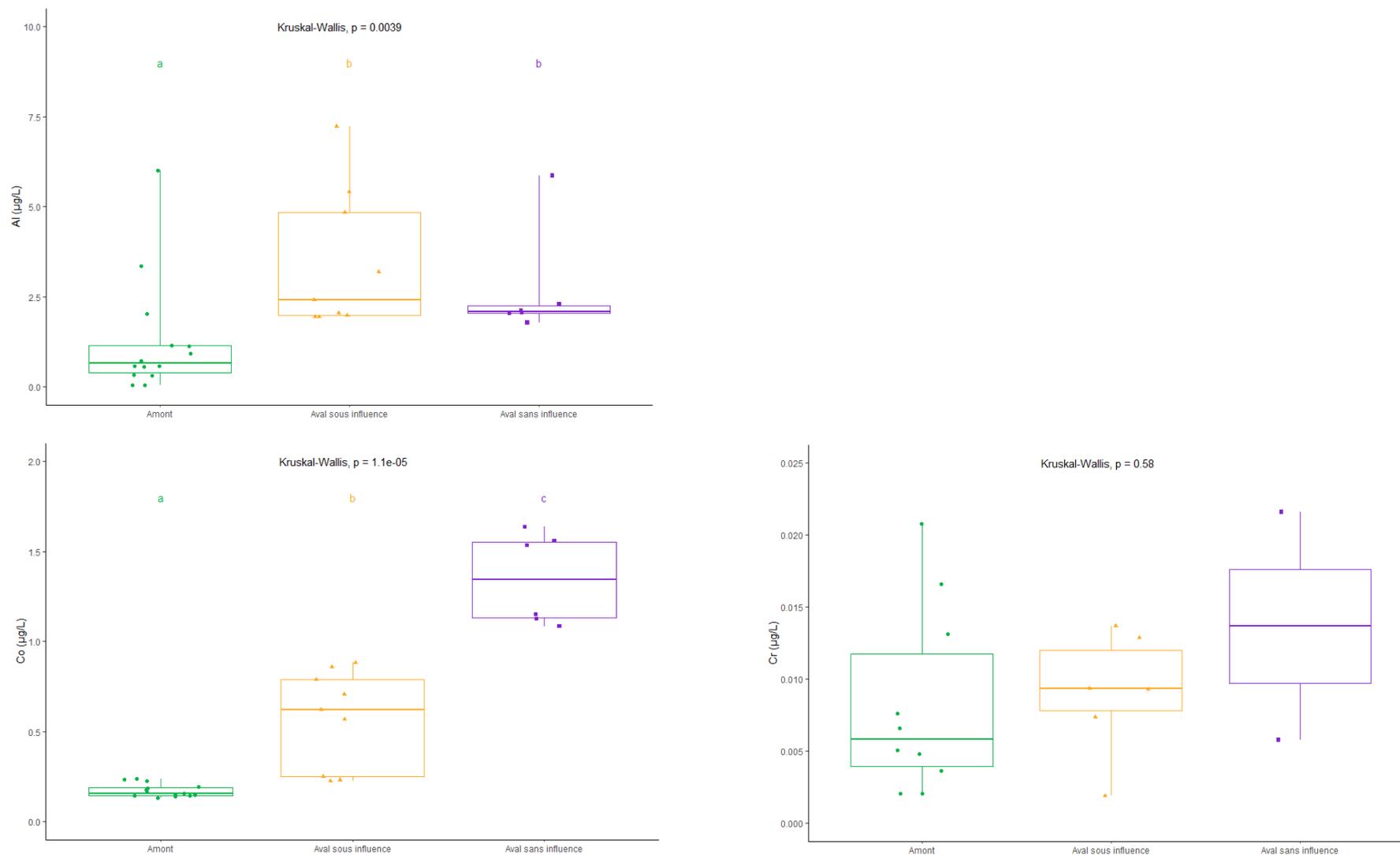


Figure 95. Résultats des analyses statistiques pour les concentrations labiles en Al, Cd, Co et Cu (en vert : piézomètre amont, en jaune, piézomètre aval sous influence des eaux infiltrées, en violet, piézomètre aval sans influence des eaux infiltrées).

