



Actes des 10^{ème} Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine

Partenaires :



Université
Gustave Eiffel



suez



Nantes
Métropole

Membres du comité scientifique

BARNIER Magali (Agence de l'Eau Loire-Bretagne, Orléans)
BECHET Béatrice (Université Gustave Eiffel, Nantes)
BERTHIER Emmanuel (CEREMA, Île-de-France)
BERTRAND-KRAJEWSKI Jean-Luc (INSA, Lyon)
BINET Guillaume (LyRe Eau France Suez)
BRANGER Flora (INRAE, Lyon)
CHANCIBAULT Katia (Université Gustave Eiffel, Nantes)
CHEBBO Ghassan (ENPC, Champs-sur-Marne)
DURICKOVIC Ivana (Cerema, Nancy)
JEAN-SORO Liliane (Université Gustave Eiffel, Nantes)
GASPERI Johnny (Université Gustave Eiffel, Nantes)
GROMAIRE Marie-Christine (ENPC, Champs-sur-Marne)
LARRARTE Frédérique (Université Gustave Eiffel / Lab. Hydraulique Saint Venant, Chatou)
LIPEME KOUY Gislain (INSA, Lyon)
PEYNEAU Pierre-Emmanuel (Université Gustave Eiffel, Nantes)
RODRIGUEZ Fabrice (Université Gustave Eiffel, Nantes)
SEIDL Martin (ENPC, Champs-sur-Marne)
TEDOLDI Damien (INSA, Lyon)

Membres du comité d'organisation

BETOU Florian

BRUNEAU Margot

CHANCIBAULT Katia

CROISET Camille

DIA Malak

GODET Juliette

KOWLESSER Akshay

LANDEBRIT Louisa

LEDIEU Laurianne

MIRALIKAN Sabrina

ROY Sampriti

STAVROPULOS-LAFFAILLE Xenia

VELIU Médina

Programme

Mercredi 2 octobre 2024

19h : Cocktail de bienvenue (Centre des expositions de Nantes)

Jeudi 3 octobre 2024

9h30-10h : Accueil

10h-10h30 : Mots d'accueil et introduction des JDHU

10h30-10h50 : Session 1 – Inondation en milieu urbain

- Dias et al. Collecte, critique et utilisation de données multisources pour la construction et l'évaluation d'une modélisation d'impacts de crues soudaines dans l'arc méditerranéen.

10h50-11h10 : Session 2 – Métrologie

- Gisi et al. Peut-on trouver un moyen de prévenir le *bio-fouling* des mesures sur le terrain ?

11h10-11h40 : Intervention de Philippe Gilles (DCE-Nantes Métropole)

11h40-12h : Pause et session poster*

- Combeaux et al. Suivi expérimental et modélisation pour estimer la performance hydrologique à long terme des solutions fondées sur la nature
- Guericke et al. Data-driven asset management : toward the deployment of risk-based rehabilitation planning in Lausanne
- Haydar et al. Building a new ontology for wastewater and stormwater networks
- Kowlesser et al. Etude de sensibilité des inondations par ruissellement urbain à la variabilité temporelle des pluies convectives
- Minon et al. Etude et modélisation des échanges nappes/rivières en contexte alluvial : cas du bassin versant Grenoblois
- Potreau et al. Contribution des phases colloïdales dans la dynamique des contaminants métalliques des eaux de ruissellement en milieu urbain : 1ers résultats
- Saint-Fleur et al. Sur l'importance du critère de persistance pour l'évaluation des performances des modèles de prévision des crues : application d'un perceptron multicouche sur des courts horizon de prévision de crues

12h-13h : Session 3 – Modélisation numérique

- Godet et al. Repositionnement de points-rivière sur une grille de modélisation hydrologique.
- Betou et al. Evaluation hydrologique de TEB-Hydro pour son application sur la métropole nantaise.
- Saad et al. Modélisation à l'échelle urbaine des biocides émis dans les eaux de ruissellement par l'enveloppe bâtie.

13h-14h20 : Repas

14h20-15h20 : Session 4 – Qualité de l'eau en ville

- Ledieu et al. Macrodéchets des milieux urbains aux hydrosystèmes naturels
- Iannuzzi et al. Sources et flux de microplastiques à l'échelle d'un bassin versant urbain.
- Bruneau et al. Eléments du groupe du platine et terres rares dans les eaux de ruissellement en contexte routier.

15h20-16h : Pause et session poster*

16h-16h50 : Session 5 – Qualité de l'eau en ville

- Landebrit et al. Evolution des teneurs du sol en particules d'usure des pneus en fonction de l'éloignement à la route
- De Oliveira et al. Contamination des sédiments d'un bassin d'infiltration par les particules d'usure des pneus
- Roy et al. Investigating tire wear particle distribution in an urban biofiltration swale: A study on a swale in Bottière-Chênaie, Nantes.

17h30 Départ de la navette vers le centre-ville de Nantes

19h-23h : Dîner (La cigale, 4 pl Graslin, 44000 Nantes ; 02 51 84 94 94)

Vendredi 4 octobre 2024

9h-10h30 : Visite du jardin extraordinaire et du quartier de Chantenay (Nantes)

Intervention de Samuel André (Phytolab, Nantes), Ségolène Sauret (association Quartier Fertile, Nantes) et Xenia Stavropoulos-Laffaille (Cerema, Nantes)

10h30-10h45 : Départ de la navette vers le campus de l'Université Gustave Eiffel

11h-12h : Session 6 – Assainissement

- Chabert et al. Essai et validation d'une méthode opérationnelle de quantification des volumes et flux de sédiments de l'assainissement pluvial.
- Jehanno et al. Rôle des eaux souterraines sur la présence d'eaux claires parasites dans les réseaux d'assainissement en contexte urbain : Cas d'étude de la communauté d'agglomération de Lens-Liévin.
- Grandjouan et al. Comparaison de modélisation hydrologique distribuée et de modèle de mélange biogéochimique pour connaître les contributions aux écoulements dans un bassin versant péri-urbain.

12h-13h : Session 7 – Ressource en eau et solution d'adaptation

- Laafar et al. Risque de remobilisation des éléments traces métalliques depuis des sédiments accumulés dans un ouvrage d'infiltration.
- Chebbo et al. Efficacité des ouvrages basés sur l'arbre d'alignement pour la gestion du ruissellement à différentes échelles d'aménagement urbain.

- Girot et al. Modéliser la performance des solutions de gestion intégrée des eaux pluviales en fonction de leur entretien.

13h-14h : Repas

14h-14h30 : Pause et session poster*

14h-15h : Vote du comité scientifique et du public pour le prix SUEZ des JDHU 2024

15h-15h30 : Remise des prix

15h30-16h30 : Clôture des JDHU 2024

Communications orales

COLLECTE, CRITIQUE ET UTILISATION DE DONNEES MULTISOURCES POUR LA CONSTRUCTION ET L'EVALUATION D'UNE MODELISATION D'IMPACTS DE CRUES SOUDAINES DANS L'ARC MEDITERRANEEN

DIAS Thomas^{(1)*}, GODET Juliette^{(2)*}, JAVELLE Pierre⁽³⁾

⁽¹⁾Université de Strasbourg, Faculté de géographie, 67000 Strasbourg

⁽²⁾GERS, Univ. Gustave Eiffel, IFSTTAR, 44344 Bouguenais, France

⁽³⁾RECOVER, INRAE, Université d'Aix-Marseille, 13100 Aix-en-Provence, France

*thomas.dias@etu.unistra.fr

Les crues soudaines, malgré leur courte durée, restent des événements pouvant engendrer un grand nombre d'impacts à toutes les échelles. Les impacts diffèrent des dommages, ces derniers ne se circonscrivant qu'aux aspects négatifs des impacts. A l'échelle de la France, l'arc méditerranéen est la zone la plus concernée par ce phénomène, avec certains épisodes ayant profondément marqué la mémoire des habitants des zones impactées (le Gardon en 2002, l'Aude en 2018). Cette mémoire du risque, prégnante, n'empêche pas un amoindrissement de la culture du risque par divers facteurs -absence d'expérience du risque, communication et sensibilisation inefficaces- provoquant des comportements variés face à une inondation. Coexiste alors un double enjeu, à la fois d'anticipation des crues soudaines, mais également de transmission de l'alerte. Pour ce faire, un système d'anticipation des crues soudaines a été mis en place en 2017, couvrant plus de 30 000 km de cours d'eau. Ce système, « Vigicrues Flash », permet d'émettre des avertissements à l'échelle communale en cas de dépassement de seuils de débits fixés ; dans ce calcul, les impacts des inondations ne sont pas pris en compte. Souligner en amont les enjeux touchés par une inondation permettrait de répondre à ce double enjeu d'anticipation et de transmission efficace du message. La volonté et la réalisation de modèles de prévision d'impacts dépasse le simple cadre du territoire français. A l'échelle de l'arc méditerranéen, une collecte de données a été menée, de l'échelle infra à l'échelle supra-départementale, dans l'objectif d'évaluer nos modèles de prévisions d'impact sur des événements passés. Les résultats démontrent un véritable apport par l'ajout de ces nouveaux types de données dans la construction de nos modèles.

Mots-clés : crue soudaine ; impact ; prévision ; modélisation ; données

Using multisource data to build and assess a flash flood impact model

Flash floods, despite their short duration, remain events that can generate a large number of impacts at all scales. Impacts differ from damages, the latter being confined to the negative aspects of impacts. At the scale of France, the Mediterranean arc is the most affected area by this phenomenon, with certain episodes deeply ingrained in the memory of residents of the affected areas (such as the Gardon river in 2002, and the Aude river in 2018). This hazard memory, prevalent as it may be, does not prevent a weakening of hazard culture due to various factors - lack of hazard experience, ineffective communication, and awareness - leading to various behaviours during a flood event. There is thus a dual challenge, both in anticipating flash floods and in transmitting alerts. To address this, a system for anticipating flash floods was implemented in 2017, covering more than 30,000 km of French watercourses. This system, "Vigicrues Flash", allows warnings to be issued at the municipal level in the event of exceeding set flow thresholds; in this calculation, flood impacts are not considered. Highlighting the stakes affected by a flood upstream would address this dual challenge of anticipation and effective message transmission. The desire and realization of impact prediction models go beyond the simple framework of French territory. At the scale of the Mediterranean arc, data collection has been carried out, from infra to supra-departmental scale, with the aim of evaluating our impact prediction models on past events. The results demonstrate a real contribution by adding these new types of data in the construction of our models.

Keywords : flash flood ; impact ; forecasting ; modelling ; data

I INTRODUCTION

De nombreuses études portant sur l'estimation des impacts en amont des crues existent. La méthode la plus connue jusqu'ici est la construction d'une courbe de dommages en fonction de la hauteur d'eau, traduite en une estimation potentielle du coût monétaire en fonction d'une période de retour de crue donnée [Luino et al., 2009 ; Seifert et al., 2010 ; Huizinga et al., 2017]. Cette méthode présente un certain intérêt pour les compagnies d'assurances. Au-delà de l'utilisation de cette méthode commune, de nombreux travaux se sont concentrés sur cette perte économique avec une estimation *a priori* [Elmer et al., 2010 ; Dottori et al., 2016] mais aussi *a posteriori* [Cian et al., 2018]. Une inondation ne provoque pas uniquement des pertes tangibles et directes ; il y a également des impacts sous-jacents masqués par les pertes humaines et économiques associées à un évènement.

La recherche sur cette prévision des impacts tend à s'émanciper de la seule estimation économique en cherchant à prédire les impacts socio-économiques des inondations [Alfieri et al., 2024], poussant alors à utiliser de nouveaux types de données, notamment pour l'évaluation des modèles. Depuis la démocratisation des objets connectés au sein des populations, plusieurs études se sont emparées des données disponibles issues de divers terminaux, tels que les téléphones avec les données issues des réseaux sociaux [Jongman et al., 2015 ; Olteanu et al., 2016 ; Smith et al., 2017 ; Tkachenko et al., 2017 ; Arthur et al., 2018] mais également d'applications d'aide à la conduite [Lowrie et al., 2022]. Certaines études ont également mobilisé des données sur le réseau routier [Naulin, JP., 2012] ou des données de sinistralité [Le Bihan, G., 2016].

Chaque base de données (BD) utilisée comporte sa propre limite d'exploitation, qui peut cependant être compensée en la croisant avec d'autres sources pour en exploiter le plein potentiel. Dans cet article, nous présentons la méthode de collecte de données d'impacts observés (Section II) que nous utilisons dans le cadre de la construction et l'évaluation de nos modèles de prévision d'impacts à l'échelle de l'arc méditerranéen (Section III).

II MATERIELS ET METHODES

II.1 Collecte de données

La phase de collecte de données est limitée par un catalogue d'inondation couvrant partiellement les départements de l'arc méditerranéen concernés par les crues soudaines. A partir de cette zone d'étude ont donc été retenus quatorze départements. (**fig. 1**). L'étude tend à se concentrer sur les évènements récents s'étant déroulés depuis la dernière décennie. Le recensement de données d'impacts dépasse ce cadre de la dernière décennie, mais bien souvent, ces données sont difficilement exploitables.

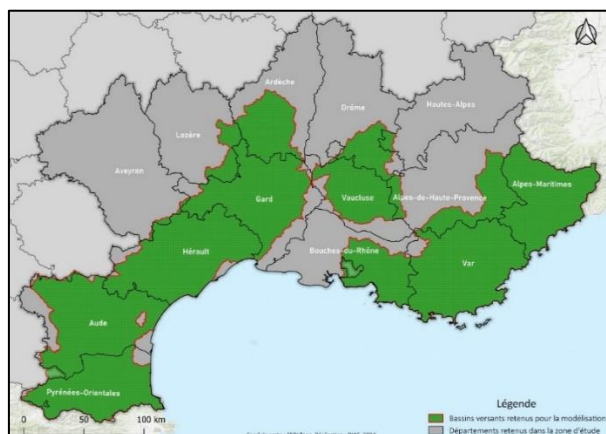


Figure 1. Carte de la zone d'étude : les différents départements de collecte sont représentés en gris foncé (Dias et al., 2024).

La recherche de données s'est dans un premier temps focalisée sur les départements et les services inhérents pour la logique organisationnelle autour du risque qui en découle. Certaines données sont disponibles en libre accès, quand d'autres ont nécessité des échanges avec les organismes afin d'établir

un cadre commun ; quand ces organismes disposent de données, leur mise à disposition peut s'avérer complexe. Le processus administratif lié aux organismes institutionnels explique que nous soyons en grande partie « en attente de données » en vue de l'établissement de conventions (fig. 2).

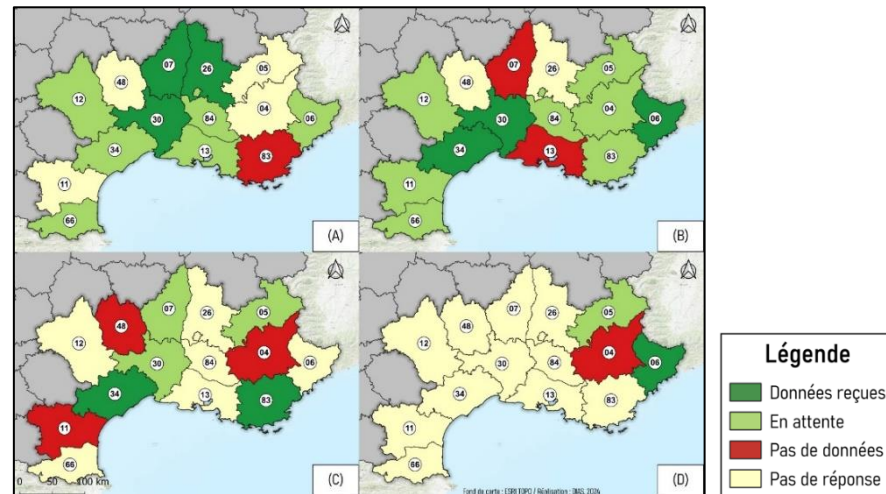


Figure 2. Bilan cartographique des échanges avec les organismes départementaux principaux : échanges avec les SDIS (A), les DDT/M (B), les conseils départementaux (C) et les SIDPC (D) (Dias et al., 2024).

L'objectif second dans cette phase de collecte fut de sortir des canaux traditionnels que sont les acteurs institutionnels, avec une sollicitation de l'information géographique volontaire (IGV) et plus généralement des données de nature sociale.

La focalisation sur les données sociales et personnelles va de pair avec les avancées technologiques dans le domaine des télécommunications. Plusieurs études incitent à sortir des canaux traditionnels pour accéder à de nouvelles données dans le cadre de la gestion des risques, notamment en se tournant vers les réseaux sociaux numériques (RSN). De plus en plus d'acteurs institutionnels s'inscrivent sur ces réseaux afin de gagner en vitesse et en adaptabilité lors de la gestion de crise [Douvinet et al., 2017]. Ils permettent de combler des lacunes liées à certaines BD d'impacts ; certaines zones du territoire, touchées mais moins couvertes médiatiquement, peuvent être mises sous silence malgré l'existence d'impacts [Saint-Martin et al., 2018].

De manière plus générale, les données sociales peuvent servir d'outils de comparaison avec des données scientifiques ; plusieurs études démontrent l'utilité de ces données pour évaluer les modèles de prévision mais également pour suivre l'ampleur des événements durant les crises [Jongman et al., 2015 ; Arthur et al., 2018]. L'émergence de ces acteurs privés va de pair avec une possibilité d'accéder et de mobiliser des nouveaux types de données ; gestionnaires de réseaux, réseaux sociaux, BD recensant des impacts via des sources sociales.

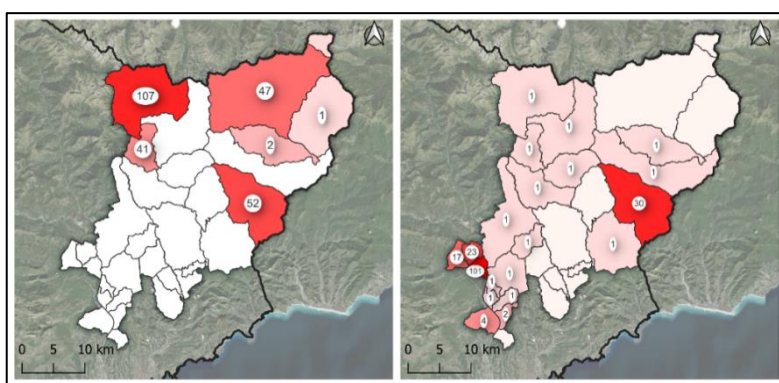
Dans les grandes lignes, l'arc méditerranéen et l'arc alpin sont les départements où la collecte fut la plus prolifique. Le bilan sur les départements au nord de la zone d'étude est plus contrasté ; entre absence de réponses ou absence de données, la collecte s'est révélée plus difficile mais le peu de données récoltées sont d'un grand intérêt. De par les diverses échelles de collecte mobilisées, de la commune à la région, ainsi que la pluralité des organismes contactés, la variété dans les données récoltées est importante.

II.2 Critique et évaluation des données

Cette approche multiscalaire et multisources oblige à procéder à une analyse fine de chacune de ces BD. La pluralité des types de données se reflète sur la manière dont les impacts sont recensés. Les données récoltées peuvent se scinder en deux grands groupes ; les données continues et les données événementielles. La force des premières réside dans leur profondeur historique et dans la systématisation du processus de recensement des impacts, expliquant leur mobilisation dans notre étude. Le second groupe correspond à un recensement effectué soit à cause du caractère exceptionnel de l'événement d'inondation traité, soit à cause de la nécessité de collecter des données d'impacts sur un événement ou une thématique en particulier. Au-delà de cette première distinction, l'un des points-clés est le degré de précision géographique dans le renseignement de la localisation de chaque impact. C'est un paramètre

La phase de collecte a fait ressortir un évènement d'inondation bien documenté, celui de novembre-décembre 2019 dans le Sud-Est. La difficulté ici réside dans l'étude d'un évènement ayant impacté majoritairement deux départements. Sur cet évènement, la BD VISOV, en ayant en grande partie des données portant sur l'état de la voirie, permet de gagner en détail et d'enrichir le travail fait par les conseils départementaux en recensant des impacts sur des axes inférieurs hiérarchiquement aux routes départementales (chemins communaux voire axes ferroviaires) mais également des axes de plus grande importance comme les axes autoroutiers. Le recoupement de ces deux BD permet d'effectuer une double vérification sur les coupures référencées par les deux organismes mais également de gagner en exhaustivité sur les impacts liés à la voirie, ce qui est un point non négligeable dans le cadre d'évaluation des futures modélisations d'impacts.

Le recoupement des données peut s'effectuer sur un plan thématique. La BD Murex comprend une catégorie « dégât » sur les bâtiments. Ces observations, géoréférencées, ont été agrégées à l'échelle de la commune afin d'effectuer une comparaison avec le nombre de bâtiments déclarés endommagés dans les reconnaissances CatNat pour la tempête Alex en octobre 2020 (**fig. 3**).



Hormis pour la commune de Breil-sur-Roya où l'on observe un nombre important de bâtiments référencés dans les deux BD (52 dans Murex, 30 sur la BD CatNat de la DDTM 06), les données se recoupent peu. Sur certaines communes où Murex ne recense aucun dommage sur les bâtiments, un maximum est atteint parmi les communes dans la BD Catnat, avec 101 bâtiments dans la commune de Bonson au Sud-Ouest de la zone. Le cas inverse se retrouve également dans la commune de Saint-Martin-Vésubie au Nord-Ouest, où 107 bâtiments impactés sont recensés dans Murex contre un seul dans la seconde BD. Cette absence de recoupement n'est pas une limite en soit ; elle peut être envisagée comme la possibilité d'une complémentarité pour identifier des secteurs impactés ayant été omis dans certaines BD.

Ressortent de ces analyses certaines BD présentant des intérêts plus prononcés pour la construction d'indicateurs pour les modèles d'impacts ; la continuité, la précision géographique, l'horodatage ainsi que le recoupement de certaines données sont autant de points forts à mobiliser dans l'élaboration desdits indicateurs.

III EXPLOITATION DES DONNEES RECOLTEES POUR DES OBJECTIFS D'EVALUATION

Le recouvrement d'impacts de nature variée donne lieu à une hétérogénéité dans la précision et la qualité des données mises à notre disposition. Dans l'optique de construire nos indicateurs, certaines d'entre elles ont été priorisées. Les trois indicateurs construits à partir de ces dernières ont permis d'avoir des pistes pour des modèles servant aux trois temporalités de la crise, avec pour premier indicateur la potentielle identification des secteurs les plus endommagés pouvant servir lors des retours d'expérience. Le deuxième indicateur permettrait d'identifier les zones où pourraient se concentrer les interventions des secours durant la crise quand le dernier cherche à limiter la vulnérabilité liée à l'usage de véhicules durant une inondation.

Trois indicateurs ont pour l'instant été proposés ; l'un porte sur l'identification des communes où sera déclenché un arrêté CatNat. Un autre indicateur porte sur l'identification des secteurs accidentogènes pour la circulation. Enfin, un dernier indicateur vise à identifier les zones d'interventions prioritaires (présenté ci-dessous)

Durant la gestion de crise, l'un des éléments-clés est la mise en sécurité des biens et des personnes par les gestionnaires en charge de cette dernière. Les services de secours sont amenés à se déplacer dans les zones impactées pour répondre à cet objectif. Les données concernant ces interventions proviennent uniquement des SDIS. L'idée du modèle n'est pas d'identifier de manière précise le lieu géographique de l'intervention, ni de qualifier le type d'intervention potentiel, mais bien de déterminer les zones où les secours vont être amenés à intervenir en priorité au niveau géographique. Une connaissance précise de la répartition spatiale de la population est nécessaire, cette connaissance permettant de développer des mesures d'intervention adaptées à la réalité du territoire lors d'une situation à risque.

Pour atteindre cet objectif, la population est reprojetée via une désagrégation spatiale d'une entité géographique source (l'IRIS) dans une entité cible (bâti) au prorata d'une variable auxiliaire (caractéristiques qualitatives et architecturales du bâti). Nous avons mobilisé la BDTOPO pour faire cette reprojection à l'échelle du seul bâti résidentiel. Chaque bâtiment dans le modèle fait donc l'objet d'une évaluation sur deux paramètres : son exposition directe à l'inondation et la hauteur d'eau associée. Si le bâtiment présente une hauteur d'eau dépassant le seuil critique établi de 0,5 m, alors la population est considérée comme affectée par l'inondation. La population affectée dans la simulation est ensuite agrégée à l'échelle du sous-bassin versant dans l'idée d'établir une hiérarchie des tronçons de cours d'eau en fonction du nombre de personnes impactées. Les données de vérification que sont les interventions SDIS sont également agrégées à cette échelle.

Les premières évaluations de ce modèle donnent lieu à un recoupement spatial des clusters d'interventions et des populations. L'idée n'est pas d'avoir un recoupement parfait, mais les premiers résultats sont ici encourageants et à multiplier sur d'autres événements (**fig. 4**). Néanmoins, les secteurs comportant le plus grand nombre d'habitants affectés dans la simulation ne comportent aucune intervention, ce qui est dû ici à un problème de modélisation hydraulique.

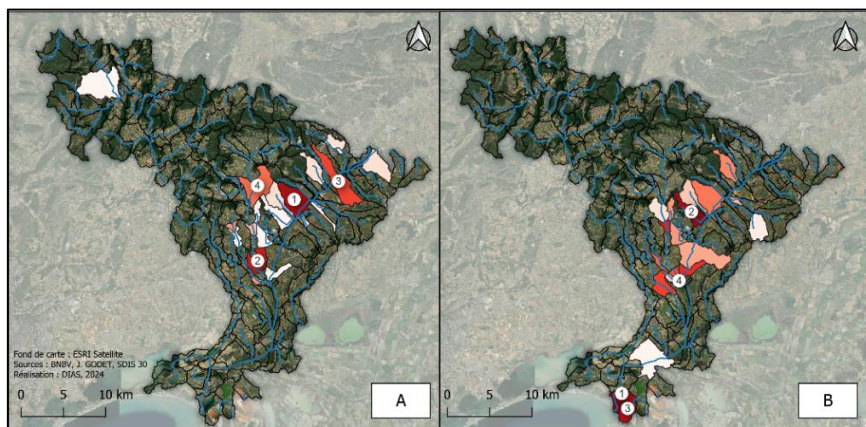


Figure 4. Comparaison par sous-bassins versants du nombre d'interventions SDIS observées (A) au nombre simulé d'habitants affectés (B) pour l'événement du 14 et 15 septembre 2021 dans le Gard(B) (Dias et al, 2024).

IV CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Les résultats encourageants mentionnés ne doivent pas faire oublier les limites s'étant présentés durant ce travail (difficultés de collecte, biais liés aux modélisations, enjeux d'acculturation des outils et de transmission des alertes). La prévision des impacts induits par les crues est l'un des enjeux inhérents à de nombreux champs d'étude, et ce à toutes les échelles géographiques [OMM, 2015]. Bien plus que la prévision de précipitations intenses ou d'un débit, une alerte déclenchée sur des éléments constitutifs de la vie quotidienne peut non seulement améliorer la réactivité des autorités locales, mais aussi sensibiliser la population plus efficacement. En intégrant ces aspects dans les systèmes d'alerte et de prévision, l'engagement communautaire est renforcé et des comportements proactifs face aux phénomènes de crue encouragés, réduisant ainsi les dégâts potentiels et les coûts associés aux interventions des secours. La mise en place de tels outils de prévision nécessite une évaluation qui passe par le biais d'une comparaison entre des impacts simulés pour un événement passé et les impacts observés et recensés lors de ce même événement. Des fausses alarmes et des alertes manquées peuvent remettre en question la crédibilité de ces outils. En vue des nombreuses incertitudes liés à la prévision des impacts, il est nécessaire de collecter de manière continue des données d'impacts, mais surtout de développer une synergie globale entre les acteurs liés au risque inondation pour poursuivre ces recensements et ainsi réduire la vulnérabilité liée aux événements d'inondation.

V REFERENCES

Articles

- Arthur, R., Boulton, C. A., Shotton, H., et Williams, H. T. P. (2018) - Social Sensing of Floods in the UK ». PLOS ONE **13**(1)
- Cian, F., Marconcini M., Ceccato P., Giupponi, C. (2018). - Flood Depth Estimation by Means of High-Resolution SAR Images and Lidar Data. Natural Hazards and Earth System Sciences, **18** (11) : 3063-3084.
- Dottori, F., Figueiredo, R., Martina, Mario L. V., Molinari, D., Rita Scorzini, A. (2016). - INSYDE: A Synthetic, Probabilistic Flood Damage Model Based on Explicit Cost Analysis. Natural Hazards and Earth System Sciences **16**(12) : 2577-2591.
- Douvinet, J. (2006). Intérêts et limites des données « CatNat » pour un inventaire des inondations. L'exemple des « crues rapides » liées à de violents orages (Bassin parisien, Nord de la France). Norois, 201, 17-30. <https://doi.org/10.4000/noroi.1733>
- Elmer, F., Thieken, A. H., I. Pech, Kreibich, H. (2010) - Influence of Flood Frequency on Residential Building Losses. Natural Hazards and Earth System Sciences, **10**(10) : 2145-2159.
- Huizinga, J., De Moel, H., Szewczyk, W. (2017). - Global flood depth-damage functions : Methodology and the database with guidelines, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Jongman, B., Wagemaker, J., Revilla Romero, B., et De Perez, E. C. (2015) - Early Flood Detection for Rapid Humanitarian Response : Harnessing Near Real-Time Satellite and Twitter Signals. ISPRS International Journal of Geo-Information **4**(4) : 2246-2266.
- Lowrie, C., Kruczkiewicz, A., McClain, S. N., Nielsen, M., Mason, S.J. (2022). - Evaluating the Usefulness of VGI from Waze for the Reporting of Flash Floods. Scientific Reports **12**(1).
- Luino, F., Cirio C., Biddoccu M., Agangi A., Giulietto W., Godone F., Nigrelli G (2009). - Application of a model to the evaluation of flood damage. GeoInformatica, **13** : 339-353.
- Seifert I., Kreibich H., Merz B., Thieken A. H. (2010). -Application and Validation of FLEMOcs – a Flood-Loss Estimation Model for the Commercial Sector. Hydrological Sciences Journal, **55**(8) : 1315-1324.
- Smith, L., Liang, Q., James, P., Lin, W. (2017). - Assessing the Utility of Social Media as a Data Source for Flood Risk Management Using a Real-Time Modelling Framework. Journal of Flood Risk Management **10**(3) : 370-380.
- Tkachenko, N., Jarvis, S., Procter, R. (2017). - Predicting Floods with Flickr Tags ». PLOS ONE **12**(2)

Thèse/mémoire

- Le Bihan, G. (2016). Modèles hydrologiques régionaux pour la prévision distribuée des crues rapides : vers une estimation des impacts et des dommages potentiels. [thèse], École centrale de Nantes, 279 p.
- Naulin, JP (2012). Modélisation hydrologique distribuée pour la prévision des coupures de routes par inondation : application au département du Gard [thèse], Ecole centrale de Nantes.
- Pasquier, Samantha (2022) - Anticipation des risques inondations au service de l'opérationnel. [mémoire], IUT Aix Marseille Université, 99 p.

PEUT-ON TROUVER UN MOYEN DE PREVENIR LE *BIO-FOULING* DES MESURES SUR LE TERRAIN ?

Maria F. S. GISI*^{1,2,3}, Oldrich NAVRATIL ³, Frédéric CHERQUI ^{1,2}, Etienne COSSART ³, Tim FLETCHER ², Kathryn RUSSELL ²

¹ Univ. Lyon, INSA Lyon, DEEP, EA7429, 69621 Villeurbanne, France

² The University of Melbourne, SEFS, Burnley, VIC 3121, Australia

³ Univ. Lyon, CNRS UMR 5600 Environnement Ville et Société, Lyon, France

Email : mfsgisi@mail.com

L'intensification de l'utilisation des sols, de l'urbanisation et des polluants dans l'eau, qui s'est accélérée ces dernières années, a mis en péril la santé de ces cours d'eau. Pour mieux comprendre la santé des rivières et des ruisseaux de manière intégrée, de plus en plus de chercheurs optent pour la surveillance continue des cours d'eau. Cette surveillance doit toutefois être compatible avec les objectifs de la recherche et fournir des données valables et fiables. De nombreux facteurs compromettent les données de terrain, le *biofouling* étant l'un des plus récurrents pour les cours d'eau. Dans cet article, nous présentons une nouvelle méthode mécanique pour empêcher le *biofouling* de se former dans les capteurs optiques, et plus particulièrement dans les capteurs de turbidité. À titre de comparaison, une solution chimique bien connue (ruban de cuivre) et un capteur de référence sont également installés. Les capteurs sont testés dans des conditions extrêmes, sans eau en mouvement et dans un environnement propice au développement de bactéries.

Mots-clés : turbidité, faible coût, *fouling*, qualité de l'eau, surveillance.

Can we find a way to protect field measurements from bio-fouling?

Intensified land use, urbanization and release of pollutants to water bodies that has accelerated in recent years has put the health of these water bodies at risk. To help understand the health of rivers and streams in integrated ways more and more researchers are opting for the continuous monitoring of water bodies. This monitoring needs, however, to be compatible with the research goals and provide valid and reliable data. Many are the factors that compromise field data, with biofouling being one of the most recurrent for water bodies. In this paper we introduce a novel mechanical way to prevent bio-fouling from forming in optical sensors, more specifically turbidity sensors. For comparison a chemical well-known solution (copper tape) and a reference sensor are also installed. The sensors are tested in harsh conditions, with no moving water and an environment prone to the development of bacteria.

Keywords : turbidity, low-cost, fouling, water quality, monitoring.

I INTRODUCTION

Living near watercourses has been a cornerstone of human civilization, enabling settlements, urbanization, and essential functions like water supply, agriculture, and transportation (Adeloye, 2009). Over time, urban water management has evolved to address a complex array of challenges, including conservation efforts, flood risk mitigation, pollution control, and integrated water resource management strategies (Zingraff-Hamed et al., 2021). As cities grow and environmental pressures increase, there is a growing need for more efficient water management techniques and stringent water quality monitoring standards (Macklin & Lewin, 2020).

To meet these demands, there is an increasing trend to deploy a network of cost-effective sensors, aimed at improving the spatial and temporal resolution of data collection while reducing fieldwork

requirements and costs (Gillett & Marchiori, 2019; Downing, 2006; Langhorst et al., 2023). However, one of the persistent challenges in water quality monitoring, especially with optical sensors, is biofouling (Pelletier et al., 2009; Melo & Bott, 1997). Biofouling occurs when organic substances, bacteria, and marine organisms accumulate on sensor surfaces, leading to inaccurate readings and reduced sensor performance. In this context, historical approaches like using copper coatings have been effective in mitigating biofouling issues and extending the lifespan of sensors deployed in aquatic environments (Chapman, 2013).

This paper investigates anti-fouling techniques tailored for *in-situ* turbidimeters. Both chemical and mechanical solutions are presented, along with the design and testing of the novel low-cost mechanical solution to fouling. We aim to not only enhance data accuracy but also develop methods to detect and mitigate the impacts of biofouling to improving reliability of water quality monitoring systems.

II MATERIELS ET METHODES

To estimate the effect bio-fouling has on the turbidity data acquitted *in-situ*, three different sensors were installed in a location prone to create biofouling. A pond in the Burnley Gardens in Melbourne Australia (Fig. 1a) was used as testing location. In this location three turbidity monitoring systems were installed according to the following parameters: i) Mechanical solution: a wiping system was designed to be adapted to the sensor to wipe it at fixed time intervals (Fig 1b); ii) chemical solution: a sensor covered in copper tape to prevent the formation of biological matter; and iii) an unmodified sensor to be used as reference for the previously presented methods (Fig 1c).

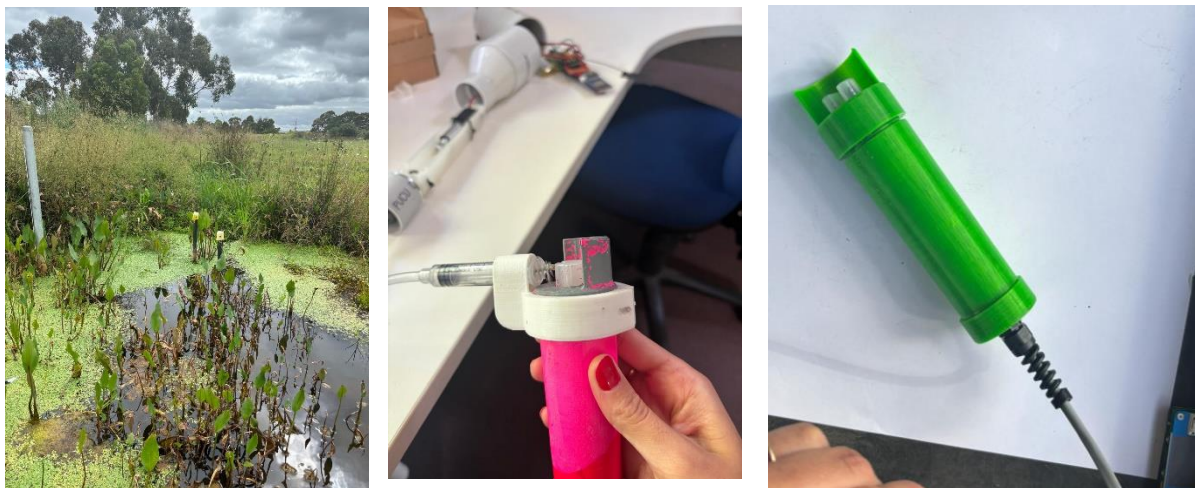


Figure 1. Demonstration of location and materials used for these tests. (a) Pond at the Burnley Gardens, Melbourne Australia (b) Wiping system (c) low-cost optical turbidimeter.

The monitoring systems used were built with commercially available components, and achieved energy autonomy through a built-in battery coupled with a solar panel. The low-cost turbidity sensor is an adaptation of the SEN0189. An Arduino® board MKRWAN 1310 and an MKR Mem Shield were used

to record all the data from the three sensors on an SD card. DS18B20 temperature sensors were used to measure the air temperature of the close environment of the turbidity sensor (inside the enclosure) and to monitor the water temperature. The sensors were mounted on one single Printed Circuit Board (PCB) with connectors allowing an easy and robust connection of the different components. The system includes a Real Time Clock (RTC 3231 module) to ensure accurate time measurement during the tests. All three turbidimeters were connected to the same board to reduce electronical influences in the comparability of the data.

Copper has been known to possess antimicrobial properties since as far back as the Phoenician era where ship hulls were copper sheathed to prevent the inevitable effects of biofouling (Chapman, 2013). This material was chosen as a non-toxic chemical alternative.

