

## Restauration des cours d'eau en milieu périurbain

Evelyne Tales\*, Bernadeta Holota, Amandine Zahm, Céline Le Pichon et Jérôme Belliard

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

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

### Résumé

*Le fonctionnement écologique des cours d'eau urbains est encore assez méconnu. Ces milieux ont longtemps été dépourvus d'intérêt pour les écologues parce qu'ils étaient trop altérés. Avec la mise en application de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), ils font davantage l'objet d'un intérêt, porté sur la restauration de leur état écologique, souvent fortement modifié. Cependant, en l'absence de connaissance suffisante de leur fonctionnement écologique, les mesures de restauration mises en œuvre n'ont pas une efficacité avérée.*

*Il s'agit donc en premier lieu de caractériser les cours d'eau urbains, de quantifier et hiérarchiser les pressions qui s'exercent spécifiquement sur ces milieux. Améliorer la restauration de ces cours d'eau suppose de disposer de bons diagnostics de leur état, et donc d'identifier clairement les altérations majeures pour agir sur les leviers ad hoc. Les altérations des cours d'eau liées à l'urbanisation sont assez bien décrites de manière qualitative, et constituent le syndrome des cours d'eau urbains (Walsh et al., 2005). Cependant, les effets de l'urbanisation sur les cours d'eau sont rarement quantifiés avec une approche intégrée. Suffit-il qu'un cours d'eau traverse une ville pour qu'il soit qualifié d'urbain ?*

*La région Ile-de-France constitue un terrain d'étude idéal pour cette problématique car, compte tenu de son mode d'urbanisation, il existe un gradient spatial relatif à l'éloignement progressif de Paris. Une première tentative de caractérisation de l'impact de l'urbanisation sur les petits cours d'eau franciliens (surface de bassin versant inférieure à 1000 km<sup>2</sup>) a été menée, à partir du recueil d'une combinaison de variables quantitatives. L'élaboration d'une synthèse bibliographique concernant les cours d'eau urbains dans différentes zones géographiques (États-Unis pour la plupart), a permis de déterminer un ensemble de variables de différente nature (hydrologie, morphologie, qualité d'eau, occupation des sols).*

*Une analyse multivariée a été effectuée sur les variables quantitatives recueillies, dans la perspective d'obtenir un gradient d'urbanisation. À l'issue de cette analyse, les cours d'eau franciliens se répartissent en quatre groupes correspondant à un degré d'urbanisation croissant. Pour l'instant cependant, seule une partie des variables à prendre en compte est disponible, relatives à la démographie, à l'occupation des sols, à l'hydromorphologie et à la qualité de l'eau.*

*Il sera donc nécessaire d'affiner cette caractérisation en approfondissant notamment la connaissance du comportement hydrologique des cours d'eau urbains, avant de la confronter à des variables relatives à leur biodiversité.*

## 1 Introduction

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

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

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

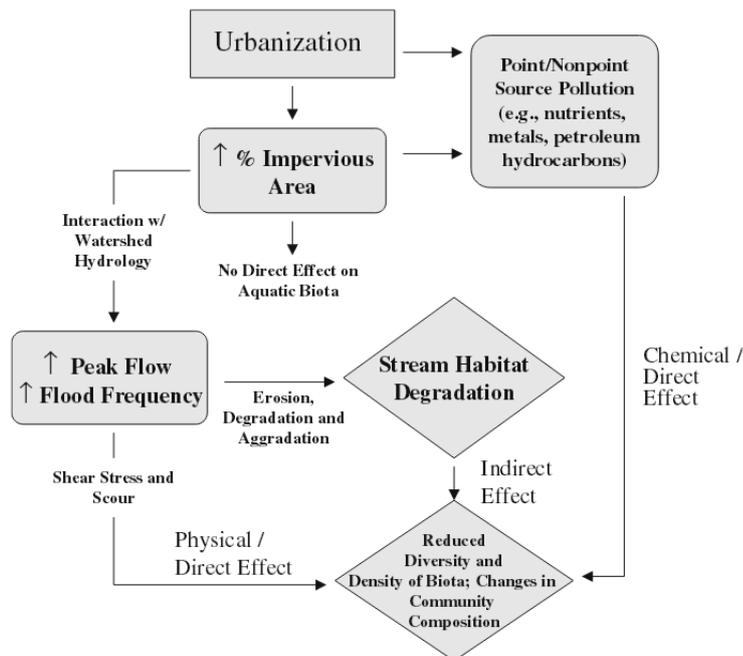
Les altérations du fonctionnement des cours d'eau liées à l'urbanisation sont assez bien décrites dans une revue de Walsh et collaborateurs (Walsh et al. 2005) et réunies sous le terme de « syndrome du cours d'eau urbain ». Elles sont relatives aux processus physiques (hydrologie, qualité d'eau et géomorphologie), à la biodiversité aquatique et aux processus écosystémiques (cycle de nutriments, production et respiration à l'échelle globale). Toutefois, si les effets de l'urbanisation sur les cours d'eau sont connus qualitativement, et plus particulièrement dans le cas de cours d'eau impactés par des grandes villes (ex : impact de Paris sur la Seine, Boët et al. (1999), Tales et al. (à paraître)), ils sont rarement quantifiés : il n'existe pas de métrique pouvant caractériser le degré d'urbanisation des cours d'eau et donc leur degré d'altération. Est-ce qu'il suffit qu'un cours d'eau traverse une ville pour être qualifié d'urbain ? Quelles sont ses caractéristiques ? Néanmoins, pour restaurer ce type de milieu, les gestionnaires doivent connaître les causes précises de leur dégradation pour identifier les leviers à leur disposition et se fixer des objectifs de qualité atteignables.

L'objectif de ce travail est donc de caractériser l'impact de l'urbanisation sur le fonctionnement écologique des cours d'eau urbains afin d'obtenir un gradient d'urbanisation dans la perspective de fournir un indicateur de pression urbaine.

## 2 Éléments bibliographiques

L'existence du syndrome du cours d'eau urbain est réaffirmée et précisée, donnant lieu à une série de questions pour identifier quels sont les mécanismes à l'œuvre (Wenger, Roy et al., 2009). L'urbanisation des bassins versants entraîne une cascade de changements des écosystèmes d'eaux courantes. Les facteurs de stress sont variés, s'exercent à l'échelle des bassins versants comme à l'échelle du cours d'eau : modification de l'occupation des sols, altération des débits, de la qualité de l'eau, de la géomorphologie. La réponse écologique à ces modifications est à la fois structurelle (impact sur la biodiversité : poissons, invertébrés, etc.) et fonctionnelle (production primaire, respiration, assimilation des nutriments, décomposition des litières). L'urbanisation est donc de nature multistresseurs, alors même que les études se limitent la plupart du temps à une seule source de stress. Il est donc essentiel de prendre en compte cette complexité.

Un autre modèle conceptuel des impacts de l'urbanisation sur les cours d'eau est proposé par Coleman, Miller et al. (2011), indiquant globalement les mêmes stress et effets (figure 1). L'augmentation de l'imperméabilisation du bassin versant n'est pas directement un facteur de stress mais peut servir d'indicateur général de la dégradation des cours d'eau en lien avec l'urbanisation.



**Figure 1 : Modèle conceptuel des impacts potentiels de l'urbanisation, d'après Coleman, Miller et al. (2011).**

Finalement, la caractérisation du syndrome des cours d'eau urbains vise à décrire ce qu'ont en commun les cours d'eau urbains, relativement aux autres cours d'eau. Il ne faudrait pas pour autant négliger le fait qu'il existe des différences au sein d'un ensemble de cours d'eau urbains, qu'il est maintenant nécessaire d'approcher pour promouvoir leur restauration écologique (Booth et al., 2016).