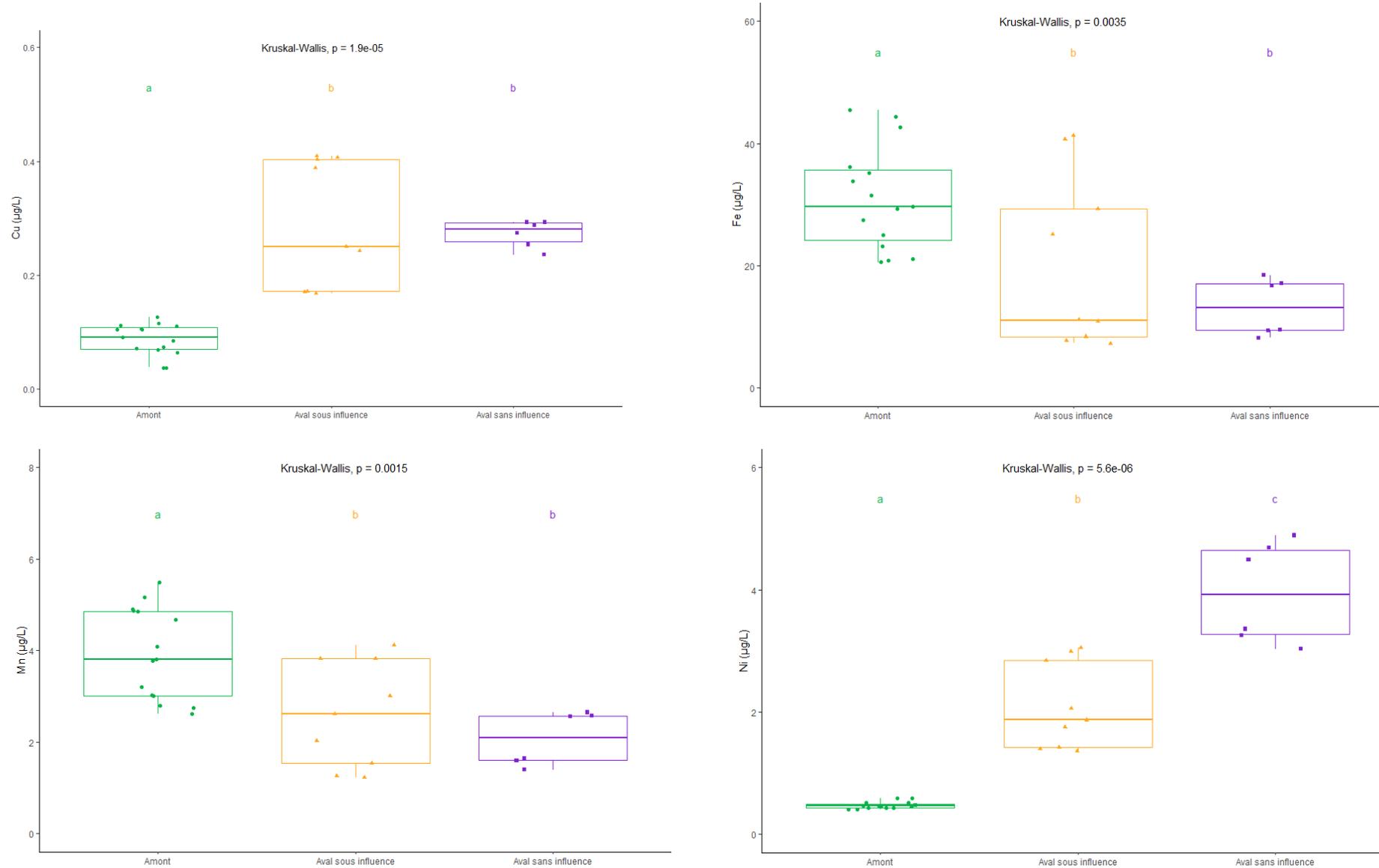


Figure 96. Résultats des analyses statistiques pour les concentrations labiles en Cu, Fe, Mn et Ni (en vert : piézomètre amont, en jaune, piézomètre aval sous influence des eaux infiltrées, en violet, piézomètre aval sans influence des eaux infiltrées).