Wiper systems as commonly used in high-tech/ commercial settings for optical sensors (Endress + Hauser2013), but despite their usability the applicability is highly dependant on the sensor's design, being highly dependable on the manufacturer and often adding hundreds or even thousands of euros to the operational costs. This system was designed to be low-cost and low technology, using the existing data logger system for the low-cost turbidimeter and materials where permeability would not be an issue.

III CONCLUSIONS

The merits of low-tech instrument-building extend beyond immediate research needs; it also aids in expanding access to monitoring equipment tailored to researchers' requirements. This article prioritizes creating a flexible and easily replicable sensor system rather than focusing solely on achieving high-tech precision. Our goal is to encourage others to replicate and further improve upon this design to suit a variety of applications and research needs.

Examining low-tech/low-cost solutions for future applications holds potential for significant advancements in environmental monitoring. The affordability and modularity of these devices could revolutionize water quality assessment, facilitating widespread deployment. A variety of low-tech sensors, each with distinct advantages and limitations, is documented in the literature (e.g. Sadar, 2011 ; O'Donoghue & Fitzsimmons, 2022 ; Langhorst et al., 2023) and available for reproduction. All sensors come with limitations as advantages, as there is no universal solution. A systematic approach is needed to understand the effects environmental factors have on water quality monitoring and what solutions are best suited for each case.

IV REFERENCES

- Adeloye, A. J. (2009). Rivers and human development. *Fresh surface water*, 3, 117.
- Chapman, J., Le Nor, L., Brown, R., Kitteringham, E., Russell, S., Sullivan, T., & Regan, F. (2013). Antifouling performances of macro-to micro-to nano-copper materials for the inhibition of biofouling in its early stages. *Journal of Materials Chemistry B*, 1(45), 6194-6200.
- Downing, J. (2006). Twenty-five years with OBS sensors: The good, the bad, and the ugly. *Continental Shelf Research*, 26(17-18), 2299-2318.
- Endress + Hauser. (2013). Technical Information TurbiMax W CUS 41 / CUS 41-W. Endress + Hauser website. <https://www.endress.com/en/field-instruments/overview/CUS41?t.tabId=product-downloads>
- Gillett, D., & Marchiori, A. (2019). A low-cost continuous turbidity monitor. *Sensors*, 19(14), 3039.
- Langhorst, T., Pavelsky, T., Eidam, E., Cooper, L., Davis, J., Spellman, K. & Gleason, C. (2023). Increased scale and accessibility of sediment transport research in rivers through practical, open-source turbidity and depth sensors.
- Macklin, M. G., & Lewin, J. (2020). The Rivers of Humankind. In *Science, Faith and the Climate Crisis* (pp. 29-46). Emerald Publishing Limited.
- Melo, L. F., & Bott, T. R. (1997). Biofouling in water systems. *Experimental thermal and fluid science*, 14(4), 375-381.
- Pelletier, É., Bonnet, C., & Lemarchand, K. (2009). Biofouling growth in cold estuarine waters and evaluation of some chitosan and copper anti-fouling paints. *International journal of molecular sciences*, 10(7), 3209-3223.
- Sadar, M. (2011). Technologies for Measuring Turbidity in Drinking Water Production. *WaterWorld*, Technologies for Measuring Turbidity in Drinking Water Production. 1er edition Hach Company, Loveland, Colorado.
- Zingraff-Hamed, A., Bonnefond, M., Bonthoux, S., Legay, N., Greulich, S., Robert, A. & Wantzen, K. M. (2021). Human–River encounter sites: Looking for harmony between humans and nature in cities. *Sustainability*, 13(5), 2864.

REPOSITIONNEMENT DE POINTS-RIVIERE SUR UNE GRILLE DE MODELISATION HYDROLOGIQUE

GODET Juliette⁽¹⁾*, GAUME Eric⁽¹⁾, JAVELLE Pierre⁽²⁾, NICOLLE Pierre⁽¹⁾, PAYRASTRE Olivier⁽¹⁾

⁽¹⁾ GERS, Univ. Gustave Eiffel, IFSTTAR, 44344 Bouguenais, France

⁽²⁾ RECOVER, INRAE, Université d'Aix-Marseille, 13100 Aix-en-Provence, France

*juliette.godet@univ-eiffel.fr

En hydrologie, le repositionnement de « point rivière », c'est-à-dire d'objets vectoriels ponctuels situés sur un réseau vectoriel de rivière, est une problématique bien connue. Elle survient notamment lors du processus de calage/ validation des paramètres d'un modèle hydrologique maillé, qui nécessite de repositionner en amont toutes les stations utilisées sur la grille du modèle. Pour faire cela, la méthode la plus utilisée jusqu'alors consiste à étudier toutes les mailles avoisinantes de celle sur laquelle la station est située, et de sélectionner celle avec l'aire drainée la plus proche. Cependant, de plus en plus d'études stipulent que cette méthode introduit des erreurs, notamment au niveau des confluences. De nouvelles méthodes ont alors été introduites, notamment des méthodes plus respectueuses de la topologie, mais le gain de performance par rapport à la méthode basée sur la comparaison de valeurs d'aires drainées est rarement voire jamais évalué. Dans ce papier, nous appliquons deux méthodes de philosophies différentes pour repositionner 2580 points, drainant des aires de 5 à 3000km², sur une grille de modélisation de résolution 1km². Les résultats montrent que les différences entre méthode peuvent être importantes, notamment pour les petits bassins versants.

Mots-clés : repositionnement, modèle hydrologique maillé, upscaling, aire, contour

Co-referencing river points on hydrological modelling grid cells

In hydrology, the allocation of "river points", i.e. point vector objects located on a river vector network, is a well-known problem. It arises in particular during the process of calibrating/validating the parameters of a gridded hydrological model, which requires to allocate the stations on the model grid cells. To do this, the method most commonly used up to now has been to study all the grid cells neighboring the one on which the station is located, and to select the one with the closest drainage area. However, a growing number of studies have shown that this method introduces errors, particularly at confluences. New methods have therefore been introduced, in particular methods that are more respectful of topology, but the performance gain compared with the area-based methods is rarely, if ever, evaluated. In this paper, we apply two methods with different philosophies to reposition 2580 points, draining areas of 5 to 3000km², on a 1km² resolution modelling grid. The results show that the differences between methods can be significant, particularly for small catchments.

Keywords : co-referencing, gridded hydrological model, upscaling, area, contour

I INTRODUCTION

En hydrologie, les sorties de modèles hydrologiques maillés sont souvent comparées à des séries de débits observés, pour des objectifs de calage ou de validation. Pour faire cela, la méthode la plus utilisée jusqu'alors consiste à étudier toutes les mailles avoisinantes de celle sur laquelle la station est située, et de sélectionner celle avec l'aire drainée la plus proche [Doll and Lehner, 2002 ; Fekete et al., 2002 ; Wang et al., 2018, Polcher et al., 2022]. Cependant, et comme le notent de nombreux hydrologues (e.g. Davies and Bell [2009]), ces méthodes ne mettent pas à l'abri d'erreurs importantes de repositionnement, notamment au niveau de confluences où des bassins de surfaces proches peuvent mener au repositionnement d'un point-rivière sur le mauvais tronçon (voir figure 1 à titre d'exemple).

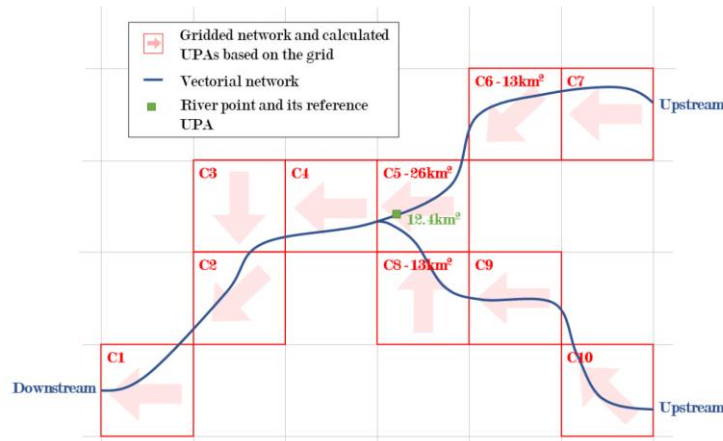


Figure 1. Exemple d’erreur de repositionnement avec une méthode basée sur la comparaison des aires drainées : le point-rivière vert est repositionné sur C8 au lieu de C6, figure issue de [Godet et al., 2024].

Ce n’est que récemment que d’autres méthodes, limitant ces confusions, ont commencé à être utilisées. Plutôt que de comparer les valeurs d’aires drainées amonts, il peut être proposé [Sousa and Paz, 2017 ; Munier and Decharme, 2022 ; Burek and Smilovic, 2023] de comparer les contours des bassins amonts. Cependant, les différences d’erreur issues de l’une et l’autre des familles de méthodes sont rarement établies. Dans ce papier nous proposons deux méthodes représentatives de chacune de ces philosophies (section II), que nous appliquons au repositionnement de 2580 points extraits d’un réseau hydrographique représentant des aires de 5 à 3000km² environ (section III). Les résultats sont présentés en section IV.

II METHODES DE REPOSITIONNEMENT

II.1 Méthode 1 : « area-based »

La première méthode utilisée fait partie de la famille de méthodes « area-based », c’est-à-dire qu’elle cherche à repositionner un point rivière sur une maille avoisinante avec une valeur de surface drainée amont proche. Ici, nous avons choisi une méthode itérative qui sélectionne la maille située dans un rayon de 3 pixels vérifiant une différence d’air drainée maximum de 30%.

II.2 Méthode 2 : « contour-based »

La seconde méthode utilisée illustre la famille de méthodes « contour-based », qui comparent les contours des bassins amonts du point et de la maille, plutôt que les valeurs d’aires drainées amonts. Pour qualifier la superposition des deux contours, nous utilisons le score du CSI (Critical Success Index) qui est souvent utilisé pour ce type de calcul.

III CAS D’ETUDE

Le territoire d’étude couvre à peu près trois départements du Sud Est de la France (Bouches du Rhone, Var, Alpes Maritimes), pour une surface totale d’un peu plus de 15 000km². Les points-rivière à repositionner (2580 points) ainsi que la grille de modélisation hydrologique de résolution d’origine (50m) sont issus de la Base Nationale des Bassins Versants [Organde et al. 2013]. La grille de résolution 1km est upscalée à partir de l’algorithme IHU [Eilander et al., 2021].

IV RESULTATS ET CONCLUSIONS

Les résultats obtenus montrent des différences significatives entre les deux méthodes, particulièrement prononcées pour les petits bassins versants ($S < 100\text{km}^2$), comme illustré en figure 2, ce qui justifie la récente bascule vers des méthodes qui comparent les contours des bassins plutôt que leurs aires.

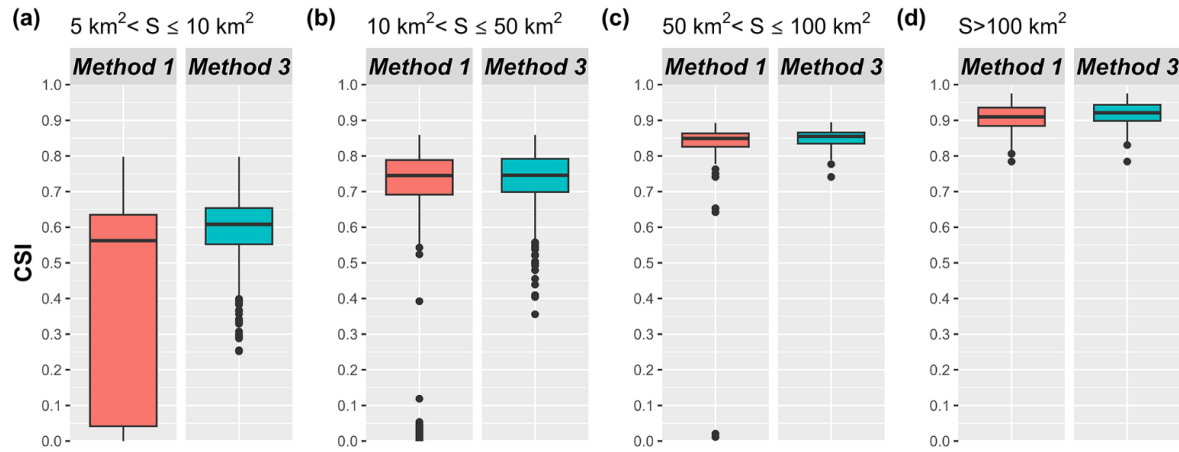


Figure 2. Boîtes à moustaches des résultats obtenus pour la méthode de type « area-based » (1) et la méthode de type « contour-based » (3), figure issue de [Godet et al., 2024]

La transférabilité des résultats en dehors de la zone d'étude et pour des résolutions différentes (supérieures à 1km² notamment, si l'on s'intéresse à des modèles globaux) est toutefois discutable car la représentation de l'information hydrologique est largement incertaine et non-linéaire à de telles échelles. On se doute cependant que les méthodes de la famille « contour-based » resteront plus efficaces, même si elles continueront de donner des résultats moyens sur certains cas, dus aux limites intrinsèques de la représentation de petits bassins versants à de grandes échelles.

V REFERENCES

- Burek, P. and Smilovic, M.: The use of GRDC gauging stations for calibrating large-scale hydrological models, *Earth Syst. Sci. Data*, 15, 5617–5629 <https://essd.copernicus.org/articles/15/5617/2023/>, 2023.
- Davies, H. and Bell, V.: Assessment of methods for extracting lowresolution river networks from high-resolution digital data, *Hydrolog. Sci. J.*, 54, 17–28, <https://doi.org/10.1623/hysj.54.1.17>, 2009.
- Döll, P. and Lehner, B.: Validation of a new global 30min drainage direction map, *J. Hydrol.*, 258, 214–231, [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00565-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00565-0), 2002.
- Fekete, B. M., Vörösmarty, C. J., and Grabs, W.: High-resolution fields of global runoff combining observed river discharge and simulated water balances, *Global Biogeochem. Cy.*, 16, 15-115-10, <https://doi.org/10.1029/1999GB001254>, 2002.
- Godet, J., Gaume, E., Javelle, P., Nicolle, P., and Payrastre, O.: Technical note: Comparing three different methods for allocating river points to coarse-resolution hydrological modelling grid cells, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 28, 1403–1413, <https://doi.org/10.5194/hess-28-1403-2024>, 2024.
- Munier, S. and Decharme, B.: River network and hydrogeomorphological parameters at 1/12° resolution for global hydrological and climate studies, *Earth Syst. Sci. Data*, 14, 22392258, <https://doi.org/10.5194/essd-14-2239-2022>, 2022.
- Organde, D., Javelle, P., Ardilouze, C., and Lamblin, R.: Base nationale des bassins versants du SCHAPI, Tech. rep., HYDRIS Hydrologie, 2013.
- Sousa, T. M. I. and Paz, A. R.: How to evaluate the quality of coarse-resolution DEM-derived drainage networks, *Hydrol. Process.*, 31, 3379–3395, <https://doi.org/10.1002/hyp.11262>, 2017.

EVALUATION HYDROLOGIQUE DE TEB-HYDRO POUR SON APPLICATION SUR LA METROPOLE NANTAISE

BETOU Florian ^{(1)*}, CHANCIBAUT Katia ⁽¹⁾, GAUME Éric ⁽¹⁾, RUAS Anne ⁽²⁾, MOSSET Alexandra ⁽¹⁾,

⁽¹⁾ GERS-EE, Univ Gustave Eiffel, F-44344 Bouguenais, France, Allée des ponts et chaussées

⁽²⁾ COSYS-IMSE, Univ Gustave Eiffel, F-77447 Marne-la-Vallée Cedex 2, Cité Descartes, France, 14-20 Boulevard Newton

*florian.betou@univ-eiffel.fr

L'étude de scénarios d'adaptation fondés sur la nature ou de scénarios prospectifs en temps futur implique l'utilisation d'outils de modélisation. TEB-Hydro est un modèle qui permet l'évaluation de ces scénarios à l'échelle d'une ville. Cette article détaille l'étape du calage hydrologique de TEB-Hydro pour son application à la métropole de Nantes. TEB-Hydro nécessite des données d'entrée géographiques dont le réseau d'assainissement. Celui-ci est reconstruit préalablement. Sa projection sur la grille de modélisation permet la délimitation des bassins versants. La reconstruction du réseau d'assainissement et la définition des bassins versants sont satisfaisantes aux regards du réseau réel et des délimitations de bassins versants produites dans des études antérieures. Les paramètres de calage sont le taux de connexion des surfaces imperméabilisées au réseau d'assainissement et l'infiltration maximale de l'eau à travers la route. Les débits observés et les débits simulés sont comparés, pour trois bassins versants jaugés sur la zone d'étude. Les débits simulés sont sous-estimés pour l'ensemble des bassins versants. Pour le bassin versant Jules Verne, un comportement particulier a été identifié. L'utilisation d'un réservoir linéaire a permis de reproduire des décrues plus lentes et d'interpréter les résultats de calage. Une même combinaison de paramètres est identifiée comme optimale pour tous les bassins versants. Dans l'objectif d'évaluer la réponse hydro-climatique de la métropole nantaise, cette combinaison est extrapolée à l'ensemble des bassins versants.

Mots-clés : Calage, TEB, réseau d'assainissement reconstruit, TOHR, scénarios prospectifs

Hydrological assessment of TEB-Hydro, for an application to the Nantes metropolis area

The study of adaptation scenarios based on nature or future scenarios involves the use of modelling tools. TEB-Hydro is a model that can be used to assess these scenarios on a city scale. This article details the hydrological calibration of TEB-Hydro for its application to the city of Nantes. TEB-Hydro requires geographical input data, including the sewer network. This is reconstructed beforehand. Catchment areas can be defined by projecting it onto the TEB modelling grid. The reconstruction of the sewerage network and the definition of the catchment areas are satisfactory in terms of the actual network and the delimitation of catchment areas produced in previous studies. The calibration parameters are the rate of connection of impervious surfaces to the sewer network and the maximum infiltration of water through the road. Observed and simulated flows are compared for three gauged catchments in the study area. The simulated flows are underestimated for all the catchment areas. For the Jules Verne catchment, a particular behaviour has been identified. The use of a linear reservoir made it possible to reproduce slower decrescents and to interpret the calibration results. The same combination of parameters was identified as optimal for all the catchment areas. In order to assess the hydro-climatic response of the Nantes metropolitan area, this combination is extrapolated to all the catchment areas.

Keywords : Hydrological calibration, TEB, sewer network, TOHR, prospective scenarios

I INTRODUCTION

Depuis les années 1950, la population mondiale est passée d'une majorité rurale (70 % en 1950) à une majorité urbaine (55 % en 2018) [Nations unies, 2019]. De plus, la population urbaine devrait continuer de s'accroître : d'ici 2050, 65 % de la population mondiale vivra dans des villes [United Nations, 2019]. L'urbanisation associée à l'augmentation des surfaces imperméabilisées modifie le cycle de l'eau et le bilan énergétique, favorisant le phénomène d'îlot de chaleur urbain (ICU) et augmentant la fréquence et l'intensité des crues tout en limitant la recharge des nappes phréatiques [Fletcher, 2013 ; Grimmond, 2007]. En outre, les effets du changement climatique sont susceptibles d'amplifier les impacts de

l'urbanisation, rendant les villes plus vulnérables à l'avenir. Face à cette vulnérabilité croissante, les solutions fondées sur la nature (SFN) sont préconisées [Gunawardena, 2017]. La désimpermabilisation des sols et la végétalisation permettent de rééquilibrer et de se rapprocher des bilans hydriques et énergétiques des zones naturelles. Cependant, de nombreuses questions concernant les effets positifs ou négatifs induits par l'association des SFN subsistent [Gunawardena, 2017], d'autant plus qu'elles impliquent une restructuration importante des villes. Ainsi, un outil de recherche [TEB-Hydro, Stavropoulos-Laffaille, 2018] a été développé dans le but d'évaluer la pertinence des scénarios d'aménagement des villes en matière de confort thermique et de gestion des eaux pluviales urbaines. Cet outil est capable de modéliser les processus hydriques et énergétiques en milieu urbain, en les reliant par le processus d'évapotranspiration [Lemonsu, 2012 ; Redon, 2017 ; Stavropoulos-Laffaille, 2021 ; Bernard, 2021]. Afin d'analyser et de comparer les réponses hydro-climatiques de différents scénarios, il est essentiel de faire le point sur l'état initial de cette zone. Cela passe, tout d'abord, par le calage hydrologique du modèle. Après une présentation du site d'étude, puis du modèle et des données, cet article présente donc les résultats du calage hydrologique, avant de donner quelques perspectives.

II LE SITE D'ÉTUDE

Le site d'étude est un quartier Doulon-Gohards à l'est de la ville de Nantes. La température moyenne annuelle entre 1991 et 2020 est de 12,97 °C¹. Les précipitations annuelles moyennes sont de 819,5 mm et les jours de pluie sont fréquents mais de faible intensité. Le tissu urbain de ce quartier est caractérisé par des habitats pavillonnaires, des habitats collectifs, de zones d'activités et des zones naturelles. Le système d'assainissement est séparatif. Ce site est composé du bassin versant des Gohards, lui-même composé de deux sous-bassins versants. Ces sous-bassins sont le Pin Sec, Jules Verne (figure 1). Le bassin versant des Gohards a une superficie de 4,5 km² [Allard, 2015]. Ces bassins versants sont suivis dans le cadre de l'Observatoire Nantais des Environnements Urbains (ONEVU).

III MATERIELS ET METHODES

TEB est un modèle distribué basé sur une grille à mailles régulières. Son application à l'échelle d'une métropole nécessite la définition de données d'entrée dont le réseau d'assainissement. C'est lui qui permet, après projection sur la grille de modélisation, de définir les bassins versants. Ce paragraphe présente la méthode de construction des bassins versant, le calage hydrologique et l'évaluation des débits simulés.

III.1 Description de TEB-Hydro

Le développement de la partie Hydro du modèle TEB historique [Masson, 2000] a permis de raffiner la description des échanges et des écoulements d'eau au sein de la maille, en y intégrant les réseaux d'assainissement et en considérant leurs interactions avec les surfaces imperméables (voiries et toitures en partie raccordées aux réseaux) et le sol (infiltrations parasites). Au sein de la maille, des intensités, exprimée en kg/m²/s homogène à des mm/s, sont donc calculées pour chaque compartiment (réseaux, ruissellement de surface, en sous-sol). Certains paramètres comme le taux de connexion des surfaces imperméabilisées au réseau d'assainissement (*Connex*) ou l'infiltration de l'eau à travers la voirie (*Iroad*), ont une influence sur la caractérisation de l'écoulement, puisque, par exemple, une infiltration élevée de l'eau à travers de la voirie permettra à l'eau de s'infiltrer davantage dans le sol. TEB-Hydro intègre aussi une fonction de transfert, dépendante des vitesses d'écoulements de surface, en réseaux, en sous-sol ou en rivière et des surfaces des compartiments (ou densité pour les réseaux) au sein de la maille, en se basant sur le réseau reconstruit. Cela permet le passage des intensités produites dans l'unité de collecte (la maille) au débit à l'exutoire du bassin versant.

¹ <https://meteofrance.com/climat/normales/france/pays-de-la-loire/nantes-bouguenais>

III.2 Reconstruction du réseau d'assainissement et définition des bassins versants

La reconstruction du réseau d'assainissement et la définition des bassins versants sont obtenus par l'application de TOHR [Chancibault et al., 2019]. TOHR est un modèle qui reproduit le cheminement de l'eau en considérant le réseau hydrographique complet (cours d'eau et réseaux d'assainissement). Il génère un graphe orienté du réseau hydrographique simplifié et adapté à la résolution de la maille de modélisation, en prenant en compte les interactions entre réseaux d'assainissement et les cours d'eau présents sur le territoire. La construction du graphe s'effectue, tout d'abord, par la sélection des nœuds parmi les regards de la base de données fournie par le service d'assainissement de Nantes Métropole, avant de les connecter entre eux, selon la pente et la distance à la Station de Traitement des Eaux Usées (STEU) ou à la rivière. Cette base de données localise les regards et renseigne notamment leur nature (unitaire ou séparatif). Ce graphe est ensuite projeté sur la grille de modélisation afin de délimiter les bassins versants. Les exutoires sont préalablement sélectionnés par l'utilisateur. Pour cette application, ils ont été choisis pour coïncider avec les stations de mesure suivies par l'ONEVU.

III.3 Calage hydrologique

TEB est calé à partir des observations disponibles sur les bassins versants jaugés du territoire. Les observations disponibles sont des données débitmétriques fournies par l'ONEVU et mises à disposition via la base de données BRIGADoON (Base pour la Recherche et l'Information par la Gestion Administrée des Données de l'ONEVU) développée à partir du logiciel Wiski de l'entreprise Kisters (<https://www.kisters.net/wiski/>). Les débits sont calculés à partir des hauteurs d'eau et vitesse d'écoulement préalablement qualifiées et des sections mouillées. Les observations sont toutes des observations en réseau d'eau pluviale. Les bassins versants étant imbriqués, ils sont donc calés de l'amont vers l'aval. Des études antérieures [Stavropoulos Laffaille, 2019 et Bernard 2021] ont montrées que TEB nécessitait le calage de deux paramètres hydrologiques : l'infiltration de l'eau à travers la route (*Iroad*) et le taux de surfaces imperméables connectées au réseau d'assainissement (*Connex*). Les valeurs testées pour *Iroad* sont 10^{-5} , 10^{-4} et 10^{-3} mm.s⁻¹ et celles pour *Connex* sont 0.6, 0.7, 0.8 et 0.9 [-]. Le calage est effectué sur la période 2017 – 2022. Le critère de Nash-Sutcliffe (NSE) et le pourcentage de biais (Pbias) sont utilisés pour comparer les débits simulés aux observations. La période de calage est définie en fonction de la disponibilité et de la qualité des données. Pour l'ensemble des sites les données sont disponibles et qualifiées sur la période 2017 – 2022. Le calage est appliqué transversalement, c'est-à-dire qu'il est appliqué de manière croisée sur deux période de même durée. Ainsi, le modèle est, dans un premier temps, calé sur la période 2017-2019 et évalué sur la période 2020-2022 puis, dans un second temps, calé sur la période 2020-2022 et évalué sur 2017-2019.

IV RÉSULTATS

IV.1 Reconstruction du réseau d'assainissement et définition des bassins versants

TOHR est utilisé pour définir un réseau d'assainissement simplifié, qui est projeté sur la grille de modélisation pour définir les bassins versants. Une comparaison entre le réseau reconstruit et le réseau réel présente des résultats satisfaisants, puisque le réseau reconstruit suit les cheminements principaux du réseau réel. Localement, le réseau reconstruit peut différer du réseau réel, mais si l'aire drainée amont reste bien délimitée, alors l'impact sur les débits peut être limité grâce à l'ajustement des vitesses de routage. De plus, les bassins versants définis par la projection du réseau reconstitué (Figure 1) sont cohérents avec les limites produites dans les études antérieures [Stavropoulos Laffaille, 2019; Musy, 2009]. Quelques différences sont visibles sur le bassin des Gohards, notamment au sud du bassin versant du Pin Sec. Cette zone a un réseau unitaire relié au réseau d'eau pluviale par un déversoir d'orage. Dans TOHR, la canalisation de déversement ne peut être connectée qu'à un cours d'eau. Dans ce cas-ci, le cours d'eau est situé au sud de la zone, en dehors du bassin versant. Cette zone n'est donc pas représentée dans le bassin versant. Cependant, cette partie ne contribue qu'en partie au débit à l'exutoire des Gohards lors des événements les plus intenses. De plus, d'après les rapports annuels sur l'eau publiés par Nantes Métropole, les volumes annuels déversés entre 2016 et 2022 sont compris entre 3 000 et 60 000 m³, ce

qui reste très faible par rapport au volume annuel drainé par un bassin versant de cette superficie (4,5 km²).

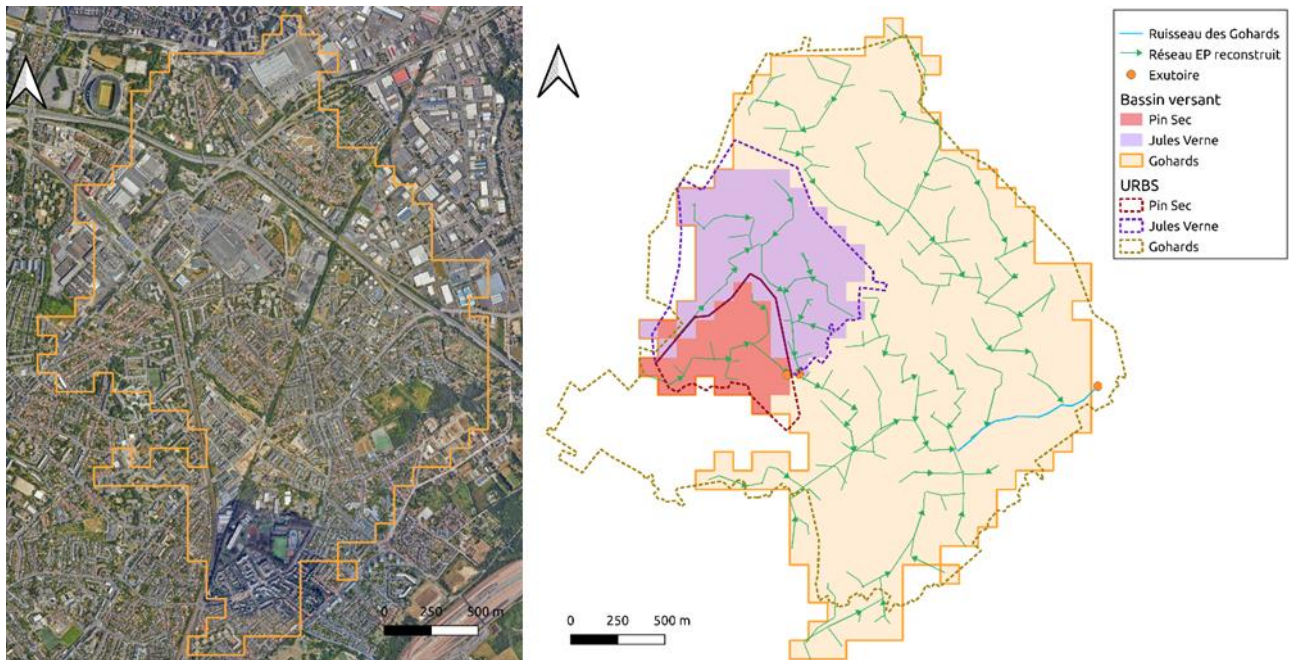


Figure 1: Délimitation (droite) et tissu urbain (gauche) du bassin versant des Gohards et ses sous-bassins versants. Les bassins colorés sont issus de l'application de TOHR. Les limites pointillées sont les délimitations des bassins versants produites avec URBS dans le cadre du projet ANR – 09-VILL-0007VegDUD Programme Villes Durables 2009 [Musy, 2009]. Le tissu urbain est une image satellitaire GOOGLE Street View (©2023 airbus/CNES, Maxar Technologies)

IV.2 Calage hydrologique

Les scores de NSE (Nash-Sutcliffe Efficiency) et Pbias (pourcentage de biais) des bassins versants amonts, Pin Sec et Jules Verne, sont présentés figures 2 à 4 pour les deux périodes de calage. D'une manière générale, les scores sont proches d'une période à l'autre. Pour les bassins versants du Pin Sec, Jules Verne et des Gohards, pour toutes les combinaisons des paramètres de calage, le Pbias est négatif, ce qui montre que les volumes simulés sont sous-estimés. Pour ces mêmes bassins versants, les évolutions des Pbias sont comparables : le Pbias s'améliore lorsque *Connex* augmente et la configuration *Connex* = 0.9 et *Iroad* = 1e-5 mm.s⁻¹ permet d'obtenir le meilleur Pbias, pour les différents bassins versants. Pour le bassin versant des Gohards c'est aussi cette configuration qui présente le meilleur NSE.

Pour le bassin versant du Pin Sec (Figure 2), les configurations pour lesquelles *Connex* = 0.9 et *Iroad* = 1e-5 mm.s⁻¹ et *Connex* = 0.9 et *Iroad* = 1e-4 mm.s⁻¹ présentent des résultats bons et très bons.

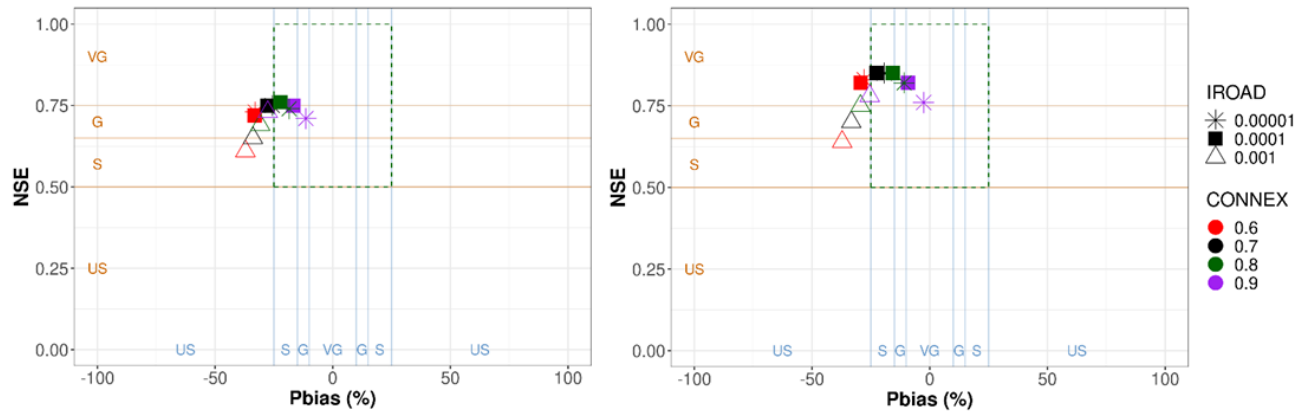


Figure 2 : scores du calage pour chaque combinaison de paramètres de calage sur le bassin versant Pin Sec. Le graphique de gauche correspond à la période 2017-2019 et le graphique de droite à la période 2020-2022. Le critère de Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) est présenté en fonction du pourcentage de biais (Pbias). Les lignes identifient les classes de qualification définies par Moriasi et al. [2007]. US signifie insatisfaisant, S satisfaisant, G bon et VG très bon.

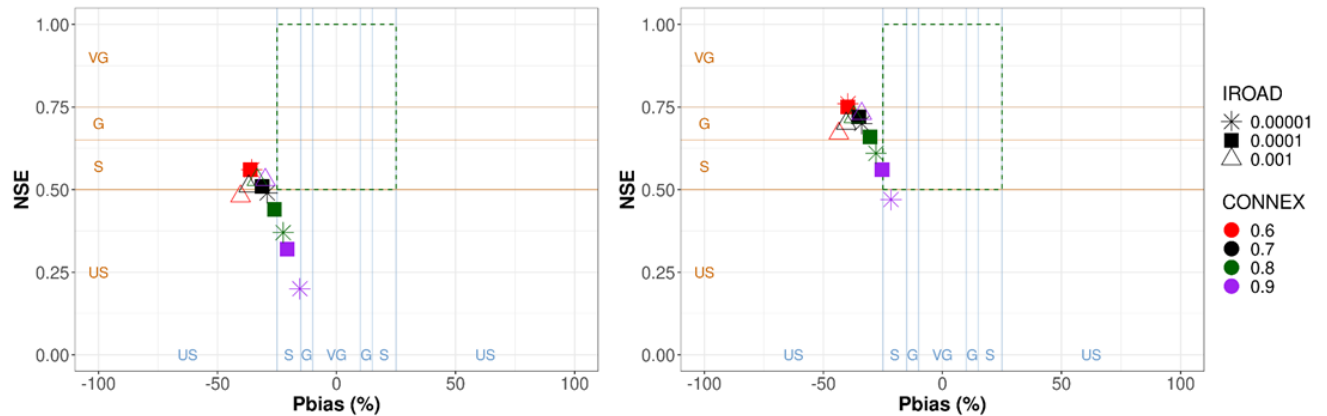


Figure 3 : scores du calage pour chaque combinaison de paramètres de calage sur le bassin versant Jules Verne. Le graphique de gauche correspond à la période 2017-2019 et le graphique de droite à la période 2020-2022. Le critère de Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) est présenté en fonction du pourcentage de biais (Pbias). Les lignes identifient les classes de qualification définies par Moriasi et al. [2007]. US signifie insatisfaisant, S satisfaisant, G bon et VG très bon.

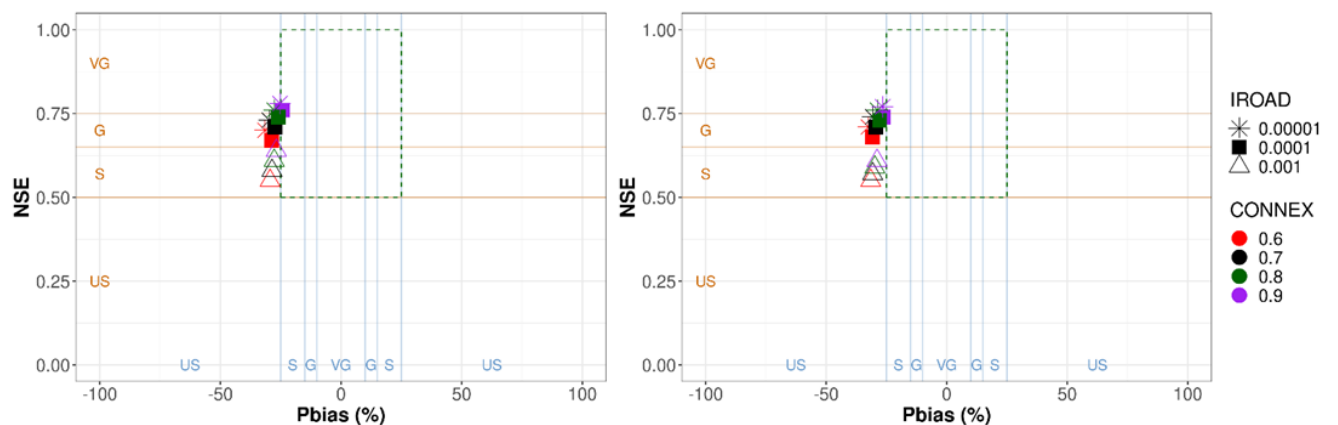


Figure 4 : scores du calage pour chaque combinaison de paramètres de calage sur le bassin versant des Gohards. Le graphique de gauche correspond à la période 2017-2019 et le graphique de droite à la période 2020-2022. Le critère de Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) est présenté en fonction du pourcentage de biais (Pbias). Les lignes

identifient les classes de qualification définies par Moriasi et al. [2007]. US signifie insatisfaisant, S satisfaisant, G bon et VG très bon.