## 2.1 Modifications de l'occupation des sols

Globalement, les mesures de modification de l'occupation des sols les plus courantes pour caractériser l'urbanisation sont les taux de surfaces imperméables et de surfaces urbaines (Booth, Karr et al., 2004). Comme mentionné précédemment, l'imperméabilisation des bassins versants n'agit pas directement, mais par modification de la capacité d'infiltration (Nelson, Palmer et al., 2009 ; Chen, Chuang et al., 2014), induisant des modifications hydrologiques, l'augmentation de la variance du débit des cours d'eau et l'altération du chenal (Miltner, White et al., 2004).

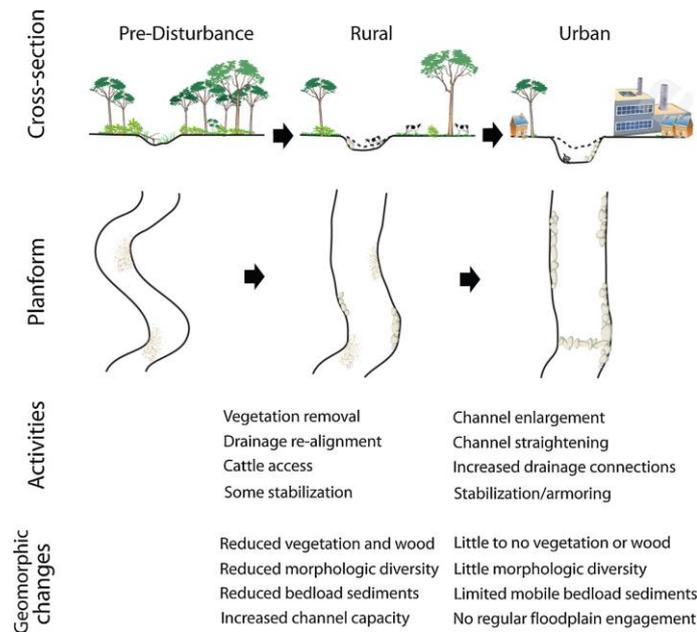
Les autres modes d'occupation des sols, agricole et forestier, peuvent également être pris en compte. Le couvert forestier affecte par exemple la température de l'eau et les apports organiques (Nelson, Palmer et al., 2009). Il peut être tenu compte aussi plus spécifiquement de l'occupation des sols dans la zone riveraine des cours d'eau (de l'ordre de 30 à 100 m aux abords des cours d'eau) (Roy, Rosemond et al., 2003 ; Laub, Baker et al., 2012).

Globalement donc, les variables retenues pour qualifier l'occupation des sols dans les bassins versants urbains correspondent aux pourcentages des principaux modes d'occupation des sols (urbains, agricoles et forestiers) en mettant l'accent plus particulièrement sur la prise en compte des surfaces imperméables et éventuellement sur l'occupation des sols dans une zone plus rapprochée des cours d'eau (zone riveraine ou zone tampon).

## 2.2 Altérations de la géomorphologie

Vietz, Rutherford et al. (2016) proposent un modèle d'évolution globale de la géomorphologie d'un cours d'eau en voie d'urbanisation (Figure 2). Les cours d'eau sont influencés par deux phases principales dans l'utilisation du bassin versant. Tout d'abord, comme les bassins versants sont modifiés jusqu'à une phase rurale, la rectification des cours d'eau avec une stabilisation des berges permet d'augmenter les terres

exploitables. Dans un second temps, comme le bassin versant évolue d'une utilisation rurale vers une utilisation à prédominance urbaine (y compris périurbaine), les activités menées sur le bassin versant peuvent entraîner un élargissement et une rectification du chenal (pour réduire le risque d'inondation) et le pavage du lit (pour augmenter la résistance hydraulique à l'augmentation du débit).



**Figure 2 : Exemples typiques d'impacts sur le chenal des cours d'eau au cours du processus d'urbanisation, d'après Vietz, Rutherford et al. (2016).**

Cette évolution du cours d'eau jusqu'à l'urbanisation de son bassin versant a donc des effets sur sa géomorphologie, qui se manifestent par une réduction de la complexité du chenal ainsi que du transport des sédiments.

La complexité du chenal, basée sur les attributs géomorphologiques à l'échelle des tronçons (Laub, Baker et al., 2012), est une propriété importante des cours d'eau. Le développement urbain entraîne la perte de la complexité du chenal en raison de plus fréquentes crues érosives qui causent l'incision du chenal et l'érosion des berges (Walsh, Roy et al., 2005). Laub, Baker et al. (2012) ont mené une étude pour (i) générer une évaluation complète de la complexité de chenal en utilisant une approche statistique multivariée, (ii) utiliser cette évaluation pour déterminer si les différentes composantes de la complexité du chenal varient en fonction du degré d'urbanisation du bassin versant. De multiples mesures pour évaluer cette complexité sont réalisées concernant : (i) le profil en travers, (ii) le profil longitudinal, (iii) le profil en plan et (iv) la distribution des sédiments du lit. Il est important de mesurer ces quatre aspects pour évaluer la complexité globale du chenal, car chaque aspect peut varier indépendamment en fonction des perturbations (Bartley et Rutherford, 2005). Néanmoins, ces mesures sont assez compliquées à mettre en œuvre, nécessitent des relevés sur le terrain et peuvent difficilement être utilisées dans une étude exhaustive.

D'autres études traitant de l'impact de l'urbanisation sur l'hydromorphologie des cours d'eau retiennent des variables de même nature (géométrie du lit, granulométrie des sédiments), mais de manière plus globale. Par exemple, Roy, Rosemond et al. (2003) sélectionnent les variables suivantes :

- Taille du bassin versant
- Débit de plein bord
- Profondeur

- Surface de radier
- Taille moyenne des sédiments du lit
- Variabilité des sédiments du lit
- Taille des sédiments sur radier et sur les bancs émergents

Ainsi, il est notable que les variables sélectionnées pour évaluer l'impact de l'urbanisation sur la géomorphologie des cours d'eau concernent surtout l'échelle locale de la station, sur laquelle un ensemble de mesures est déployé.

### 2.3 Hydrologie

Les modifications du régime hydrologique sont probablement les changements les plus évidents qui affectent les cours d'eau urbains qui tendent à se comporter de manière très subite (« flashy ») (Walsh, Roy et al., 2005). L'augmentation de cette instantanéité est un indicateur utile pour décrire les effets hydrologiques de l'occupation du sol en milieu urbain (Walsh, Roy et al.). De plus, on observe une augmentation de la fréquence de ruissellement de surface, de la fréquence de crue érosive, de la magnitude des hautes eaux, de la variation du régime par temps de pluie et une diminution du temps d'arrivée du pic de crue (Walsh, Roy et al.).

Coleman, Miller et al. (2011) confirment dans leurs analyses hydrologiques le rôle de l'imperméabilisation des sols. Les changements hydrologiques observés se traduisent par l'augmentation du ruissellement des eaux pluviales (provoquée par la diminution de l'infiltration), l'augmentation de la fréquence et de la gravité des inondations, la réduction des débits pendant les périodes de temps sec, et une plus grande vitesse d'écoulement pendant les événements pluvieux. Les variables utilisées par Coleman, Miller et al. pour évaluer les différences potentielles dans l'hydrologie des cours d'eau urbains sont :

- estimation du débit maximal annuel des eaux pluviales
- débit de pointe pour chaque site d'étude
- mesure de précipitations / ruissellement

Plus récemment, une étude sur un bassin versant périurbain français a confirmé l'intérêt de prendre en compte les infrastructures d'assainissement (réseaux d'égouts, dispositifs de déversoir d'égouts) pour évaluer l'impact de l'urbanisation sur son régime hydrologique (Braud et al., 2013). L'urbanisation croissante conduit à une augmentation du ruissellement de surface, au détriment des débits de sub-surface et de base, même si le débit moyen annuel reste assez stable. Dans la mesure où le ruissellement de surface transite par le réseau d'assainissement unitaire avant d'arriver à la rivière via les déversoirs d'orage, cela pose des problèmes de qualité de l'eau, surtout en été où le débit de base est très faible.