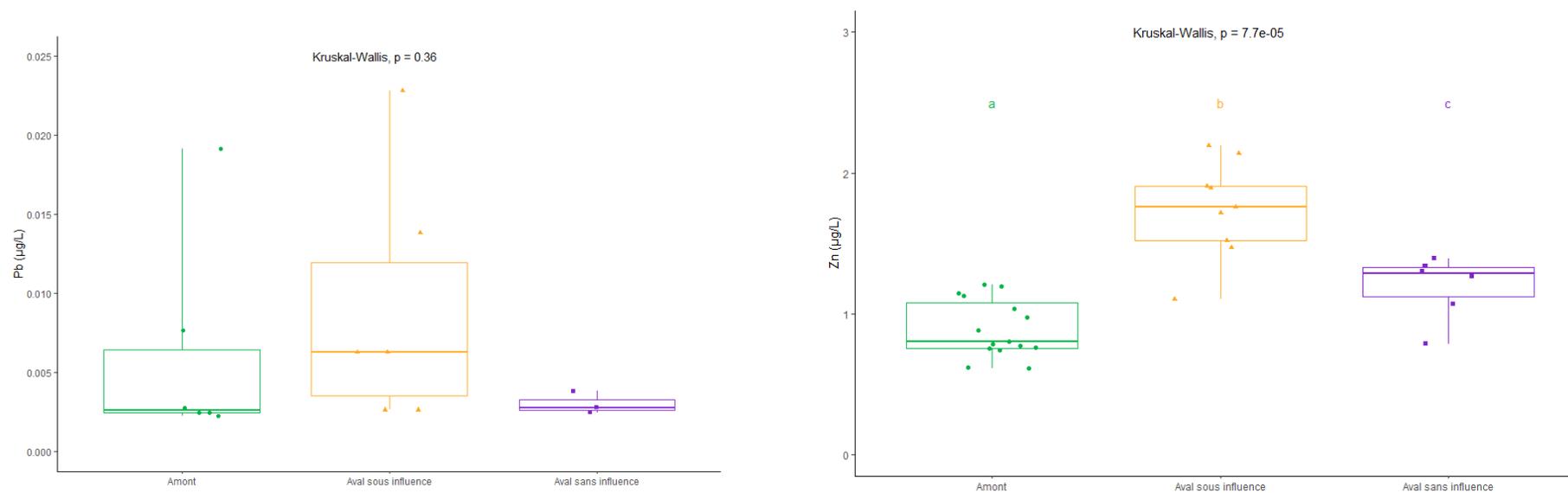


Figure 97. Résultats des analyses statistiques pour les concentrations labiles en Pb et Zn (en vert : piézomètre amont, en jaune, piézomètre aval sous influence des eaux infiltrées, en violet, piézomètre aval sans influence des eaux infiltrées).

Annexe Z. Résultats des analyses statistiques pour les pesticides dans les piézomètres du bassin d'infiltration des Hirondelles