Dans le cas du bassin versant Jules Verne (Figure 3), le NSE diminue avec l'augmentation de la contribution des surfaces imperméabilisées (*Connex* qui augmente et *Iroad* qui diminue). Au regard de l'hydrogramme (Figure 5), les décrues sur ce bassin versant sont particulièrement lentes. Or, les simulations à fortes contributions des surfaces imperméabilisées ont des crues et décrues rapides car principalement induites par des écoulements rapides en réseau d'assainissement. Le NSE décroît donc fortement lorsque *Connex* augmente et *Iroad* diminue. Le bassin versant de Jules Verne est constitué d'une zone d'activité et d'un centre commercial. Cette zone semble être aménagée de bassins de rétention ou d'infiltration pour gérer ses eaux pluviales et ne pas engorger le réseau. Cette déconnexion modifie les temps de parcours et ralentit les décrues. Ces aménagements n'ayant pas été pris en compte dans les modélisations, les décrues simulées sont plus rapides que les observations. Afin de valider cette hypothèse et d'interpréter les résultats du calage sur ce bassin versant, le débit simulé à Jules Verne Q_{JV} est injecté, si supérieur à un débit seuil Q_{min} , dans un réservoir linéaire pour reproduire une décrue plus lente. Le débit de fuite du réservoir linéaire à l'instant t $Q_s(t)$ est calculé selon l'équation (1).

$$Q_s(t) = Q_s(t-1)e^{-\frac{\Delta t}{K}} + (1 - e^{-\Delta t/K})Q_e(t) \quad (1)$$

Où $Q_e(t)$ est le débit entrant dans le réservoir à l'instant t , défini par

$$Q_e(t) = 0 \text{ si } Q_e(t) < Q_{min}$$

$$Q_e(t) = Q_{JV}(t) \text{ sinon}$$

K est le lag time exprimé en seconde.

Pour cette application, le lag time est calé à 7200 secondes et le seuil Q_{min} à 144 m³/h. Après injection du débit dans le réservoir linéaire, les scores obtenus pour le calage du bassin versant Jules Verne ont une distribution comparable à celle obtenue sur le bassin versant du Pin Sec, bien que les NSE et Pbias moyens soient plus faibles (Figure 6).

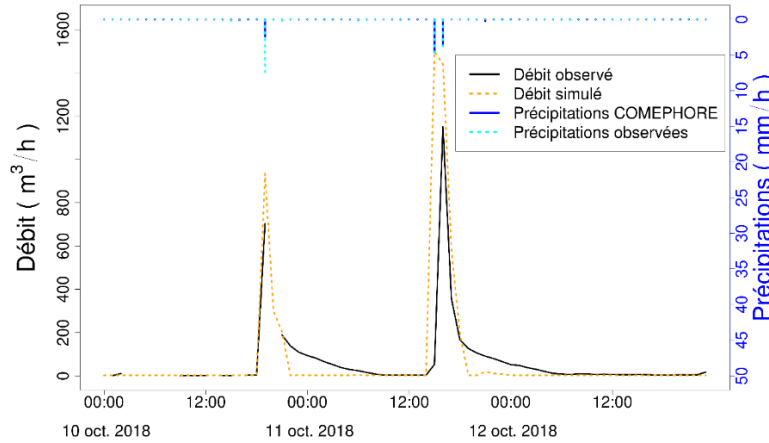


Figure 5 : débits simulé (*Connex* = 0.9 et *Iroad* = 1e-5) et observé à l'exutoire du bassin versant Jules Verne entre le 10 et le 12 octobre 2018. Les précipitations COMEPHORE sont les précipitations spatialisées utilisées pour le forçage du modèle. Les précipitations observées sont acquises par l'ONEVU sur le bassin versant du Pin Sec.

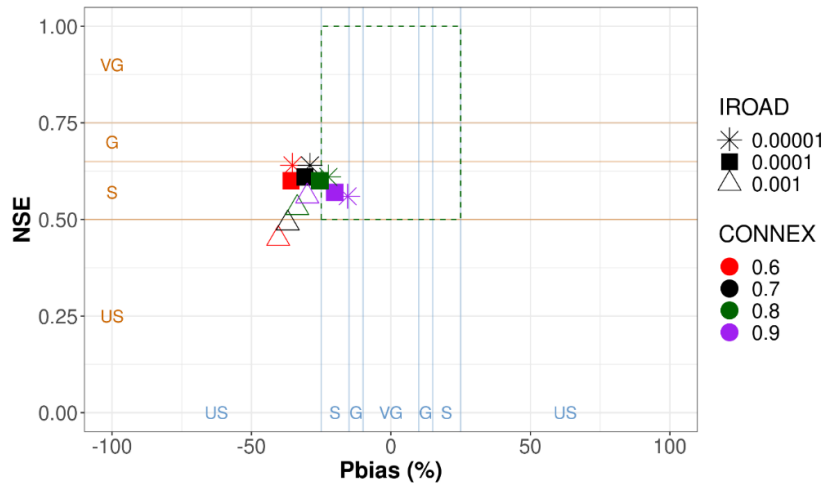


Figure 6 : scores pour chaque combinaison de paramètres de calage après injection du débit simulé à l'exutoire du bassin versant Jules Verne dans le réservoir linéaire. Le critère de Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) est présenté en fonction du pourcentage de biais (Pbias). Les lignes identifient les classes de qualification définies par Moriasi et al. [2007]. US signifie insatisfaisant, S satisfaisant, G bon et VG très bon.

Par ailleurs, notons que dans une étude antérieure, Stavropoulos Laffaille, [2019] a calé TEB sur deux bassins versants de la métropole nantaise : le bassin versant du Pin Sec et le bassin versant de Rezé (commune au sud-ouest de Nantes). La configuration qui avait été retenue après calage était également la configuration *Connex* = 0.9 et *Iroad* = $1e-5 \text{ mm.s}^{-1}$, alors que le modèle a évolué depuis cette étude avec une priorisation différente des processus hydrologiques.

IV.3 Evaluation

Les scores de l'évaluation présentent de résultats au moins satisfaisants. Sur Jules Verne, le NSE est clairement moins bon sur la première période. Cela peut s'expliquer par une donnée de moins bonne qualité ou des événements particuliers moins bien représentés après application du réservoir linéaire. De manière général, les débits simulés sont sous-estimés. Les zones urbaines sont composées de nombreuses particularités qui ne sont pas forcément toutes connues (ex : bassin d'infiltration sur parcelle privée (centre commercial)) ou sont associées à des processus difficiles à représenter. Ainsi, Joshi [2021] ont mis en évidence que des scores plus faibles que ceux identifiés par Moriasi et al. [2007] peuvent être acceptables en zone urbaine.

Tableau 1 : scores par bassin versant pour la simulation sélectionné après calage

Bassin versant	2017-2019		2020-2022	
	NSE	Pbias	NSE	Pbias
Pin Sec	0,71	-11,4	0,76	-2,6
Jules Verne	0,4	-11,4	0,71	-19,8
Gohards	0,78	-25,3	0,77	-26,6

V CONCLUSIONS

L'application de TEB nécessite la définition d'un grand nombre de données d'entrée dont le réseau d'assainissement. La reconstruction de celui-ci et la définition des bassins versants en pré-traitement est satisfaisante car elle permet de reproduire les cheminements principaux de l'eau pluviale. Les bassins versants délimités sont cohérents avec les études précédentes. Le calage hydrologique montre que l'ensemble des configurations testées conduisent à sous-estimer les débits. Pour les bassins versants du Pin Sec et Jules Verne, cette sous-estimation peut être due à des infiltrations parasites trop peu

reproduites par TEB. Pour le bassin versant des Gohards, pour lequel l'exutoire est un cours d'eau, cette sous-estimation peut être induite par une trop forte évapotranspiration dans les zones naturelles. De plus, des branchements d'eaux usées sur le réseau d'eau pluvial sont fortement probables, ce qui reviendrait à sous-estimer le débit de base. Le calage a aussi mis en évidence qu'une même configuration (*Connex* = 0.9 et *Iroad* = 1e-5) convient à l'ensemble des bassins versants jaugés. L'objectif de la thèse étant d'étudier la réponse hydro-climatique de la métropole nantaise à différents scénarios prospectifs aux regards de son état initial, cette configuration ayant été identifiée dans une étude précédente comme optimale pour un autre bassin versant de la métropole de Nantes et pour le bassin versant du Pin Sec, est appliquée à l'ensemble des bassins versants de la métropole. Cette extrapolation à l'ensemble du territoire permet l'application de TEB pour l'analyse de la réponse hydro-climatique de la métropole nantaise. La simulation initiale étant toujours en cours, la réponse hydro-climatique ne peut être encore décrite. A terme, elle sera retranscrite par des indicateurs hydrologiques (lame d'eau annuelle ruisselée, volume journalier déversé par les réseaux unitaires, débit maximal, etc.) et climatiques (intensité de l'îlot de chaleur urbain, température ressentie, nombre de jour de canicule par an, etc.). Ces résultats seront présentés lors de la conférence. Un scénario prospectif en temps futur sera ensuite simulé et analysé pour caractériser l'impact du changement climatique en termes de gestion des eaux pluviales et de confort thermique à l'échelle de la métropole. Des scénarios, en temps présent, de désimperméabilisation et de déconnexion des eaux pluviales pourront aussi être élaborés et analysés.

VI REFERENCES

- Bernard, É., de Munck, C., Chancibault, K., Mosset, A., Lemonsu, A., 2021. Hydro-climatic response of Paris metropolitan area through TEB-Hydro model simulation: multi-catchment calibration and model evaluation.
- Chancibault K, Mosset A, Lotfi Z, Beauvais C, Shobair S, Ourrai S, Linca JC, Rabier A, Nathalie Vernin N, Oget M, Belin MM, Azimi S, Bethouart F, Bedrane A, Lehoucq C, Roux C, Rocher V, Joannis C, Chebbo G. 2019. Rapport de synthèse PIREN-Seine, phase VII (2015-2019). Vol. 3 : Hydrologie urbaine : Reproduire le cycle de l'eau (petit et grand) à l'échelle de Paris et sa petite couronne
- D. N. Moriasi, J. G. Arnold, M. W. Van Liew, R. L. Bingner, R. D. Harmel, T. L. Veith, 2007. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. Transactions of the ASABE 50, 885–900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
- Fletcher, T.; Andrieu, H. & Hamel, P., 2013. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art Advances in Water Resources, 51, 261 – 279.
- Grimmond, S., 2007. Urbanization and global environmental change: local effects of urban warming Geographical Journal, Blackwell Publishing Ltd, 173, 83-88.
- Gunawardena, K., Wells, M. & Kershaw, T., 2017. Utilising green and bluespace to mitigate urban heat island intensity Science of The Total Environment, 584, 1040 – 1055.
- Hidalgo J, Dumas G, Masson V, Petit G, Bechteld B, Bocher E, Foley M, Schoetter R, Mills G. 2019. Comparison between local climate zones maps derived from administrative datasets and satellite observations. Urban Climate 27 (2019) 64–89
- Lemonsu A, Masson V, Shashua-Bar L, Erell E and Pearlmutter D. 2012. Inclusion of vegetation in the Town Energy Balance model for modelling urban green areas. Geoscientific Model Development 5, 1377–1393. DOI: 10.5194/gmd-5-1377-2012
- Masson, V., 2000. A Physically-Based Scheme For The Urban Energy Budget In Atmospheric Models. Boundary-Layer Meteorology 94, 357–397. <https://doi.org/10.1023/A:1002463829265>
- Musy, M., Bozonnet, E., Briottet, X., Gutleben, C., Lagouarde, J.-P., Launeau, P., Lemonsu, A., Maro, D., Rodriguez, F., Sabre, M., 2009. Rapport final Projet ANR- 09-VILL-0007 VegDUD Programme Villes Durables 107.
- Nations Unies- Department of Economic and Social Affairs World Urbanization Prospects: The 2018 Revision (ST/ESA/SER.A/420). United Nations, 2019
- Stavropoulos-Laffaille, X.; Chancibault, K.; Brun, J.-M.; Lemonsu, A.; Masson, V.; Boone, A. & Andrieu, H., 2018. Improvements to the hydrological processes of the Town Energy Balance

model (TEB-Veg, SURFEX v7.3) for urban modelling and impact assessment Geoscientific
Model Development, 11, 4175-4194

Stavropoulos-Laffaille, X., (2019, janvier) Pour une analyse des impacts du changement climatique sur
l'hydrologie urbaine : Modélisation hydro-microclimatique de deux bassins versants
expérimentaux de l'agglomération nantaise (Theses2019ECDN0007) Ecole Centrale Nantes

Modélisation à l'échelle urbaine des biocides émis dans les eaux de ruissellement par l'enveloppe bâtie

SAAD Rim⁽¹⁾*, GROMAIRE Marie-Christine⁽¹⁾, BRESSY Adèle⁽¹⁾, CHANCIBAULT Katia⁽²⁾,
CHEBBO Ghassan⁽¹⁾

⁽¹⁾ Leesu, Ecole des Ponts, Université Paris Est Creteil, F 77455 Marne-La-Vallée, France -
rim.saad@enpc.fr, marie-christine.gromaire@enpc.fr, adele.bressy@enpc.fr, ghassan.chebbo@enpc.fr

⁽²⁾ GERS-EE, Univ. Gustave Eiffel, F-44344 Bouguenais, France - katia.chancibault@univ-eiffel.fr

*rim.saad@enpc.fr - +33 621334875

Les microbes, les champignons, les algues et autres micro-organismes ont la capacité de coloniser l'enveloppe du bâtiment, ce qui entraîne une détérioration de l'aspect esthétique des structures. Les biocides sont largement utilisés pour prévenir cette invasion et prolonger la durée de vie des éléments extérieurs des bâtiments. Cependant, leur utilisation a suscité des inquiétudes quant à leurs effets néfastes sur l'environnement, dus à la contamination des eaux de ruissellement, des sols et des écosystèmes aquatiques. À l'échelle urbaine, la modélisation des émissions de biocides constitue un défi scientifique en raison de la complexité des phénomènes étudiés et de la variabilité dans l'espace et dans le temps des facteurs contrôlant les émissions. L'objectif de cette recherche est de développer et mettre en œuvre un cadre de modélisation pour évaluer, à l'échelle urbaine, les flux de biocides émis dans les eaux de ruissellement par l'enveloppe bâtie.

Mots-clés : TEB, COMLEAM, analyse de sensibilité

Urban scale modeling of biocides emitted in runoff from buildings envelope

Microbes, fungi, algae, and other microorganisms have the ability to colonize the building envelope, resulting in the deterioration of the aesthetic look of building structures. Biocides are widely used to prevent this invasion and extend the lifespan of building external elements. However, their usage has raised concerns about their adverse effects on the environment, due to runoff and on aquatic ecosystem contamination. At an urban scale, modeling biocide emissions is a scientific challenge due to the complexity of the phenomena studied and the variability in space and time of the factors controlling emissions. The objective of this research is to develop and implement a modeling framework to evaluate, at the urban scale, the fluxes of biocides emitted in runoff water from buildings envelope.

Keywords : TEB, COMLEAM, sensitivity analysis

I INTRODUCTION

Diffuse pollution carried by urban stormwater runoff has been considered for several decades to be a major cause of the degradation of aquatic ecosystems. The large number of regulations and research on micropollutants shows the growing interest in this type of contamination [Briand, 2018; Paijens, 2019; Wicke *et al.*, 2022]. Biocides are substances that prevent the growth and spread of microbes like bacteria, viruses, and fungi such as mold. They are among the micropollutants that are toxic to aquatic organisms at low concentrations [Mohr *et al.*, 2008]. Their use in urban environments is increasing; they are often added to building materials (coatings, paints, waterproofing membranes) or used in preventive (impregnation of wood) or curative (cleaning of tiles and masonry) treatments to fight against the growth of microorganisms in humid conditions [Shirakawa *et al.*, 2002]. During rainy weather, biocides are released into the building runoff [Schoknecht *et al.*, 2003; Bester and Lamani, 2010; Burkhardt *et al.*, 2012, 2011; Bollmann *et al.*, 2014b], and are then discharged into the ground or the stormwater management system, impacting aquatic and terrestrial ecosystems negatively [Paijens, 2019]. The thesis work of Paijens [2019], conducted at the scale of the Parisian agglomeration, showed that biocides are ubiquitous in urban waters with a risk for the aquatic environment, and for several substances (diuron, mecoprop, terbutryn, carbendazim, etc.), a main stormwater origin *via* the leaching of building materials was highlighted. Researchers have studied biocide emissions from building materials in the laboratory or *in situ* on a small spatial scale (test bench or roof) [Burkhardt *et al.*, 2011; Van de Voorde *et al.*, 2012;

Bollmann *et al.*, 2016; Schoknecht *et al.*, 2016] and less frequently on the scale of small urban districts [Hensen *et al.*, 2018; Wicke *et al.*, 2022]. Modeling biocide emissions at the city scale is a scientific challenge due to the complexity of the phenomena studied and the variability in space and time of the factors controlling emissions. The use of stochastic approaches and the exploitation of available urban data are necessary steps to meet this challenge. Our main objective in the thesis aims to develop and implement a modeling framework to evaluate, at the urban scale, the fluxes of biocides emitted in runoff water from buildings envelope. After conducting an extensive review of the characterization and modeling of biocide emissions in water runoff from roofs and facades, we are now aiming to formulate a methodological framework for assessing the spatial distribution and characterizing the stock of biocides within the building's envelope. Modeling the runoff and leaching processes will be based on the principles of the COMLEAM (CONstruction Materials LEAching Model) (www.comleam.ch , [Burkhardt *et al.*, 2020]), which simulates rainfall interception by building facades and roofs and integrates various research-based leaching law models. The resulting fluxes of biocides will be integrated into TEB (Town Energy Balance) distributed model [Masson, 2000].

II STATE OF THE ART

II.1 Biocides in runoff water

Biocides are used in the building envelope to inhibit the development of fungi, algae, and other damaging microorganisms. Various types of roofing materials, including polymeric, mineral, and wooden, utilize biocides to enhance the durability of structures. Film-preserving biocides are crucial for façade preservation, especially when they have thermal insulation systems. Biocides are also used in foundations to fight termites, a species of insect that can invade construction materials and cause damage to building components. Biocides are regulated by the BPR (Biocidal Products Regulations), which is controlled by the ECHA (European Chemicals Agency) in the European Union. The multifarious applications of biocidal products are underscored by their classification into distinct categories, including disinfectants, preservatives, arthropod control, and antifouling agents.

According to earlier studies, leaching from construction materials is a significant source of biocide contamination in urban waters [Burkhardt *et al.*, 2007]. Rain transports the biocides into soil, surface rivers, and streams, where they degrade. The pollution of stormwater is of particular concern since precipitation runoff is frequently collected in sewage systems, immediately released into surface water bodies, or infiltrated into groundwater. Many studies detected biocides in different environmental compartments, including urban sewage systems [Burkhardt *et al.*, 2011; Bollmann *et al.*, 2014], stormwater runoff [Blanchoud *et al.*, 2004], soil [Bollmann *et al.*, 2017], surface water [Wittmer *et al.*, 2010; Pajens, 2019], urban wastewater treatment plant effluents [Pajens, 2019].

II.2 Processes and modeling

After observing the various uses of biocides in building envelopes, as well as the significant number of active biocidal agents that could be used in these applications, we chose to focus on the biocides used for film preservation of facades as well as their disinfection. The leaching process from facades involves several steps: rainwater diffuses into the coating, certain biocidal molecules desorb from their carrier particles and dissolve in water, molecules move according to concentration gradients within the coat, and the top layer can undergo hydrolysis or photolysis when exposed to sunlight. Surface water transports the biocides and transformation products, which are then washed away by runoff. Emissions of biocides from construction materials is variable from one biocide to another and depends on several factors (biocides and the construction material properties, wind speed and orientation, precipitation amount, UV irradiation). To model the runoff and leaching processes in our work, we will be using the principles of COMLEAM and the results will be used to build the biocides emission module in TEB.

II.2.1 Runoff & emission model

Modeling the runoff and leaching processes will be based on the principles of COMLEAM. COMLEAM is a software developed by HSR (Hochschule für Technik Rapperswil) that models the leaching of hazardous substances from building elements exposed to weather conditions. It facilitates analysis and prediction of leaching behavior, aiding decisions on material selection, construction methods, and

environmental risk assessment. The function that accurately reflects the leaching behavior is unknown; thus, mathematical functions derived from experimental data are used instead. Since our work won't include an experimental part, we will rely on those proposed by COMLEAM, and, more specifically, the logarithmic function, which was found to be the best for describing biocide emissions. as per [Tietje *et al.*, 2018]:

$$E(t) = c_0 \cdot E_{log}(t) = c_0 \times a \times \ln(1 + b \cdot q(t)) \quad (1)$$

where

$E(t)$	cumulated Emission quantity per square meter area [mg/m ²]
$E_{log}(t)$	dimensionless logarithmic emission function
c_0	initial applied amount per square meter area [mg/m ²]
$q(t)$	cumulative runoff water volume [l/m ²]
a,b	logarithmic function characteristic parameters

Additionally, the software incorporates a hydrologic model to analyze water dynamics from precipitation to the surrounding environment. Runoff calculations consider factors like wind-driven rain, precipitation, wind speed, and wind direction based on the ISO-15927 standard.

As previously mentioned, the logarithmic equation is derived from experimental data. The parameters to be used, as well as the initial concentration, will be based on the database of experiments previously conducted by the developers of COMLEAM. Their database is formed from all the tests they have performed on different types of biocides present in various materials, both in lab and on-site conditions.

II.2.2 TEB model & city description

TEB is a surface scheme, included in the SURFEX modeling platform by Météo France, that models the exchange of energy, radiation, and water between urban surfaces, soils, and the atmosphere [Masson, 2000; Lemonsu *et al.*, 2012]. It is based on a regular mesh with a resolution ranging from several tens to several hundreds of meters. Each grid cell in the model represents a city street in the area, characterized by its width, building height, construction materials, the proportion of windows. In TEB, the urban environment is represented by three compartments: buildings, roads, and gardens (**Figure 1**). The urban geometry is simplified in the model, focusing on processes at a neighborhood scale rather than directly simulating all the features of individual buildings or streets. These simplifications result in the description of a town in the form of an idealized infinite street made up of a road and vegetation surrounded on either side by buildings of a defined height.

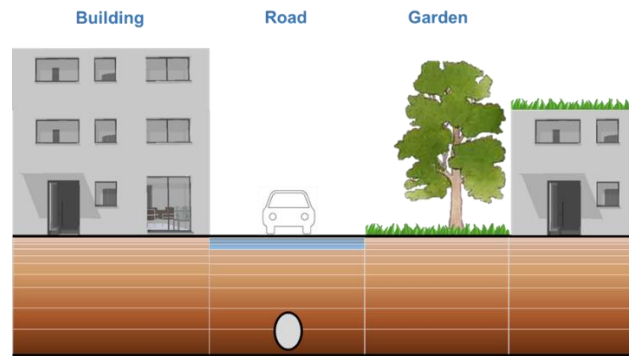


Figure 1. Schematic representation of the canyon street with the three compartments "building, road and garden" [Stavropoulos-Laffaille, 2019]

III DEVELOPMENT OF A MODELING METHODOLOGY FRAMEWORK

At the urban level, accurately measuring the wide range of façade coating materials poses a complex challenge, presenting a significant barrier, particularly in accurately forecasting the flow of pollutants throughout large urban areas. At the core of this difficulty lies the precise evaluation of the surface area encompassed by each type of coating materials applied to each facade. This task is further complicated by the presence or absence of biocides within these coatings as well as the quantity available, for which there is also no directly available data. Furthermore, the TEB model's simplified representation of urban morphology (previously described in II.2.2) further amplifies the complexity of evaluating the emissions

of biocides from facades coatings in cities. Thus, we will start by developing a methodological framework that will be later on used to create the biocide emission module in TEB.

We will conduct a sensitivity analysis on two specific areas and study the emission of an exemplary biocide (Terbutryn, well-used biocidal substance in coating products) to see which parameters are the most sensible and require a high level of detailing within the model. Each area will be divided into 100x100 meshes. In each mesh, the buildings will be given the highest amount of detailing possible and then an equivalent building will be generated for each mesh. So, the same location will have a building-by-building mesh and an equivalent mesh (equivalent building of TEB). We will run the meshes k-times (calculated later), and then perform the following comparisons:

- Comparison between building-by-building meshes of the area to see if there is variability from one mesh to another, and what are the indicators of variability between these meshes.
- Comparison between building-by-building meshes with their corresponding equivalent meshes to see if the TEB model urban representation is able to well reproduce biocide emissions from built envelopes in the urban environment.

After performing the previous comparisons, we will then run the area as a whole for both types of meshes and see if a statistical parameters' stability is achieved even with less details and stability within each mesh.

The selected sites are situated within the Noisy-le-Grand commune, roughly 15.2 km from the heart of Paris (**Figure 2**). Each spans an area of approximately 20 hectares. Site 1, known as Clos Saint-Vincent, is distinguished by its collective housing units, while Site 2 features predominantly single-family residences.

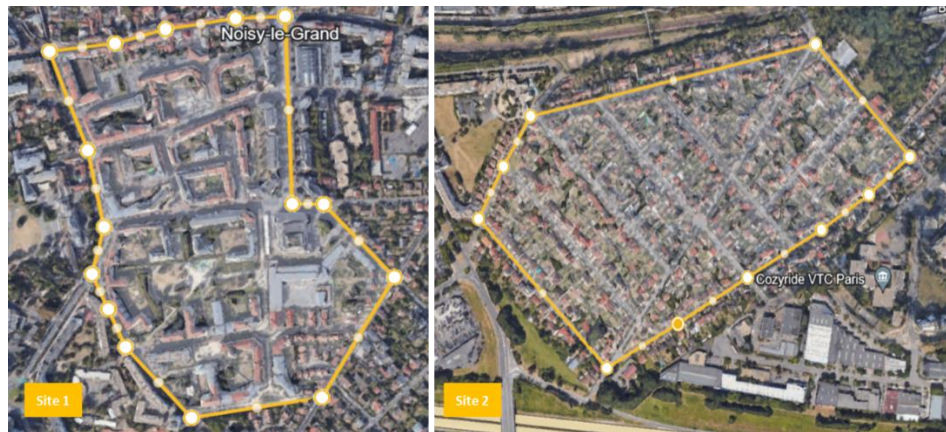


Figure 2. Case study sites (left : site 1- Clos Saint-Vincent & right: site 2) (Source: Google Earth)

To characterize each building in these sites which are needed for the emission calculation, some parameters are well known and available in databases; however, others will be estimated on the basis of stochastic surveys that will be specified later on. The morphological characteristics of the buildings of these two sites (height of the buildings, area of each facade and its orientation, surface type at the bottom of the facades) are available in the BD TOPO¹ database.

The identification of unknown parameters related to the presence and the amount of biocides in facade coatings presents an important challenge. There is variation in the presence of biocides in various types of coatings, and even when they are included, essential data such as the coating's age and the amount applied is unknown. The evaluation of cumulative emissions of biocide is complicated by the diverse character of urban building facades, which vary in age due to different construction and renovation schedules. There is a lack of solid answers on the coating type of the facade and the presence and quantity available of biocides which is a key parameter for the emission function. A methodological

¹BD TOPO is a database for Topographic Information IGN. It is a 3D vectorial description (structured in objects) of the territory and its infrastructures, with metric precision, usable at scales ranging from 1:2,000 to 1:50,000.

framework based on statistical methods will be suggested as a mean to solve this issue. Concerning the age of the facades coating, municipal work authorizations and local regulations for facade renovations are being examined. The estimation of the availability and the content of biocide in the facades coating involves the collection of data through interviews with diverse stakeholders, such as architects, syndicates, and product manufacturers. Additionally, market studies are being conducted to analyze the facade coating products, building construction years are documented, and insulation systems employed are delineated in accordance with the Building Data National Base (BDNB²). Using these data, our objective is to allocate a distinct age and biocidal content to each facade, so facilitating a more accurate assessment of cumulative emissions.

IV CONCLUSIONS

The expected results of the sensibility analysis will help us direct our future work so we can identify the most important and sensible parameters in our model. Also, we will be able to specify the ones about which we have more or less uncertainty and decide to vary them either by detailing or simplifying them further. We will also verify the capacity of the TEB model urban representation to reproduce biocide emissions from built envelopes in the urban environment. The results of the methodological framework will be used to develop the module in TEB for the model application.

V REFERENCES

- Bester, K., Lamani, X., 2010. Determination of biocides as well as some biocide metabolites from facade run-off waters by solid phase extraction and high performance liquid chromatographic separation and tandem mass spectrometry detection. *J. Chromatogr. A* 1217, 5204–5214. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2010.06.020>
- Blanchoud, H., Farrugia, F., Mouchel, J.M., 2004. Pesticide uses and transfers in urbanised catchments. *Chemosphere* 55, 905–913. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.061>
- Bollmann, U.E., Fernández-Calviño, D., Brandt, K.K., Storgaard, M.S., Sanderson, H., Bester, K., 2017. Biocide Runoff from Building Facades: Degradation Kinetics in Soil. *Environ. Sci. Technol.* 51, 3694–3702. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05512>
- Bollmann, U.E., Vollertsen, J., Carmeliet, J., Bester, K., 2014. Dynamics of biocide emissions from buildings in a suburban stormwater catchment – Concentrations, mass loads and emission processes. *Water Research* 56, 66–76.
- Briand, C., 2018 - Que sait-on des micropolluants dans les eaux urbaines ? Eaufrance. (accessed 1.22.24). Available online : <https://www.eaufrance.fr/actualites/que-sait-des-micropolluants-dans-les-eaux-urbaines>
- Burkhardt, M., Kupper, T., Hean, S., Schmid, P., Haag, R., Boller, M., Rossi, L., 2007. Release of biocides from urban areas into aquatic systems. Novatech 2007 - Sixth International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management, GRAIE, Lyon, France
- Burkhardt, M., Zuleeg, S., Roger, V., Schmid, P., Hean, S., Lamani, X., Bester, K., Boller, M., 2011. Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 63, 1974–82. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.128>
- Lemonsu, A., Masson, V., Shashua-Bar, L., Erell, E., Pearlmutter, D., 2012. Inclusion of vegetation in the Town Energy Balance model for modeling urban green areas. *Geosci. Model Dev.* 5, 1377–1393. <https://doi.org/10.5194/gmd-5-1377-2012>

² BDNB is a database provided by the CSTB (Scientific and Technical Center for Building). It is a cartography that currently lists and characterizes over 27 million residential and tertiary buildings.

- Masson, V., 2000. A Physically-Based Scheme For The Urban Energy Budget In Atmospheric Models. *Bound.-Layer Meteorol.* 94, 357–397. <https://doi.org/10.1023/A:1002463829265>
- Mohr, S., Schröder, H., Feibicke, M., Berghahn, R., Arp, W., Nicklisch, A., 2008. Long-term effects of the antifouling booster biocide Irgarol 1051 on periphyton, plankton and ecosystem function in freshwater pond mesocosms. *Aquat. Toxicol.* 90, 109–120. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.08.004>
- Paijens, C., 2019. Biocides émis par les bâtiments dans les rejets urbains de temps de pluie et transfert vers la Seine [thesis]. Université Paris-Est.
- Schoknecht, U., Wegner, R., Horn, W., Jann, O., 2003. Emission of biocides from treated materials: test procedures for water and air. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 10, 154–161. <https://doi.org/10.1065/espr2002.09.133>
- Shirakawa, M.A., Gaylarde, C.C., Gaylarde, P.M., John, V., Gambale, W., 2002. Fungal colonization and succession on newly painted buildings and the effect of biocide. *FEMS Microbiol. Ecol.* 39, 165–173. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2002.tb00918.x>
- Stavropoulos-Laffaille, X., 2019. For an analysis of the impacts of climate change on urban hydrology: Hydro-microclimatic modeling of two experimental watersheds in the Nantes conurbation [thesis]. Ecole centrale de Nantes.
- Tietje, O., Burkhardt, M., Rohr, M., Borho, N., Schoknecht, U., 2018. Emissions- und Übertragungsfunktionen für die Modellierung der Auslaugung von Bauprodukten. Federal Environment Agency.
- Van de Voorde, A., Lorgeoux, C., Gromaire, M.-C., Chebbo, G., 2012. Analysis of quaternary ammonium compounds in urban stormwater samples. *Environ. Pollut.* 164, 150–157. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.037>
- Wicke, D., Tatis-Muvdi, R., Rouault, P., Zerball-van Baar, P., Dünnbier, U., Rohr, M., Burkhardt, M., 2022. Emissions from Building Materials—A Threat to the Environment? *Water* 14, 303. <https://doi.org/10.3390/w14030303>

MACRODECHETS DES MILIEUX URBAINS AUX HYDROSYSTEMES NATURELS

LEDIEU Lauriane^{(1,2)*}, TRAMOY Romain⁽³⁾, MABILAI David^(1,2), RICORDEL Sophie^(1,2), MOSINI Marie-Laure^(1,2), BRIDANT Zoé^(1,2), BENOSMANE Maya^(1,2), BOUCHET Eric⁽⁴⁾, BRUTTIN Clémence⁽⁵⁾, RODRIGUEZ Fabrice^(1,2), TASSIN Bruno⁽⁶⁾, GASPERI Johnny^(1,2)

⁽¹⁾Univ Gustave Eiffel, GERS-LEE, F-44344 Bouguenais, France

⁽²⁾Institut de Recherche en Sciences et Techniques de la VilleIRSTV, CNRS, 1 rue de la Noë, 44321 Nantes, France

⁽³⁾LEESU, Univ Paris Est Créteil, Ecole des Ponts, Creteil, France

⁽⁴⁾Nantes Métropole, 2 cours du Champ-de-Mars, 44000 Nantes, France

⁽⁵⁾Citeo, 50 boulevard Haussmann, 75009 Paris, France

⁽⁶⁾LEESU, Ecole des Ponts, Univ Paris Est Creteil, Marne-la-Vallée, France

[*auriane.ledieu@univ-eiffel.fr](mailto:auriane.ledieu@univ-eiffel.fr), 02 40 84 56 33

Les zones urbaines concentrent la production de déchets qui peuvent être abandonnés sur les surfaces urbaines et transférés vers les cours d'eau par les eaux pluviales. Cependant, peu d'informations existent sur les densités de déchets urbains et sur leurs variations spatio-temporelles. De même, peu d'études ont caractérisé les flux transportés par les réseaux pluviaux et leur dynamique de transport. Cette étude de deux ans à l'échelle de deux petits bassins versants urbains avait pour but de quantifier et qualifier les déchets abandonnés sur les surfaces urbaines et transférés par les réseaux pluviaux au regard de la quantité générée sur l'espace public et des actions de sensibilisation/nettoyement réalisés sur deux bassins versants français commerciaux et résidentiels. Des comptages visuels de macrodéchets ont été combinés à des collectes de déchets abandonnés. Les déchets transférés à l'exutoire de leurs eaux pluviales ont été collectés et une expérience de traçage a été réalisée. Sur les surfaces urbaines, les densités de déchets varient de 16 000 à 824 000 déchets/km² en fonction des activités locales, de la mobilité des déchets et de l'occupation du sol. Des flux de déchets de l'ordre de 7 et 0,02 g/hab/j ont été respectivement estimés sur les surfaces urbaines et à l'exutoire des eaux pluviales. Au sol, le stock de déchets est rapidement renouvelé, mais les déchets peuvent avoir un long temps de séjour dans les espaces verts où leur remobilisation est limitée. Les eaux pluviales constituent une voie de transfert importante entre les environnements urbains et les milieux naturels, en particulier pour les déchets plastiques de petite taille (< 2,5 cm), mais la dynamique du transport des déchets dépend de plusieurs facteurs : densité des déchets urbains, paramètres hydrométéorologiques, composition et morphologie des objets, configuration du réseau pluvial.

Mots-clés : plastique, comptage, collecte, réseau pluvial, flux

Litter from urban surfaces to natural hydrosystems

Urban areas concentrate the production of waste that can be littered on urban surfaces and transferred to waterways by stormwater. However, there is little information on urban litter densities and their spatio-temporal variations. Similarly, few studies characterized litter fluxes transported by stormwater networks and their transport dynamics. The aim of this two-year study carried out on two small urban catchments was to quantify and qualify urban litter and litter transferred by stormwater networks, in relation to the quantity generated in public spaces and the cleaning actions carried out in two French commercial and residential catchment areas. Visual counting of litter was combined with collections of urban litter. Items transferred to the stormwater outlet were collected and a capture/recapture experiment was carried out. Litter densities in urban areas vary from 16,000 to 824,000 items/km², depending on local activities, item mobility and land use. Litter fluxes in the order of 7 and 0.02 g/inhab/day have been estimated on urban surfaces and at the stormwater outlet, respectively. On urban surfaces, the litter stock is rapidly renewed, but items can have a long residence time in green spaces where it can be remobilised. Stormwater is an important pathway between urban and natural environments, particularly for small-

sized plastic items (< 2.5 cm), but the litter transport dynamic depends on several factors: density of urban litter, hydrometeorological parameters, composition and morphology of the items, and stormwater management systems.

Keywords: plastic, counting, collection, stormwater network, flux

I INTRODUCTION

Dans le cadre de la directive relative à la réduction de l'incidence de certains produits plastiques sur l'environnement (UE 2019/904) et de la loi « AGEC » (lutte contre le gaspillage et l'économie circulaire), diverses actions doivent être initiées afin de réduire la part de déchets non captés et potentiellement dispersés dans l'environnement. Les environnements terrestres ont récemment été mis en cause comme source de la pollution plastique mais peu d'études portent sur la contribution réelle de cette source. Les déchets générés sur les surfaces urbaines peuvent rester sur place et entraîner une pollution des espaces urbains ou rejoindre les réseaux hydrographiques. Le ruissellement des eaux pluviales lessivant chaussées et trottoirs est reconnu comme jouant un rôle prépondérant [Pasternak et al., 2021; Tramoy et al., 2022a; Weideman et al., 2020]. Les exutoires de réseaux pluviaux constituent des sources ponctuelles de déchets vers les milieux hydrologiques mais leur connectivité et les facteurs de transfert restent peu compris [Tasseron et al., 2022]. L'objectif de cette étude est donc de mieux comprendre les voies de transfert, le transport et les potentiels facteurs de stockage/remobilisation des déchets, y compris plastiques, afin de proposer de nouvelles stratégies de réduction de cette pollution [Meijer et al., 2021; Tasseron et al., 2020; Tramoy et al., 2022b].