Konrad et Booth (2005) ont identifié des altérations de variables hydrologiques résultant de l'urbanisation et qui ont un effet potentiel sur le fonctionnement écologique des cours d'eau : l'augmentation de la fréquence des hauts débits, la redistribution de la quantité d'eau du débit de base au débit d'orage, l'augmentation de la variation du débit journalier et la réduction des bas débits. Ce sont donc les variations et les extrêmes du débit qui, modifiés par l'urbanisation, semblent impacter le compartiment écologique des cours d'eau en contexte urbain.

Cependant, l'impact de l'urbanisation sur l'hydrologie des cours d'eau ne semble pas faire consensus. Une analyse récente menée sur 172 bassins versants aux Etats Unis, dont 104 bassins versants urbains, a montré que pour partie, il n'y avait pas de tendance significative d'évolution pour les trois caractéristiques hydrologiques concernées, le coefficient d'écoulement, l'indice d'écoulement de base et le débit biennal. Par ailleurs, même dans le cas de tendance significative, ces caractéristiques peuvent augmenter ou diminuer en contexte urbain (Salavati et al., 2015).

### 2.4 Qualité de l'eau

En plus des pressions physiques, les rivières urbaines sont sujettes à une altération de qualité d'eau, provoquée par le ruissellement en zones urbaines et les rejets ponctuels directs (Moggridge, Hill et al., 2014).

L'augmentation des concentrations et des rejets de plusieurs polluants chimiques apparaît dans les cours d'eau urbains, souvent même à de faibles niveaux d'urbanisation (Hatt, Fletcher et al., 2004).

Walsh, Roy et al. (2005) ont observé l'augmentation de la température des éléments nutritifs et des substances toxiques liés à l'augmentation de la croissance de l'urbanisation. Par ailleurs, Hatt, Fletcher et al. (2004) ont pris en compte les variables de qualité de l'eau suivantes : la température de l'eau, le pH, la conductivité, les MES (Matière En Suspension), l'azote total, le phosphore total, le phosphore réactif filtrable, l'ammonium, les nitrates/nitrites et le carbone organique dissous. L'augmentation du phosphore total, du carbone organique dissous, de l'ammonium ainsi que de la conductivité, semble corrélée avec une augmentation de l'imperméabilité des sols (Hatt, Fletcher et al.).

Dans une autre étude menée par Roy, Rosemond et al. (2003), les auteurs insistent sur l'importance de quantifier et de comprendre comment les changements de l'occupation du sol affectent les processus de qualité de l'eau. Cela est essentiel pour déterminer comment les humains peuvent minimiser leurs impacts sur les écosystèmes fluviaux. Les variables retenues pour cette étude sont : les MES, les composés azotés (ammonium, nitrates et nitrites), le phosphore réactif soluble, la conductivité, l'oxygène dissous, la turbidité, et le pH.

Dans les cours d'eau urbains, les concentrations de nutriments et de contaminants sont plus élevées (Meyer, Paul et al., 2005 ; Roy, Rosemond et al., 2003). Les eaux de ruissellement des surfaces urbanisées ainsi que les rejets municipaux et industriels peuvent conduire à une forte contamination par diverses substances telles que les pesticides, les métaux lourds, les contaminants organiques (Calizza, Costantini et al., 2012). Ils peuvent également avoir des effets significatifs sur les régimes thermiques des rivières urbaines (la température des eaux de ruissellement tend à augmenter au contact des surfaces pavées et bétonnées).

## 2.5 Synthèse

Tout d'abord, il est notable que l'essentiel des références concerne des cours d'eau aux États-Unis ou en Australie, l'effet de l'urbanisation sur les cours d'eau étant encore peu abordé en Europe. Alors que la pression urbaine est reconnue comme étant de nature multifactorielle, les études se limitent la plupart du temps à un compartiment de l'écosystème (compartiment physique, hydrologie ou géomorphologie, ou physicochimie) ne permettant pas d'obtenir un diagnostic global de l'état des cours d'eau urbains. L'urbanisation est également quantifiée de différentes manières, ce qui explique dans une certaine mesure le manque de cohérence dans la variation des paramètres étudiés en réponse au processus d'urbanisation. Ce sont souvent les données d'occupation des sols qui permettent de qualifier un bassin d'urbain ou non a priori. Par exemple, Salavati et al. (2015) ont choisi un seuil de 10 % pour la valeur du taux de surfaces urbaines, justifié par les valeurs retenues dans la littérature, au-delà duquel un bassin versant est considéré comme urbain. Stranko et al. (2012), dans une étude sur l'effet de la restauration de cours d'eau, choisissent un seuil de 60% pour cette même valeur. Le taux d'imperméabilisation (TI) est souvent utilisé, ainsi que la densité de population avec des valeurs seuils également variables.

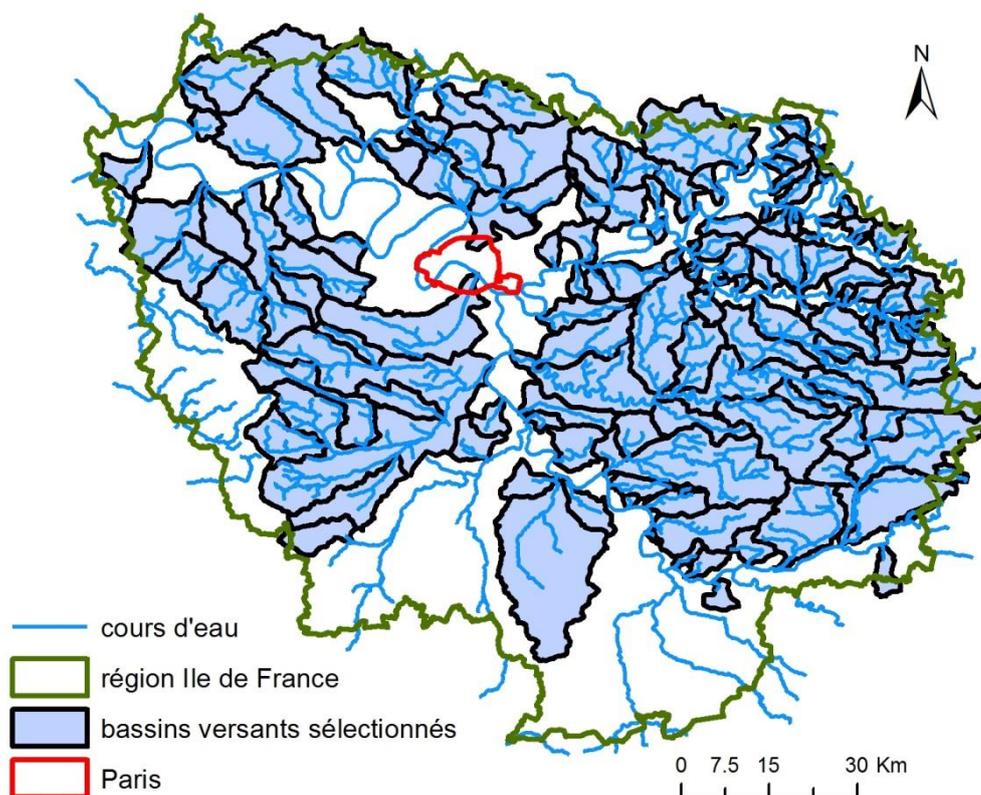
Ces éléments de bibliographie permettent cependant d'avoir des indications sur le type de variables candidates à sélectionner pour évaluer de manière globale l'urbanisation des cours d'eau. Certaines sont sans doute difficiles à obtenir sans déployer de vastes campagnes de mesure.

## 3 Sites d'étude

Les cours d'eau considérés pour ce travail sont ceux qui existent dans la région francilienne (90 rivières de plus de 10 km de long et près de 300 cours d'eau de plus petite taille). Compte tenu du mode d'urbanisation de la région, il existe un gradient relatif à l'éloignement progressif de Paris. Dans Paris et sa petite couronne, l'urbanisation est drastique alors qu'elle est moins prégnante dans la Grande Couronne (Carre et al., 2011). Seuls les « petits » cours d'eau sont considérés, de manière à ce que l'ensemble de leur bassin versant soit compris dans le territoire étudié.