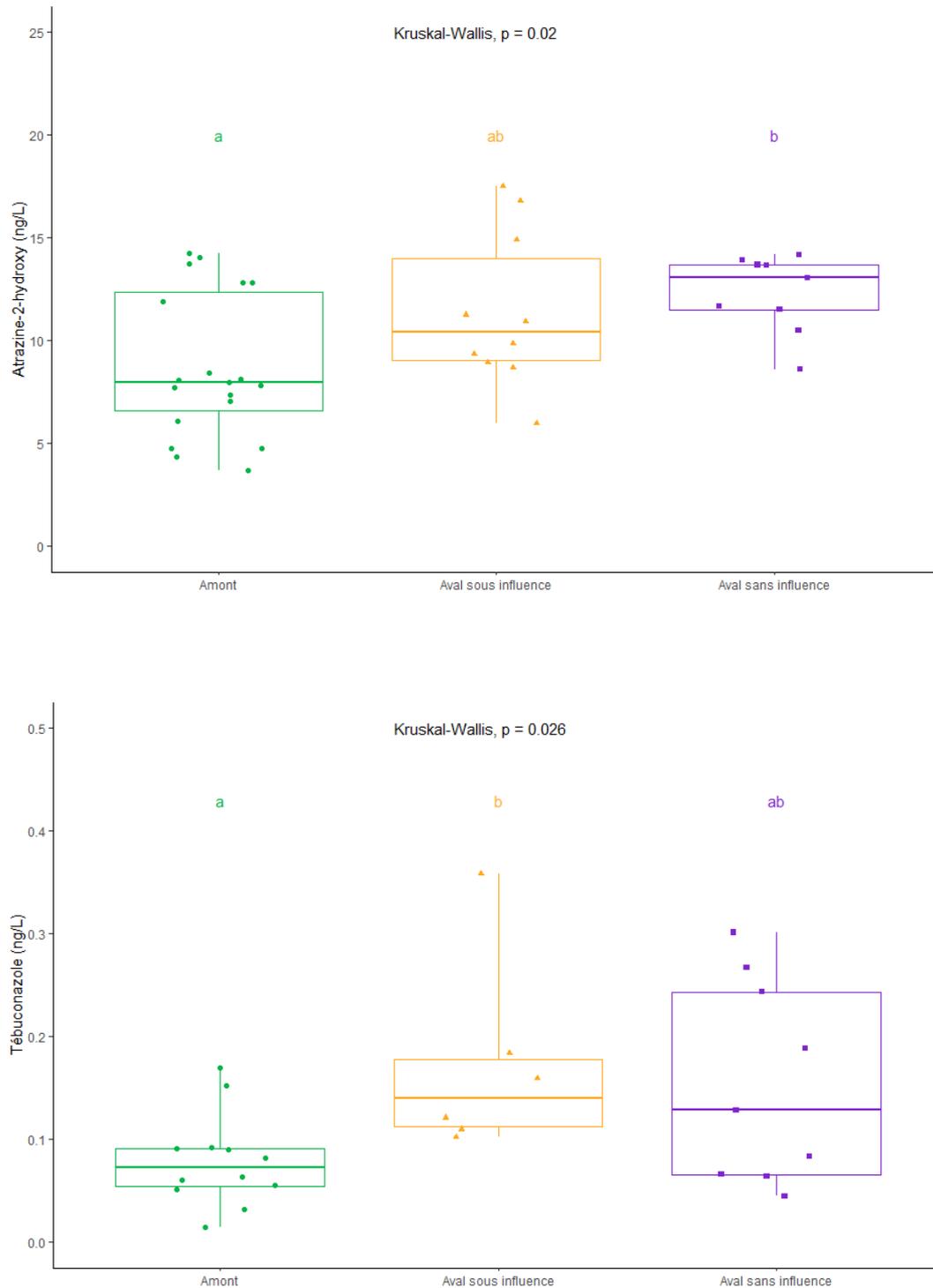


Figure 98. Résultats des analyses statistiques pour les concentrations dissoutes en atrazine-2-hydroxy et en tébuconazole, (en vert : piézomètre amont, en jaune, piézomètre aval sous influence des eaux infiltrées, en violet, piézomètre aval sans influence des eaux infiltrées).



Agence de l'eau Adour-Garonne
90 rue du Férétra
CS 87801
31078 Toulouse Cedex 4
05 61 36 37 38
www.eau-adour-garonne.fr

Agence française pour la biodiversité
Hall C – Le Nadar
5, square Félix Nadar
94300 Vincennes
01 45 14 36 00
www.onema.fr

SIBA
16 allée Corrigan
33120 Arcachon
05 57 52 74 74
www.siba-bassin-arcachon.fr

EPOC UMR 5805 CNRS-OASU
Equipe LPTC
Bâtiment A12
351 crs de la Libération
33405 Talence
05 40 00 69 98
Equipe EA
Place du Dr Bertrand Peyneau
33120 Arcachon
05 56 22 39 02
www.epoc.u-bordeaux.fr

LGC UMR 5503 INPT-CNRS-UPS
4, allée Emile Monso
BP 84234
31030 Toulouse cedex 4
05 34 32 36 00
www.lgc.cnrs.fr

Irstea, centre de Bordeaux
UR ETBX
50 avenue de Verdun
Gazinet 33612
Cestas Cedex
05.57.89.08.00
www.irstea.fr