Pour ce faire, un suivi quantitatif et qualitatif des macrodéchets diffus et abandonnés a été réalisé sur les surfaces urbaines de deux petits bassins versants urbains (surface totale de 1,05 km²) de la métropole de Nantes. Ce suivi a été confronté (i) à la quantité de déchets générée sur l'espace public, (ii) à la quantité récupérée par les actions de nettoyage et (iii) aux flux de déchets exportés par les eaux pluviales drainant ces surfaces urbaines, afin de caractériser la dynamique de transport des déchets. De plus, des actions collectives de ramassage des déchets abandonnés ont été réalisées pour visualiser l'influence de ce type de pratiques sur les densités de déchets abandonnés et les flux exportés par les eaux pluviales.

II MATERIELS ET METHODES

Le suivi a été réalisé sur deux bassins versants emboîtés au nord-est de l'agglomération nantaise, Jules Verne et Pin Sec, occupant respectivement des surfaces de 0,74 et 0,31 km² (Figure 1). Le bassin versant Jules Verne est essentiellement occupé par des surfaces commerciales et industrielles (50 % de sa surface totale) tandis que le bassin versant Pin Sec est surtout occupé par des habitats pavillonnaires (46 %) et collectifs (33 %). Malgré une importante surface imperméabilisée, entre 20 et 30 % de leur surface sont occupés par des espaces verts. Ces bassins versants sont drainés par un réseau séparatif et ont un exutoire d'eaux pluviales commun, aménagé sous forme d'un bassin de retenue, et donnant naissance au ruisseau des Gohards (Figure 1). Sur ces bassins versants, les services de nettoyage opèrent trois fois par semaine via le passage de balayeuses et d'agents récupérant les corbeilles de rues et piquetant les déchets au sol.

Sur les surfaces urbaines, 21 campagnes de comptages visuels de macrodéchets (> 1 cm) et 15 campagnes de collecte ont été réalisées en deux ans de suivi (2021-2023). De plus, pour quantifier la quantité de déchets générée sur l'espace public, 14 sacs de corbeilles de rues ont été collectés et 3 ramassages collectifs ont été organisés. A l'exutoire des eaux pluviales de ces bassins versants, 34 campagnes de collecte ont été réalisées. Les flux mesurés à l'exutoire sont comparés aux densités de déchets mesurées sur les surfaces urbaines drainées. De plus, intégrant entre 3 et 334 mm de pluie, les flux mesurés par campagne ont été mis en relation avec les données des suivis pluviométriques et débitométriques réalisés dans le cadre de l'ONEVU (durée de pluie, période sèche antécédente, intensité des événements pluvieux, débits de pointe et volumes ruisselés). Parallèlement, un traçage de 360 déchets a été mené afin d'évaluer la connectivité et la réactivité du réseau d'eaux pluviales depuis l'avaloir jusqu'à l'exutoire. Ce traçage consistait à placer des déchets, de différentes formes et marqués avec des scellés numérotés, dans 18 avaloirs de morphologies différentes (à grille ou non, en colonne ou à cloison siphonide).

L'ensemble des déchets collectés ont été pesés et caractérisés en laboratoire selon la grille OSPAR (Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est)/TGML (groupe technique sur les déchets marins), mise à jour sous forme de J-liste [Fleet et al., 2021]. Cette classification permet de caractériser les déchets selon leur catégorie de matériaux, leurs types et leurs secteurs économiques. Par ailleurs, la marque d'une partie des déchets collectés a été relevée lorsque celle-ci pouvait être identifiée.

III RESULTATS ET DISCUSSION

III.1 Flux de déchets sur les surfaces urbaines et facteurs d'influence

Au total, 468 850 déchets ont été comptés lors des campagnes de comptages visuels et 12 330 déchets ont été collectés au sol. Les déchets collectés sont essentiellement composés de plastiques (62 % en nombre). Les types de déchets les plus fréquemment rencontrés sont les mégots (34 % en nombre), les morceaux de papier (15 %) et les emballages de confiseries, gâteaux et chips (11 %). Les déchets abandonnés sont ainsi essentiellement liés à la consommation de tabac (41 %) et alimentaire (16 %). Cette typologie est proche de celle retrouvée dans les corbeilles de rues. La directive de l'UE sur les plastiques à usage unique (directive UE 2019/904) ne limitant la vente que de quelques types d'articles n'apparaît donc pas suffisante pour réduire la présence de déchets plastiques et des politiques de réglementation (par exemple, l'interdiction des filtres en plastique, Green et al., 2023) sont encore nécessaires. En France, le programme de responsabilité élargie du producteur (REP) a été mis en place pour imputer la charge de ces déchets aux entreprises responsables de leur mise sur le marché, mais davantage de données de terrain sont nécessaires pour identifier les entreprises à cibler. D'autant plus que dans cette étude comme dans la plupart des enquêtes sur les déchets, les marques leaders du marché international comme Coca Cola ou Marlboro figurent parmi les marques les plus fréquemment observées [AET Group Inc., 2020; Ballatore et al., 2022; Environmental Resources Planning, 2020; Keep Britain Tidy, 2020].

Les densités de déchets varient entre 16 000 et 824 000 déchets/km² (valeur médiane égale à 154 000 déchets/km²), et entre 134 et 1 150 kg/km² (valeur médiane égale à 275 kg/km²). Cette variabilité importante s'explique surtout par les activités urbaines drainant des flux de population (piétons ou automobilistes) plus ou moins denses [Ballatore et al., 2022; Burns & McDonnell, 2020; Chapman & Bomford, 2020; Lockwood et al., 2021]. Parce qu'ils présentent à la fois les flux urbains les plus élevés et une importante consommation nomade, les sites commerciaux sont ainsi les zones ayant les plus fortes densités [Gholami et al., 2020; Keep Britain Tidy, 2020; Pietz et al., 2021; Xiong et al., 2022; Youngblood et al., 2022]. De plus, les déchets tendent à s'accumuler proches de leurs sources [Cowger et al., 2022] donc à échelle locale, la présence de déchets dépend d'activités ponctuelles et spécifiques [AET Group Inc., 2020; Karimi & Faghri, 2021] comme les infrastructures de transport, les lieux publics, les magasins, les bars/restaurants, etc. [Ballatore et al., 2022; Xiong et al., 2022]. Par ailleurs, les articles liés à la consommation alimentaire en plastique souple dans les zones urbaines peuvent être facilement transportés par le vent vers les espaces verts où ils restent piégés [Khoeriyah & Sembiring, 2023] et où leur remobilisation par les services de nettoyage et le ruissellement est plus difficile. Les espaces verts présentent donc des densités de déchets abandonnés plus importantes que les trottoirs ou chaussées et ce doit être pris en compte dans la gestion des espaces verts urbains comme dans les stratégies de nettoyage.

Les résultats indiquent des taux d'accumulation compris entre 3 et 31 g/hab/j (valeur médiane égale à 7 g/hab/j) suggérant un renouvellement rapide des déchets et donc des apports continus. A l'échelle des deux bassins versants Pin Sec et Jules Verne (1,05 km²), ces taux d'accumulation représenteraient un apport médian de 12,9 t/an de déchets. Au travers des comptages visuels, on estime qu'en moyenne 380 kg restent en permanence accumulés sur les surfaces urbaines. En comparaison, le flux de déchets estimé dans les corbeilles de rue de ces bassins versants est de l'ordre de 15,0 t/an. Pratiquement autant de déchets sont donc abandonnés sur les surfaces urbaines que placés dans les corbeilles de rues, mais la majorité des déchets est récupérée par les services de nettoyage. Ainsi, par rapport à la quantité de déchets potentiellement générée par les habitants du secteur (397 kg/hab/an en considérant les ordures ménagères, les déchets recyclables, le verre et les déchets collectés en déchèterie hors déchets verts ;

[Nantes Métropole, 2022]), la masse de déchets abandonnée sur les surfaces urbaines ne représente que 0.6 %.

III.2 Flux de déchets transportés par les eaux pluviales

Les eaux pluviales lessivant les surfaces urbaines sont un vecteur important de déchets puisqu'environ 28 kg/an sont exportés vers l'exutoire. On y retrouve la même typologie des déchets soit une prédominance de déchets liés à la consommation de tabac (32 % en nombre) et alimentaire (19 %) et des marques prédominantes similaires. La prédominance de plastiques (92 %) et de déchets de petite taille (< 2,5 cm, 39 %) est toutefois plus marquée à l'exutoire que sur les surfaces urbaines indiquant un transport plus efficace d'objets petits, légers, flottants et résistants [Cesarini et al., 2023; Hadiuzzaman et al., 2022; Pasternak et al., 2021; Tramoy et al., 2022]. Les flux de déchets présentent une saisonnalité qui dépend autant de l'accumulation des déchets entre deux événements pluvieux que des paramètres hydrométéorologiques (pluviométrie, [Malik et al., 2021; Martinez & Griffiths, 2023]; intensité des événements pluvieux, [Treilles et al., 2021]). Les expériences de traçage démontrent néanmoins que le transport des déchets n'est pas linéaire. Les déchets peuvent rester bloquer dans des avaloirs à structures (par exemple des cloisons siphonides) pendant plusieurs mois avant qu'un événement intense n'entraîne leur transfert vers l'exutoire. Les déchets ont donc une dynamique de transport intermittente dans les réseaux pluviaux.

Les flux de déchets transférés à l'exutoire représentent une médiane de 6 g/hab/an et sont du même ordre de grandeur que les flux calculés dans d'autres études sur des réseaux pluviaux français [Tramoy et al., 2022b]. Ces flux sont dans la gamme des flux quantifiés dans certaines rivières européennes (1 à 10 g/hab/an, [González-Fernández et al., 2021]). Ils ne représentent toutefois que 0,3 % de la masse de déchets générée sur les surfaces urbaines du site étudié et même 0,001 % des déchets totaux générés à l'échelle des bassins versants. En effet, l'efficacité de la gestion et des services de nettoyage (retournant les déchets abandonnés dans les systèmes de gestion), l'accumulation des déchets dans les espaces verts, les aménagements des réseaux pluviaux et la non remobilisation de certains déchets par le ruissellement (comme les déchets lourds et non flottants par exemple) permettent de réduire considérablement les quantités de déchets potentiellement transportées par les eaux pluviales. Cette proportion remet en question les taux de fuite actuellement estimés dans les modèles globaux (2 % , [Jambeck et al., 2015] ; 1,2 %, [Kawecki & Nowack, 2019]) et les façons d'extrapoler les résultats obtenus sur des sites spécifiques (extrapolation par la surface, au nombre d'habitants, etc.). Par ailleurs, compte tenu de ce faible taux de fuite, les ramassages collectifs ponctuels dans le temps et circonscrits dans l'espace n'apparaissent pas suffisant pour avoir un impact notable sur les flux de déchets transférés par les eaux pluviales. Diminuer davantage ces flux impliquerait surtout une diminution de la consommation de plastique à la source et de repenser notre gestion des espaces verts et des réseaux pluviaux.

IV CONCLUSIONS

Dans les zones urbaines, les déchets sont principalement plastiques et liés à la consommation alimentaire ou de tabac. Les densités de déchets sont très variables dans l'espace dépendant principalement de leurs sources et de leurs zones d'accumulation. Ces deux facteurs découlent principalement de l'occupation du sol, qui influence les flux de déchets urbains, les activités locales ainsi que la collecte et la mobilité des déchets. Le stock de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines se renouvelle rapidement mais les services de nettoyage collectent la majeure partie. Les eaux pluviales ne remobilisent ainsi qu'une faible quantité relative de déchets. D'autant plus que leur dynamique de transport n'est pas linéaire et dépend de nombreux facteurs (stock de déchets en surface, aménagement du réseau pluvial, paramètres hydrométéorologiques). Cette étude apporte de nouveaux éléments de compréhension sur la contribution des milieux urbains à la pollution plastique des hydrosystèmes mais soulève également de nombreuses questions quant à l'extrapolation des données à grande échelle. Des questions quant à la modélisation de cette contribution se posent également. Les quantités absolues transférées restent toutefois considérables et nécessitent de trouver des stratégies de réduction efficaces. Les ramassages collectifs ne semblent pas la solution la plus adaptée mais plutôt une réduction de la consommation de plastique et des gestions intégrées des systèmes pluviaux et espaces verts.

V REFERENCES

- AET Group Inc. (2020). *2020 Litter Audit for the City of Toronto*. <https://www.toronto.ca/wp-content/uploads/2021/02/8de3-Toronto-Litter-2020Final-Report.pdf>
- Ballatore, A., Verhagen, T. J., Li, Z., & Cucurachi, S. (2022). This city is not a bin : Crowdmapping the distribution of urban litter. *Journal of Industrial Ecology*, 26(1), 197-212. <https://doi.org/10.1111/jiec.13164>
- Burns & McDonnell. (2020). *Pennsylvania Litter Research Study Final Report*. <https://files.dep.state.pa.us/waste/Bureau%20of%20Waste%20Management/WasteMgtPortalFiles/Littering/Pennsylvania%20Litter%20Research%20Study%20Final%20Report%201.30.2020.pdf>
- Cesarini, G., Crosti, R., Secco, S., Gallitelli, L., & Scalici, M. (2023). From city to sea : Spatiotemporal dynamics of floating macrolitter in the Tiber River. *Science of The Total Environment*, 857, 159713. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159713>
- Chapman, C., & Bomford, K. (2020). *Litter in lockdown. A study of litter in the time of coronavirus. Full report from the Cleaner Counties Project for the county of Essex*. <https://www.cpre.org.uk/wp-content/uploads/2020/12/Litter-in-lockdown-full-report-December-2020.pdf>
- Cowger, W., Gray, A., Hapich, H., Osei-Enin, J., Olguin, S., Huynh, B., Nogi, H., Singh, S., Brownlee, S., Fong, J., Lok, T., Singer, G., & Ajami, H. (2022). Litter origins, accumulation rates, and hierarchical composition on urban roadsides of the Inland Empire, California. *Environmental Research Letters*, 17(1), 015007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac3c6a>
- Environmental Resources Planning, L. (2020). *2019 Texas Litter Survey. A Survey of Litter at 253 Sites throughout the State of Texas Conducted for GDC Marketing and Ideation. Don't mess with Texas final report*.
- Fleet, D., Vlachogianni, Th., & Hanke, G. (2021). *Joint list of litter categories for marine macro-litter monitoring : Manual for the application of the classification system.: Vol. EUR 30348 EN*. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/127473>
- Gholami, M., Torkashvand, J., Rezaei Kalantari, R., Godini, K., Jonidi Jafari, A., & Farzadkia, M. (2020). Study of littered wastes in different urban land-uses : An 6 environmental status assessment. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 18(2), 915-924. <https://doi.org/10.1007/s40201-020-00515-7>
- González-Fernández, D., Cózar, A., Hanke, G., Viejo, J., Morales-Caselles, C., Bakiu, R., Barceló, D., Bessa, F., Bruge, A., Cabrera, M., Castro-Jiménez, J., Constant, M., Crosti, R., Galletti, Y., Kideys, A. E., Machitadze, N., Pereira de Brito, J., Pogojeva, M., Ratola, N., ... Tourgeli, M. (2021). Floating macrolitter leaked from Europe into the ocean. *Nature Sustainability*, 4(6), 474-483. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00722-6>
- Green, D. S., Almroth, B. C., Altman, R., Bergmann, M., Gündoğdu, S., Warriar, A. K., Boots, B., Walker, T. R., Krieger, A., & Syberg, K. (2023). Time to kick the butt of the most common litter item in the world : Ban cigarette filters. *Science of The Total Environment*, 865, 161256. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161256>
- Hadiuzzaman, M., Salehi, M., & Fujiwara, T. (2022). Plastic litter fate and contaminant transport within the urban environment, photodegradation, fragmentation, and heavy metal uptake from storm runoff. *Environmental Research*, 9.
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Karimi, K., & Faghri, A. (2021). *Litter on Delaware Roadways* (p. 104). Delaware Department of Transportation.
- Kawecki, D., & Nowack, B. (2019). Polymer-Specific Modeling of the Environmental Emissions of Seven Commodity Plastics As Macro- and Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 53(16), 9664-9676. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02900>
- Keep Britain Tidy. (2020). *Litter Composition Analysis—Summary Report* (EQ0121; p. 63). <https://www.keepbritaintidy.org/sites/default/files/resources/20200330%20KBT%20Litter%20Composition%20Report%20-%20FINAL.pdf>

- Khoeriyah, Z. B. A., & Sembiring, E. (2023). Role of Wind, Ground Surface, and Slope in Plastic Waste Movement on Terrestrial Environments. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1257(1), 012007. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1257/1/012007>
- Lockwood, B., Wyant, B. R., & Grunwald, H. E. (2021). Locating Litter : An Exploratory Multilevel Analysis of the Spatial Patterns of Litter in Philadelphia. *Environment and Behavior*, 53(6), 601-635. <https://doi.org/10.1177/0013916520906834>
- Malik, N. K. A., Manaf, L. A., Jamil, N. R., Rosli, M. H., Ash'aari, Z. H., & Othman, M. A.-E. (2021). Influence of hydrological runoff and catchment characteristics on accumulation floatable litter load in gross pollutant trap (GPT). *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 23(4), 1289-1302. <https://doi.org/10.1007/s10163-021-01205-8>
- Martinez, E., & Griffiths, R. (2023). *Assessing litter loads and composition from urban stormwater discharges in Northland* (Northland Regional Council, Whangārei, New Zealand 0110. TR2023/CWQlty/01; p. 49).
- Meijer, L. J. J., van Emmerik, T., van der Ent, R., Schmidt, C., & Lebreton, L. (2021). More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science Advances*, 7(18), eaaz5803. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803>
- Nantes Métropole. (2022). *Rapport Annuel Déchets. Les chiffres clés / Synthèse*. (p. 2).
- Pasternak, G., Ribic, C. A., Spanier, E., & Zviely, D. (2021). Stormwater systems as a source of marine debris : A case study from the Mediterranean coast of Israel. *Journal of Coastal Conservation*, 25(1), 27. <https://doi.org/10.1007/s11852-021-00818-3>
- Pietz, O., Augenstein, M., Georgakakos, C. B., Singh, K., McDonald, M., & Walter, M. T. (2021). Macroplastic accumulation in roadside ditches of New York State's Finger Lakes region (USA) across land uses and the COVID-19 pandemic. *Journal of Environmental Management*, 298, 113524. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113524>
- Tasserone, P., Begemann, F., Joosse, N., Ploeg, M. V. D., Driel, J. V., & Emmerik, T. V. (2022). *Urban water systems as entry points for river plastic pollution* [Preprint]. In Review. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2203720/v1>
- Tasserone, P., Zinsmeister, H., Rambonnet, L., Hiemstra, A.-F., Siepmann, D., & van Emmerik, T. (2020). Plastic Hotspot Mapping in Urban Water Systems. *Geosciences*, 10(9), 342. <https://doi.org/10.3390/geosciences10090342>
- Tramoy, R., Gasperi, J., & Tassin, B. (2022). *Plastoc : Indicateurs de la pollution en macrodéchets dans l'environnement et estimation des flux issus des eaux urbaines*. 80.
- Treilles, R., Gasperi, J., Saad, M., Tramoy, R., Breton, J., Rabier, A., & Tassin, B. (2021). Abundance, composition and fluxes of plastic debris and other macrolitter in urban runoff in a suburban catchment of Greater Paris. *Water Research*, 192, 116847. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116847>
- Weideman, E. A., Perold, V., & Ryan, P. G. (2020). Limited long-distance transport of plastic pollution by the Orange-Vaal River system, South Africa. *Science of The Total Environment*, 727, 138653. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138653>
- Xiong, N., Yang, X., Zhou, F., Wang, J., & Yue, D. (2022). Spatial distribution and influencing factors of litter in urban areas based on machine learning – A case study of Beijing. *Waste Management*, 142, 88-100. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.01.039>
- Youngblood, K., Brooks, A., Das, N., Singh, A., Sultana, M., Verma, G., Zakir, T., Chowdhury, G. W., Duncan, E., Khatoon, H., Maddalene, T., Napper, I., Nelms, S., Patel, S., Sturges, V., & Jambeck, J. R. (2022). Rapid Characterization of Macroplastic Input and Leakage in the Ganges River Basin. *Environ. Sci. Technol.*, 10.

SOURCES ET FLUX DE MICROPLASTIQUES A L'ECHELLE D'UN BASSIN VERSANT URBAIN

IANNUZZI Zoé^{(1,2)*}, MOURIER Brice⁽¹⁾, BAYARD Rémy⁽²⁾, POLOME Philippe⁽³⁾, LIPEME KOUYI Gislain⁽²⁾

⁽¹⁾ Univ Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1, CNRS, ENTPE, UMR 5023 LEHNA, F-69518, Vaulx-en-Velin, France

⁽²⁾ INSA Lyon, DEEP, UR 7429, 69621, Villeurbanne, France

⁽³⁾ Univ Lyon, Université Lumière Lyon 2, GATE UMR 5824, F-69130, Ecully, France

[*zoe.iannuzzi@entpe.fr](mailto:zoe.iannuzzi@entpe.fr) / 06.27.53.35.89

Les microplastiques (MPs) sont ubiquistes dans l'environnement et proviennent exclusivement des activités anthropiques. Les milieux urbains sont considérés comme les zones à l'origine de la pollution MP et de la contamination du milieu naturel qui en résulte. La compréhension des transferts des MPs en zones urbaines est un enjeu majeur pour en maîtriser les principales sources. Ce travail a pour objectif d'identifier les liens entre caractéristiques hydrologiques et contamination MP et de mettre en évidence les sources à l'origine de cette contamination. Dans un premier temps, une étude plus approfondie concernant le déterminisme hydrologique des MPs a été menée au sein d'un bassin versant à dominante industrielle. Cinq pluies ont été suivies et échantillonnées à l'entrée du bassin de rétention situé à l'exutoire du bassin versant et en amont au niveau des avaloirs pour caractériser les MPs. La quantité de MP varie entre 1 et 4 kilogrammes par événement pluvieux, ce qui représente entre $1 \cdot 10^9$ et $6 \cdot 10^9$ particules de MPs à l'entrée du bassin de rétention. Puis les sous-bassins versants ont également été investigués, avec l'échantillonnage sur 3 événements des sédiments piégés au fonds des avaloirs. Les concentrations sont très hétérogènes et varient entre 53 000 et 7 020 000 MPs par kg de sédiments collectés. Une modélisation pluie-débit a permis de quantifier le volume d'eau réceptionné par les avaloirs, et ainsi d'estimer les flux de MPs ayant transité par chaque avaloir. Ces mesures permettent d'obtenir une information spatialisée concernant les concentrations et les caractéristiques des MPs et d'identifier les sources de MPs.

Mots-clés : microplastiques, bassin de rétention, eau pluviale, avaloirs, sédiments, occupation des sols

Sources and fluxes of microplastics at urban catchment scale

Microplastics (MPs) are ubiquitous in the environment and originate solely from human activity. Urban areas are considered to be the source zones of the MP contamination that ends up in the natural environment. A thorough understanding of the transfer and the sources of MPs in cities is a major challenge to reduce this pollution at source. The aim of this work is to identify the links between hydrological characteristics and MP contamination and to pinpoint the sources of this contamination. First of all, a more in-depth study of the hydrological determinism of MPs was carried out in a catchment area dominated by industry. Five rainfall events were monitored and sampled at the basin inlet and through gully pots to analyze MP characteristics. The quantity of MP varied between 1 and 4 kilograms per rainfall event, representing between $1 \cdot 10^9$ and $6 \cdot 10^9$ MP particles at the inlet point of the detention basin. The sub-catchment areas were also investigated, with sampling over 3 events of sediment trapped at the bottom of the gully pots. Concentrations were highly heterogeneous, ranging from 53,000 to 7,020,000 MPs/kg. Rainfall-runoff modelling enabled us to quantify the volume of stormwater conveyed through investigated gully pots, and thus to estimate related fluxes of MPs. These measurements provide spatialized information on the concentrations and characteristics of MPs, and enable to identify accurately the source areas of MP pollution.

Keywords: microplastics, detention basin, stormwater, gully pot, sediment, land use

I INTRODUCTION

A partir des années 2000, la dissémination des plastiques dans l'environnement marin et l'étude de leurs impacts ont fait l'objet de nombreux projets de recherche. Ces investigations ont permis d'identifier les principales sources de pollutions aux microplastiques (MPs) : 80% de la pollution MP retrouvée en mer serait d'origine continentale [Rochman, 2018]. Depuis 2015, les investigations se sont poursuivies pour

mieux comprendre les sources et les mécanismes de transfert au travers des hydrosystèmes continentaux [Yang et al., 2021]. Toutefois les connaissances sont encore limitées et les études s'intéressant à l'identification des MPs en milieu urbain sont encore peu nombreuses. Une étude mentionne la présence des MPs dans des bassins de rétention au Danemark. Les concentrations mesurées sont de l'ordre de 490 à 23 000 MPs/m³ par bassin dans la phase aqueuse et de l'ordre de 1 511 à 127 986 MPs/kg dans les sédiments du bassin [Liu et al., 2019]. Cette étude met également en évidence que les bassins de rétention se situant dans une zone commerciale sont les plus concentrés en MPs. Des investigations complémentaires sont nécessaires pour préciser la typologie des sources et les caractéristiques quantitatives et qualitatives des MPs transférées dans les hydrosystèmes urbains. Dans cette perspective, l'objectif principal de ce travail est de mener une étude sur le déterminisme hydrologique des MPs dans les eaux de ruissellement et de relier ce transfert aux sources de pollution. Trois pluies ont été échantillonnées en entrée de bassin pour comprendre la dynamique des MPs en fonction des caractéristiques des pluies. Ce travail a permis de calculer des flux de MPs transportés par les pluies dans un bassin versant urbain (BVU) fortement imperméabilisé. Enfin, huit avaloirs présents sur le bassin versant du bassin de rétention ont été échantillonnés pour mesurer la contamination MP présente dans les sédiments au fond des avaloirs à la suite de deux événements pluvieux. Ce travail a permis d'observer la distribution spatiale des MPs à l'échelle des sous-bassins versants et de caractériser les zones sources de pollution.

II MATERIELS ET METHODES

II.1 Sites d'étude et prélèvement

L'échantillonnage d'eaux pluviales a été réalisé à l'entrée du bassin de rétention Django Reinhardt situé sur la commune de Chassieu (Métropole de Lyon). Ce bassin est instrumenté par l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU) qui propose un suivi en continu du débit entrant, de l'intensité de pluie ou encore de divers paramètres météorologiques. Un préleveur automatique en entrée de bassin permet de récupérer plusieurs échantillons de pluie à volume constant (entre 250 et 450 m³). Les échantillons de pluie sont récupérés dans des bocal en verre préalablement nettoyés. Depuis juin 2023, 3 pluies ont été prélevées, ce qui représente entre 10 et 20 échantillons indépendamment analysés par pluie. Enfin, huit avaloirs présents sur le BVU du bassin Django Reinhardt ont été échantillonnés après 2 événements pluvieux. Ces prélèvements s'apparentent à des sédiments et de l'eau, environ un litre a été récupéré par avaloir.

II.2 Protocole d'extraction des MPs

La première étape d'extraction des MPs débute par une séparation densimétrique avec une solution d'iodure de sodium (NaI, solution de densité de 1.67 g/cm³) pendant 24 heures [Nakajima et al., 2019]. Les particules possédant une densité inférieure remontent à la surface du séparateur. La seconde étape consiste à éliminer par oxydation chimique la matière organique présente dans les échantillons de sédiments. L'oxydation est effectuée pendant 24h avec l'ajout de peroxyde d'hydrogène (H₂O₂ à 30%). Cette étape peut être répétée plusieurs fois si les échantillons sont fortement chargés en matière organique. L'échantillon est finalement filtré sur un filtre WhatmanTM AnodiscTM de 0.2 µm. Chaque filtre est ensuite analysé au micro-FTIR Spectrum 10 Perkin-Elmer qui mesure l'absorption d'énergie par pixel (25x25 µm) et pour l'ensemble du filtre (4.9 cm²). Les données obtenues sont traitées avec le logiciel siMPle [Primpke et al., 2018] qui identifie les polymères plastiques en comparant les données spectrales à une base de données de référence. Le traitement nous permet de déterminer le type de polymère, la taille et le nombre de particules plastiques, et d'estimer la masse associée.

II.3 Calcul de flux

Les flux de MPs ont été calculés en entrée du bassin de rétention ainsi que pour les avaloirs du BVU. Les mesures en continu du débit et de l'intensité de pluie ont permis de mesurer le volume d'eau qui a transité en entrée du bassin. Ce volume est multiplié à une concentration moyenne de MP événementielle (en nombre ou en masse), ce qui permet d'obtenir une quantité de MP par événement (1).

$$C_{MP} = V * C_{moyMP}, \quad (1)$$

Où C_{MP} indique la quantité totale de MP par évènement (en nombre ou en masse), V le volume de pluie (en m³) ainsi que $C_{moy MP}$ qui représente la concentration moyenne événementielle de MP.

La quantité totale (en nombre ou en masse) de MP par évènement est ensuite rapportée à la superficie du BVU qui mesure 185 ha.

En ce qui concerne les avaloirs, l'utilisation d'un modèle pluie-débit a été nécessaire pour évaluer le volume de pluie qui a transité par chaque avaloir. Le coefficient de ruissellement ainsi que les pertes initiales ont été calculés à partir d'une vingtaine de pluies suivie en entrée du bassin de Django Reinhart. Ces valeurs nous ont permis de calculer l'intensité nette de la pluie échantillonnée et de rapporter cette intensité à la surface d'apport autour de l'avaloir (2).

$$Q_{m^3/s} = (C_r * I_{nette} * S_A * 0.001) / 3600 , \quad (2)$$

Où $Q_{m^3/s}$ représente le débit transitant par chaque avaloir en m³/s, C_r est le coefficient de ruissellement. Ce coefficient est de 0.36 dans notre modèle. I_{nette} représente l'intensité nette de pluie en mm/h, cette intensité est obtenue à partir de l'intensité brute mesurée toutes les 2 minutes et des pertes initiales. S_A indique la surface d'apport autour de l'avaloir en m². Une fois que l'on obtient le débit alimentant chaque avaloir, il est possible de calculer le volume qui a transité par l'avaloir et donc de coupler ce volume à la concentration de MP déterminée.

III RÉSULTATS ET DISCUSSION

III.1 Lien entre dynamique des pluies et MPs en entrée du bassin de rétention

Jusqu'à présent trois pluies ont été prélevées en entrée du bassin Django Reinhart. Ces pluies ont eu lieu le 03/06/2023 (pluie 1), le 18/10/2023 (pluie 2) et le 12/02/2024 (pluie 3) avec un volume d'eau qui a transité dans le bassin de 5662, 17 322 et 13 219 m³ respectivement par évènement. La figure 1 présente la dynamique de la pluie avec les concentrations de MP mesurées durant la pluie 1.

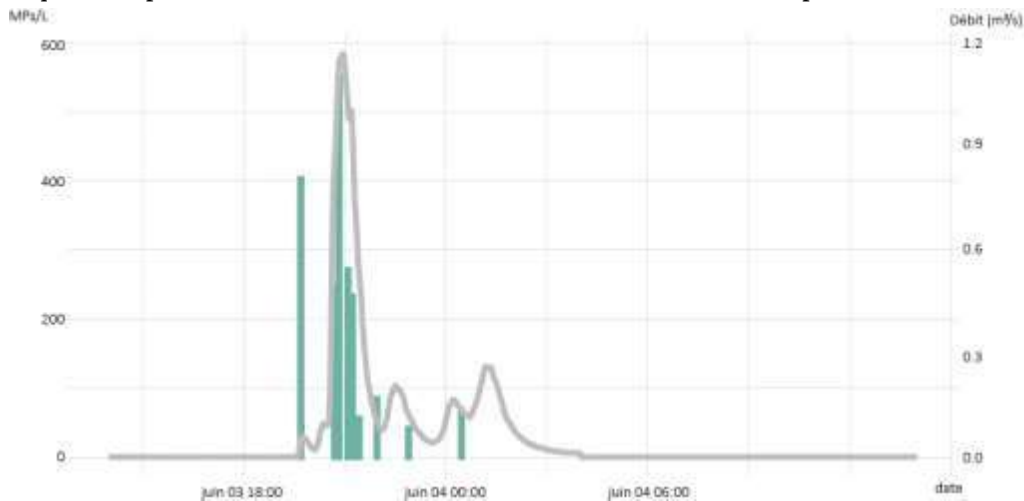


Figure 1. Distribution de la concentration de MP/L (en vert) et du débit estimé (en gris) durant l'évènement pluvieux du 03/06/2023 au 04/06/2023.

L'échantillonnage des MPs a été réalisé tout au long de la pluie et donc de manière représentative au volume ruisselé. La figure 1 indique que la pollution en MP est très élevée au début de la pluie environ 400 MP/L et elle atteint son maximum lorsque la pluie atteint son débit maximal, ce qui peut indiquer un phénomène de lessivage des MPs par les eaux de ruissellement en début de pluie. Ce phénomène pourrait être assimilé au premier flot [Sun et al., 2023]. La concentration atteint 550 MP/L pour un débit de l'ordre de 1.2 m³/s. Une étude similaire présente une concentration maximum de 639 MP/L dans des eaux de pluie provenant de bassins industrielles [Cho et al., 2023]. Cependant, nos premiers résultats ne permettent pas de confirmer le lien entre débit et concentration en MP puisque les prélèvements (à volume constant) des pluies 2 et 3 n'ont pas couverts l'intégralité de la pluie et notamment les pics d'intensité qui se trouvaient en fin de pluie. Par conséquent, ces premières

observations nécessitent d'être confirmées par l'analyse de nouvelles pluies, prévues dans le cadre de ce travail. Il sera également intéressant d'étudier différents paramètres pouvant influencer le transport des MPs dans les eaux pluviales notamment le vent, la saisonnalité, le temps sec avant pluie, ...

De plus, l'analyse de dynamique des pluies a permis de calculer le flux de MPs pouvant transiter dans le bassin par évènement. Ce flux varie entre 1 et 4 kilogrammes de MPs ce qui représente une quantité entre 1.10^9 et 6.10^9 de particules MPs par évènement (1). Ces quantités peuvent être rapportées au BVU contributif, ce qui indique un nombre de MP/m² de BVU et par évènement variant entre 594 et 3579. Exprimés en masse cela donne une variation entre 0.50 et 2.39 mg/m².

III.2 Caractérisation des MPs dans les avaloirs du BVU Django Reinhart

L'étude des MPs dans le BVU Django Reinhart permet d'observer la distribution spatiale des MPs à l'échelle d'un bassin versant industriel. Ces analyses permettent de remonter à la source et d'identifier les zones davantage émettrices de MPs. Une fois ces zones définies, il sera possible d'étudier les sous bassins-versants urbains de chaque avaloir pour identifier les activités économiques et les aménagements qui engendrent de plus fortes concentrations de MPs. Jusqu'à présent, deux campagnes ont été réalisées après deux évènements pluvieux qui ont eu lieu le 09/11/2023 et le 12/02/2024. Les avaloirs ont été sélectionnés en fonction des observations de terrain réalisées par Claire Mandon [2022] dans le cadre de sa thèse. Ces observations ont permis de mettre en évidence les avaloirs les plus représentatifs des activités socio-économiques présentes sur le BVU. Des contraintes techniques telles que la facilité d'accès et la possibilité de prélever le fond des avaloirs ont également influencé le choix de sélection des avaloirs. La figure 2 ci-dessous présente le BVU Django Reinhart ainsi que les huit avaloirs (A01, A02, A03, A06, A08, A13, A14, A20) étudiés. Ces avaloirs appartiennent chacun à l'un des deux réseaux séparatifs d'eaux pluviales du BVU. Les concentrations MPs varient grandement entre les avaloirs passant de 52 727 (A14) à 7 020 000 (A03) MPs/kg.



Figure 2. Carte du bassin versant urbain de Django Reinhart et concentrations de MPs mesurées dans les sédiments collectés sur les huit avaloirs sélectionnés.

Cette hétérogénéité spatiale concernant l'évènement du 09/11/2023 devra être confirmée par l'étude de l'évènement du 12/02/2024 ainsi que par un autre évènement prévu au printemps 2024. Cette première campagne a également permis d'estimer un volume d'eau ainsi que des flux de matières en suspension (MES) et de MPs transitant par chaque avaloir. Les volumes d'eau varient entre 2 313 et 4 376 L et les concentrations de MES sur tout l'évènement entre 0.15 et 0.29 kg (2). Enfin, les concentrations totales

de MPs par évènement sont comprises entre 9 477 et 2 041 312 MPs/évènement, ce qui représente une masse comprise entre 5.58 et 2 228 mg/évènement.

IV CONCLUSION

Ce travail a permis d'étudier le transport des MPs dans les eaux pluviales d'un bassin industriel fortement imperméabilisé. L'étude des eaux pluviales en entrée de bassin permet d'observer un premier lien entre le lessivage des MPs (assimilable au phénomène controversé de premier flot), de débit maximal et les concentrations MPs. Cette analyse devra être confirmée par l'étude de prochains évènements pluvieux. Enfin, l'étude des avaloirs présente une distribution spatiale hétérogène au sein du BVU qui donne de précieuses informations sur les zones sources de la pollution MP. Ces résultats devront également être confirmés par les prochaines analyses en cours. Dans sa globalité, cette étude permet de mettre en évidence et d'appréhender davantage la contamination MP à l'échelle d'un bassin à dominante industrielle et de quantifier le transport ainsi que les sources des MPs.

V REMERCIEMENTS

Les auteurs et autrices souhaitent remercier Nicolas Walcker (OTHU), Serge Naltchayan (INSA Lyon, DEEP) pour l'accès aux zones d'étude ainsi que Daniel Donze (ENTPE, LEHNA) pour l'aide aux prélèvements des échantillons.

VI REFERENCES

- Cho, Y., Shim, W.J., Ha, S.Y., Han, G.M., Jang, M., Hong, S.H. (2023). – Microplastic emission characteristics of stormwater runoff in an urban area: Intra-event variability and influencing factors. *Science of The Total Environment* 866, 161318.
- Liu, F., Vianello, A., Vollertsen, J. (2019). - Retention of microplastics in sediments of urban and highway stormwater retention ponds. *Environmental Pollution* 255, 113335.
- Mandon C. (2022) – Observer la ville par ses objets. Méthodes d'observation des activités urbaines pour renseigner la contamination microbiologique des eaux de ruissellement sur des espaces publics lyonnais. [thèse]. Lyon : INSA. 204 p.
- Nakajima, R., Tsuchiya, M., Lindsay, D.J., Kitahashi, T., Fujikura, K., Fukushima, T. (2019). - A new small device made of glass for separating microplastics from marine and freshwater sediments. *PeerJ* 7, e7915.
- Primpke, S., Wirth, W., Lorenz, C., Gerdt, G. (2018) – Reference database design for automated analysis of microplastic samples based on Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 410, 5131-5141.
- Rochman, C.M. (2018). - Microplastics research—from sink to source. *Science* 360, 28–29.
- Sun, X., Jia, Q., Ye, J., Zhu, Y., Song, Z., Guo, Y., Chen, H. (2023) – Real-time variabilities in microplastic abundance and characteristics of urban surface runoff and sewer overflow in wet weather as impacted by land use and storm factors. *Science of The Total Environment* 859 Part 2, 160148.
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., Wu, C. (2021). - Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources. *Science of The Total Environment* 754, 141948.