Dans un premier temps, la sélection de bassins versants a été effectuée à l'aide du logiciel d'information géographique ArcGIS et à partir du modèle Seneque développé dans le cadre du programme PIREN-Seine. Nous avons retenu les cours d'eau du bassin de la Seine correspondant à des unités hydrographiques dont la surface de bassin est inférieure à 1000 km<sup>2</sup>.

Les bassins versants inclus dans le territoire de la région Île-de-France, mais ne faisant pas partie de celui de la Seine ont été retirés de notre sélection. En revanche, les cours d'eau qui se situent en partie en dehors de la limite administrative de notre région d'étude ont été conservés, ce qui nous permet de garder une unité géographique. Au final, 138 bassins versants ont été retenus (figure 3). La plupart ont une surface de bassin versant qui varie entre 1 et 400 km<sup>2</sup>; seulement deux bassins versants ont des surfaces beaucoup plus importantes : l'Orge 935 km<sup>2</sup> et l'Yerres 1019 km<sup>2</sup> (retenue car ne dépassant que légèrement le seuil de 1000 km<sup>2</sup>).



*Figure 3 : Carte présentant l'emprise totale des 138 bassins et sous bassins versants sélectionnés en Île-de-France.*

## 4 Données de caractérisation de l'urbanisation

Sur la base de la synthèse bibliographique réalisée, il était nécessaire de collecter des données relatives à l'occupation des sols et à la population, à l'hydromorphologie, à l'hydrologie et à la qualité des eaux des cours d'eau franciliens, sous la forme de variables quantitatives, pour caractériser leur degré d'urbanisation.

Pour caractériser le plus grand nombre possible de cours d'eau, nous avons décidé de valoriser les données déjà acquises dans le cadre de réseau de surveillance de l'Agence de l'eau Seine-Normandie (AESN), des réseaux complémentaires départementaux, des mesures réalisées par des syndicats de rivière, etc. Des demandes ont donc été faites auprès de ces structures pour la mise à disposition de données. Evidemment, nous n'avons pu travailler qu'avec les données effectivement transmises au printemps 2016.

### 4.1 L'occupation du sol

Les données du MOS (Mode d'Occupation du Sol) provenant de l'IAU (Institut d'Aménagement et d'Urbanisme) Île-de-France, en ligne sur le site Internet ont été utilisées<sup>1</sup>.

<sup>1</sup><http://www.iau-idf.fr/liou-et-vous/cartes-donnees/mode-doccupation-du-sol-mos.html> (consulté en Juin 2016)

À partir des données du MOS de l'année 2012, les calculs de surface de trois classes d'occupation du sol (surfaces urbaines, forestières et agricoles) ont été réalisés. La classe « urbaine » correspond à tout ce qui n'est ni forêt, ni agricole, ni eau. Les surfaces imperméabilisées correspondent aux habitats, transports, équipements et activités. À partir de ces données de surface, rapportées à la surface des bassins versants, ont été obtenus les taux relatifs à ces 4 classes d'occupation des sols.

Pour les bassins versants dépassant les limites administratives de l'Île-de-France, les données ont été complétées à l'aide de CORINE Land Cover (CLC).

## 4.2 Densité de population par bassin versant

Afin de calculer les valeurs de la densité de population, nous avons utilisé les données communales sur la population des ménages de 1962 à 2011 de l'Institut d'Aménagement et d'Urbanisme (IAU) de la Région Île-de-France. Par bassin versant, nous avons donc une valeur de densité de population en habitants par km<sup>2</sup> pour l'année 2011.

## 4.3 Les caractéristiques hydromorphologiques

Concernant ces données, il est difficile d'obtenir des mesures aussi précises que celles mentionnées dans la bibliographie, à des échelles locales. Le protocole de mesures hydromorphologiques des cours d'eau en France, CarHyce, est récent, et le réseau de stations de mesure correspondant contient pour l'instant très peu de cours d'eau franciliens. Nous ne pouvons pas compter sur ce réseau pour fournir des données adéquates. Nous avons donc préféré des caractéristiques hydromorphologiques plus générales, calculables sur la base de données géographiques accessibles via un SIG.

La sinuosité SI peut être calculée en tout point du réseau hydrographique. Sa variation peut refléter une altération hydromorphologique due à une intervention anthropique (Malavoi et Bravard, 2010), notamment quand le tracé du cours d'eau est rectifié, entraînant une réduction de la sinuosité. Elle a été calculée par la méthode de simplification du réseau (axe de la vallée), à partir du réseau constitutif du modèle Seneque.

$$SI = \frac{\text{Longueur développée du cours d'eau}}{\text{Longueur de l'axe de la vallée}}$$

Cette simplification du réseau s'est faite sous contrainte en indiquant les limites de l'enveloppe de la vallée selon l'ordre de Strahler du cours d'eau. La sinuosité étant calculée à l'échelle des tronçons de cours d'eau, il fallait trouver un moyen de la rapporter à l'échelle des bassins versants sélectionnés. Nous avons calculé les coefficients de sinuosité minimum et maximum par bassin versant. Ces deux valeurs permettent à la fois de caractériser l'état des cours d'eau d'un bassin versant relatif à la sinuosité et les contrastes éventuels sur son territoire.

Les obstacles à l'écoulement constituent un autre type d'altérations de l'hydromorphologie. Ils sont inventoriés dans le Référentiel national des Obstacles à l'Écoulement (ROE)<sup>2</sup>. À partir de ces données, nous avons estimé le nombre d'obstacles recensés par kilomètre de linéaire de cours d'eau. Ce référentiel n'étant pas forcément exhaustif, surtout pour les petits cours d'eau, nous avons complété ces données à partir d'autres sources, notamment pour les cours d'eau de Seine et Marne (informations provenant de l'Observatoire départemental de l'eau en Seine-et-Marne (77) et répertoriées dans le document : « Analyse de la morphologie des cours d'eau en Seine-et-Marne »).

## 4.4 Caractéristiques de l'hydrologie des cours d'eau urbains

Les données hydrologiques sont généralement collectées à des stations hydrométriques et bancarisées dans la banque Hydro. Là encore, tous les cours d'eau ne sont pas équipés de station de mesure en continu, ce qui ne permet pas de disposer de données exhaustives. Par ailleurs, pour obtenir les variables pertinentes indiquées par la littérature pour évaluer l'impact de l'urbanisation, il faut commencer par analyser les chroniques

---

<sup>2</sup>Version 6.0 du 7 Mai 2014 (<http://www.eaufrance.fr/referentiel-des-obstacles-a-l-ecoulement> - consulté en Mai 2016)

bancarisées. Ce travail a pour l'instant été différé dans la mesure où nous pensons pouvoir compléter les données du réseau Hydro par des données plus locales.

En revanche, nous avons vu que plusieurs auteurs indiquaient qu'il était important de tenir compte des infrastructures d'assainissement qui influencent le régime hydrologique des cours d'eau. De telles données sont disponibles sur le site internet du portail d'information sur l'assainissement communal (Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer, mise à jour 2013). Sous forme de fichier Excel, les données regroupent les caractéristiques des stations d'épuration (STEP) et leur géolocalisation. À partir des coordonnées géographiques des rejets des STEP, il est possible de les rattacher au cours d'eau récepteur correspondant et plus globalement, au bassin versant drainé. Nous avons en particulier récupéré les données concernant le nombre d'équivalents habitants (EH) sur le bassin versant drainé par un réseau de type séparatif (collecte séparément les eaux usées et les eaux pluviales), unitaire (un seul tuyau recueille les eaux usées et les eaux pluviales) ou mixte (composé en partie de réseau unitaire et en partie de réseau séparatif). Pour une partie des bassins versants cependant, le type de réseau est qualifié d'inconnu.