DETECTION DES NANOPARTICULES DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT URBAINE PAR SP-ICP-MS – APPLICATION AUX EAUX DU PONT DE CHEVIRE (NANTES)

DIA Malak ^(1,2), PEYNEAU Pierre-Emmanuel ⁽²⁾, COURTIER-MURIAS Denis ^(2,1), BECHET Béatrice ^(2,1)

⁽¹⁾ IIRSTV-CNRS FR2488

⁽²⁾ Laboratoire Eau et Environnement, GERS, Université Gustave Eiffel

L'étude des nanoparticules présentes dans les eaux de ruissellement urbaines est devenue un sujet d'intérêt crucial en raison de ses implications potentielles pour l'environnement et la santé publique. Dans ce cadre, des échantillons d'eau de ruissellement ont été prélevés au bassin de Cheviré à Nantes et analysés par spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif en mode "particule unique" dans le but de détecter la présence de nanoparticules métalliques dans les eaux, notamment le titane et le fer mais aussi le cuivre et le zinc en raison de leur présence courante dans les environnements urbains et de leur potentiel d'impact sur l'écosystème aquatique. Sept événements pluviaux ont été collectés sur des périodes distinctes en utilisant un préleveur automatique déposé à l'entrée du bassin. Les résultats obtenus ont révélé l'existence de ces éléments sous forme nanoparticulaires. Le titane s'est avéré être l'élément le plus abondant, suivi par le fer, tandis que le cuivre et le zinc étaient moins présents. Les résultats acquis au cours de ces expériences contribueront à une meilleure compréhension du devenir des nanoparticules en milieu urbain et de leurs effets sur l'environnement. De plus, cette étude contribuera à éclairer les décisions politiques et réglementaires visant à protéger la qualité de l'eau et à préserver la santé environnementale dans les zones urbaines qui seraient aussi essentiel pour assurer un traitement adéquat de ces matériaux ainsi que pour d'éventuels efforts de remédiation.

Mots-clés : Eaux de ruissellement, Nanoparticules, Spectrométrie de masse en mode "single particle", environnement urbain, Gestion de l'eau

Detection of nanoparticles in urban runoff by sp-ICP-MS - Application to water from the Pont de Cheviré (Nantes)

The study of nanoparticles present in urban runoff waters has become a crucial area of interest due to its potential implications for the environment and public health. In this context, runoff water samples were collected from the Cheviré basin in Nantes and analyzed using single-particle mode of inductively coupled plasma mass spectrometry to detect the presence of metallic nanoparticles, including titanium, iron, copper, and zinc, given their common occurrence in urban environments and potential impact on aquatic ecosystems. Seven rainfall events were sampled over distinct periods using an automated sampler placed at the basin entrance. The results revealed the existence of these elements in nanoparticle form, with titanium being the most abundant, followed by iron, while copper and zinc were less prevalent. The findings from these experiments will contribute to a better understanding of the fate of nanoparticles in urban environments and their effects on the environment. Additionally, this study will help inform policy and regulatory decisions aimed at protecting water quality and preserving environmental health in urban areas, which are crucial for ensuring proper treatment of these materials and potential remediation efforts.

Keywords : Runoff, Nanoparticles, Single particle mass spectrometry, Urban environment, Water management

I INTRODUCTION

L'expansion de l'urbanisation dans de très nombreuses régions au niveau mondial entraîne une augmentation des surfaces imperméables. Selon les Nations Unies, la population mondiale est passée d'une majorité rurale (70%) en 1950 à une majorité urbaine (55%) en 2018. Ce développement rapide altère les écosystèmes aquatiques en conduisant à une augmentation du volume des ruissellements superficiels. Depuis 1970, un nombre très important d'études ont été consacrées à la pollution métallique présente dans les eaux de ruissellement urbaines [Müller et al. 2020]. Elles ont fourni des données sur les teneurs totales en métaux et sur leur distribution entre les fractions dissoute et particulaire (coupure à 0,45 µm). Les recherches se sont ultérieurement étendues à la fraction colloïdale, comprise entre une dizaine de microns et une dizaine de nm, constituée des particules les plus mobiles [Tuccillo, 2006; Béchet et al. 2010 ; Wikström et Österlund, 2016]. A la suite de l'augmentation importante de l'utilisation de nanoparticules (NPs) manufacturées dans des quantités de produits d'usages très divers [Moraitis et al 2018; Gholami et al. 2023; Pestovsky et Martínez-Antonio, 2017], une préoccupation croissante quant à l'impact écologique de l'émission de NPs dans l'environnement a émergé, à laquelle les eaux de ruissellement urbaines sont susceptibles de contribuer [Kaegi et al. 2008 ; Baalousha et al. 2016]. Des questions complexes concernant les NPs et leur devenir dans l'environnement émergent progressivement, attirant une attention croissante sur des aspects tels que leur présence, leur taille, leur composition chimique, ainsi que leur tendance à s'agréger et leur stabilité. Ces caractéristiques sont influencées, entre autres par le pH, la force ionique, et la présence de matières organiques naturelles [Tso et al. 2010]. Les eaux environnementales englobent un nombre de NPs se situant dans la gamme des nano grammes par litre (ng/L) [Mueller et Nowack 2008]. En raison de cette très basse valeur de concentration, l'identification des NPs à l'aide des techniques analytiques conventionnelles telles que la diffusion dynamique de la lumière (DLS), la microscopie électronique à balayage (MEB) ou la *nanoparticle tracking analysis* (NTA) est difficilement réalisable, du fait de la concentration minimale requise par ces techniques de l'ordre de quelques µg/l [Pace et al. 2012]. À la lumière de ces approches, l'analyse de nanoparticules individuelles par spectrométrie de masse à plasma inductif (sp-ICP-MS) est susceptible de permettre la détection et la détermination de taille de NPs pour des concentrations de l'ordre du ng/L, tout en renseignant sur la nature chimique des particules [Pace et al. 2012 ; Mozhayeva et Engelhard, 2020]. Des recherches ont été menées jusqu'à présent pour développer et comparer la méthodologie de la sp-ICP-MS à d'autres techniques capables de dimensionner et de quantifier les NPs à des concentrations adaptées à l'environnement [Degueldre, 2003; Reed et al., 2012 ; Mitrano et Ranville, s. d.]. Dans la perspective d'avancer sur la caractérisation nanoparticulaire d'eaux urbaines, l'objectif de cette présente étude est de caractériser et de quantifier les NPs présentes dans une eau de ruissellement routière, en employant la sp-ICP-MS, dans un contexte de présence potentielle de NPs manufacturées et naturelles.

II MATERIELS ET METHODES

II.1 Site et méthode d'échantillonnage

Les échantillons analysés dans le cadre de cette étude ont été prélevés à l'entrée du bassin de Cheviré, au pied du pont de Cheviré de Nantes, l'ouvrage le plus fréquenté de la ville qui traverse la Loire via la N844 à l'ouest, formant ainsi une partie essentielle du périphérique nantais. Selon la Direction Interdépartementale des Routes Ouest, le flux quotidien de véhicules sur ce pont n'a cessé de croître, passant d'environ 50 000 véhicules par jour en 1991 à près de 100 000 en 2021. Ce bassin recueille des eaux de ruissellement de la partie sud du pont de Cheviré, collectées sur une surface de 22000 m². Les eaux sont acheminées vers le bassin par des avaloirs et des gouttières métalliques situés de chaque côté du pont, puis elles entrent dans le bassin par une buse principale, via une canalisation entièrement bétonnée. Dans cette dernière, un préleveur portable automatisé est positionné dans un regard, environ 10 m en amont de l'arrivée des eaux dans le bassin. Une fois le niveau d'eau atteignant 4 cm dans la buse, le dispositif entre en action, récupérant ainsi l'eau de ruissellement dans vingt-quatre flacons en polyéthylène d'un litre.

II.2 Préparation de l'échantillon et analyse

Une fois collectés, deux bouteilles de première rinçage (*first flush*) sont sélectionnées pour l'analyse, supposant d'être les plus chargés. Ces bouteilles sont ensuite mélangées et les paramètres physico-chimiques tels que le pH, la quantification du COT (norme NF EN 1484, F EN ISO 20236), la conductivité, ainsi qu'à la quantification des éléments traces métalliques par les techniques ICP-AES et ICP-MS sont mesurés. Par la suite, l'échantillon subit une décantation de 2 heures pour éliminer la phase faible ou non décantable, constituée de particules supérieures à 8,61 μm pour les particules minérales et supérieures à 24,34 μm pour les particules organiques, selon la théorie de Stokes. Après décantation, 1L est ensuite filtré en cascade (8 μm , 0,45 μm et 5 kDa) pour une identification précise des NPs inorganiques portant les isotopes de titane (^{48}Ti), fer (^{56}Fe), cuivre (^{63}Cu) et zinc (^{64}Zn). Les analyses sont réalisées à l'aide d'un spectromètre de masse double tandem (Agilent 8900), en mode analyse de nanoparticules individuelles. La sp-ICP-MS combine la configuration standard de l'ICP-MS avec une technique de détection à résolution temporelle : l'échantillon à analyser, contenant une suspension de NPs, est collecté par un passeur et ensuite pompé vers le nébuliseur. Il est introduit par la suite dans le plasma d'argon sous forme de petites gouttelettes, où les températures peuvent atteindre jusqu'à 8000 °C. Sous cette température, ces gouttelettes sont vaporisées, et les éléments qu'elles contiennent sont atomisés et ionisés. Les ions sont ensuite dirigés à travers des lentilles dans l'analyseur de masse, où ils sont triés en fonction de leur rapport masse/charge et détectés par un multiplicateur d'électrons. Ce détecteur compte chaque ion reçu (coups) et accumule ces coups pendant le temps d'intégration (*dwell time*). L'analyse est réalisée sur une durée totale de 60 sec, et les résultats obtenus sont présentés sous forme d'une analyse à résolution temporelle dite *Time Resolved Analysis* (TRA) qui représente l'intensité du signal en fonction du temps. Théoriquement, le nombre de pics dans le TRA est directement proportionnel au nombre de NPs dans la solution, tandis que l'intensité du pic est proportionnelle à la masse de l'élément analysé. Un matériau de référence (RM) composé de NPs Au de 60 nm, diluées dans de l'eau ultrapure, est utilisé pour déterminer l'efficacité de la nébulisation (η) importante pour la détermination de la masse et/ou la taille des éléments ciblés. Des standards ioniques, contenant 10 ppb de composants d'intérêt de type NPs et Au^{3+} préparés dans de l'eau ultrapure et acidifiés avec 1% de HNO_3 sont utilisés pour déterminer la concentration d'éléments dissous dans les échantillons inconnus. Compte tenu de la complexité de l'environnement naturel des échantillons et de possibles interférences isobariques, chaque élément est analysé avec des paramètres spécifiques (gaz par exemple tels que H_2 , O_2 , NH_3 ou argon) afin de réduire au maximum les interférences potentielles qui pourraient biaiser les résultats.

Sept échantillons d'eau de ruissellement ont été prélevés dans le bassin de Chevire lors de différents événements pluvieux (Tableau 1). Ils ont ensuite été soumis au processus de traitement décrit précédemment. Pour les analyses sp-ICP-MS, les fractions inférieures à 0,45 μm sont analysées. Les paramètres utilisés sont présentés dans le tableau suivant (Tableau 2) :

Tableau 1 : Informations sur les événements pluvieux

Date	Intensité moyenne [mm/h]	Jour sec antécédent
24.07.2023	4.0	4
02.08.2023	1.2	0
03.08.2023	0.4	0
09.02.2024	0.2	0
13.02.2024	0.2	0
16.02.2024	0.8	0

Jour sec si Intensité < 0.2 mm/24h

Tableau 2. Paramètres sp-ICP-MS appliqués

Paramètre		^{48}Ti	^{64}Zn	^{63}Cu	^{56}Fe
Spécifique	Mode	MS/MS	SQ	SQ	SQ
	Gaz	H_2/O_2	He	He	He
	CRC	Yes	-	-	-
Général	Dwell time [μs]	100			
	Débit [ml/min]	0.346			

Les résultats des analyses TRA obtenues sont exportés du logiciel MassHunter du spectromètre de masse sous forme de fichiers CSV, pour être ensuite traités par le logiciel SPCal. Développée par [Lockwood et al., 2021], SPCal est un logiciel open source basé sur Python, conçu spécifiquement pour le traitement des données ICP-MS en mode single particle ou single cell. Doté d'une interface graphique interactive, ce programme guide les utilisateurs dans l'analyse de vastes ensembles de données, en utilisant des algorithmes efficaces et transparents puisque le code source est disponible sur Github.

III RÉSULTATS

L'historique du bassin du Cheviré par les analyses qui ont été déjà munies ont déjà montré l'existence des concentrations significatives d'éléments traces métalliques et majeur tels que Cu, Zn, plomb (Pb), nickel (Ni), chrome Cr et cadmium (Cd) dans la fractions dissoutes ($< 0,45 \mu\text{m}$). Il a été observé que le Cu et le Zn sont les plus abondant avec des concentration moyenne de $980 \mu\text{g/L}$ et $230 \mu\text{g/L}$ respectivement [Dang. et al. 2023]. Cela peut être expliqué par les usures des plaquettes de frein pour le Cu et d'autre part des usures des pneus et des plaquettes de freins pour le Zn. Le Ti et le Fe ont été aussi significativement présents dans ces eaux, avec des moyennes respectivement $1245 \mu\text{g/L}$ et 22 mg/L . La présence significative de ces éléments souligne une probabilité forte de la présence de ces éléments en fraction nanoparticulaire. Dans ce contexte, les résultats sp-ICP-MS obtenues ont mis en évidence la présence des isotopes ciblés sous forme nanoparticulaire dans les sept échantillons d'eau de ruissellement prélevé. Il a été observé que le titane est l'éléments nanoparticulaire le plus abondant dans ces eaux pour des concentration moyenne particulaire de $1,62\text{E}+8 \text{ part/L}$ suivi par le Fer $1,45\text{E}+8 \text{ part/L}$. En revanche, le cuivre et le zinc sont nettement moins présents dans cette fraction, à des concentrations respectives de $2,36\text{E}+77$ et $1,23\text{E}+7 \text{ part/L}$. Comparativement aux études limitées portant sur les eaux de ruissellement [Wang et al. 2022 ; Baalousha et al. 2021], nos résultats présentent des similitudes avec les résultats de ces travaux : le Fe et le Ti s'affichent parmi les éléments les plus abondants dans les échantillons. Ces concentrations élevées peuvent être attribuées à diverses hypothèses, notamment à la présence naturelle de ces éléments. Ainsi, des investigations approfondies sont nécessaires pour déterminer précisément la source potentielle de ces éléments, qu'elle soit d'origine naturelle ou anthropique. Concernant le Cu et le Zn, ils ont été identifiés comme faisant partie des éléments les plus abondants dans la fraction dissoute dans les eaux de ruissellement de Cheviré. Une tendance similaire était attendue dans la fraction nanoparticulaire, cependant les résultats sp-ICP-MS indiquent le contraire. Cette disparité entre les fractions peut être expliquée par la présence de NPs en Cu et Zn ayant une taille inférieure à la limite de détection relativement élevé du Cu et du Zn, typiquement entre 30 et 40 nm pour la méthode sp-ICP-MS [Lee et al. 2014] qui peut entraîner par conséquent l'impossibilité de détecter les NPs de taille inférieure à cette plage. Cette différence de répartition entre les deux fractions soulève aussi des questions quant à la dynamique de transport et de transformation de ces éléments dans chaque fraction dans le système environnementale, méritant ainsi une attention particulière pour une meilleure compréhension. En outre ces résultats devraient être comparées à des normes ou des recommandations régissant les concentrations de NPs dans les eaux naturelles, mais à l'heure actuelle, ces normes (notamment les teneurs limites) n'existent pas encore, ce qui souligne l'importance de la recherche pour mieux comprendre les implications liées à la présence de nanoparticules sur les écosystèmes aquatiques et la santé humaine.

IV CONCLUSION

Dans le cadre de la gestion de l'eau, cette étude a illustré l'identification et la quantification de diverses éléments anthropogéniques dans les eaux de ruissellement urbaines, en utilisant le mode « particule individuel » de la spectrométrie de masse à couplage inductif. Les résultats obtenus ont permis de confirmer la présence des éléments traces métalliques tels que le titane, le fer, le cuivre et le zinc, non seulement sous forme dissoute, mais aussi sous forme nanoparticulaire dans les eaux de ruissellement collectées à l'entrée du bassin de Cheviré. Cette surveillance joue un rôle essentiel dans le suivi de l'état des ressources en eau et dans la prédiction des tendances futures. Cette étude permet aussi de participer à la constitution d'une base des données qui pourrait contribuer à l'évolution des normes.

V BIBLIOGRAPHIE

- Baalousha, Mohammed, Jingjing Wang, Mahdi Erfani, et Erfan Goharian. 2021. « Elemental fingerprints in natural nanomaterials determined using SP-ICP-TOF-MS and clustering analysis ». *Science of The Total Environment* 792 (octobre): 148426. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148426>.
- Baalousha, Mohammed, Yi Yang, Marina E. Vance, Benjamin P. Colman, Samantha McNeal, Jie Xu, Joanna Blaszcak, Meredith Steele, Emily Bernhardt, et Michael F. Hochella. 2016. « Outdoor Urban Nanomaterials: The Emergence of a New, Integrated, and Critical Field of Study ». *Science of The Total Environment* 557-558 (juillet): 740-53. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.132>.
- Béchet, Beatrice, Bertrand Durin, Michel Legret, et Pierre Le Cloirec. 2010. « Size Fractionation of Heavy Metals in Highway Runoff Waters ». In *Highway and Urban Environment*, édité par Sébastien Rauch, G.M. Morrison, et Andrés Monzón, 235-44. Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3043-6_26.
- Dang, Du Phuc Tho, Liliane Jean-Soro, et Béatrice Béchet. 2023. « Pollutant Characteristics and Size Distribution of Trace Elements during Stormwater Runoff Events ». *Environmental Challenges* 11 (avril): 100682. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100682>.
- Degueldre, C. 2003. « Colloid Analysis by Single Particle Inductively Coupled Plasma- Mass Spectroscopy: A Feasibility Study », 6.
- Gholami, Zahra, Samaneh Jalilisadrabad, et Rezvaneh Amrollahi. 2023. « Investigating the Impact of Using Modified Cool Materials by Titanium Dioxide (TiO₂)-Based Photocatalytic Self-Cleaning Nanoparticles in Urban Facades on Urban Microclimate Parameters ». *Case Studies in Construction Materials* 19 (décembre): e02268. <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2023.e02268>.
- Kaegi, R., A. Ulrich, B. Sinnet, R. Vonbank, A. Wichser, S. Zuleeg, H. Simmler, et al. 2008. « Synthetic TiO₂ nanoparticle emission from exterior facades into the aquatic environment ». *Environmental Pollution* 156 (2): 233-39. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.08.004>.
- Lee, Sungyun, Xiangyu Bi, Robert B. Reed, James F. Ranville, Pierre Herckes, et Paul Westerhoff. 2014. « Nanoparticle Size Detection Limits by Single Particle ICP-MS for 40 Elements ». *Environmental Science & Technology* 48 (17): 10291-300. <https://doi.org/10.1021/es502422v>.
- Lockwood, Thomas E., Raquel Gonzalez De Vega, et David Clases. 2021. « An Interactive Python-Based Data Processing Platform for Single Particle and Single Cell ICP-MS ». *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 36 (11): 2536-44. <https://doi.org/10.1039/D1JA00297J>.
- Mitrano, Denise M, et James F Ranville. s. d. « Detecting Nanoparticulate Silver Using Single-particle Inductively Coupled Plasma–Mass Spectrometry », 7.
- Moraitis, P., R.E.I. Schropp, et W.G.J.H.M. Van Sark. 2018. « Nanoparticles for Luminescent Solar Concentrators - A Review ». *Optical Materials* 84 (octobre): 636-45. <https://doi.org/10.1016/j.optmat.2018.07.034>.
- Mozhayeva, Darya, et Carsten Engelhard. 2020. « A Critical Review of Single Particle Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry – A Step towards an Ideal Method for Nanomaterial Characterization ». *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 35 (9): 1740-83. <https://doi.org/10.1039/C9JA00206E>.
- Mueller, Nicole C., et Bernd Nowack. 2008. « Exposure Modeling of Engineered Nanoparticles in the Environment ». *Environmental Science & Technology* 42 (12): 4447-53. <https://doi.org/10.1021/es7029637>.
- Müller, Alexandra, Heléne Österlund, Jiri Marsalek, et Maria Viklander. 2020. « The Pollution Conveyed by Urban Runoff: A Review of Sources ». *Science of The Total Environment* 709 (mars): 136125. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136125>.
- Pace, Heather E, Nicola J Rogers, Chad Jarolimek, Victoria A Coleman, Evan P Gray, Christopher P Higgins, et James F Ranville. 2012. « Single Particle Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry: A Performance Evaluation and Method Comparison in the Determination of Nanoparticle Size ». *Environ. Sci. Technol.*, 9.

- Pestovsky, Yuri S, et Agustino Martínez-Antonio. 2017. « The Use of Nanoparticles and Nanoformulations in Agriculture ». *Journal of Nanoscience and Nanotechnology* 17 (12): 8699-8730. <https://doi.org/10.1166/jnn.2017.15041>.
- Reed, Robert B, Christopher P Higgins, Paul Westerhoff, Soheyl Tadjiki, et James F Ranville. 2012. « Overcoming Challenges in Analysis of Polydisperse Metal-Containing Nanoparticles by Single Particle Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry », 8.
- Tso, Chih-ping, Cheng-min Zhung, Yang-hsin Shih, Young-Ming Tseng, Shian-chee Wu, et Ruey-an Doong. 2010. « Stability of Metal Oxide Nanoparticles in Aqueous Solutions ». *Water Science and Technology* 61 (1): 127-33. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.787>.
- Tuccillo, M. 2006. « Size Fractionation of Metals in Runoff from Residential and Highway Storm Sewers ». *Science of The Total Environment* 355 (1-3): 288-300. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.03.003>.
- Wang, Jingjing, Md Mahmudun Nabi, Mahdi Erfani, Erfan Goharian, et Mohammed Baalousha. 2022. « Identification and Quantification of Anthropogenic Nanomaterials in Urban Rain and Runoff Using Single Particle-Inductively Coupled Plasma-Time of Flight-Mass Spectrometry ». *Environmental Science: Nano* 9 (2): 714-29. <https://doi.org/10.1039/D1EN00850A>.
- Wikström, Alexandra Andersson, et Heléne Österlund. 2016. « Size Fractionation of Dissolved Metals in Stormwater in Umeå, Sweden », 5.

ELEMENTS DU GROUPE DU PLATINE ET TERRES RARES DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT EN CONTEXTE ROUTIER

BRUNEAU Margot^{(1,2)*}, JEAN-SORO Liliane^(1,2), GORIAUX Mathieu^(1,2), CAUBRIÈRE Nadège⁽¹⁾,
GUILLON Martin⁽¹⁾, DESCHEREUX Flora⁽¹⁾, BÉCHET Béatrice^(1,2)

⁽¹⁾Université Gustave Eiffel, GERS, EE, F-44344 Bouguenais, France

⁽²⁾Institut de Recherche en Sciences et Techniques de la Ville -IRSTV, CNRS, FR-2488

* margot.bruneau@univ-eiffel.fr, 02 40 84 56 89

L'accroissement du nombre de véhicules et du kilométrage total parcourus ont conduit à l'augmentation des émissions en éléments traces en contexte routier. Les éléments du groupe du platine (PGE) et les terres rares (REE) sont des polluants émergents. Ils sont utilisés dans les convertisseurs catalytiques sous forme micro et nanoparticulaire (1-100 nm) pour dépolluer les gaz d'échappement. Cependant l'abrasion des convertisseurs conduit à leur émission dans l'environnement. Les eaux de ruissellement sont le vecteur de ces polluants vers les environnements aquatiques. Actuellement, il existe peu de données sur les teneurs en PGE et REE dans les eaux de ruissellement. Or ces éléments présentent des effets nocifs pour l'Homme et l'environnement. De plus, leurs formes micro et nanoparticulaire les rendent plus mobilisables et plus facilement inhalables. Dans cette étude, des eaux de ruissellement ont été prélevées dans un contexte de fort trafic routier. L'objectif est de déterminer les teneurs en PGE et REE et de caractériser leur spéciation physique, pour évaluer leurs mobilités et biodisponibilités. Pour ce faire, un fractionnement par filtration et ultrafiltration a été réalisé à 28 µm, 8 µm, 1,2 µm, 0,45 µm et 5 kDa. Sur chaque fraction, les concentrations en PGE/REE, en éléments traces et les paramètres physico-chimiques ont été déterminés. Des filtres ont également été observés et analysés au microscope électronique à balayage couplé à un analyseur des rayons-X à dispersion d'énergie (MEB-EDX). Les premiers résultats mettent en évidence des concentrations plus élevées en La et Ce dans la fraction colloïdale (1,2 µm ; 5 kDa) ainsi qu'en Sb, Pd et Rh dans la fraction particulaire (28 µm ; 1,2 µm). Les observations MEB-EDX ont permis de mettre en évidence des microparticules (0,4-3,4 µm) de REE associées à des éléments constitutifs des convertisseurs catalytiques (silice, magnésium, calcium, et aluminium) soulignant leurs potentielles origine anthropique.

Mots-clés : Eléments du groupe du platine, Terres rares, Spéciation physique, Eaux de ruissellement

Platinum group elements and rare earth elements in road run-off water

The increase in the number of vehicles and in the total number of kilometres travelled has led to a rise in emissions of trace metals in the road environment. Platinum group elements (PGE) and rare earth elements (REE) are emerging pollutants. They are used in catalytic converters in micro- and nanoparticulate form (1-100 nm) to clean up exhaust gases. However, abrasion of the converters leads to their emission into the environment. Run-off water is the vector for these pollutants into aquatic environments. Nowadays, there is few data on PGE and REE levels in run-off water. Yet these elements have harmful effects on humans and the environment. Moreover, their micro- and nanoparticulate forms make them more mobile and more easily inhaled. In this study, run-off water was sampled in a context of heavy road traffic. The aim was to determine the levels of PGE and REE and to characterise their physical speciation, in order to assess their mobility and bioavailability. To achieve this, fractionation by filtration and ultrafiltration was carried out at 28 µm, 8 µm, 1.2 µm, 0.45 µm and 5 kDa. Concentrations of PGE/REE, trace elements and physico-chemical parameters were determined for each fraction. Filters were also observed and analysed using a scanning electron microscope coupled to an energy dispersive X-ray analyser (SEM-EDX). First results show higher concentrations of La and Ce in the colloidal fraction (1.2 µm ; 5 kDa) and of Sb, Pd and Rh in the particulate fraction (28 µm ; 1.2 µm). SEM-EDX observations revealed REE microparticles (0.4-3.4 µm) associated with elements that make up catalytic converters (silica, magnesium, calcium and aluminium), highlighting their potential anthropogenic origin.

Keywords : Platinum Group Elements, Rare Earth Elements, Physical speciation, Run-off waters

I INTRODUCTION

L'expansion urbaine a conduit à l'augmentation de la densité du trafic routier et des infrastructures associées. Ces évolutions ont pour conséquence l'augmentation des flux en éléments traces, constituants des véhicules et des infrastructures routières. Ces dernières, par la présence des glissières de sécurité ou des peintures signalétiques, peuvent être des sources d'émission en zinc (Zn) ou en cadmium (Cd) [Kibblewhite, 2018]. Les émissions de polluants sont dues à l'abrasion et à la corrosion des pièces de véhicule et à l'usage des carburants et autres fluides [Davis *et al.*, 2001]. En effet, les plaquettes de freins sont vectrices de contamination en cuivre (Cu), plomb (Pb), Zn [Napier *et al.*, 2008], chrome (Cr) [Hjortenkrans *et al.*, 2007] ou en antimoine (Sb) [Földi *et al.*, 2018]. Par ailleurs, les convertisseurs catalytiques sont aussi référencés comme des sources de platine (Pt), palladium (Pd), rhodium (Rh) [Omrani *et al.*, 2020] ou en terres rares (REE) [Cunha-Lopes *et al.*, 2023]. Les eaux de ruissellement sont les vecteurs de transport de polluants dans l'environnement urbain. Certaines études se sont focalisées sur la concentration croissante de polluants dits émergents comme Sb [Philippe *et al.*, 2023], Pt, Pd, Rh (appartenant aux éléments du groupe du platine, PGE), le cérium (Ce) ou le lanthane (La) (tout deux des REE). En Europe, les convertisseurs catalytiques sont obligatoires sur les véhicules depuis 1993 pour les motorisations essence et 1997 pour les moteurs diesel. Les convertisseurs catalytiques pour motorisation essence sont constitués d'un monolithe en céramique ($2\text{MgO} \cdot 2\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{SiO}_2$) composé de micro ($<0,3 \mu\text{m}$) ou nanoparticules (1-100 nm) de PGE et de microparticules de Ce et La. Pour les motorisations diesel, des catalyseurs de combustion peuvent être ajoutés dans le carburant. Ainsi Cu, Pt, Ce, le fer (Fe) ou le manganèse (Mn) sont ajoutés dans ce dernier sous forme nanoparticulaire [Zhu *et al.*, 2012]. Dès les années 1990, des études mettent en évidence les émissions de PGE dans les eaux de ruissellements en contexte routier dans des gammes de valeurs de $5,3\text{-}1120 \text{ ng L}^{-1}$ [Wei et Morrison, 1994 ; Laschka *et al.*, 1996]. Ces données ont ensuite été complétées par celles d'Omrani [2018] qui a observé des concentrations en PGE allant de 23 à 539 ng L^{-1} . Seulement une étude s'est intéressée aux REE dans les eaux de ruissellement en contexte routier. Shajib *et al.* [2020] ont prélevé des eaux de ruissellement à Pékin dans un contexte de trafic routier modéré et faible. Les concentrations moyennes sont de $15,4 \mu\text{g L}^{-1}$ pour Ce et $8,8 \mu\text{g L}^{-1}$ pour La. Parmi les effets toxiques chez l'homme, les PGE et les REE peuvent provoquer des allergies par voie cutanée et des problèmes pulmonaires par inhalation [Pagano *et al.*, 2015 ; Linde *et al.*, 2017 ; Aarzo *et al.*, 2022]. D'un point de vue environnemental, des stress abiotiques, comme une diminution de la croissance, ont été observés sur des plantes et des légumes ayant accumulé des nanoparticules de Pd [Aarzo *et al.*, 2022]. Actuellement en Europe, il n'existe aucune norme ou réglementation sur les seuils de concentrations en PGE et en REE à respecter dans l'environnement. L'institut national de la santé publique et de l'environnement au Pays-Bas a publié des concentrations maximales admissibles et des concentrations négligeables, calculées à partir de données sur l'écotoxicologie et la chimie de l'environnement, pour divers REE dissous dans les eaux de surface et les sédiments [Sneller *et al.*, 2000]. Ainsi, pour les eaux douces de surface les concentrations maximales permises sont de $22 \mu\text{g L}^{-1}$ pour Ce et $10 \mu\text{g L}^{-1}$ pour La. Les effets favorables ou nocifs d'un polluant dépendent de sa concentration dans l'environnement. Par exemple, les REE sont considérés comme des stimulants à faible concentration, conduisant à leur utilisation dans les engrais, mais des inhibiteurs à forte dose [Pagano *et al.* 2015]. La taille des particules joue également sur le potentiel nocif. En effet, les micro et surtout nanoparticules de PGE et REE peuvent facilement être transportés et inhalés. Ainsi, les PGE et REE émis par les véhicules sont facilement mobilisables par leur taille mais aussi par divers composants, comme le carbone organique ou les anions, qui peuvent améliorer leur biodisponibilité.

Dans cette étude, des eaux de ruissellement ont été prélevées dans un contexte de fort trafic routier et analysées. Les objectifs sont (1) de déterminer les teneurs en PGE et REE et de comparer nos résultats aux valeurs de la littérature et aux normes existantes, (2) et de caractériser la spéciation physique, notamment sous forme microparticulaire, des PGE et des REE afin d'évaluer leurs potentielles mobilité et biodisponibilité.

II MATERIALS ET METHODES

II.1 Site d'étude

Le bassin d'infiltration des eaux de ruissellement du pont de Cheviré, en service depuis avril 1991 et faisant partie des sites du Service National d'Observation (SNO) Observil, est localisé au sud-ouest de Nantes (47° 11' 34" N, 1° 36' 48" W). Ce bassin, d'une surface de 780 m² et d'une profondeur de 1,8 m, reçoit les eaux de ruissellement de la partie sud du pont de Cheviré d'une surface de drainage d'environ 2,2 ha. Le pont, qui se compose de trois voies dans chaque sens de circulation, a une limitation de vitesse de 70 km h⁻¹ et un trafic journalier de 100 000 véh j⁻¹ [DIR Ouest, 2019]. Les eaux de ruissellement arrivent au bassin par une buse d'entrée et lorsque le niveau d'eau dans le bassin est assez haut (~ 1,2 m), elles sont évacuées vers la Loire par une surverse. Les eaux de ruissellement entraînent des matériaux grossiers à fins (sable, poussières de chaussée), des macrodéchets et des micropolluants provenant du trafic et des infrastructures (route, pont). Les échantillons ont été prélevés dans la canalisation acheminant les eaux de ruissellement. Un échantillonneur automatique portable (AS950, Hach®) a été installé dans cette conduite en béton de 800 mm de diamètre à 12 m de l'entrée des eaux dans le bassin d'infiltration de Cheviré. Il s'agit d'un échantillonneur multi-flacons, avec au total 24 flacons en polyéthylène (PE) de 1 L. Une sonde AV900 pour mesurer la hauteur d'eau et une crépine d'échantillonnage, connectée à l'échantillonneur, ont été installées. Le programme d'échantillonnage se déclenche lorsqu'une hauteur d'eau de 4 cm est atteinte. Le programme a été établi de manière à prélever 900 mL par flacon à une fréquence de 10 min pendant l'événement pluvieux. Pour assurer l'échantillonnage, la conduite est nettoyée en amont des prélèvements afin de limiter l'ensablement des capteurs.

II.2 Caractérisation des eaux de ruissellement

Pour chaque événement pluvieux les premiers flacons prélevés, qui ont une charge plus élevée en polluants, ont été sélectionnés pour constituer un échantillon composite. Cet échantillon composite a ensuite été utilisé pour les analyses.

II.2.1 Paramètres physico-chimiques et dosage des anions par chromatographie ionique

Plusieurs paramètres physico-chimiques ont été déterminés au laboratoire. Le pH et la conductivité ont été mesurés avec le pH-mètre Ti-Touch 916 (Metrohm) et le conductimètre New FiveEasy (Mettler Toledo) selon les normes NF EN ISO 10523 (mai 2012) et NF EN 27888 (janvier 1994), respectivement. Le carbone organique total (COT) a été déterminé par oxydation thermique (TOC L CPN, Shimadzu) en s'inspirant de la norme NF EN ISO 20236 (novembre 2011). Enfin les anions en solution ont été quantifiés par chromatographie ionique (ThermoFisher) (NF EN ISO 10304, juillet 2009).

II.2.2 Protocoles de filtration et d'ultrafiltration

Afin d'évaluer la distribution en taille des particules de PGE/REE et des éléments traces, 1,1 L ont été sous-échantillonnés à partir de l'échantillon composite pour effectuer deux fractionnements par filtration en cascade, avec des filtres en nitrate de cellulose, et par ultrafiltration, avec des filtres en cellulose régénérée. Ces deux fractionnements permettront de déterminer les concentrations dissoutes, colloïdales et particulaires des PGE/REE d'une part et des éléments traces d'autre part.

En raison de la charge en particules et pour éviter le colmatage des filtres lors de la filtration, l'échantillon composite brut est décanté préalablement pendant 2 h dans deux cônes d'Imhoff. Selon la loi de Stokes, pendant cette durée, les particules organiques supérieures à 28 µm et les particules minérales supérieures à 10 µm sont éliminées par sédimentation.

Après décantation, 100 mL d'échantillon, provenant de chaque cône, ont été filtrés sur une membrane en nitrocellulose de 0,45 µm de diamètre de pore pour obtenir les teneurs totales en PGE/REE et en éléments traces. Ensuite, deux cascades de filtration ont été réalisées pour les PGE/REE et les éléments traces. Afin de caractériser la distribution en taille des éléments, cinq fractionnements ont été réalisés :]28 µm ; 8 µm] ;]8 µm ; 1,2 µm] ;]1,2 µm ; 0,45 µm] ;]0,45 µm ; 5 kDa] et < 5 kDa (taille d'environ 10 nm). Les filtres, à l'exception de l'ultrafiltration, et les filtrats des deux cascades de filtration ont été analysés pour leurs teneurs en PGE/REE, ETM et leurs paramètres physico-chimiques.

II.2.3 *Éléments traces*

Les filtrats ont été acidifiés à 1% HNO_3 (HNO_3 65%100456, Supelco) et stockés à 4 °C. Après filtration, les filtres ont été séchés à 105 °C et calcinés à 450 °C pendant 3 h. Les filtres ont été mis en solution par un protocole inspiré de la norme NF ISO 14869-1 (août 2001). Ils ont été repris avec 10 mL de HF (HF 47 %, 30107, Sigma-Aldrich) et 3,5 mL de HClO_4 (HClO_4 65-71 %, 83874.270, Normatom) dans des creusets en téflon et chauffés jusqu'à siccité à 160 °C sur une plaque chauffante (DigiPrep). Après évaporation, les résidus ont été mis en contact à froid avec 1 mL de HNO_3 pendant 30 min. Puis, 20 mL d'eau ultrapure (EUP) ont été ajoutés et les résidus ont été chauffés à 80 °C pendant 60 min sur plaque chauffante. Ensuite, les digestats ont été filtrés à 0,45 μm et ramenés à un volume final de 100 mL avec de l'EUP. Les échantillons ont été analysés à l'aide d'un spectromètre de masse à plasma inductif couplé à un spectromètre de masse en tandem (ICP-MS-MS, Agilent 8900) et d'un spectromètre d'émission optique à plasma inductif (ICP-OES, ThermoFisher iCAP PRO). Des contrôles de qualité interne (CQI ; 0,1 mg L^{-1} , 849A.D1.1N.L2, CPA Chem) ont été analysés avec les deux méthodes et pour chaque ETM afin de valider les mesures.