#### 4.5 Qualité de l'eau

Comme mentionné précédemment, nous avons recueilli des données déjà acquises soit directement par le biais d'internet pour celles mises en ligne, soit en déposant des demandes auprès de structures locales, dont la liste figure ci-dessous :

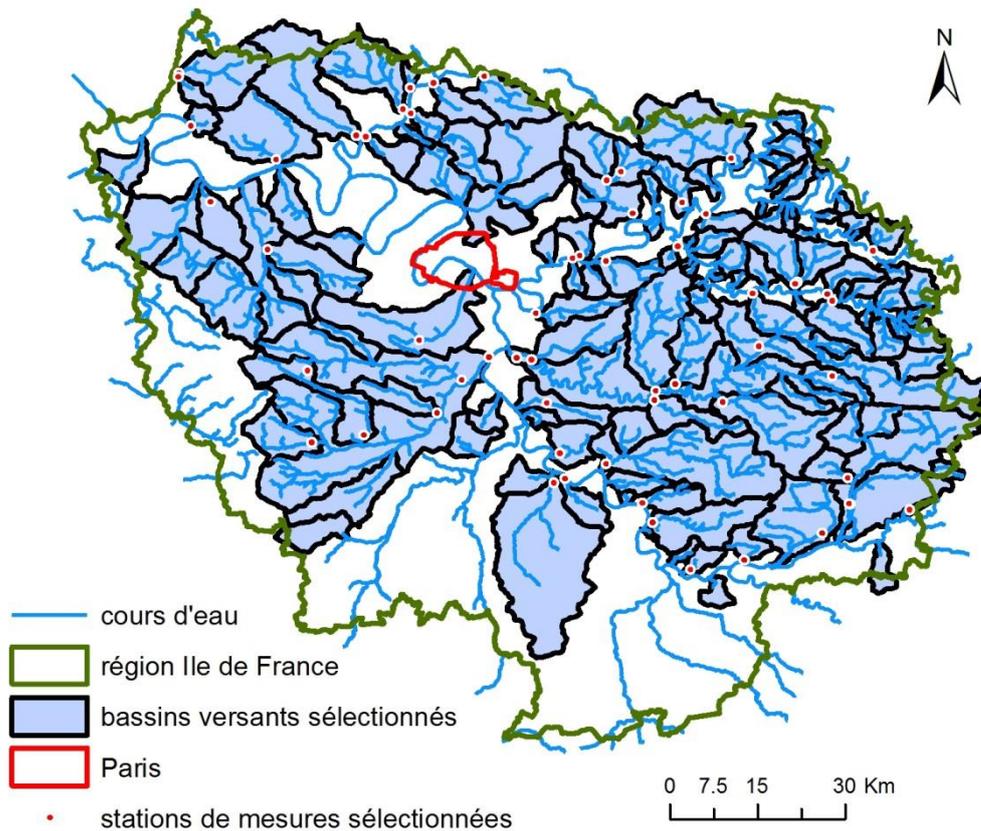
- Conseil Départemental du Val-d'Oise
- Conseil Général de Seine et Marne
- Syndicat Intercommunal pour l'Aménagement Hydraulique de la Vallée de l'Yvette (SIAHVY)
- Syndicat mixte pour l'Assainissement et la Gestion des eaux du bassin versant de l'Yerres (SYAGE)
- Parc Naturel Régional de la Haute Vallée de Chevreuse (PNRHVC)
- Direction de l'Eau, de l'Environnement et de l'Agriculture de Seine et Marne (DEEA77)

Les données obtenues en ligne, en consultant directement des sites internet sont:

- les données Naiades Île-de-France (banque nationale de données de qualité d'eau)
- les données de la Mauldre à partir du site internet Gest'Eau
- les données de l'Orgeval (Base de Données pour les Observatoires en Hydrologie-IRSTEA)

Les stations de mesures ont été sélectionnées à partir des coordonnées géographiques des sites de prélèvement dans le logiciel ArcGis (affectation des identifiants correspondants) (Figure 4). La méthode adoptée a consisté à privilégier les stations de mesures se situant aux exutoires ou, à défaut, les plus en aval du bassin versant, les données devant être analysées en regard des caractéristiques d'occupation des sols sur l'ensemble du bassin versant. Nous avons sélectionné pour la plupart des stations, les mesures de l'année 2012, ou à défaut 2011 ou 2013 lorsqu'aucune donnée n'était disponible pour cette année-là.

Évidemment, il n'y a pas autant de stations de mesures physico-chimiques (au nombre de 59) que de bassins versants (138) sélectionnés dans notre étude. Cette différence implique d'analyser à part les données physicochimiques.



*Figure 4 : Carte de la localisation des stations de mesures physicochimiques.*

Afin de pouvoir réaliser une analyse globale, seuls les paramètres mesurés communs à l'ensemble des stations ont été retenus :

- l'ammoniac, considéré comme un traceur des rejets d'eaux usées,
- les orthophosphates,
- les nitrates, qui proviennent principalement de l'agriculture (épandage d'engrais azotés et de lisier), et d'autres sources comme les industries et les stations d'épuration.

## 5 Analyse du gradient d'urbanisation

Les données précédemment décrites, observées dans les 138 bassins versants, constituent le jeu de données à analyser dans l'objectif d'obtenir un gradient d'urbanisation. Une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été menée à l'aide du logiciel R, suivie d'une Classification Hiérarchique sur Composantes Principales (CHCP) pour obtenir des groupes de bassins versants. Seules 8 variables sont mesurées de manière complète pour les 138 bassins versants et traitées en ACP : les variables d'occupation des sols, de densité de population, et d'hydromorphologie. En préalable, ces variables ont été transformées de manière à stabiliser leur variance en utilisant selon le cas une transformation logarithmique ou angulaire. Les variables relatives aux types d'assainissement n'étant pas disponibles pour tous les bassins versants, elles sont traitées dans l'ACP comme variables illustratives, de manière à voir comment elles s'ajustent au modèle issu de l'analyse des autres variables.

Enfin, dans un deuxième temps, les données de qualité d'eau, disponibles uniquement sur 59 stations correspondant donc à 59 des 138 bassins versants, sont mises en relation avec les groupes issus de la CHCP, pour estimer si la qualité de l'eau répond au gradient mis en évidence par ailleurs.

## 6 Résultats

### 6.1 Recherche d'un gradient d'urbanisation

Les bassins versants étudiés sont plutôt de petite taille comme l'indiquent les valeurs moyennes de la surface et de l'ordre de Strahler. Concernant l'occupation des sols, on constate une large variation de chacune des quatre caractéristiques, ce qui semble indiquer des situations assez contrastées. Il en est de même pour la densité de population et la densité d'obstacles. La sinuosité en revanche reste très modérée puisque la gamme de valeurs correspond globalement à des cours d'eau de même catégorie, sinueux (<1.25). Une partie des situations analysées correspond à des cours d'eau rectilignes (<1.05) (Malavoi et Bravard, 2010). Il est assez logique que du point de vue de cette caractéristique les contrastes ne soient pas très importants entre les différents bassins versants car ils sont tous situés dans une même région naturelle.