II.2.4 *Éléments du groupe du platine et terres rares*

Un protocole permettant de minéraliser simultanément les PGE et les REE a été adapté d'après Omrani [2018]. Les filtrats ont été acidifiés à 1% avec de l'eau régale (3 HCl : 1 HNO_3) (HNO_3 65 %, 100456, Supelco ; HCl 30 %, 1.00318, Supelco) et conservés à 4 °C. Les filtres, préalablement séchés à 105 °C, ont été minéralisés à l'eau régale dans un four à micro-onde (MARS, CEM Corporation) à 200 °C pendant 60 min. Après minéralisation, les échantillons ont été filtrés à 0,45 μm et portés à un volume final de 50 mL avec de l'EUP. Les analyses ont été effectuées à l'aide de l'ICP-MS-MS et ont été validées par des CQI pour les PGE (100 mg L^{-1} , RM005565L1, CPA Chem) et les REE (10 $\mu\text{g L}^{-1}$, MSE194.D01.1N.L1, CPA Chem).

II.2.5 *Observation au microscope électronique à balayage*

Les eaux de ruissellement ont été filtrées sur des filtres en polycarbonate de divers seuil de coupure afin d'obtenir des classes de taille de:]10 μm ; 8 μm] ;] 8 μm ; 0,8 μm] ;] 0,8 μm ; 0,4 μm] et]0,4 μm ; 0,1 μm]. Une partie de chaque filtre a été découpée, montée sur des supports et recouverte d'une fine couche de carbone (0,7-0,9 nm) avec le métalliseur Quorum QT150. Puis les supports ont été examinés dans des conditions de vide poussé à l'aide d'un microscope électronique à balayage (MEB, HITACHI SU5000). En plus d'un détecteur d'électrons secondaires pour exécuter des observations topographiques et d'un détecteur pour les électrons rétrodiffusés, des analyses ont été réalisées à l'aide d'un analyseur des rayons-X à dispersion d'énergie (EDX) Xflash Brucker. Les analyses ont été effectuées à une tension d'accélération de 15 kV et à une distance de travail de 10 mm. Les résultats des analyses, donnés en pourcentage de masse normalisé à 100 %, fournissent des indications semi-quantitatives sur la composition des particules de PGE et de REE ainsi que sur leurs associations chimiques.

III RESULTATS ET DISCUSSION

Les résultats des paramètres physico-chimiques, du dosage des anions ainsi que des concentrations et distributions en taille des PGE/REE et des éléments traces dans les eaux de ruissellement sont en cours d'acquisition et seront présentés lors des journées. Toutefois, les premiers résultats mettent en évidence des concentrations élevées en La et Ce dans le dissous à 0,45 μm de la cascade de filtration. Ces valeurs, de 34,7 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour La et 71,5 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour Ce, sont 3 fois supérieures aux valeurs maximales permises de 22 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour Ce et 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour La [Sneller *et al.*, 2000]. Les résultats soulignent également la présence plus élevée de La et Ce dans la fraction colloïdale (]1,2 μm ; 5 kDa]) et de Cu, Zn, Sb, Pd et Rh dans la fraction particulaire (]28 μm ; 1,2 μm]). Les concentrations en Pt, pour chaque fraction, sont inférieures à la limite de quantification (<0,05 $\mu\text{g L}^{-1}$).

En ce qui concerne les observations MEB et les micro-analyses EDX, aucune particule contenant des PGE n'a été détectée sans doute en raison de leurs faibles concentrations. En revanche, des particules de REE ont été identifiées au MEB (Figure 1). Les REE sont présents sous forme de microparticules de diamètre équivalent de Féret compris entre 0,4-3,4 μm . Les observations ont permis de distinguer deux types de particules. Des particules monocristallines de forme anguleuse et composées de La, Ce, de néodyme (Nd), de phosphore (P) et de thorium (Th) (Figure 1a, Figure 1b) ont été identifiées. À l'état naturel, 95% des ressources en REE ne proviennent que de trois minéraux : la bastnäsite, la monazite et le xénotime. La monazite, de formule $(\text{Ce, La, Nd, Th})\text{PO}_4$, est commune dans le massif armoricain et

contient des éléments radioactifs comme l'uranium (U) ou Th. Ainsi, la particule de la figure 1a pourrait être une particule de monazite. Des particules de forme allongée à ronde ont également été observées (Figure 1c, Figure 1d). Elles sont constituées de Ce ou d'un mélange Ce-La et peuvent être associées au P, à la silice (Si), à l'aluminium (Al), au calcium (Ca), à Fe ou à l'argent (Ag) (Figure 1c, Figure 1d).

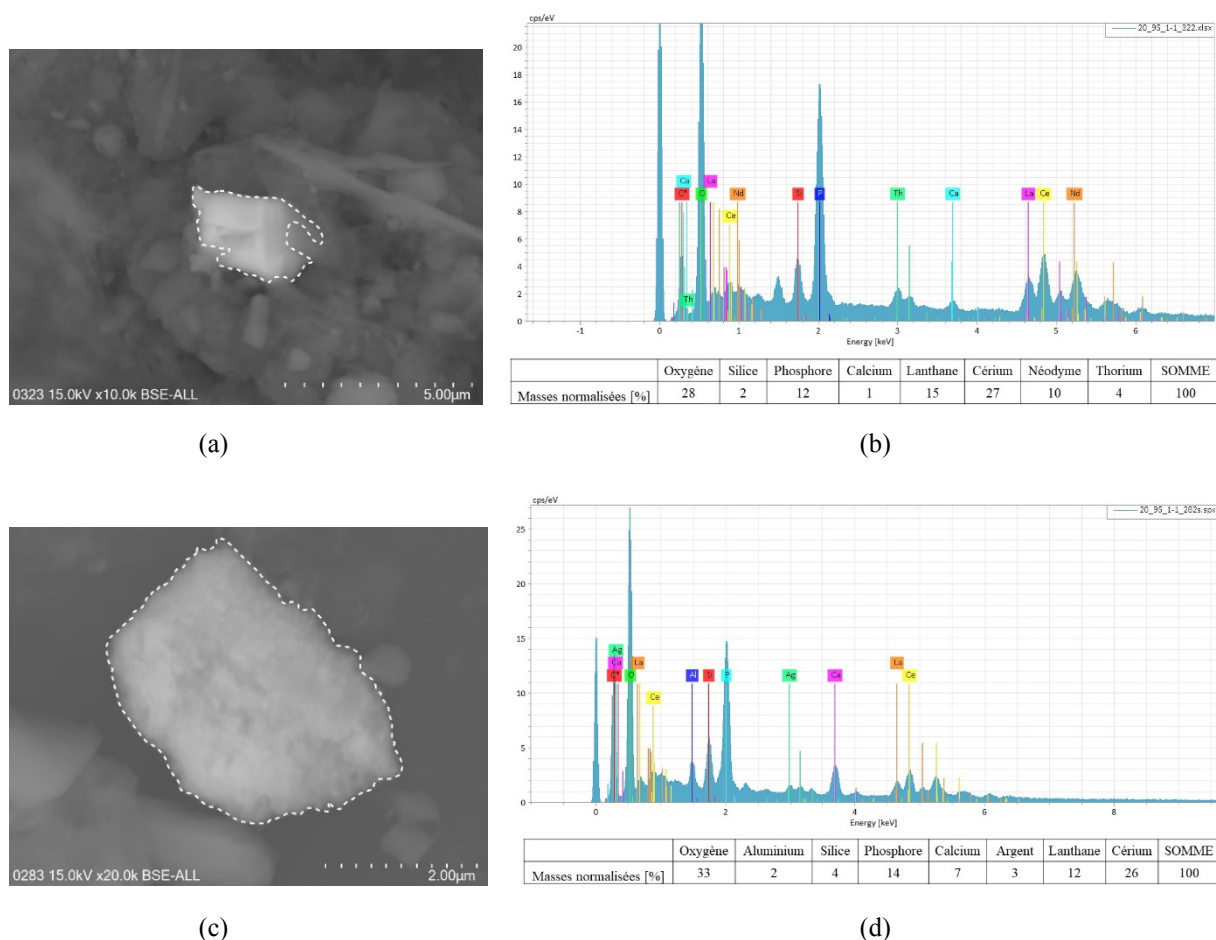


Figure 1. Images en électrons rétrodiffusés (BSE :Back Scattered Electron) (a, c) et spectres EDX associés (b, d)

Les monolithes en céramique de composition $2\text{MgO} \cdot 2\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{SiO}_2$ ont une structure en nid d'abeille dont les canaux sont recouverts d'une fine couche appelée washcoat. Ce dernier peut-être composé d'oxyde d'aluminium (Al_2O_3), d'oxyde de cérium (CeO_2) et/ou d'oxyde de zircon (ZrO_2) auquel des stabilisants comme La peuvent être ajoutés. C'est à la surface du washcoat que les nanoparticules de PGE sont déposées et stabilisées par des alcalino-terreux comme Ca. Ainsi les particules de composition Si-Al-Ca-Ce(-La) dans les eaux de ruissellement pourraient correspondre à du washcoat arraché du monolithe en céramique par l'usage des convertisseurs catalytiques.

IV CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Pour conclure, les premiers résultats des fractionnements par filtration et ultrafiltration soulignent des concentrations en La et Ce dans le dissous à $0,45 \mu\text{m}$ de la cascade de filtration 3 fois supérieures aux valeurs maximales permises. La présence élevée de La et Ce dans la fraction colloïdale ($1,2 \mu\text{m}$; 5 kDa) et de Pd et Rh dans la fraction particulaire ($128 \mu\text{m}$; $1,2 \mu\text{m}$) a également été remarquée. Les premières observations au MEB-EDX des eaux de ruissellement du pont de Cheviré ont permis d'identifier des microparticules, entre $0,4\text{-}3,4 \mu\text{m}$, de REE qui pourraient être d'origine naturelle et anthropique. Ainsi, La et Ce semblent être sous forme de microparticules mobiles. Ces résultats seront complétés par de plus amples détermination des teneurs en PGE/REE et en ETM et par une analyse de leur distribution dans les fractions dissoutes, colloïdales et particulaires. Cette étude originale fournira

des premiers résultats sur la spéciation physique des PGE et REE dans les eaux de ruissellement en contexte routier de fort trafic et permettra d'évaluer leurs mobilités et biodisponibilités.

V REFERENCES

- Aarzo, Nidhi, & Samim, M. (2022). Palladium nanoparticles as emerging pollutants from motor vehicles : An in-depth review on distribution, uptake and toxicological effects in occupational and living environment. *Science of The Total Environment*, 823, 153787. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153787>
- Cunha-Lopes, I., Lehtoranta, K., Almeida, S. M., Evtyugina, M., Vicente, A., Vicente, E., Kuutti, H., Amato, F., & Alves, C. A. (2023). Chemical speciation of PM emissions from heavy-duty vehicles. *Atmospheric Environment*, 306, 119823. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119823>
- Davis, A. P., Shokouhian, M., & Ni, S. (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, 44(5), 997-1009. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00561-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00561-0)
- DIR Ouest, D. interdépartementale des routes. (2019). Mobilité trafic. Direction interdépartementale des routes Ouest. <https://www.dir.ouest.developpement-durable.gouv.fr/mobilite-traffic-r233.html>
- Földi, C., Sauermann, S., Dohrmann, R., & Mansfeldt, T. (2018). Traffic-related distribution of antimony in roadside soils. *Environmental Pollution*, 237, 704-712. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.112>
- Hjortenkrans, D. S. T., Bergbäck, B. G., & Häggerud, A. V. (2007). Metal Emissions from Brake Linings and Tires : Case Studies of Stockholm, Sweden 1995/1998 and 2005. *Environmental Science & Technology*, 41(15), 5224-5230. <https://doi.org/10.1021/es070198o>
- Kibblewhite, M. G. (2018). Contamination of agricultural soil by urban and peri-urban highways : An overlooked priority? *Environmental Pollution*, 242, 1331-1336. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.008>
- Laschka, D., Striebel, T., Daub, J., & Nachtwey, M. (1996). Platin im Regenabfluß einer Straße. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 8(3), 124-129. <https://doi.org/10.1007/BF02939295>
- Linde, S. J. L., Franken, A., & du Plessis, J. L. (2017). Occupational Respiratory Exposure to Platinum Group Metals : A Review and Recommendations. *Chemical Research in Toxicology*, 30(10), 1778-1790. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrestox.7b00184>
- Napier, F., D'Arcy, B., & Jefferies, C. (2008). A review of vehicle related metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the UK environment. *Desalination*, 226(1), 143-150. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.02.104>
- Omrani, M. (2018). Contribution à l'étude des éléments du groupe du platine en milieu urbain et péri-urbain [These de doctorat, Ecole centrale de Nantes]. <https://www.theses.fr/2018ECDN0054>
- Omrani, M., Goriaux, M., Liu, Y., Martinet, S., Jean-Soro, L., & Ruban, V. (2020). Platinum group elements study in automobile catalysts and exhaust gas samples. *Environmental Pollution*, 257, 113477. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113477>
- Pagano, G., Guida, M., Tommasi, F., & Oral, R. (2015). Health effects and toxicity mechanisms of rare earth elements—Knowledge gaps and research prospects. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 115, 40-48. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.01.030>

- Philippe, M., Le Pape, P., Resongles, E., Landrot, G., Freydier, R., Bordier, L., Baptiste, B., Delbes, L., Baya, C., Casiot, C., & Ayrault, S. (2023). Fate of antimony contamination generated by road traffic – A focus on Sb geochemistry and speciation in stormwater ponds. *Chemosphere*, 313, 137368. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137368>
- Shajib, M. T. I., Hansen, H. C. B., Liang, T., & Holm, P. E. (2020). Rare earth elements in surface specific urban runoff in Northern Beijing. *Science of The Total Environment*, 717, 136969. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136969>
- Sneller, F. E. C., Kalf, D. F., Weltje, L., & van Wezel, A. P. (2000). Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for Rare Earth Elements (REEs) [Report]. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM. <https://rivm.openrepository.com/handle/10029/9551>
- Wei, C., & Morrison, G. M. (1994). Platinum analysis and speciation in urban gullypots. *Analytica Chimica Acta*, 284(3), 587-592. [https://doi.org/10.1016/0003-2670\(94\)85063-1](https://doi.org/10.1016/0003-2670(94)85063-1)
- Zhu, M., Ma, Y., & Zhang, D. (2012). Effect of a homogeneous combustion catalyst on the combustion characteristics and fuel efficiency in a diesel engine. *Applied Energy*, 91(1), 166-172. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.09.007>

EVOLUTION DES TENEURS DU SOL EN PARTICULES D'USURE DES PNEUS EN FONCTION DE L'ELOIGNEMENT A LA ROUTE

LANDEBRIT Louisa^{(1)*}, MURESAN Bogdan⁽²⁾, POIRIER Laurence⁽³⁾, GASPERI Johnny⁽¹⁾

⁽¹⁾Université Gustave Eiffel, GERS-LEE, F-44344 Bouguenais, France

⁽²⁾Université Gustave Eiffel, AME-EASE, F-44344 Bouguenais, France

⁽³⁾Nantes Université, Institut des Substances et Organismes de la Mer, ISOMer, UR 2160, Nantes F-44000, France

*louisa.landebrit@univ-eiffel.fr

Les sols en bord de route sont les matrices environnementales les plus exposées à la pollution aux particules d'usure de pneumatiques et de la route (TRWP). Les eaux de ruissellement et le vent sont les principaux vecteurs de transfert de ces particules dans les environnements proches. Afin d'évaluer l'ampleur ainsi que l'étendue de l'imprégnation des bords de routes en TRWP, leurs teneurs ont été mesurées jusqu'à une distance de 200 m dans les sols superficiels jouxtant un axe routier majeur de l'ouest de la France. Les résultats ont mis en évidence une contamination importante des premiers mètres à partir de la route, de l'ordre de 4000 mg/kg. Une décroissance selon une fonction puissance des teneurs est par ailleurs observée avec l'éloignement jusqu'à atteindre un plateau au-delà de 20 m du bord de la route. Cette évolution démontre l'existence d'un fond d'imprégnation en TRWP dans les sols éloignés de la route de plus de quelques dizaines de mètres. Ce fond d'imprégnation est en moyenne de 321 ± 104 mg de TRWP/kg de sol ($n=15$). La part de caoutchouc naturel (NR) dans les TRWP des sols analysés est égale à 16%. Si nous faisons l'hypothèse que le NR est prépondérant (environ 80% en masse) dans les TRWP émises par les poids-lourds (environ 12% du trafic local), alors le ratio NR/TRWP des échantillons rendraient fidèlement compte de la contribution des émissions de poids-lourds à la pollution en particules de pneumatiques des sols de bords de routes. Cette étude donne une idée de la dispersion des TRWP à faible échelle spatiale à partir d'une source connue, le trafic routier, et donne une indication sur la nécessité d'être en dehors de l'influence de ces sources locales pour évaluer l'imprégnation par les TRWP.

Mots-clés : Particules d'usure des pneus, sols, spectrométrie de masse, élastomères

Change in tire wear particle contents of superficial soil with distance from the roadside

Roadside soils are the environmental matrices most exposed to tire and road wear particles (TRWP) pollution. Runoff water and wind are the main vectors for the transfer of these particles to the surrounding environment. In order to assess the degree and extent of roadside impregnation, TRWP contents were measured up to a distance of 200 m in the surface soils adjacent to a major road in western France. The measurements revealed significant contamination in the first few meters from the roadside, around 4000 mg/kg. Furthermore, a power-law decrease in content with distance is observed until reaching a plateau beyond 20 m from the roadside. This evolution demonstrates the existence of a TRWP impregnation background in receiving soils distant from the roadside by more than a few tens of meters. This impregnation background averages 321 ± 104 mg of TRWP/kg of soil ($n=15$). The proportion of natural rubber (NR) in the TRWP of the samples is equal to 16%. If we assume that NR is predominant (approximately 80% by mass) in the TRWP emitted by heavy trucks (ca. 12% of the local road traffic), then the NR/TRWP ratio of the samples would accurately reflect the contribution of heavy truck emissions to the contamination of roadside soils with tire particles. This study provides an insight into the dispersion of TRWP at a small spatial scale from a known source, road traffic, and indicates the necessity of being outside the influence of these local sources to assess TRWP impregnation.

Keywords : Tire and road wear particles, soils, mass spectrometry, elastomers

I INTRODUCTION

La pollution plastique est désormais largement reconnue et constitue un défi incontournable pour nos sociétés modernes. De nombreuses études se penchent sur l'ubiquité des microplastiques (MP) dans les différents compartiments environnementaux. Cependant, seul un nombre limité d'études prend en

considération les particules issues de l'usure des pneumatiques et de la route, appelées « tire and road wear particles » (TRWP). Malgré des caractéristiques physico-chimiques distinctes, les TRWP contribuent à la pollution plastique aux échelles locales comme globales [Wagner et al., 2018]. Les particules de pneu sont identifiées comme l'une des principales sources de microplastiques, avec des émissions comprises entre 0,8 et 1,0 kg/an/habitant [Biesse, 2022]. En 2019, la production mondiale de caoutchouc, qu'il soit naturel ou synthétique, a atteint 28 millions de tonnes [Mattonai et al., 2022]. De plus, les pneumatiques automobiles représentaient 57% de l'utilisation du caoutchouc synthétique en 2010, avec une consommation estimée à 6,4 millions de tonnes par an [Boucher & Friot, 2017]. Les TRWP sont générées lors du roulage, lorsque le pneu entre en contact avec la route en raison des forces de friction à l'interface. Divers facteurs tels que la vitesse, l'accélération et le freinage influent sur ces forces, aboutissant ainsi à des dynamiques d'émission de TRWP très variables. La texture de la surface de la route est également un paramètre jouant sur l'usure des pneus [Kreider et al., 2010].

De manière générale, les polluants émis par le trafic routier tendent à se disperser dans les différents compartiments environnementaux. L'imprégnation par les TRWP serait par conséquent d'autant plus importante que le compartiment récepteur est proche de la route. Ainsi, les sols en bordure de route représentent un réceptacle majeur d'une partie des émissions de TRWP du trafic routier et captent jusqu'à 76% des TRWP générées [Baensch-Baltruschat et al., 2021].

Cette première étude de la thèse vise donc à investiguer les teneurs en TRWP dans les sols adjacents à une route jusqu'à 200 m de son bord. L'objectif principal est de juger l'influence d'une source locale de TRWP, une route, *via* les eaux de ruissellement et le vent, sur l'imprégnation des premiers mètres de sol, jusqu'à la détermination du fond ambiant à plus grande distance du bord de celle-ci. Cette recherche représente donc une première étape indispensable à l'analyse et l'estimation des aires d'impact de la pollution aux TRWP dans le département Loire-Atlantique. Les données obtenues ont par ailleurs été comparées avec les teneurs proposées par la littérature scientifique pour d'autres sols proches des routes.

II MATÉRIELS ET MÉTHODES

II.1 Site d'étude et prélèvements

L'échantillonnage des sols est réalisé au Nord de Nantes (47°18'5" N, 1°37'43" O), perpendiculairement à la Route des Estuaires, N137 (axe Nantes-Rennes) dont le trafic moyen journalier annuel en 2019 était de 43 000 véhicules environ, dont 12% de poids-lourds [*Data.gouv.fr*, 2021] (Figure 1). Les deux autres routes adjacentes sont des routes mineures donc le trafic est au moins 16 fois inférieur à celui de la N137. Neuf échantillons ont été prélevés au mois de mars 2024 sur une distance allant de 0 m à 200 m de la route. Les prélèvements sont effectués à la pelle sur les cinq premiers centimètres de sol environ, le couvert végétal est enlevé avant le prélèvement. Les échantillons sont stockés dans des bocaux en verre. Le site a été choisi en fonction de l'accessibilité du bord de la route, de l'intensité du trafic et de l'orientation du vent (i.e. dans l'axe et le sens du transect). Au niveau du site d'échantillonnage, la route N137 s'étend du Sud-Est au Nord-Ouest, tandis que les sols ont été échantillonnés sur son flanc Nord-Est. Les vents dans le secteur sont principalement du Sud-Ouest (provenant de l'océan Atlantique) et plus rarement (surtout en hiver) du Nord-Est. Les observations sur le terrain indiquent une infiltration des eaux de ruissellement sur les premiers mètres, à proximité immédiate de la route.



Figure 1. Site d'échantillonnage des sols. Les points bleus représentent les points de prélèvement à chaque distance. Point 0 m : 47°18'5" N, 1°37'43" O. Point 200 m : 47°18'10" N, 1°37'38" O. (© GoogleEarth)

II.2 Préparation des échantillons

Les échantillons de sol représentent une matrice complexe qui nécessite des étapes de purification pour une analyse optimale. Après un séchage à 105°C pendant 24 h, les échantillons de sol sont tamisés à 1 mm pour éliminer des éléments grossiers tels que des cailloux ou feuilles. La fraction inférieure à 1 mm est conservée et broyée au broyeur à bille pendant 3 min à 400 rpm. Cette étape permet d'obtenir un échantillon homogène pour la suite des analyses, ce qui est essentiel au regard de la faible masse d'échantillon. Une digestion de la matière organique est ensuite réalisée. Cette étape consiste à éliminer la matière organique facilement oxydable pouvant être à l'origine de certaines interférences lors de l'analyse. La digestion au KOH à 10%, largement utilisée pour les analyses de MP car elle évite de les dégrader [Dehaut et al., 2016], est choisie ici. Ce choix de digestion résulte des travaux de More et al., [2023] qui ont comparé l'efficacité de trois traitements chimiques (KOH, H₂O₂ et Fenton) et opté pour une digestion au KOH à 10% pendant 24 heures à 60°C (environ 10 mL de KOH pour 500 mg de sol), prétraitement qui offre les meilleurs recouvrements, de l'ordre de 110% ± 39%. Les mêmes conditions opératoires sont donc appliquées. Les échantillons sont filtrés et rincés à l'eau Ultra pure après la digestion pour revenir à pH neutre.

II.3 Analyse par Py-GC/MS

La technique utilisée dans ce travail est l'analyse par pyrolyse couplée à la chromatographie gazeuse et spectrométrie de masse (Py-GC/MS). Cette technique se base sur la décomposition thermique des élastomères, constituants principaux des pneus, comme le caoutchouc synthétique (styrène-butadiène rubber – SBR, en anglais) ou le caoutchouc naturel (natural rubber – NR, en anglais). Les produits issus de la décomposition ont un plus faible poids moléculaire et sont donc facilement analysables en GC/MS. La pyrolyse s'effectue à 600°C pendant 12 secondes (Tableau 1).

Tableau 1. Conditions analytiques de la Py-GC/MS

Pyrolyseur	EGA/PY-3030D (FrontierLab)	
	Température pyrolyse (°C)	600
	Temps pyrolyse (s)	12
Chromatographie gazeuse	8890 (Agilent)	
	Température injecteur (°C)	300
	Gaz vecteur	He (1mL/min)
	Ratio split	46 :1
	Pré-colonne	Non
	Colonne	Ultra ALLOY ⁺ -5 (30 m ; 0.25 mm ; 0.25 µm)
	Programme température	50°C (maintien 5 min) ; 25°C/min ; 300°C (maintien 10 min)
Spectromètre de masse	5977B (Agilent) Simple quad	
	Température source (°C)	230
	Température MS (°C)	150
	Energie d'ionisation (eV)	70
	Gamme de masse (m/z)	50-400
	Temps acquisition (min)	25
	Méthode d'acquisition	SIM

Une attention particulière est portée au choix des produits de décomposition des élastomères, nommés marqueurs. Ces derniers doivent être sensibles et spécifiques pour éviter des faux-positifs lors de la quantification. Pour le caoutchouc synthétique, les marqueurs les plus utilisés sont le 4-vinylcyclohexène (4-VCH) et le 4-phenylcyclohexène (4-PCH), et pour le caoutchouc naturel on retrouve le plus souvent le dipentène (DP) et parfois le 1,4-diméthyl-4-vinylcyclohexène (DMVCH). Dans notre étude, le choix se porte sur le 4-PCH et le DMVCH (Tableau 2). En effet, les différents tests de digestion ont démontré une meilleure sélectivité pour ces marqueurs avec la méthode d'acquisition actuelle. Un étalon interne, ajouté dans la cup en amont de l'analyse, est utilisé pour chacun des élastomères, le d-SBR (copolymère poly([styrène deutéré-d8]-co-[butadiène deutéré-d6])) avec 24% de polystyrène deutéré et le d-NR (poly(1,4-isoprène-d8) deutéré). La LOD environnementale est de 56 mg de TRWP/kg, pour 5mg d'échantillon injecté en Py-GC/MS. Cette LOD est calculée à partir du point de calibration de plus faible concentration pour lequel la variation entre les analyses est inférieure à 10 % en utilisant les équations de conversion (1), (2) et (3) décrites dans la partie suivante. L'étalonnage interne est réalisé avec le SBR (copolymère (styrène-co-1,2-butadiène-co-1,4-butadiène) avec 30% de styrène) et le NR (poly(isoprène)) dissous dans du chloroforme.

Tableau 2. Marqueurs utilisés pour la Py-GC/MS

Elastomère	SBR	NR
Marqueur	4-PCH	DMVCH
Temps de rétention (min)	11,56	8,46
Ion quantification (m/z)	104	68
Ion confirmation (m/z)	158	93
Etalon interne (SI)	d-SBR	d-NR
Ion SI (m/z)	112	152

II.4 Conversion en TRWP

Les données obtenues par l'analyse en Py-GC/MS permettent de déterminer une teneur en élastomère dans les sols étudiés. Il est nécessaire d'effectuer une conversion pour obtenir les teneurs en TRWP dans ces mêmes sols. Plusieurs taux de conversion sont proposés dans la littérature, notamment concernant la proportion d'élastomère dans le pneu puis dans les TRWP. Selon Unice et al., [2012], la masse totale

de TRWP est calculée en supposant que les TRWP sont composés à 50% de particules de pneus et 50% de particules de routes et que les particules de pneus sont, elles-mêmes, composées à 50% de composants élastomères et à 50% de composants non élastomères. Ainsi les masses de SBR et NR calculées par Py-GC/MS représenteraient ensemble 25% de la masse totale des TRWP. Ces données sont remises en cause par Rauert et al., [2021] ou Eisentraut et al., [2018] qui ont constaté des teneurs bien inférieures en SBR dans les pneus, n'aboutissant pas à une proportion de 50% d'élastomère dans le pneu. Cependant, les tests n'ont pas été réalisés avec le NR, plus largement utilisé pour les pneus de poids-lourds, ce qui rend la discussion difficile quant à la bonne conversion à utiliser.

Pour la suite des travaux, le choix se porte sur l'utilisation d'un facteur de conversion correspondant à la médiane des valeurs utilisées dans la littérature. La conversion de la masse d'élastomère à la masse de pneu s'effectue avec un facteur de valeur 2,42, puis un facteur 2 pour la conversion en masse de TRWP selon les équations (1), (2) et (3) suivantes [More et al., 2023] :

$$M_{Pneu} = (M_{SBR} \times 0.824 + M_{NR}) \times 2.42 \quad (1)$$

Où M_{SBR} et M_{NR} représentent les masses obtenues directement à partir de la courbe de calibration en Py-GC/MS en μg . 0,824 est un coefficient permettant de prendre en compte la teneur en styrène présent dans le SBR. M_{Pneu} représente la masse de pneus dans l'échantillon analysé en μg .

$$M_{TRWP} = \frac{M_{Pneu}}{0.5} \quad (2)$$

Où M_{TRWP} représente la masse de TRWP dans l'échantillon analysé en μg .

$$T_{TRWP} = \frac{M_{TRWP}}{M_{\text{échantillon}}} \times \frac{M_{\text{change}}}{100} \quad (3)$$

Où T_{TRWP} représente la teneur en TRWP dans l'échantillon en mg/kg . $M_{\text{échantillon}}$ correspond à la masse d'échantillon introduite dans la cup de pyrolyse en mg et M_{change} correspond au pourcentage de masse restante après digestion.

III RÉSULTATS ET DISCUSSION

III.1 Teneurs en TRWP dans les sols

Les analyses des neuf échantillons de sol ont permis d'obtenir un transect des teneurs en TRWP selon l'éloignement à la route (Figure 2). Les teneurs sont comprises entre $4062 \pm 387 \text{ mg}$ de TRWP/kg de sol à 0 m (bord) de la route et $215 \pm 15 \text{ mg}$ de TRWP/kg de sol à 200 m du bord de la route. Ces données prennent en compte la masse de SBR et de NR, avec les marqueurs 4-PCH et DMVCH respectivement.

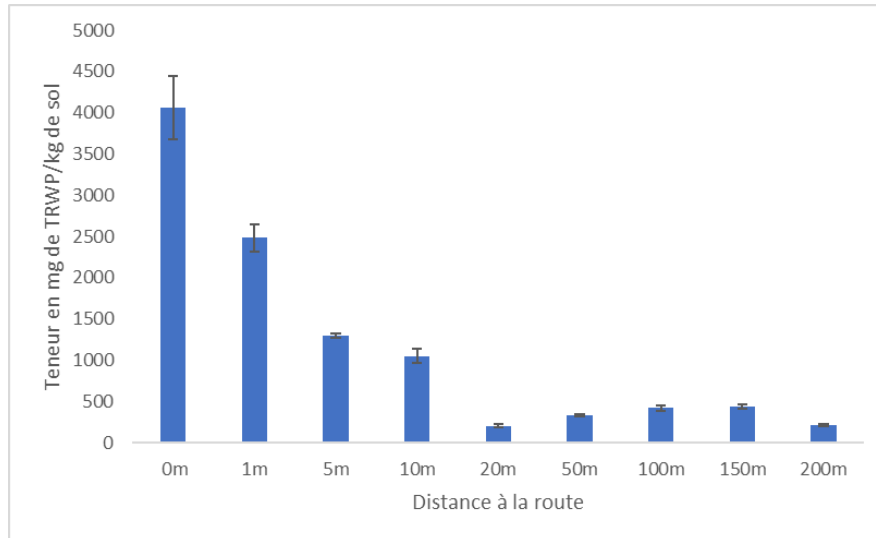


Figure 2. Evolution des teneurs moyennes en TRWP dans les sols en mg de TRWP/kg ps (poids sec) avec l'éloignement à la route (moyennes et écart-types sur la base de triplicats).

Une décroissance marquée sur les dix premiers mètres est observée puis une teneur plutôt stable au-delà de 20 m (équation 4).

$$\{TRWP\} = 1870 d^{-0.4} \quad (r^2 = 0.81) \quad (4)$$

Où $\{TRWP\}$ est la teneur des échantillons de sols secs en TRWP en mg/kg et d est la distance au bord de la route en mètre. Le modèle d'une évolution de type puissance s'avère adapté pour reproduire la forte décroissance initiale des teneurs observées avec la distance au bord de route. Cela souligne 1) l'importance des routes à trafic modéré à fort en tant que sources linéaires de TRWP, et 2) l'accumulation d'une partie significative des retombées dans les premiers mètres des territoires traversés. Par ailleurs, le profil obtenu est assez similaire à ce qui peut être observé pour le transfert par voie atmosphérique d'autres polluants tels que les HAP [Peng et al., 2016]. Effectivement, selon leur nature (HAP ou métaux), les polluants vont avoir tendance à se déposer rapidement dans les vingt premiers mètres du bord de la route puis être transférés à plus grande distance par lessivage ou de manière aéroportée. Dans tous les cas, l'accumulation des retombées se concentre fortement en bord de route et laisse place, au-delà, au fond diffus ou aux apports par les mécanismes locaux de transferts [Clément et al., 2015a, 2015b].

Les teneurs obtenues à 0 m de la route (4062 mg/kg) sont cohérentes avec celles de la littérature pour des densités de trafic similaires. Rødland et al. [2022] estiment à 4900 mg/kg les TRWP dans les sols à moins de 1,5 m de la route. De même Müller et al. [2022] qui ont mesuré les TRWP dans des sols situés entre 0,3 m et 300 m du bord de route ont observé une décroissance similaire : variant dans leur cas de 5084 mg/kg à 116 mg/kg à 300 m (Tableau 3).

Tableau 3. Teneurs en TRWP dans des sols secs issues de la littérature.

Référence	Localisation	Trafic (véhicule/jour)	Distance à la route	Méthode/ Marqueurs	Concentration TRWP (mg/kg)
[Rødland et al., 2022]	Norvège	Non mentionné	<1,5m	Py-GC/MS Benzene, α -methylstyrène, éthylstyrène, trimère du butadiène (SBR+BR+SBS)	4900
[Müller et al., 2022]	Allemagne	34000 voitures 2000 camions	0,3m (10cm) 5m (5cm) 300m (20cm)	TED-GC/MS 4-PCH (SBR)	5084 1389 116
[Unice et al., 2013]	France, USA, Japon	10000 à 250000	<3m 3-45m	Py-GC/MS (SBR+NR)	4000 à 8000 2000
Cette étude	France	43000	0m 5m 200m	Py-GC/MS 4-PCH+DMVCH (SBR+NR)	4062 1298 215

III.2 Influence de la source locale

Il est important de noter que toutes les études n'utilisent pas les mêmes marqueurs, techniques d'analyse ou mode de calculs des teneurs en TRWP. Ainsi, les données présentées ne sont pas toujours directement comparables et il est nécessaire d'appliquer différents coefficients d'ajustement afin d'évaluer au mieux le niveau d'imprégnation. Par exemple, le trafic journalier et sa composition sont des variables majeures qui influencent fortement les émissions de TRWP et donc les teneurs en TRWP des sols. A cela s'ajoute l'effet de la profondeur d'échantillonnage ainsi que du type de sol échantillonné. Or, à l'heure actuelle, les connaissances disponibles sur la stabilité et l'évolution des teneurs de TRWP avec la profondeur dans différents types de sols sont très limitées.

Dans notre étude, il convient également de noter la présence de TRWP loin de la route N137. Dans ce cas, ces teneurs pourraient s'expliquer en partie par la présence d'un hameau et d'un croisement de routes mineures adjacentes à la zone étudiée. L'orientation du vent comme celle de ces routes mineures, rendrait cependant assez mal compte de la stabilité des teneurs mesurées loin de la N137 : les cinq échantillons collectés entre 20 m et 200 m ont une teneur moyenne égale à 321 ± 104 mg de TRWP/kg de sol. De plus, comme indiqué précédemment, cette teneur moyenne est du même ordre que celles issues d'autres études. Cela suggère donc davantage l'existence d'un fond régional, voire global, de

pollution aux TRWP plutôt qu'une influence locale des émissions issues du trafic sur les routes annexes. L'existence de ce fond est renforcée par 1) la stabilité des teneurs mesurées à distance de la route, 2) l'importance des fractions fines à ultrafines ($<0.4 \mu\text{m}$) de TRWP [De Oliveira et al., 2024] et 3) la bibliographie qui indique la présence des TRWP dans l'atmosphère à de hautes latitudes ainsi qu'à de grandes distances des zones à fort trafic routier [Evangelidou et al., 2020; Goßmann et al., 2023]. Il sera intéressant par la suite de comparer cette teneur moyenne avec celle d'autres échantillons prélevés dans des zones supposées moins contaminées tels que des sols au bord d'une route dont le trafic est moins dense, des sols éloignés de toute influence routière ou encore les sédiments d'estuaire de Loire.

III.3 Lien entre véhicule et élastomère

Il est souvent estimé que le NR est davantage utilisé pour les pneus de poids-lourds tandis que les pneus des véhicules légers seraient en plus grande partie composés de SBR [Mattonai et al., 2022]. D'après les données obtenues concernant le trafic moyen journalier en 2019 sur la N137, la proportion de poids-lourds représente 12% du trafic routier [Data.gouv.fr, 2021]. Or, dans tous les échantillons de cette étude, le SBR représente 84% de la masse d'élastomère détectée contre 16% de NR en moyennes, en utilisant le 4-PCH et le DMVCH comme marqueurs respectifs. Ainsi, la proportion de NR retrouvée dans les TRWP des échantillons semble correspondre à la proportion de poids-lourds sur le trafic routier, malgré un taux d'usure presque huit fois supérieur pour les pneus des poids-lourds par rapport aux véhicules légers [Mian et al., 2022]. Il serait utile à l'avenir d'effectuer des séries de prélèvements et d'analyses sur différents sites routiers et différentes catégories de route pour confirmer si une corrélation existe bien entre le type de véhicule et la proportion d'élastomère mesurée, en prenant en compte la grande variabilité de composition des pneus [Rauert et al., 2021]. Cela pourrait fournir un outil chimique d'analyse du trafic routier ou, à défaut, d'investigation des différences de transfert des TRWP selon leur origine.