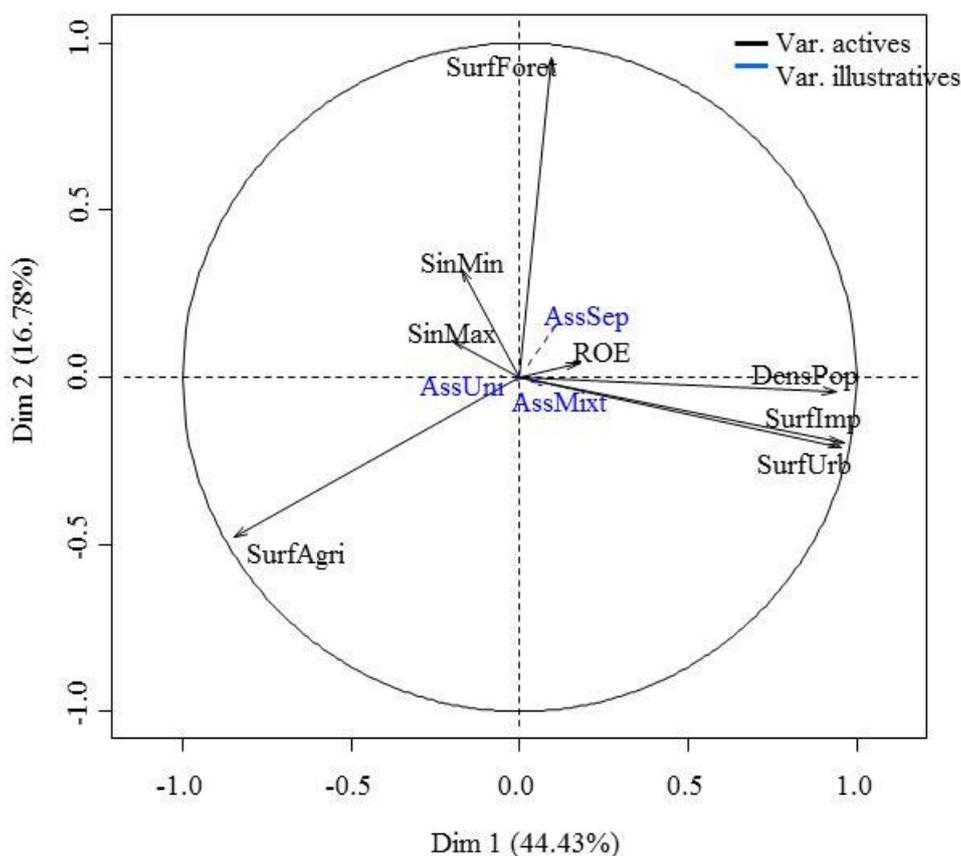
**Tableau 1 : Valeurs minimales, maximales et moyennes des caractéristiques des 138 bassins versants (en gras les huit variables analysées en ACP).**

		Code	Minimum	Maximum	Moyenne
Surface de bassin versant (km <sup>2</sup> )			1,147	1019,363	71,412
Ordre (Strahler)			1	4	2
Occupation des sols	<b>Taux d'imperméabilisation</b>	SurfImp	0,006	0,803	0,118
	<b>Taux d'agriculture</b>	SurfAgri	0,001	0,955	0,565
	<b>Taux de forêt</b>	SurfForet	0,003	0,672	0,218
	<b>Taux d'urbanisation</b>	SurfUrb	0,017	0,963	0,193
<b>Densité de population (h/km<sup>2</sup>)</b>		DensPop	13,70	7794,00	513,80
<b>Densité d'obstacles (ROE, nbe/km de cours d'eau)</b>		ROE	0,00	2,56	0,20
<b>Sinuosité dans le bassin versant</b>	<b>Minimum</b>	SinMin	1,000	1,230	1,045
	<b>Maximum</b>	SinMax	1,010	1,340	1,111

L'ACP est donc menée sur le tableau des huit variables mesurées dans les 138 bassins versants. Les trois premiers axes de l'analyse représentent 76.45% de l'inertie totale du tableau de données (tableau 2). Plus de la moitié de l'inertie totale est prise en compte avec seulement les deux premiers axes de l'analyse.

**Tableau 2 : Résultats globaux de l'ACP**

	Valeur propre	% de variance	% cumulé de variance
Dim 1	3.55	44.43	44.43
Dim 2	1.34	16.78	61.21
Dim 3	1.21	15.24	76.45



**Figure 5 : Projection des variables dans le premier plan de l'ACP (Dim1xDim2) du tableau des variables caractéristiques de l'urbanisation mesurées dans les 138 bassins versants. Les codes des variables actives figurent dans le tableau 1. Les variables illustratives correspondent au type de réseau d'assainissement séparatif (AssSep), unitaire (AssUni) ou mixte (AssMixt).**

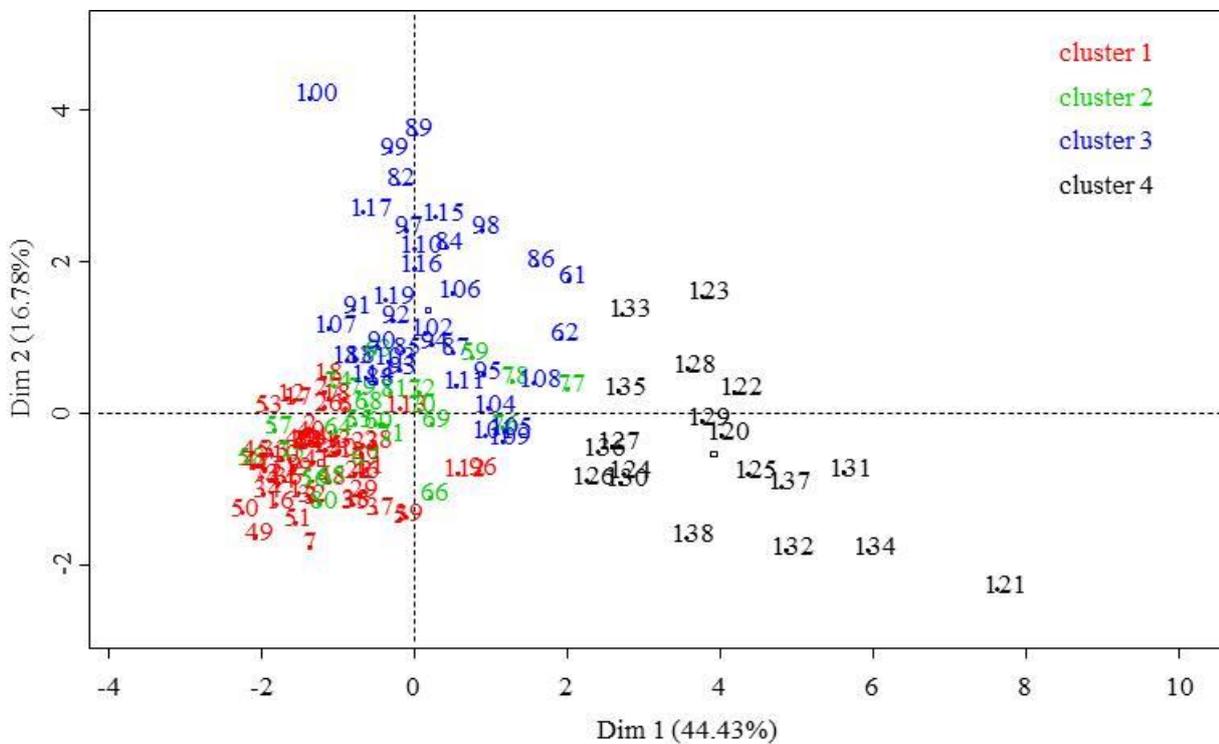
Les variables liées à l'occupation des sols et à la population contribuent majoritairement au premier plan de l'analyse (figure 5). Le taux de surface agricole dans le bassin versant est logiquement opposé au taux de zones urbaines et au taux d'imperméabilisation selon le premier axe. Le taux de surface en forêt correspond à l'axe 2 de l'analyse, en situation intermédiaire entre le taux de surface agricole et les taux liés à l'urbanisation selon le premier axe. La densité de population est corrélée positivement à l'axe 1, confirmant que ce premier axe reflète un gradient d'urbanisation croissante des valeurs négatives vers les valeurs positives.

Les trois variables relatives à l'hydromorphologie ne contribuent pas à ce premier plan, mais contribuent en revanche à l'axe 3 de l'analyse.

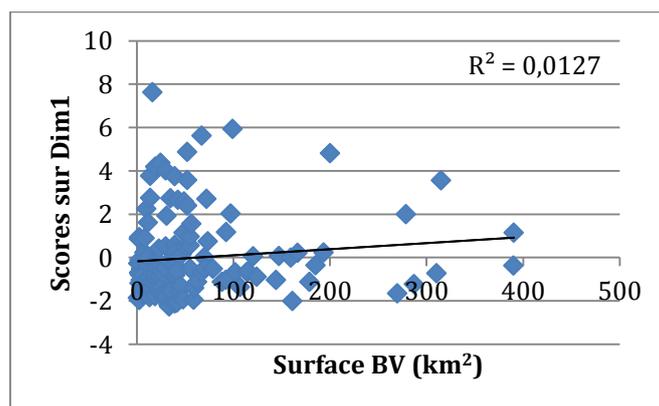
Enfin, les variables illustratives ne semblent pas corrélées à l'axe « urbanisation » et ne s'ajustent pas au premier plan de l'analyse.