IV CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Ces travaux préliminaires ont permis de mettre en avant un gradient de teneurs en TRWP dans des sols de bords de routes. L'hypothèse d'une imprégnation significative de ces sols a bien été confirmée avec notamment l'observation de teneurs constantes au-delà des 20 m. L'existence de ce plateau est un résultat important qui donne une indication du fond local d'imprégnation : autrement dit, des teneurs environnementales attendues pour des sols récepteurs éloignés des principales sources potentielles. Par la suite, pour mieux comprendre la mobilité et la phase porteuse de la pollution aux TRWP, ces sols seront davantage caractérisés, notamment par des analyses granulométriques et de carbone organique total (COT). Des travaux à venir viseront donc à cartographier différents sols du département afin de fournir un état des lieux plus large de leur imprégnation par les TRWP. Une attention particulière sera également portée sur la proportion en SBR et NR dans les différentes matrices étudiées. Finalement, des échantillons de sédiments de Loire de l'amont de Nantes à l'estuaire seront analysés afin d'évaluer l'origine urbaine des TRWP et l'ampleur de leurs transferts vers les milieux aquatiques ainsi que côtiers.

V RÉFÉRENCES

- Baensch-Baltruschat, B., Kocher, B., Kochleus, C., Stock, F., & Reifferscheid, G. (2021). Tyre and road wear particles—A calculation of generation, transport and release to water and soil with special regard to German roads. *Science of The Total Environment*, 752, 141939. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141939>
- Biesse, F. (2022). *Proposed Approach to measure real life PM emissions from tyres*. Tire Technology Conference, Hanover.
- Boucher, J., & Friot, D. (2017). *Primary microplastics in the oceans : A global evaluation of sources*. IUCN International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>
- Clément, N., Muresan, B., Hedde, M., & François, D. (2015a). Assessment of palladium footprint from road traffic in two highway environments. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(24), 20019-20031. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5241-9>
- Clément, N., Muresan, B., Hedde, M., & François, D. (2015b). PAH dynamics in roadside environments : Influence on the consistency of diagnostic ratio values and ecosystem contamination assessments. *Science of The Total Environment*, 538, 997-1009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.072>
- Data.gouv.fr. (2021). Trafic moyen journalier annuel (TMJA). <https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/trafic-moyen-journalier-annuel-sur-le-reseau-routier-national/>

- De Oliveira, T., Muresan, B., Ricordel, S., Lumière, L., Truong, X.-T., Poirier, L., & Gasperi, J. (2024). Realistic assessment of tire and road wear particle emissions and their influencing factors on different types of roads. *Journal of Hazardous Materials*, 465, 133301. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133301>
- Dehaut, A., Cassone, A.-L., Frère, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., Rivière, G., Lambert, C., Soudant, P., Huvet, A., Duflos, G., & Paul-Pont, I. (2016). Microplastics in seafood : Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution*, 215, 223-233. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.018>
- Eisentraut, P., Dümichen, E., Ruhl, A. S., Jekel, M., Albrecht, M., Gehde, M., & Braun, U. (2018). Two Birds with One Stone—Fast and Simultaneous Analysis of Microplastics : Microparticles Derived from Thermoplastics and Tire Wear. *Environmental Science & Technology Letters*, 5(10), 608-613. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00446>
- Evangelidou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S., & Stohl, A. (2020). Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nature Communications*, 11(1), 3381. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9>
- Goßmann, I., Herzke, D., Held, A., Schulz, J., Nikiforov, V., Georgi, C., Evangelidou, N., Eckhardt, S., Gerdts, G., Wurl, O., & Scholz-Böttcher, B. M. (2023). Occurrence and backtracking of microplastic mass loads including tire wear particles in northern Atlantic air. *Nature Communications*, 14(1), 3707. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-39340-5>
- Kreider, M. L., Panko, J. M., McAtee, B. L., Sweet, L. I., & Finley, B. L. (2010). Physical and chemical characterization of tire-related particles : Comparison of particles generated using different methodologies. *Science of The Total Environment*, 408(3), 652-659. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.016>
- Mattonai, M., Nacci, T., & Modugno, F. (2022). Analytical strategies for the quali-quantitation of tire and road wear particles – A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 154, 116650. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2022.116650>
- Mian, H. R., Chhipi-Shrestha, G., McCarty, K., Hewage, K., & Sadiq, R. (2022). An estimation of tire and road wear particles emissions in surface water based on a conceptual framework. *Science of The Total Environment*, 848, 157760. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157760>
- More, S. L., Miller, J. V., Thornton, S. A., Chan, K., Barber, T. R., & Unice, K. M. (2023). Refinement of a microfurnace pyrolysis-GC-MS method for quantification of tire and road wear particles (TRWP) in sediment and solid matrices. *Science of The Total Environment*, 874, 162305. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162305>
- Müller, A., Kocher, B., Altmann, K., & Braun, U. (2022). Determination of tire wear markers in soil samples and their distribution in a roadside soil. *Chemosphere*, 294, 133653. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133653>
- Peng, C., Wang, M., & Chen, W. (2016). Spatial Analysis of PAHs in Soils along an Urban–Suburban–Rural Gradient : Scale effect, distribution patterns, diffusion and influencing factors. *Scientific Reports*, 6(1), 37185. <https://doi.org/10.1038/srep37185>
- Rauert, C., Rødland, E. S., Okoffo, E. D., Reid, M. J., Meland, S., & Thomas, K. V. (2021). Challenges with Quantifying Tire Road Wear Particles : Recognizing the Need for Further Refinement of the ISO Technical Specification. *Environmental Science & Technology Letters*, 8(3), 231-236. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00949>
- Rødland, E. S., Samanipour, S., Rauert, C., Okoffo, E. D., Reid, M. J., Heier, L. S., Lind, O. C., Thomas, K. V., & Meland, S. (2022). A novel method for the quantification of tire and polymer-modified bitumen particles in environmental samples by pyrolysis gas chromatography mass spectroscopy. *Journal of Hazardous Materials*, 423, 127092. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127092>
- Unice, K. M., Kreider, M. L., & Panko, J. M. (2012). Use of a Deuterated Internal Standard with Pyrolysis-GC/MS Dimeric Marker Analysis to Quantify Tire Tread Particles in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(11), 4033-4055. <https://doi.org/10.3390/ijerph9114033>
- Unice, K. M., Kreider, M. L., & Panko, J. M. (2013). Comparison of Tire and Road Wear Particle Concentrations in Sediment for Watersheds in France, Japan, and the United States by Quantitative Pyrolysis GC/MS Analysis. *Environmental Science & Technology*, 130710100101002. <https://doi.org/10.1021/es400871j>
- Wagner, S., Hüffer, T., Klöckner, P., Wehrhahn, M., Hofmann, T., & Reemtsma, T. (2018). Tire wear particles in the aquatic environment—A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. *Water Research*, 139, 83-100. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.051>

CONTAMINATION DES SEDIMENTS D'UN BASSIN D'INFILTRATION PAR LES PARTICULES D'USURE DES PNEUS

Tiago De Oliveira⁽¹⁾, Du Phuc Tho Dang⁽¹⁾, Maxime Chaillou⁽¹⁾, Sampriti Roy⁽¹⁾, Nadège Caubrière⁽¹⁾, Martin Guillon⁽¹⁾, David Mabilais⁽¹⁾, Sophie Ricordel⁽¹⁾, Liliane Jean-Soro⁽¹⁾, Béatrice Béchet⁽¹⁾, Bogdan Muresan Paslaru⁽²⁾, Laurence Poirier⁽³⁾, Johnny Gasperi⁽¹⁾

⁽¹⁾Univ Gustave Eiffel, GERS-LEE, F-44344 Bouguenais, France

⁽²⁾Univ Gustave Eiffel, AME-EASE, F-44344 Bouguenais, France

⁽³⁾Nantes Université, ISOMer, F-44000 Nantes, France

* tiago.de-oliveira@univ-eiffel.fr

Les bassins d'infiltration jouent un rôle essentiel dans la gestion des eaux de ruissellement, mais aussi dans la réduction de la charge polluante dans l'environnement. Les eaux de ruissellement des routes lessivent des polluants, notamment des métaux lourds et des particules d'usure des pneus et des routes (TRWP). Afin d'améliorer nos connaissances sur les niveaux de TRWP dans ces ouvrages et leur capacité à réduire la charge de TRWP, nous avons étudié les niveaux de contamination, la distribution spatiale et en taille des TRWP et leur relation avec les métaux dans les sédiments d'un bassin d'infiltration du périphérique Nantais. Les résultats ont montré une contamination significative des sédiments en TRWP de l'ordre du mg/g. Le fractionnement en taille révèle une distribution bimodale, indiquant deux types distincts de TRWP. Le premier est caractérisé par de faibles diamètres (63-160 µm), suggérant des TRWP moins intégrées aux particules minérales et organiques. Le second type, caractérisé par des diamètres plus importants (200-500 µm), suggère une intégration plus prononcée avec ces mêmes particules minérales et organiques. Une corrélation positive significative entre les TRWP et les métaux (As, Cd, Cr, Cu, Li, Mo, Ni, Sb, V, Zn) a été mise en évidence ($r > 0,74$, $p < 0,05$) et suggère que les TRWP ou les phases auxquelles ils sont associés peuvent jouer un rôle de vecteur de la contamination métallique. Enfin, un bilan de masse entre les apports de TRWP et la quantité retenue dans les sédiments a confirmé le rôle des bassins d'infiltration en tant que « puits » vis-à-vis des TRWP des eaux de ruissellement captées.

Mots-clés : Particules d'usure des pneus, métaux, sédiment, bassin d'infiltration, spectrométrie de masse

Tire wear particles contamination in an infiltration pond sediment

Infiltration ponds play a critical role not only in managing run-off water, but also in reducing the pollution load in downstream environment. Road run-off leaches pollutants, including heavy metals and tire and road wear particles (TRWP). In order to improve our knowledge of TRWP levels in these systems and their capacity to reduce the TRWP load, we studied the occurrence, spatial and size distribution of TRWPs and their relationship with metals in the sediments of an infiltration pond on the Nantes ring road. The results showed significant TRWP contamination of the order of mg/g in the sediments. Size fractionation revealed a bimodal distribution, indicating two distinct types of TRWP. The first type is characterized by small diameters (63-160 µm), suggesting TRWPs that are less integrated with mineral and organic particles. The second type, characterized by larger diameters (200-500 µm), suggests a more pronounced integration with these same mineral and organic particles. A significant positive correlation between TRWPs and metals (As, Cd, Cr, Cu, Li, Mo, Ni, Sb, V, Zn) was found ($r > 0.74$, $p < 0.05$) and suggests that TRWPs or the phases which they are associated with may act as a vector for metal contamination. Finally, a mass balance between TRWP inputs and the amount retained in the sediments confirmed the role of the infiltration ponds as 'sinks' for TRWPs from the run-off water.

Keywords: Tire wear particles, metals, sediment, infiltration pond, mass spectrometry

I INTRODUCTION

La gestion efficace des eaux pluviales est devenue un défi majeur. Des ouvrages tels que les bassins de rétention ou d'infiltration ont été mis en place dans des zones sensibles, en particulier dans les zones urbaines. Ces systèmes jouent un rôle essentiel dans la régulation du débit de l'eau, permettant dans certains cas une recharge des nappes phréatiques, mais aussi une réduction de la charge polluante vers l'environnement grâce à la décantation, à l'infiltration, à la photo-oxydation et à la biodégradation [Dang *et al.*, 2023].

Les eaux de ruissellement collectées par ces bassins lessivent des surfaces routières et peuvent contenir plusieurs polluants, notamment des métaux lourds, des micropolluants organiques et des microplastiques. Parmi les fragments de microplastiques, les particules d'usure des pneus et des routes (TRWP, pour Tire and Road Wear Particles en anglais) se distinguent comme une source et un vecteur majeur de microplastiques dans l'environnement [Kole *et al.*, 2017]. Les TRWP sont formées par l'agrégation de particules de pneus, principalement constituées d'une fraction polymérique synthétique de styrene-butadiène-rubber (SBR) et de butadiène-rubber (BR), ainsi que de matériaux routiers abrasés. Afin d'améliorer nos connaissances sur les niveaux de TRWP dans ces ouvrages et leur capacité à réduire la charge de TRWP, nous avons étudié les niveaux de contamination, la distribution spatiale et en taille des TRWP et leur relation avec les métaux dans les sédiments d'un bassin d'infiltration du périphérique Nantais.

II MATERIELS ET METHODES

Le site du bassin d'infiltration est situé dans la ville de Nantes (ouest de la France) et reçoit les eaux de ruissellement de la section sud du pont de Cheviré (représentant 0,8 km de la longueur totale de 1,6 km, et une zone de drainage de 2,2 ha). Le pont fait partie du périphérique N844 de la ville et supporte un trafic important d'environ 100 000 véhicules/jour en 2019 dont 10% de poids lourds [Dang *et al.*, 2023]. Le bassin d'infiltration a été totalement nettoyé en juillet 2020 et les sédiments ont été échantillonnés en mars 2021, ce qui représente 8 mois d'accumulation. Le trafic routier était de 88 500 véhicules/jour pour la période considérée dans notre étude. Les sédiments ont été prélevés sur une surface de 33 x 35 cm, à l'aide d'une pelle manuelle, à chaque point d'échantillonnage défini dans la figure 1a. L'épaisseur des sédiments était d'environ 1 cm à l'entrée et de 2 cm au niveau du déversoir.

Avant l'analyse par Pyr-GC-MS, les échantillons ont été séchés à 105°C pendant 24 heures selon la recommandation ISO 7270-1 [2017], tamisés à 500 µm et fractionnés entre < 36 µm et 500 µm. Les analyses, réalisées en triplicat, ont porté sur deux types de polymères contenus dans les pneus, à savoir le styrène-butadiène-rubber (SBR) et le butadiène-rubber (BR), avec l'utilisation d'un étalon interne deutéré. Les résultats sont exprimés en termes de masse de SBR+BR ou de TRWP par masse de sédiment sec et l'écart-type donné est calculé à partir du triplicat analytique du même échantillon. La teneur en TRWP est calculée en utilisant un facteur de conversion moyen SBR+BR-TRWP de 9,12, qui tient compte à la fois du minimum et du maximum d'incrustation minérale dans l'hétéroagrégat de TRWP provenant des particules d'usure de la chaussée, ainsi que de la teneur en polymère synthétique dans les TRWP provenant des particules d'usure des pneus [Kreider *et al.*, 2010 ; Unice *et al.*, 2012 ; Sommer *et al.*, 2018 ; Rauert *et al.*, 2021]. Étant donné l'absence de consensus au sein de la communauté scientifique concernant le choix d'une valeur de facteur de conversion, il est préférable d'utiliser une valeur moyenne qui tient compte de l'ensemble des articles sur le sujet.

La teneur en matière organique (MO) a été évaluée selon la norme NF EN 15935 [2021], ces résultats étant exprimés en pourcentage. La granulométrie du sédiment et les teneurs en métaux (As : arsenic, Cd : cadmium, Cr : chrome, Cu : cuivre, Li : lithium, Mo : molybdène, Ni : nickel, Sb : antimoine, vanadium :V, Zn : zinc) ont été respectivement évaluées via un granulomètre laser Mastersizer 3000 selon la norme de préparation des échantillons NF ISO 11464 [2006] et par spectrométrie de masse à plasma inductif (8900 Triple Quadrupôle d'Agilent Technologies, Inc.) et spectroscopie d'émission optique (720-ES de Varian, Inc.) selon la norme ISO 11885 [2007].

III RESULTATS ET DISCUSSION

III.1 Niveau de contamination, distribution spatiale et granulométrique du SBR+BR

Les résultats ont mis en évidence un enrichissement en SBR+BR dans les sédiments proches du déversoir (Figure 2). La concentration observée varie de $1,28 \pm 0,05$ mg/g dans la section d'entrée (échantillon E₁) à $7,15 \pm 0,29$ mg/g dans la section du déversoir (échantillon O₃). La concentration médiane calculée est de $2,99 \pm 0,12$ mg/g. Une fois converties en concentration de TRWP, nos données indiquent que les sédiments contiennent jusqu'à $65,21 \pm 2,64$ mg de TRWP par gramme. Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles retrouvées pour des sédiments provenant d'ouvrage de gestion des eaux pluviales d'autoroute [Eisentraut *et al.*, 2018 ; Klöckner *et al.*, 2019]. Cet

enrichissement plus proche du déversoir est cohérent avec l'écoulement de l'eau observé dans le bassin et la topographie de ce dernier (Figure 1b).

Un examen plus approfondi du fractionnement granulométrique du SBR+BR présent dans les sédiments, de l'entrée au déversoir, montre une augmentation de la proportion en SBR+BR dans les fractions les plus fines (c.-à-d. $< 63 \mu\text{m}$), ce qui est confirmé par une corrélation négative entre le paramètre de d_{50} des sédiments (104 ± 8 , 83 ± 16 et $70 \pm 18 \mu\text{m}$ pour l'entrée, milieu et le déversoir, respectivement) et le SBR+BR. Le coefficient de Pearson r est de $-0,910$. Dans l'ensemble, le fractionnement granulométrique du SBR+BR révèle une fraction $63\text{-}160 \mu\text{m}$ majoritaire (Figure 3). Une distribution bimodale se dessine, avec un premier mode centré sur la fraction $63\text{-}160 \mu\text{m}$ et un second sur la fraction plus grossière de $200\text{-}500 \mu\text{m}$. Cette observation indique potentiellement l'existence de deux types distincts d'hétéroagrégats associés aux TRWP. Le premier type se caractérise par des diamètres réduits ($63\text{-}160 \mu\text{m}$), ce qui laisse supposer des TRWP de plus petite taille et/ou des TRWP associés à des particules de sédiment plus petites. Cela suggère également que ces TRWP sont moins agrégés aux phases minérales et organiques présentes dans le sédiment. Le second type, caractérisé par des diamètres plus importants ($200\text{-}500 \mu\text{m}$), semble indiquer une agrégation plus prononcée avec ces mêmes particules minérales et organiques. Ces observations sont cohérentes avec les distributions de taille rapportées par les sources [Kreider *et al.*, 2010 ; Kovochich *et al.*, 2021].

III.2 Relation du SBR+BR avec la matière organique et les métaux

Les résultats de la quantification des métaux dans les sédiments se situent entre 10^2 et 10^{-1} mg/kg . Les niveaux de contamination des sédiments dans le bassin d'infiltration ont été évalués en calculant le facteur d'enrichissement (FE) à partir d'un échantillon prélevé au bord du bassin, pour servir de fond géochimique. Le FE calculé indique un enrichissement mineur pour Cr, Li, Ni et V (FE de 1 à 3), un enrichissement modéré à majeur pour Cd (FE de 5 à 10), un enrichissement majeur pour As, Cu, Mo et Zn (FE de 10 à 25), et un enrichissement extrême pour Sb (FE > 50). Ceci confirme la contamination anthropique des sédiments.

La distribution de la teneur en MO dans les sédiments du bassin d'infiltration, provenant de la décomposition de la végétation, des microorganismes et des sources anthropiques, varie de 5,2% à 11,3%. Avec les métaux, la MO montre un enrichissement vers le déversoir, représentant une augmentation moyenne de 57% pour la MO et de 63% pour les métaux (Figure 4). Le coefficient de corrélation entre la MO et les métaux est compris entre 0,857 et 0,960 ($p < 0,05$), ce qui renforce l'importance de la MO en tant que phase porteuse pour les métaux dans la matrice sédimentaire comme démontré dans ces études [Shi *et al.*, 2018 ; He *et al.*, 2019 ; Tedoldi *et al.*, 2021].

Les TRWP pourraient également servir de phase porteuse pour les métaux, comme le suggère la corrélation positive significative avec le SBR+BR. Les coefficients de Pearson dépassent le seuil de 95% de significativité, avec des valeurs comprises entre 0,739 et 0,824 ($p < 0,05$) pour As, Cd, Cr, Cu, Li, Mo, Ni, Sb, V et Zn. Les TRWP seraient alors une voie de diffusion de la contamination métallique dans les sédiments du bassin d'infiltration, considérant l'utilisation de certains métaux comme additifs dans les pneus et/ou présenteraient un comportement analogue à ces mêmes phases porteuses de métaux, en prenant en compte les processus sédimentaires ayant lieu dans le bassin. La corrélation positive identifiée dans notre étude entre le SBR+BR et les métaux, en particulier certains métaux ne provenant pas de la bande de roulement du pneu, tels que As, V, Cr, Ni, Cu ou Sb [Adachi et Tainosho, 2004], met en évidence deux scénarios probables de processus d'agrégation des TRWP avec les métaux : l'un se produisant à l'interface pneu-chaussée, l'autre au sein des sédiments du bassin d'infiltration. Cependant, une caractérisation plus approfondie de ces hétéroagrégats TRWP-MO-Métaux, via microscopie électronique à balayage et spectroscopie de rayons X à dispersion d'énergie, semble impérative pour confirmer cette relation.

III.3 Bilan de masse en TRWP dans les sédiments

L'efficacité du bassin d'infiltration pour retenir les TRWP a été évaluée en prenant en compte à la fois les apports théoriques de TRWP dans le bassin et la quantité totale retenue dans les sédiments. L'apport de TRWP est basé sur des émissions réalistes obtenues via un véhicule instrumenté, dont les résultats sont présentés dans notre précédente étude [De Oliveira *et al.*, 2024]. En supposant des émissions de

TRWP équivalentes à 16,6 mg par véhicule et par kilomètre [De Oliveira *et al.*, 2024], avec un facteur de contribution des roues motrices de 2,7 [Luhana *et al.*, 2004], une densité de trafic de 88 500 véhicules par jour, une période de 247 jours et une distance correspondant à la section sud du pont de Cheviré (soit environ 800 m), l'apport théorique de TRWP arrivant dans le bassin peut être approximé à 780 kg.

Pour estimer la quantité de TRWP retenue dans les sédiments, le calcul se base sur le volume de sédiment présent dans chacune des sections du bassin, une densité de sédiment égale à 1,8 g/cm³ (correspondant à la densité attendue des TRWP) et une concentration médiane en SBR+BR par section. Le résultat est d'environ 710 kg de TRWP retenus dans les sédiments. Malgré la possibilité de pertes de TRWP via une dispersion par l'atmosphère, une fraction ne parvenant pas à atteindre le bassin d'infiltration car « piégés » dans la microstructure de la chaussée ou encore une migration verticale des TRWP dans le substratum du bassin, les deux valeurs restent du même ordre de grandeur, soit environ 700 à 800 kg de TRWP. Le potentiel de ces ouvrages de gestion des eaux pluviales à agir comme un « puits » de TRWP semble confirmé, à l'instar de ce qui a été rapporté pour d'autres microplastiques par d'autres études [Olesen *et al.*, 2019 ; García-Haba *et al.*, 2023].

IV FIGURES

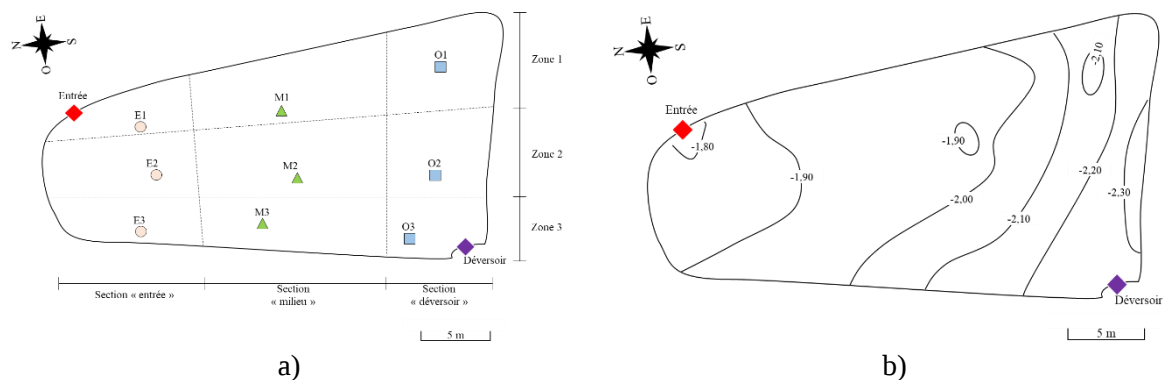


Figure 1 : a) Localisation des points d'échantillonnage dans le bassin. La surface du bassin est divisée en trois sections (entrée, milieu, déversoir) et trois zones (1 à 3). b) Topographie du bassin (profondeur en mètre)

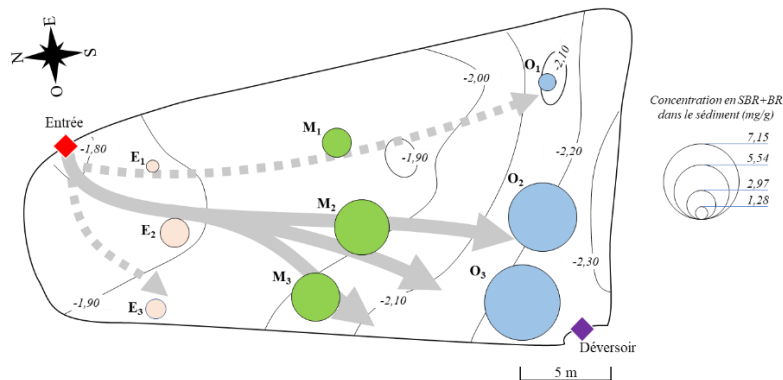


Figure 2 : Distribution spatiale de la contamination en SBR+BR des sédiments du bassin d'infiltration en lien avec la topographie (profondeur en mètre). Les concentrations de chaque échantillon sont synthétisées dans le tableau 1. La taille des cercles est proportionnelle à la quantité de SBR+BR présente dans l'échantillon considéré (mg/g). Le chemin d'écoulement préférentiel des eaux de ruissellement arrivant dans le bassin est symbolisé par les flèches pleines. Le chemin secondaire d'écoulement est symbolisé par des flèches en pointillé.

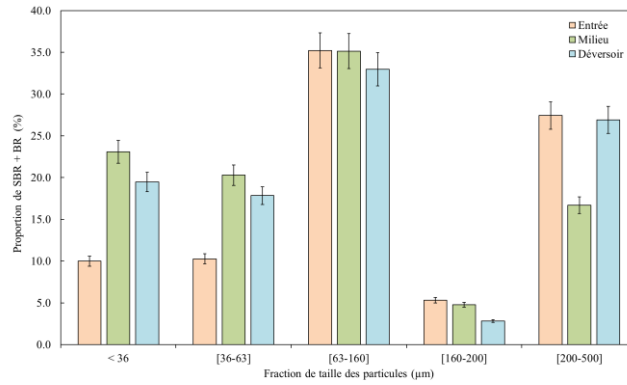


Figure 3 : Proportion massique de SBR + BR (%) pour environ 3 mg d'échantillon des sections d'entrée (échantillon E₁), milieu (échantillon M₂) et déversoir (échantillon O₃), dans cinq fractions granulométriques de sédiments (< 36, [36-63], [63-160], [160-200] et [200-500] μm).

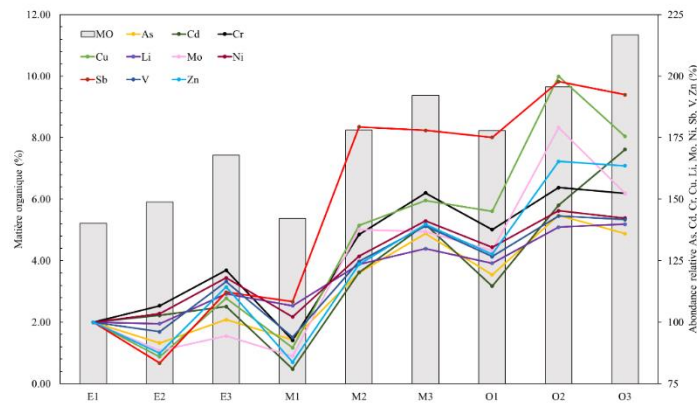


Figure 4 : Distribution de la MO et abondance relative des métaux dans les sédiments du bassin d'infiltration. Pour l'abondance relative des métaux, l'échantillon E₁ (c'est-à-dire la plus faible concentration de SBR + BR) a été pris comme référence.

Tableau 1 : Concentration en SBR+BR (mg/g) pour les sédiments (< 500 μm) dans les sections d'entrée, milieu et déversoir. L'écart-type est calculé à partir de l'analyse en triplicat de l'échantillon.

Echantillons	SBR+BR (mg/g)	Ecart-type (mg/g)
E ₁	1,28	0,05
E ₂	2,97	0,07
E ₃	2,06	0,08
M ₁	2,99	0,12
M ₂	5,54	0,22
M ₃	4,99	0,21
O ₁	1,80	0,07
O ₂	7,05	0,38
O ₃	7,15	0,29

V CONCLUSIONS

L'étude a confirmé une contamination significative des sédiments du bassin d'infiltration par les particules d'usure de pneus, mais à des degrés variables en fonction de la localisation. Deux sections, le milieu et le déversoir, ont été identifiées comme particulièrement enrichies en TRWP, ce qui résulte de la configuration topographique du bassin. Les résultats suggèrent également un lien entre les TRWP et d'autres contaminants, tels que les métaux, laissant supposer un potentiel de lixiviation et une propagation ultérieure de la contamination métallique. Ce phénomène peut être attribué soit à la préexistence de métaux dans la composition des pneus, soit à leur incorporation lors de la formation d'hétéroagrégats de TRWP ou lors de l'évolution des TRWP au sein des sédiments du bassin avec la matière organique participant à l'agrégation avec les métaux. En tenant compte d'un bilan massique

estimé entre les apports de TRWP et la quantité retenue dans les sédiments, les résultats suggèrent que les bassins d'infiltration peuvent constituer une solution pour limiter la dispersion des contaminants particuliers, et plus précisément des TRWP, dans l'environnement.

VI REFERENCES

- Adachi, K., Tainosho, Y., 2004. Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. *Environ. Int.* 30, 1009–1017. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.04.004>
- Dang, D.P.T., Jean-Soro, L., Béchet, B., 2023. Pollutant characteristics and size distribution of trace elements during stormwater runoff events. *Environ. Chall.* 11, 100682. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100682>
- De Oliveira, T., Muresan, B., Ricordel, S., Lumière, L., Truong, X.-T., Poirier, L., Gasperi, J., 2024. Realistic assessment of tire and road wear particle emissions and their influencing factors on different types of roads. *J. Hazard. Mater.* 465, 133301. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133301>
- Eisentraut, P., Dümichen, E., Ruhl, A.S., Jekel, M., Albrecht, M., Gehde, M., Braun, U., 2018. Two Birds with One Stone—Fast and Simultaneous Analysis of Microplastics: Microparticles Derived from Thermoplastics and Tire Wear. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 5, 608–613. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00446>
- García-Haba, E., Hernández-Crespo, C., Martín, M., Andrés-Doménech, I., 2023. The role of different sustainable urban drainage systems in removing microplastics from urban runoff: A review. *J. Clean. Prod.* 411, 137197. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137197>
- He, Y., Men, B., Yang, X., Li, Y., Xu, H., Wang, D., 2019. Relationship between heavy metals and dissolved organic matter released from sediment by bioturbation/bioirrigation. *J. Environ. Sci.* 75, 216–223. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.03.031>
- ISO 11885, Qualité de l'eau — Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES), 2007.
- ISO 7270-1, Rubber - Analysis by pyrolytic gas-chromatography methods - Part 1: Identification of polymers (single polymers and polymer blends), 2017.
- Klößner, P., Reemtsma, T., Eisentraut, P., Braun, U., Ruhl, A.S., Wagner, S., 2019. Tire and road wear particles in road environment – Quantification and assessment of particle dynamics by Zn determination after density separation. *Chemosphere* 222, 714–721. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.176>
- Kole, P.J., Löhr, A.J., Van Bellegem, F.G.A.J., Ragas, A.M.J., 2017. Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14, 1265. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>
- Kovochich, M., Parker, J.A., Oh, S.C., Lee, J.P., Wagner, S., Reemtsma, T., Unice, K.M., 2021. Characterization of Individual Tire and Road Wear Particles in Environmental Road Dust, Tunnel Dust, and Sediment. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 8, 1057–1064. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c00811>
- Kreider, M.L., Panko, J.M., McAtee, B.L., Sweet, L.I., Finley, B.L., 2010. Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies. *Sci. Total Environ.* 408, 652–659. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.016>
- Luhana, L., Sokhi, R., Warner, L., Mao, H., Boulter, P., McCrae, I., Wright, J., Reeves, N., Osborn, D., 2004. Non-exhaust particulate measurements: results. Deliverable 8 of the European Commission DG TREN 5th Framework Particulates project.
- NF EN 15935, Sols, déchets, biodéchets traités et boues - Détermination de la perte au feu, 2021.
- NF ISO 11464, Qualité du sol - Prétraitement des échantillons pour analyses physico-chimiques, 2006.
- Olesen, K.B., Stephansen, D.A., van Alst, N., Vollertsen, J., 2019. Microplastics in a Stormwater Pond. *Water* 11, 1466. <https://doi.org/10.3390/w11071466>
- Rauert, C., Røddland, E.S., Okoffo, E.D., Reid, M.J., Meland, S., Thomas, K.V., 2021. Challenges with Quantifying Tire Road Wear Particles: Recognizing the Need for Further Refinement of the ISO Technical Specification. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 8, 231–236. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00949>
- Shi, J., Wu, Q., Zheng, C., Yang, J., 2018. The interaction between particulate organic matter and copper, zinc in paddy soil. *Environ. Pollut.* 243, 1394–1402. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.085>
- Sommer, F., Dietze, V., Baum, A., Sauer, J., Gilge, S., Maschowski, C., Gieré, R., 2018. Tire Abrasion as a Major Source of Microplastics in the Environment. *Aerosol Air Qual. Res.* 18, 2014–2028. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.03.0099>
- Tedoldi, D., Charafeddine, R., Branchu, P., Thomas, E., Gromaire, M.-C., 2021. Intra- and inter-site variability of soil contamination in road shoulders – Implications for maintenance operations. *Sci. Total Environ.* 769, 144862. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144862>
- Unice, K.M., Kreider, M.L., Panko, J.M., 2012. Use of a Deuterated Internal Standard with Pyrolysis-GC/MS Dimeric Marker Analysis to Quantify Tire Tread Particles in the Environment. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 9, 4033–4055. <https://doi.org/10.3390/ijerph9114033>

ÉTUDE DE LA REPARTITION DES PARTICULES D'USURE DES PNEUS DANS UNE NOUE DE BIOFILTRATION URBAINE : ETUDE SUR UNE NOUE A BOTTIERE- CHENAIE, NANTES

Sampriti Roy⁽¹⁾, Rachid Dris⁽²⁾, Elodie Passeport⁽³⁾, Tiago De Oliveira⁽¹⁾, Sophie Ricordel⁽¹⁾, Johnny Gasperi⁽¹⁾

⁽¹⁾Laboratoire Eau et Environnement, Université Gustave Eiffel, All. des Ponts et Chaussées,
44340 Bouguenais, France

sampriti.roy@univ-eiffel.fr; tiago.de-oliveira@univ-eiffel.fr; sophie.ricordel@univ-eiffel.fr;
johnny.gasperi@univ-eiffel.fr

⁽²⁾Laboratoire Eau Environnement Systèmes Urbains, Université Paris-Est Créteil, 61 avenue
du Gal de Gaulle, 94010 Créteil, France

rachid.dris@u-pec.fr

⁽³⁾Department of Environmental Science, School of Environmental and Biological Sciences,
Rutgers, The State University of New Jersey, 14 College Farm Rd., New Brunswick, NJ
08901-8551, USA

ep756@envsci.rutgers.edu

E-mail de l'auteur correspondant et le numéro de
téléphone johnny.gasperi@univ-eiffel.fr (Téléphone: 02 40
84 58 82)

Les particules d'usure de pneus (TWP) sont générées par l'abrasion de la bande de roulement du pneumatique au contact de la chaussée. Ces particules émises continuellement par le trafic routier imprègnent durablement les écosystèmes faisant des TWP une source majeure de microplastiques dans l'environnement. Les TWP contiennent divers produits chimiques et additifs qui représentent un risque environnemental avéré pour les milieux récepteurs impactés par le ruissellement des surfaces routières. Les noues constituent une infrastructure cruciale pour la gestion des eaux de ruissellement en réduisant la charge polluante dans l'environnement. Cette étude s'est ainsi focalisée sur une noue de biofiltration située dans l'écoquartier Bottière-Chênaie (Nantes, France). L'objectif de l'étude est d'évaluer les niveaux de contamination des TWP ainsi que leur répartition spatiale et en profondeur dans la matrice pédologique de la noue afin d'apporter des éléments de réponses quant au devenir des TWP dans ces infrastructures. Des échantillons de sol ont été collectés en surface et à différentes profondeurs dans la noue. Les échantillons ont été analysés par pyrolyse couplée à la chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse (Pyr-GC-MS) en ciblant les caoutchoucs synthétiques et naturel constitutif des pneus. Les premiers résultats indiquent des niveaux de contaminations en TWP élevées et homogènes pour les sols de la noue à proximité de la route. Un profil de contamination décroissant entre l'entrée et la sortie, pour les sols situés au cœur de la noue, est mis en évidence, suggérant une zone préférentielle d'apport et d'accumulation en entrée. Les profils verticaux seront analysés et confirmeront l'accumulation en zone d'entrée de la noue. Cette étude vise à améliorer les connaissances sur le devenir des TWP dans le canal de biofiltration en vue d'établir des stratégies efficaces de gestion des eaux de ruissellement pluviales urbaines et des contaminants qui peuvent les constituer.

Mots-clés : TWP, urbaine, noue, sol, microplastics

Investigating tire wear particle distribution in an urban biofiltration swale: A study on a swale in Bottière-Chênaie, Nantes

Tire wear particles (TWP) are generated by the abrasion of tire tread in contact with the road surface. These particles, continually emitted by road traffic, have been found to permanently permeate ecosystems- making TWPs a major source of microplastics in the environment. TWPs contain various chemicals and additives which represent a proven environmental risk for receiving environments impacted by runoff from road surfaces. Presently, biofiltration swales constitute crucial infrastructure for managing runoff water by reducing the pollutant load in the environment. The focus of this study lies on the biofiltration swale located in the Bottière-Chênaie eco-district (Nantes, France). The objective of the study is to evaluate the TWP contamination levels as well as their spatial and depth distribution in the soil matrix of the biofiltration swale in order to provide answers regarding the future of TWP in these infrastructures. For the study, soil samples were collected from the surface and at different depths in the valley. The samples were analyzed by pyrolysis coupled with gas chromatography and mass spectrometry (Pyr-GC-MS) targeting the synthetic and natural rubbers constituting the tires. The first results indicate high and homogeneous levels of TWP contamination for the soils of the swale near the road. A decreasing contamination profile between the inlet and outlet for the soils located in the heart of the valley is highlighted, which suggests a preferential zone of input and accumulation at the inlet. The vertical profiles will also be analyzed and are expected to further confirm the accumulation in the entry zone of the valley. The present study holds significance in the area of urban stormwater management and aims to contribute towards the improvement of knowledge regarding the fate of TWPs in biofiltration valleys and establishment of effective strategies for managing urban stormwater and the contaminants that they may contain.