La représentation des observations bassins versants dans le même plan présente un arrangement le long de l'axe 1 de l'ACP (figure 6).

Il est à noter que le gradient obtenu le long du premier axe de l'analyse n'est pas corrélé à la taille des bassins versants (figure 7).



**Figure 6 : Projection des observations bassins versants dans le premier plan de l'ACP (Dim1xDim2) du tableau des variables caractéristiques de l'urbanisation mesurées dans les 138 bassins versants. Les quatre couleurs illustrent les quatre groupes (clusters) issus de la CHCP.**



**Figure 7 : Relation entre les scores des bassins versants sur l'axe 1 de l'ACP et leur surface de bassin versant (pour améliorer la visibilité du graphique, le maximum de l'échelle de l'axe des abscisses a été abaissé à 400km² : absence des 2 bassins versants les plus grands).**

Les résultats de la classification indiquent une partition en quatre groupes des 138 bassins versants globalement répartis le long de l'axe 1 (figure 6), des bassins versants plutôt agricoles (clusters 1 et 2) vers les bassins versants les plus urbanisés (cluster 4) en passant par les bassins versants à dominante forestière (cluster 3). Si les clusters 1 et 2 semblent très chevauchants, c'est parce qu'ils se différencient selon la dimension 3 de l'analyse à laquelle contribuent fortement les variables hydromorphologiques (sinuosité et obstacles à l'écoulement) : c'est le cluster 2 qui est défini sur la base de ces dernières variables.

## 6.2 Relation entre le gradient et la qualité de l'eau

Les données recueillies ont donc été limitées aux trois variables communes à l'ensemble des stations : la concentration en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), la concentration en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ), la concentration en phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ),

Les 59 stations pour lesquelles nous disposons de données de qualité d'eau se répartissent de la manière suivante selon les 4 groupes traduisant le gradient d'urbanisation : 13 stations du groupe 1, 18 stations du groupe 2, 21 stations du groupe 3 et 7 stations du groupe 4.

Chacun des trois paramètres physicochimiques a fait l'objet d'un diagramme des moyennes pour visualiser leur évolution selon le gradient d'urbanisation (figure 8).

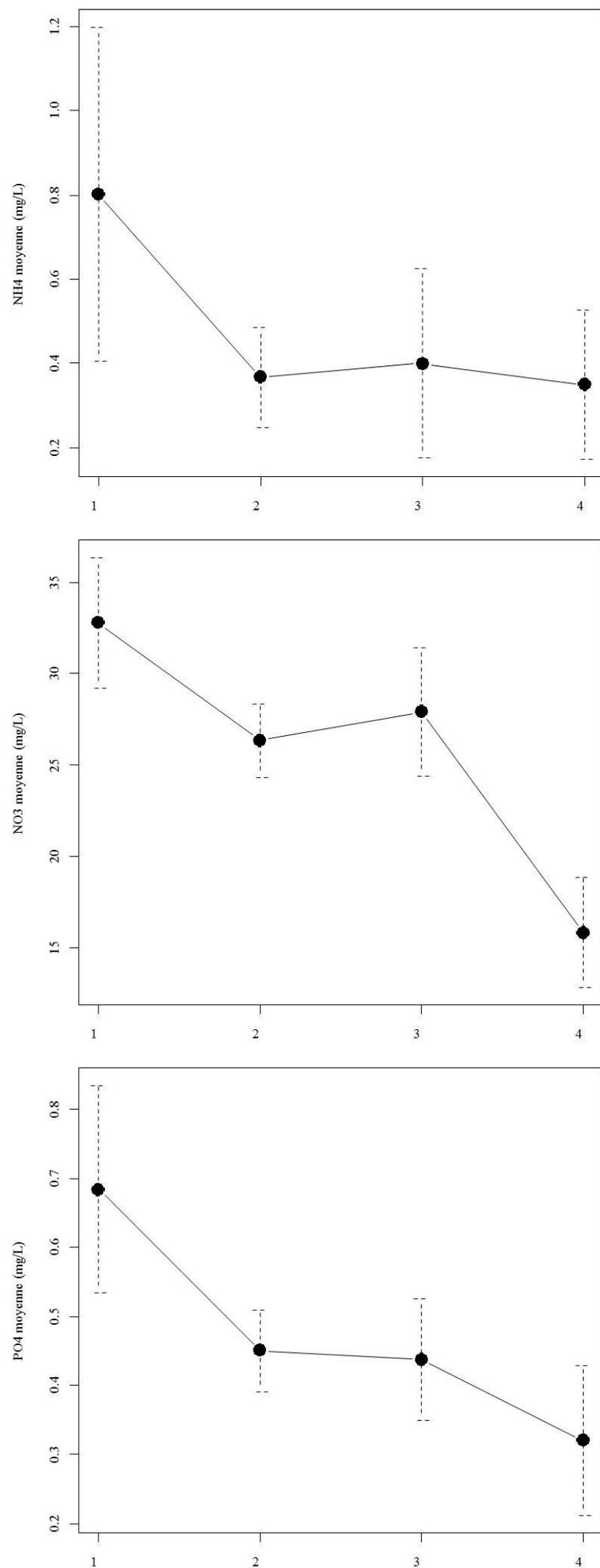
Finalement l'évolution des trois paramètres est assez similaire, avec des concentrations en moyenne plus élevées dans les bassins versants du groupe 1 que celles dans les autres groupes de bassins versants. Les concentrations en moyenne les plus faibles sont observées dans les bassins versants du groupe 4, soit le groupe des bassins versants à dominante urbaine. L'évolution de la concentration en ammonium est particulièrement surprenante puisque ce paramètre est censé être un marqueur de l'urbanisation.

L'effet « groupe » sur l'évolution des moyennes des concentrations en ammonium, nitrates et orthophosphates a été testé par le test de rang non paramétrique de Kruskal-Wallis (tableau 3). Il en ressort que seule l'évolution des concentrations en nitrates est significativement influencée par les groupes. Ce résultat est assez logique car il est notable que seules les mesures pour ce paramètre sont peu variables autour de la moyenne estimée (amplitude des barres autour de la moyenne sur la figure 8).

**Tableau 3: Résultats du test de Kruskal-Wallis sur l'effet du groupe sur les concentrations moyennes en ammonium, nitrates et orthophosphates.**

Paramètre	Khi deux de KW	P value	Nombre de valeurs
Ammonium	2.638	0.4508	314
Nitrates	29.173	<0.001	354
Orthophosphates	5.280	0.1524	337

Il est nécessaire de rappeler que les bassins versants concernés sont sélectionnés uniquement sur la base de la disponibilité en données de qualité d'eau : cela ne présage en rien de leur représentativité vis-à-vis d'un groupe de bassins versants tel que déterminé via l'ACP.



*Figure 8 : Graphes de l'évolution des moyennes de concentrations en ammonium, nitrates et orthophosphates selon les quatre groupes représentant le gradient d'urbanisation.*

## 7 Conclusions

En première approche, nous avons réussi à obtenir un gradient préliminaire de caractérisation de l'urbanisation des cours d'eau franciliens. La démarche est singulière dans la mesure où :

- Elle combine des variables de différentes origines pour tenir compte de la nature multifactorielle de la pression urbaine
- Les variables prises en compte sont quantitatives ce qui permet d'avoir un diagnostic objectif et nuancé de l'état des cours d'eau considérés.

L'objectif d'avoir une approche globale de l'ensemble des cours d'eau franciliens pour obtenir des résultats plus généralisables nécessite de travailler sur la base de données déjà acquises. L'inventaire et le recueil de ces données ne sont qu'en partie accomplis. En conséquence, le gradient d'urbanisation obtenu est forcément préliminaire. Les données dont l'analyse a permis sa définition, sont celles qui étaient finalement le plus aisément accessibles : elles sont issues de calculs réalisés sous SIG à partir de données spatialisées disponibles. C'est pourquoi ce gradient repose en grande partie sur la distinction des bassins versants en termes d'occupation des sols. Cependant, même avec ce petit nombre de variables, un gradient de situations est obtenu, permettant de conclure que cet ensemble apparemment homogène de cours urbains et périurbains cache des disparités qu'il est nécessaire de prendre en compte dans des démarches de diagnostic d'état ou de restauration de ces milieux.

Il faut évidemment remédier à l'absence de données hydrologiques dans cette caractérisation de l'impact de l'urbanisation. Un effort sera mené pour compléter le réseau de données disponibles en hydrologie sur ces cours d'eau relativement aux seules données du réseau HYDRO. Les données ainsi complétées seront ensuite analysées pour obtenir les variables d'intérêt mises en évidence dans la littérature pour caractériser l'urbanisation. Ces variables seront ensuite croisées à celles caractérisant les autres compartiments (occupation des sols, hydromorphologie, etc.) dans une démarche analogue à celle menée dans ce travail.

Des améliorations sont également souhaitables dans l'approche des données déjà analysées. Les données d'occupation des sols ont été calculées globalement à l'échelle des bassins versants. Il conviendrait d'examiner plus particulièrement l'occupation des sols au voisinage des cours d'eau ainsi que la répartition spatiale des modes d'occupation des sols à l'échelle des bassins versants, qui peuvent être plus pertinents pour la compréhension de l'impact de l'urbanisation sur le fonctionnement écologique des cours d'eau urbains. Il peut par ailleurs être intéressant de tenir compte non seulement de l'urbanisation actuelle, mais aussi de la façon dont elle a évolué : il est possible de prendre en compte un état antérieur de l'occupation des sols et/ou de la population pour évaluer l'ancienneté relative de l'urbanisation sur les territoires des différents bassins versants.

En termes de méthodes, si pour cette première approche, les bassins versants ont été sélectionnés en tant qu'unité hydrographique, il est probable que par la suite, leur délimitation sera contrainte par la localisation de stations sur lesquelles des mesures seront disponibles (qualité d'eau, hydrométrie, hydrobiologie), les calculs d'occupation des sols se rapportant alors au bassin versant amont de ces stations.

Ce n'est qu'ultérieurement que cette caractérisation globale pourra être couplée avec la réponse écologique des milieux abordée via les peuplements de poissons et de macroinvertébrés, voire via des indicateurs plus fonctionnels comme les mesures de réseaux trophiques.

## 8 Références bibliographiques

- Bartley R. & Rutherford I. (2005). Measuring the reach-scale geomorphic diversity of streams: Application to a stream disturbed by a sediment slug. *River Research and Applications*, 21, 39-59.
- Boet P., Belliard J., Berrebi-dit-Thomas R. & Tales E. (1999). Multiple human impacts by the City of Paris on fish communities in the Seine river basin, France. *Hydrobiologia*, 410, 59-68.
- Booth D.B., Karr J.R., Schauman S., Konrad C.P., Morley S.A., Larson M.G. & Burges S.J. (2004). Reviving urban streams: Land use, hydrology, biology, and human behavior. *Journal of the American Water Resources Association*, 40, 1351-1364.
- Booth D.B., Roy A.H., Smith B. & Capps K.A. (2016). Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science*, 35, 412-420.
- Braud I., Breil P., Thollet F., Lagouy M., Branger F., Jacqueminet C., Kermadi S. & Michel K. (2013). Evidence of the impact of urbanization on the hydrological regime of a medium-sized periurban catchment in France. *Journal of Hydrology*, 485, 5-23.
- Calizza E., Costantini M.L., Rossi D., Carlino P. & Rossi L. (2012). Effects of disturbance on an urban river food web. *Freshwater Biology*, 57, 2613-2628.
- Carre C., de Gouvello B., Deroubaix J.-F., Deutsch J.-C. & Haghe J.-P. (2011). Les petites rivières urbaines d'Ile de France. *Agence de l'eau Seine Normandie, Fascicule 11 Programme Piren Seine*, 85 p.
- Chen R.S., Chuang W.N. & Cheng S.J. (2014). Effects of urbanization variables on model parameters for watershed divisions. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques*, 59, 1167-1183.
- Coleman J.C., Miller M.C. & Mink F.L. (2011). Hydrologic disturbance reduces biological integrity in urban streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 172, 663-687.
- Francis R.A. (2012). Positioning urban rivers within urban ecology. *Urban Ecosystems*, 15, 285-291.
- Hatt B.E., Fletcher T.D., Walsh C.J. & Taylor S.L. (2004). The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environmental Management*, 34, 112-124.
- Konrad C.P. & Booth D.B. (2005). Hydrologic changes in urban streams and their ecological significance. In: *Effects of Urbanization on Stream Ecosystems* (eds. Brown LR, Gray RH, Hughes RM & Meador MR), pp. 157-177.
- Laub B.G., Baker D.W., Bledsoe B.P. & Palmer M.A. (2012). Range of variability of channel complexity in urban, restored and forested reference streams. *Freshwater Biology*, 57, 1076-1095.
- Malavoi J.-R. & Bravard J.-P. (2010). *Éléments d'hydromorphologie fluviale*. Onema, 224 p.
- Meyer J.L., Paul M.J. & Taulbee W.K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 602-612.
- Miltner R.J., White D. & Yoder C. (2004). The biotic integrity of streams in urban and suburbanizing landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 69, 87-100.
- Moggridge H.L., Hill M.J. & Wood P.J. (2014). Urban Aquatic Ecosystems: the good, the bad and the ugly. *Fundamental and Applied Limnology*, 185, 1-6.
- Nelson K.C., Palmer M.A., Pizzuto J.E., Moglen G.E., Angermeier P.L., Hilderbrand R.H., Dettinger M. & Hayhoe K. (2009). Forecasting the combined effects of urbanization and climate change on stream ecosystems: from impacts to management options. *Journal of Applied Ecology*, 46.

- Roy A.H., Rosemond A.D., Paul M.J., Leigh D.S. & Wallace J.B. (2003). Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, USA). *Freshwater Biology*, 48, 329-346.
- Salavati B., Oudin L., Furush C. & Ribstein P. (2015). Urbanization impact assessment on catchments hydrological response over 172 watersheds in USA. *Houille Blanche- Revue Internationale De L'Eau*, 51-57.
- Stranko S.A., Hilderbrand R.H. & Palmer M.A. (2012). Comparing the Fish and Benthic Macroinvertebrate Diversity of Restored Urban Streams to Reference Streams. *Restoration Ecology*, 20, 747-755.
- Tales E., Belliard J., Beslagic S., Stefani F., Tartari G. & Wolter C. (2016). Réponse des peuplements de poissons à l'urbanisation et aux altérations anthropiques à long terme des fleuves. In: *Comment les métropoles ont sacrifié leurs rivières: Berlin, Bruxelles, Milan et Paris (1850-2010)* (eds. Lestel L & Carre C). QUAE Editions, à paraître.
- Vietz G.J., Rutherford I.D., Fletcher T.D. & Walsh C.J. (2016). Thinking outside the channel: Challenges and opportunities for protection and restoration of stream morphology in urbanizing catchments. *Landscape and Urban Planning*, 145, 34-44.
- Walsh C.J., Roy A.H., Feminella J.W., Cottingham P.D., Groffman P.M. & Morgan R.P. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 706-723.
- Wenger S.J., Roy A.H., Jackson C.R., Bernhardt E.S., Carter T.L., Filoso S., Gibson C.A., Hession W.C., Kaushal S.S., Marti E., Meyer J.L., Palmer M.A., Paul M.J., Purcell A.H., Ramirez A., Rosemond A.D., Schofield K.A., Sudduth E.B. & Walsh C.J. (2009). Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. *Journal of the North American Benthological Society*, 28, 1080-1098.