Keywords: TWP, swale, urban, soil, microplastics

I INTRODUCTION

Microplastics have recently been garnering increasing attention due to their widespread presence in the environment and their potential adverse effects on ecosystems and human health. While there are various sources of microplastics found in the environment, including fragmentation of larger plastic items, tire wear particles (TWPs) have been found to be a significant contributor to the microplastic load, even in urban areas with low vehicular traffic [Rødland *et al.*, 2023]. TWP are particles formed from the abrasion of tires during driving because of friction between the tires itself and the surface of the road [Wagner *et al.*, 2018]. Since TWP are mainly composed of rubber polymers (mainly constituted by a polymeric fraction of styrene-butadiene rubber (SBR) and butadiene rubber (BR)) and are in the size range of microplastics, they consequently can be considered as microplastic [Committee for Risk Assessment RAC, Committee for Socio-economic Analysis SEAC, 2020]. These particles encompass a diverse range of materials, including synthetic polymers [Hartmann *et al.*, 2019], all of which have been found to affect soil quality and ecosystem health. It has recently been noted that the majority of the emitted TWPs evolve at the road surface and their dispersion can primarily be linked to runoff into the environment [De Oliveira *et al.* 2024]. Understanding the composition and behavior of TWPs within the broader context of microplastic pollution is crucial for assessing their environmental implications accurately. Despite the growing awareness of microplastic pollution, there remains a notable gap in our understanding of the dispersion of tire wear particles in environmental matrices. While we have made strides in characterizing the physical and chemical properties of these particles, their behavior once released into the environment and their ultimate fate remain poorly understood. The aim of the present study is to assess TWP dispersion characteristics in the soil matrix of a biofiltration swale situated beside a road in a residential area in an eco-district that is frequented by stormwater flow. To achieve this goal, we analyzed surface soil and soil cores from a biofiltration swale in the Bottière-Chênaie eco-district in Nantes, France to study the surface and vertical profile of TWPs in the swale and in order to make an assessment of the infiltration characteristics of the same. The soil samples were analyzed by pyrolysis coupled with gas chromatography and mass spectrometry (Pyr-GC-MS) targeting the SBR, BR and NR rubber content of tires. The study also aims to provide evidences regarding the trapping characteristics of a green infrastructure's infiltration in order to act as a reference for future studies comparing this infrastructure with grey infrastructures.

II. MATERIELS ET METHODES

II.1. Sampling site

The Bottière-Chênaie biofiltration swale, located in a residential street in an eco-district in Nantes, France, stands as a vital ecological feature amidst the urban landscape of the city. The road is one way and direction of traffic, with respect to the biofiltration swale, is from the inlet to the outlet's direction (Fig 1). The biofiltration swale is a significant urban stormwater catchment which is helpful in treating runoff to reduce pollutants due to the infiltration characteristics of the soil. Spanning approximately 11 meters and 10 centimeters in length, this biofiltration swale serves as an important part of the green infrastructure of the city of Nantes. The swale is also equipped with flow monitoring facilities.

II.2. Sampling strategy

For the study, surface soil samples and soil cores at five different depth ranges were meticulously collected in glass jars. These samples were gathered from various points along the biofiltration swale to obtain a comprehensive understanding of TWP distribution and dispersion characteristics. Nine of the samples were obtained along the cross-section of the swale (Points A-I in Fig 1), while three were collected from the biofiltration swale's border adjacent to the roadside (Points Ar, Dr and Gr in Fig 1). To assess vertical profiles and attain data on soil characteristics, five respective core layer samples were taken at selected points marked B, E and H along the middle of the swale, and depths for these core layers were carefully documented.

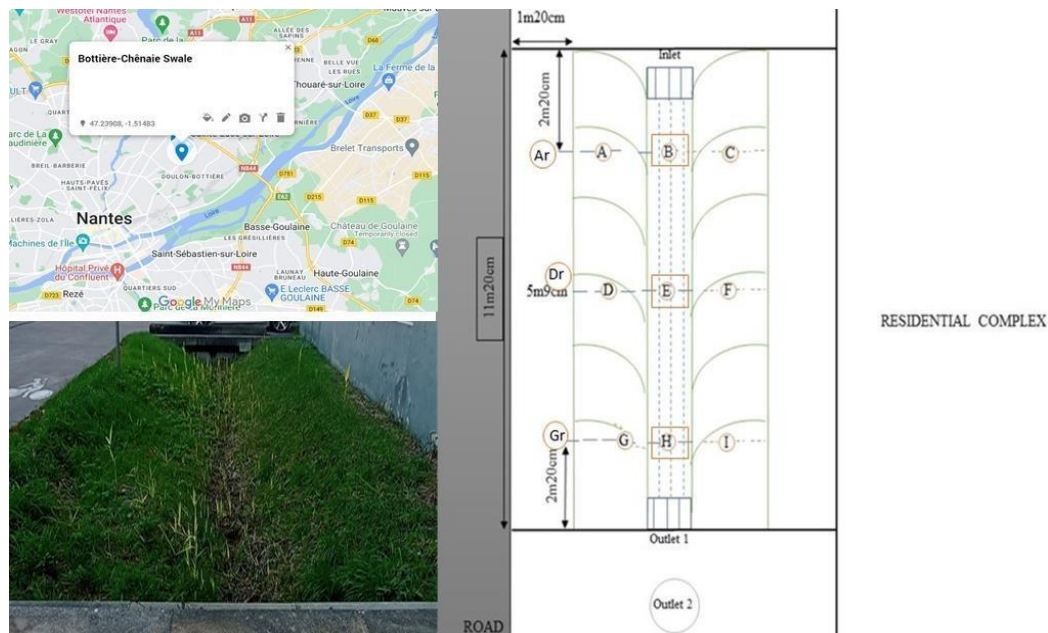


Figure 1: Location and Schematic representation of the biofiltration swale with sampling points

II.3. Tire wear particle analysis

The soil samples were homogenized by the quartering method [USEPA, 2023] and prepared for analysis by pyrolysis coupled with gas chromatography-mass spectrometry (Pyr-GC-MS) technique according to ISO 7270-1 [2017] recommendations. They were dried at 105°C for 24 hours and sieved at 500 µm. Analysis was performed using a multi-shot pyrolyzer EGA/PY-3030D coupled with an auto-shot sampler (AS-1020E) from FrontierLab, set at 600°C, and connected to Agilent Technologies, Inc.'s 8890 gas chromatography and 5977B mass spectrometer. Quantification of SBR (Styrene-Butadiene Rubber) and BR (Butadiene Rubber) in sediment samples utilized 4-vinylcyclohexene (4-VCH) and 4-phenylcyclohexene (4-PCH) as pyrolysis markers, with quantification based on $m/z = 79$ and 104 Da, respectively. Quantification of Natural rubber (NR) utilized dipentene (DP) marker with quantification ion of $m/z = 93$. Methodical details for quantification are outlined in De Oliveira *et al.* [2024]. Multiple specific blanks analysis showed no contamination. The correlation coefficient of the calibration line was 0.998, and the limit of quantification was determined at 5 µg/g. Approximately 3 mg of sediment was weighed in pyrolysis cups and, 15 µg of deuterated SBR and 15 µg of deuterated NR in solution were then added to each cup as internal standard. Triplicate analysis was conducted, with signal-to-noise ratios exceeding 10 and variability less than 9%. The results in the study are expressed in mass of SBR + BR and NR or TWP per mass of dry sediment.

III. CONCLUSIONS

As an essential element of urban green infrastructure, biofiltration swales play a pivotal role in stormwater runoff management and ecosystem health. The investigation into tire wear particles (TWPs) in soil was able to present a critical demonstration of their deposition characteristics within the urban biofiltration swale situated in the Bottière-Chênaie eco-district in Nantes. Through comprehensive soil sampling and analysis by Pyr-GCMS, insights into the vertical profiles, distribution, and dispersion patterns of TWPs were found that have the potential to act as a reference for future studies on biofiltration swales. Significant tire wear particles were obtained in the area of the swale (points Ar, Dr, Gr) nearest to the road and middle of the swale (points B, E, and H) while lesser concentration was found on the slope of the swale near the road (points A, D, and G) and negative results were seen in the slope nearest to the building (points C, F, and I). Analytical procedures to understand completely the present state of TWPs in the biofiltration swale through core layers taken from the middle section of the swale are still under progress.

One of the significant aspects of the results obtained from the study lies in the fact that by understanding the deposition patterns and behavior of TWPs within biofiltration swales, stakeholders can better address the potential environmental risks posed by these particles. Ultimately, this study underscores the importance of proactive measures like green infrastructure construction to manage and minimize the environmental consequences of tire wear particle pollution.

IV. REMERCIEMENTS

This project has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under the Marie Skłodowska-Curie COFUND grant agreement No 101034248.

V. REFERENCES

- Committee for Risk Assessment (RAC), Committee for Socio-economic Analysis S.E.A.C. collab, 2020. Opinion on an Annex XV Dossier Proposing Restrictions on Intentionally added Microplastics. ECHA/RAC/RES-O-0000006790-71-01/F 11.
- De Oliveira, T., Muresan, B., Ricordel, S., Lumière, L., Truong, X.-T., Poirier, L., Gasperi, J., 2024. Realistic assessment of tire and road wear particle emissions and their influencing factors on different types of roads. *J. Hazard. Mater.* 465, 133301. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133301>.

- Hartmann, N.B., Hüffer, T., Thompson, R.C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A.E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M.P., Hess, M.C., Ivleva, N.P., Lusher, A.L., Wagner, M., 2019. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environmental Science & Technology* 53, 1039– 1047.
- ISO 7270-1, Rubber - Analysis by pyrolytic gas-chromatography methods - Part 1: Identification of polymers (single polymers and polymer blends), 2017.
- Rødland, E. S., Heier, L. S., Lind, O. C., & Meland, S. (2023). High levels of tire wear particles in soils along lowtrafficroads. *Science of the Total Environment*, 903, 166470. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166470>
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2023) – Soil Sampling (pdf). Disponible en ligne - <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/Soil-Sampling.pdf>.
- Wagner, S., Hüffer, T., Klöckner, P., Wehrhahn, M., Hofmann, T., & Reemtsma, T. (2018). Tire wear particles in the aquatic environment - A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. *Water Research*, 139, 83–100. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.051>

Essai et validation d'une méthode opérationnelle de quantification des volumes et flux de sédiments de l'assainissement pluvial

CHABERT Milèna ^{(1,2)*}, TEDOLDI Damien ⁽²⁾, LAKEL Abdelkader ⁽¹⁾, FARDEL Alexandre ⁽¹⁾,
LIPEME KOUYI Gislain ⁽²⁾, LARGE Gautier ⁽²⁾, GASC Aurore ⁽²⁾, NGUYEN Emilie ⁽²⁾,
CHATAIN Vincent ⁽²⁾

⁽¹⁾ Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB), 11 rue Henri Picherit, 44300 Nantes, France

⁽²⁾ INSA Lyon, DEEP, UR7429, 69621 Villeurbanne, France

[*milena.chabert@insa-lyon.fr](mailto:milena.chabert@insa-lyon.fr) – 0781371716

Les enjeux de l'artificialisation des sols et du changement climatique ont conduit à l'aménagement d'un vaste panel d'ouvrages de gestion centralisée et décentralisée des eaux pluviales (bassins, noues, tranchées...), offrant une variété étendue de services (régulation hydraulique, traitement...). Néanmoins, l'accumulation chronique de sédiments est une problématique majeure de ce mode de gestion des eaux pluviales. Retenues par décantation et/ou filtration mécanique au sein de ces ouvrages, ces matières particulaires peuvent mettre en péril leur bon fonctionnement hydraulique et épuratoire, rendant les sujets de l'extraction et du devenir de ces sédiments prégnants. Cependant, l'absence de méthode opérationnelle pour quantifier les volumes et flux de sédiments accumulés est un obstacle pour prévoir les fréquences de curage adaptées au fonctionnement des ouvrages et assurer le devenir des matériaux extraits. La plupart des investigations en hydrologie urbaine ont recours à des mesures en continu et/ou une instrumentation complexe, difficilement généralisables. Cette étude montre que la quantification du volume de dépôt et l'estimation des taux d'accumulation peuvent être réalisées par des relevés ponctuels de l'épaisseur de la couche de sédiments, couplés à une interpolation géostatistique par krigeage. La mise en œuvre de la méthode sur un bassin d'infiltration des eaux pluviales a permis d'en éprouver la faisabilité et la fiabilité. Les résultats obtenus semblent pertinents vis-à-vis des précédentes études disponibles pour ce même bassin. L'estimation est particulièrement sensible à la masse volumique apparente des sédiments, considérée ici comme une variable aléatoire distribuée uniformément entre les valeurs minimale et maximale mesurées : des travaux complémentaires pourront en améliorer la précision, en étudiant son éventuelle répartition spatiale. En outre, si cette technique fait ses preuves pour différents types d'ouvrages et de contextes, il sera possible d'estimer rapidement des taux d'accumulation dans les ouvrages, voire des flux de sédiments générés pour différents types de bassins versants. Cela ouvre la voie au développement d'outils pour accompagner les gestionnaires d'ouvrages vers une gestion optimisée des résidus de l'assainissement pluvial.

Mots-clés : Sédiments / Matières en suspension / Taux d'accumulation / Krigeage / Méthode de Monte-Carlo

Test and validation of an operational method for quantifying volumes and accumulation rates of stormwater sediment

Challenges related to soil artificialization and climate change have led to the development of a wide range of centralized and decentralized stormwater management infrastructures (such as basins, swales, trenches, etc.), offering a broad range of services (hydraulic regulation, treatment...). Nonetheless, the chronic accumulation of sediments is a major issue in this mode of stormwater management. Retained through settling and/or mechanical filtration within these infrastructures, these particulate matters can worsen their proper hydraulic operation and removal efficiency, making the topics of sediment extraction and fate significant concerns. However, the lack of an operational method to quantify volumes and accumulation rates of sediments is a barrier to predict appropriate cleaning frequencies for the functioning of the structures and ensuring the fate of extracted materials. Most urban hydrology investigations rely on continuous measurements and/or complex instrumentation, which are difficult to generalize. This study demonstrates that quantifying deposits volume and assessing accumulation rates can be achieved through punctual surveys of sediment layer thickness and geostatistical interpolation via kriging. The feasibility and reliability of the method were tested by implementing it on a stormwater infiltration basin. The results obtained appear relevant compared to previous studies available for the same basin. The estimation is particularly sensitive to the apparent volumetric mass of the sediments, considered here as a randomly distributed variable between minimum and maximum measured values: further work could improve the accuracy by studying its eventual spatial distribution. Furthermore, if this technique proves its effectiveness for several types of structures and contexts, it will be possible to quickly estimate accumulation rates within the structures, and even for different watershed types. This paves the way for the development of tools to support optimal stormwater sediment management.

Keywords: Stormwater sediments / Suspended solids / Accumulation rates / Kriging / Monte Carlo method

I INTRODUCTION

Au cours des quatre dernières décennies, la superficie de sols artificialisés a augmenté de plus de 70 % en France Métropolitaine. Les surfaces imperméables représentent plus de 40 % des sols artificialisés, soit plus de 2 millions d'hectares de sols en 2018 [Ballet, 2021]. L'imperméabilisation des sols se fait au détriment de l'infiltration, amplifiant les phénomènes de ruissellement des eaux. Parallèlement, le changement climatique entraîne une augmentation des événements météorologiques extrêmes et des pressions croissantes sur les ressources en eau. Dans ce contexte, le recours croissant à des dispositifs de gestion des eaux pluviales partiellement ou totalement déconnectés des réseaux permet de délester ces derniers, et de limiter les risques d'inondation et de pollution par rejets directs dans les milieux récepteurs. En outre, le traitement des eaux pluviales tend à se rapprocher de leur point de chute et à favoriser l'infiltration, ce qui présente de nombreux atouts : réalimentation de l'eau du sol, limitation des contaminants et de leur transfert vers l'aval, support à la biodiversité [Couvidat *et al.*, 2021].

Ces ouvrages de gestion des eaux pluviales assurent leur rétention et/ou leur infiltration. Ce faisant, ils favorisent la dépollution des eaux, notamment par décantation et/ou filtration des matières en suspension (MES). Les particules déposées forment alors une couche de « sédiments » au fond des ouvrages. Dans certains cas, ces dépôts sont susceptibles de détériorer les fonctions hydrauliques (réduction de la capacité de stockage ou colmatage) ou épuratoires (risque de remise en suspension des particules) des ouvrages. Des opérations de curage sont alors nécessaires, ce qui suppose l'extraction et la gestion ex-situ des sédiments [Couvidat *et al.*, 2021]. Quantifier l'accumulation des sédiments dans les ouvrages est nécessaire pour prévoir et planifier ces opérations. Par ailleurs, le choix et le dimensionnement de la filière de gestion dépend de la quantité de matériaux extraite.

Une première approche consiste à réaliser des mesures ponctuelles de hauteur de sédiments déposés dans les dispositifs de rétention et/ou d'infiltration. L'application d'une méthode d'interpolation permet d'estimer la quantité de matières accumulées et, connaissant la durée d'accumulation, le taux annuel d'accumulation de sédiments dans l'ouvrage [Yousef *et al.*, 1994 ; Marsalek et Marsalek, 1997]. La dernière étude en date à notre connaissance a été réalisée sur un bassin de rétention de l'agglomération de Limoges. Elle s'était limitée à des estimations de volumes à curer, et n'avait pas fait l'objet d'une validation par comparaison à d'autres méthodes [Fontant *et al.*, 2013]. Prometteuse pour une utilisation par les gestionnaires, cette approche mérite d'être approfondie.

Etant donné que l'origine de ces sédiments réside dans les MES transportées par le ruissellement, une manière alternative d'approcher le problème consiste à estimer le flux de MES généré par la surface active du bassin versant drainé. Dans des ouvrages non équipés d'un exutoire, ou dont la surverse est sollicitée de façon marginale, ce flux devrait se rapprocher du taux d'accumulation des sédiments, les différences pouvant être imputées, par exemple, à la dégradation de la matière organique ou aux apports par la végétation. Différentes méthodes d'estimation des flux de MES générées à l'échelle d'un bassin versant sont recensées dans la littérature scientifique. Les méthodes les plus fréquentes reposent sur des mesures effectuées sur les eaux de ruissellement. Certaines études prélèvent un grand nombre d'échantillons, représentatifs des événements pluvieux à l'échelle annuelle [Nayeb Yazdi *et al.*, 2021], et analysent directement les concentrations en MES. D'autres s'appuient sur des mesures de turbidité et débit en continu au niveau d'un exutoire, et exploitent des relations mathématiques reliant turbidité et concentrations en MES [Leutnant *et al.*, 2016 ; Hannouche *et al.*, 2017]. Ces approches nécessitent de nombreux équipements ainsi qu'une période d'observation conséquente. L'utilisation de modèles [Ahilan *et al.*, 2019] peut s'avérer complémentaire aux mesures, mais ces dernières sont indispensables pour leur calibration et leur validation. Efficaces et précises dans le cadre de travaux de recherche, le degré de complexité de ces méthodes et leur caractère chronophage les rend difficilement applicables dans une visée opérationnelle.

Les objectifs de cette étude sont ainsi : (i) d'élaborer et de mettre en œuvre une méthodologie opérationnelle d'estimation des quantités de sédiments accumulés, et (ii) d'en évaluer la pertinence. Dans un premier temps, des relevés de terrain combinés à une interpolation par krigeage sont appliqués pour estimer la quantité de sédiments accumulés et les taux d'accumulation annuels pour le cas spécifique du bassin d'infiltration « Django Reinhardt » à Chassieu (Métropole de Lyon). Les résultats sont comparés aux deux autres méthodes d'estimation : les flux de MES calculés à partir des mesures en continu, et les données opérationnelles de curage de sédiments, communiquées par la collectivité pour le bassin de rétention.

II MATERIELS ET METHODES

II.1 Description du site d'étude : bassin « Django Reinhardt »

Ces travaux ont pour objet d'étude principal le bassin de rétention-infiltration dit « Django Reinhardt », situé dans l'est Lyonnais, sur la commune de Chassieu. Le site draine un bassin versant majoritairement industriel de 185 hectares pour une surface active de l'ordre de 55,5 hectares [Hannouche et *al.*, 2017]. Les eaux pluviales arrivent dans un bassin de rétention avec un fond en béton, qui se vide progressivement dans un compartiment perméable d'environ 1 hectare, dans lequel l'eau s'infiltré. Ce site ayant fait l'objet de nombreux travaux de recherche antérieurs, une chronique de débit et de turbidité depuis 2004 est disponible à l'entrée de chacun des compartiments [Gonzalez-Merchan, 2012 ; Hannouche et *al.*, 2017]. La méthode décrite dans la partie II.2 est appliquée uniquement au bassin d'infiltration (néanmoins, certains bilans de masse sont réalisés à l'échelle du système complet). Les caractéristiques de ce dernier utilisées dans le cadre de cette étude sont :

- la masse volumique apparente des sédiments : entre 0,60 et 1,60 g/cm³ selon des mesures locales assorties de données de la littérature [Cannavo et *al.*, 2010 ; Gonzalez-Merchan, 2012] ;
- la durée d'accumulation de 19 ans, correspondant au temps écoulé entre le dernier curage de l'ouvrage, effectué au printemps 2004, et les mesures de hauteur des sédiments au printemps 2023.

II.2 Estimation des quantités de sédiments accumulés dans le bassin

II.2.1 Mesures de terrain

La connaissance du fonctionnement hydraulique de l'ouvrage couplée à des mesures préliminaires permet d'identifier les zones de dépôt, concentrées vers l'arrivée d'eau. Les mesures sont réalisées dans ces zones, suivant un maillage rectangulaire spécifique, dont la taille des mailles est adaptée pour détecter les variations de hauteur importantes : 2 m entre deux points dans les zones de l'ouvrage montrant des signes d'accumulation sédimentaire importante (sur la base de la connaissance hydraulique de l'ouvrage et de mesures préliminaires à la tarière), et jusqu'à 10 m dans les zones les moins sollicitées. La mesure de hauteur des sédiments déposés en chaque point est réalisée à l'aide d'une tarière-gouge manuelle de 1 cm de diamètre, enfoncée sur toute l'épaisseur des horizons meubles de surface. Les changements de couleur ou de texture au sein de la carotte de sol extraite permettent de discerner la couche sédimentaire du substrat sous-jacent, et d'en mesurer la hauteur, H_{sed} . Au total 279 mesures de hauteur ont été réalisées.

II.2.2 Interpolation par la méthode du krigeage

A partir des données issues des mesures ponctuelles, la hauteur des sédiments est estimée pour l'ensemble du bassin par une approche géostatistique. Dans la présente étude, une interpolation spatiale par la méthode du krigeage ordinaire [Baillargeon, 2005] a été réalisée sur le logiciel R (version 4.2.2).

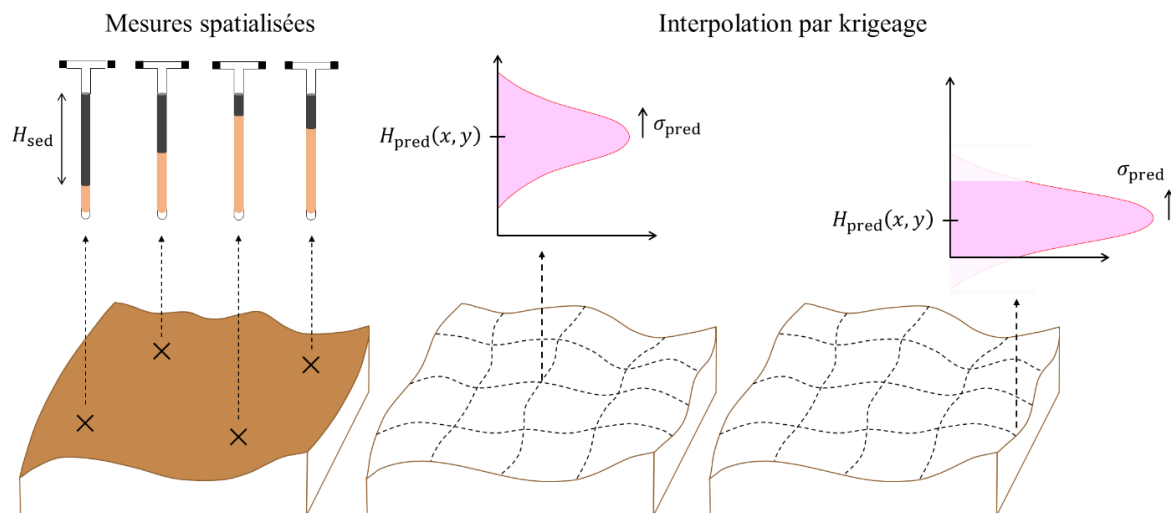


Figure 1. Schémas présentant la méthodologie d'interpolation spatiale et de l'estimation des incertitudes sur les hauteurs de sédiments

Cette approche est retenue car elle permet de proposer une modélisation probabiliste des observations, et d'estimer les incertitudes sur les valeurs prédites (Figure 1).

L'application de la méthode permet l'obtention de valeurs de hauteur de sédiments sur l'ensemble d'une grille d'interpolation de taille de maille $0,5 \text{ m} \times 0,5 \text{ m}$. Une analyse de sensibilité a été menée pour évaluer l'impact de ce paramètre, qui n'a pas démontré d'effet majeur devant les facteurs décrits ci-dessous. La masse totale de sédiments accumulés, et le taux d'accumulation annuel sont ensuite déterminés en utilisant les équations (1) et (2) ci-dessous.

$$M_{tot} = \rho_{sed} \times \sum_{i,j} \frac{h(x_i, y_j)}{100} \times \Delta x \Delta y, \quad (1) \quad \text{Flux}_{sed} = \frac{M_{tot}}{T_{acc}}, \quad (2)$$

Où M_{tot} est la masse totale de sédiments accumulés (t), Flux_{sed} le taux d'accumulation annuel des sédiments (t/an), ρ_{sed} la masse volumique apparente sèche des sédiments (g/cm^3), $h(x_i, y_j)$ la hauteur de sédiments au point de coordonnées (x_i, y_j) dans le repère local (cm), $\Delta x \Delta y$ la surface d'un « pixel » sur la grille d'interpolation (m^2) et T_{acc} la durée d'accumulation (année).

Le taux d'accumulation peut être normalisé par hectare (actif) de bassin versant en le divisant par S_{BV} , surface active du bassin versant (ha_{act}).

II.2.3 Estimation des incertitudes par la méthode de Monte Carlo

L'évaluation des incertitudes est réalisée à l'aide de la méthode de Monte Carlo, où chaque variable incertaine ($h(x_i, y_j)$, ρ_{sed} , S_{BV}) est décrite par une distribution de probabilité. Compte-tenu du fait que le krigeage fournit une espérance $\mu(x_i, y_j)$ et un écart-type de prédiction pour chaque valeur $h(x_i, y_j)$, la loi normale semble la plus appropriée pour modéliser les hauteurs de sédiment en chaque point. Pour éviter de générer des hauteurs négatives, une loi normale tronquée entre 0 et $2 \times \mu(x_i, y_j)$ est utilisée sur les bords de la couche de sédiments où $h \rightarrow 0$ (Figure 1). Une distribution de probabilité uniforme est utilisée pour la masse volumique apparente (0,60 et 1,60 g/cm^3) et pour la surface active contribuant au ruissellement dans le bassin (intervalle de $\pm 5 \%$). Enfin, la surface totale du bassin versant et la durée d'accumulation sont considérées comme précises (incertitudes nulles). Un grand nombre de générations aléatoires (10 000) pour chaque variable incertaine permet d'obtenir des distributions empiriques de volumes de sédiments et taux d'accumulation annuels selon les équations (1) et (2) et d'en déduire un intervalle de couverture (en retenant ici un niveau de confiance à 99 %).

III RESULTATS ET DISCUSSION

III.1 Distribution spatiale des hauteurs de sédiments et estimation de leur masse

L'accumulation des sédiments est plus importante au niveau de l'arrivée d'eau, avec des hauteurs de l'ordre de 30 à 40 cm. Elle diminue progressivement à mesure que l'on s'en éloigne, jusqu'à atteindre des niveaux inférieurs à 5 cm en l'espace de quelques dizaines de mètres. Ainsi, les observations montrent que la répartition des sédiments accumulés s'explique principalement par le fonctionnement hydraulique de l'ouvrage. La méthode d'interpolation krigeage permet de cartographier cette distribution spatiale (Figure 2a).

Au total, l'estimation du volume de sédiments accumulé durant 19 ans est d'environ 670 m^3 . Autrement dit, environ 35 m^3 de sédiments s'accumulent par an, soit un taux d'accumulation d'environ **20 à 55 t/an** (Figure 2b). L'amplitude de l'intervalle de confiance à 99 % et l'allure de l'histogramme s'expliquent directement par la connaissance imprécise de la masse volumique apparente et de sa distribution spatiale. D'après les données opérationnelles communiquées par la Métropole de Lyon, environ 300 tonnes de sédiments ont été curées en 8 ans dans le bassin de rétention. Additionné aux résultats de la méthode de krigeage, cela représente en moyenne 60 à 90 tonnes de sédiments s'accumulant par an à l'échelle des deux bassins. Il est alors possible d'estimer le flux de MES annuel normalisé par hectare du bassin versant : de l'ordre de **1050 à 1700 kg/ha_{act}/an**.

III.2 Autres résultats disponibles : mesures en continu et données opérationnelles

Dans le cas du bassin d'infiltration de Django Reinhardt, les flux de MES ont également été estimés dans le cadre des travaux de thèse de Carolina Gonzalez-Merchan [2012]. L'estimation repose sur des mesures en continu de turbidité et de débit au niveau de la conduite d'entrée du bassin d'infiltration :

7 ans de mesures à un pas de temps de 2 minutes entre 2004 et 2010, couplées à des relations entre turbidité et concentrations en MES. D'après ces travaux, le bassin d'infiltration reçoit entre **15 et 30 t de MES/an**. Les résultats concernant l'ensemble du site (rétention et infiltration) peuvent être comparés à l'étude de Hannouche et *al.* [2017], qui estime le flux de MES à l'exutoire du bassin versant entre 40 et 60 t/an pour la période de 2004 à 2008, soit **700 à 1100 kg/ha_{ac}/an**. Pour des bassins versants industriels, Järveläinen et *al.* [2017] estiment dans une autre étude un apport du bassin versant de **190 à 1460 kg/ha_{ac}/an**.

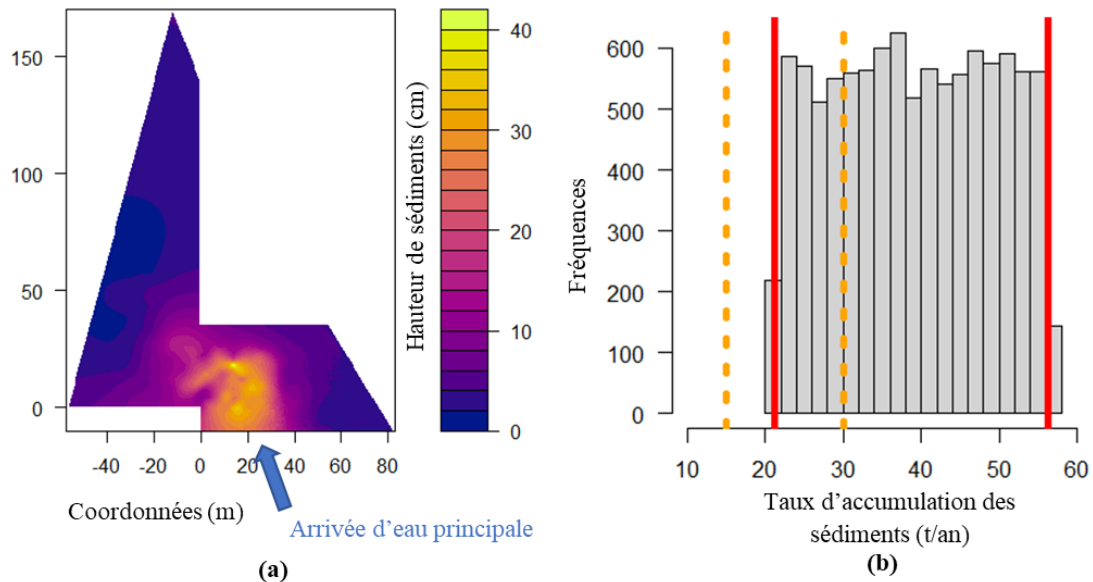


Figure 2. (a) carte de la hauteur des sédiments (vue en plan du bassin d'infiltration) et (b) histogramme obtenu par la méthode de Monte Carlo sur les taux d'accumulation de sédiments dans le bassin d'infiltration de Django Reinhardt ; les deux traits pleins rouges représentent l'intervalle de confiance à 99 % de cette étude et les traits orange en pointillés représentent les résultats des mesures en continu [Gonzalez-Merchan, 2012]

III.3 Evaluation de la pertinence de la méthode de krigeage

Les résultats obtenus par krigeage sont proches des estimations par instrumentation pour le même bassin. Outre les incertitudes concernant la masse volumique apparente des sédiments, les différences peuvent s'expliquer par les années considérées pour les estimations, qui se recoupent partiellement mais ne sont pas les mêmes dans les différentes approches. En outre, contrairement aux mesures en continu concernant l'effluent entrant, l'interpolation par krigeage s'intéresse aux sédiments accumulés dans le bassin. Cette accumulation provient du flux de MES entrant, mais elle est aussi influencée par la dégradation de la matière organique, la présence de la faune et la flore, la remise en suspension et la migration de MES en profondeur, etc. La méthode par krigeage pourrait donc être moins précise pour estimer les flux de MES générés par un bassin versant, mais très pertinente pour quantifier les quantités à curer après plusieurs années d'accumulation. Finalement, dans une visée opérationnelle, la méthode par krigeage représente un gain de temps considérable par rapport à une instrumentation continue.

IV CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

La méconnaissance des quantités de sédiments de l'assainissement pluvial accumulés dans les bassins constitue un frein pour leur gestion. Cette difficulté pourrait être surmontée par le développement de méthodes opérationnelles simples et efficaces pour estimer les quantités accumulées et prédire l'accumulation future. La méthode d'estimation par interpolation spatiale (mise en œuvre par la méthode de krigeage) proposée dans cette étude ne nécessite pas d'instrumentation complexe avec des mesures en continu ou des prélèvements d'eaux de ruissellement. Elle peut être mise en œuvre dans un laps de temps court et avec des moyens limités. Les résultats sont en adéquation avec les données issues de plusieurs années de mesures en continu pour le même bassin, et les différences observées d'une méthode à l'autre peuvent être attribuées aux incertitudes propres à chaque estimation.

Ainsi, les résultats de cette étude encouragent le développement et la généralisation d'une telle méthode à d'autres ouvrages dans une visée opérationnelle. En complément, pour limiter les incertitudes

concernant les tonnages et flux, il serait intéressant d'affiner la connaissance des masses volumiques apparentes sèches, en les spatialisant pour différents points du bassin, et en recherchant d'éventuelles corrélations avec la répartition spatiale des hauteurs d'accumulation. Enfin, mettre en œuvre la méthode pour différents ouvrages permettra de l'ajuster et de tester sa pertinence dans des contextes divers : taille et nature de l'ouvrage et du bassin versant, fonctionnement hydraulique.

V REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient la Métropole de Lyon pour la richesse des échanges et des données communiquées. Aussi, merci à l'OTHU, et en particulier à Nicolas Walcker, pour les explications et la mise à disposition des données d'instrumentation du bassin Django Reinhardt. Enfin, cette étude est réalisée dans le cadre de l'école universitaire de recherche H2O'Lyon.

VI REFERENCES

- Ahilan S., Guan M., Wright N., Sleight A., Allen D., Arthur S., Haynes H., Krivtsov V. (2019) - Modelling the long-term suspended sedimentological effects on stormwater pond performance in an urban catchment. *Journal of Hydrology* 571 : 805–818.
- Baillargeon S. (2005) - Le krigeage : revue de la théorie et application à l'interpolation spatiale de données de précipitations [Mémoire]. Laval : Université Laval Québec. 137 p.
- Ballet B. (2021) - *L'occupation du sol entre 1982 et 2018 (Les dossiers No. 3)*. Les dossiers. Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 32 p.
- Cannavo P., Vidal-Beaudet L., Béchet B., Lassabatère L., Charpentier S. (2010) - Spatial distribution of sediments and transfer properties in soils in a stormwater infiltration basin. *J Soils Sediments* 10 : 1499–1509
- Couvidat J., Chabert M., Chatain V. (2021) - *État de l'art sur la gestion opérationnelle des sédiments de l'assainissement pluvial - Livrable 1 (No. 1)*. Laboratoire DEEP, 77 p.
- Fontant A., Pontet D., Lenain J.-F., Chauvet B., Soubrand M., Joussein E. (2013) - *Modélisation du volume sédimentaire des ouvrages de rétention d'eaux pluviales : développement d'un outil de gestion*, Novatech, Conférence, Lyon, 23-27 juin 2013.
- Gonzalez-Merchan C. (2012) - Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales [thèse]. Lyon : INSA. 298 p.
- Hannouche A., Chebbo G., Joannis C., Gasperi J., Gromaire M.-C., Moilleron R., Barraud S., Ruban V. (2017). - Stochastic evaluation of annual micropollutant loads and their uncertainties in separate storm sewers. *Environ Sci Pollut Res* 24(36) : 28205–28219.
- Järveläinen J., Sillanpää N., Koivusalo H. (2017) - Land-use based stormwater pollutant load estimation and monitoring system design. *Urban Water Journal* 14 : 223–236.
- Leutnant D., Muschalla D., Uhl M. (2016). - Stormwater Pollutant Process Analysis with Long-Term Online Monitoring Data at Micro-Scale Sites. *Water* 8(7) : 299-12.
- Marsalek J., Marsalek P.M. (1997) - Characteristics of sediments from a stormwater management pond. *Water Science and Technology* 36 : 117–122.
- Nayeb Yazdi M., Sample D.J., Scott D., Wang X., Ketabchy M. (2021) - The effects of land use characteristics on urban stormwater quality and watershed pollutant loads. *Science of The Total Environment* 773 : 145358-13.
- Yousef Y.A., Hvitved-Jacobsen T., Sloat J., Lindeman W. (1994) - Sediment accumulation in detention or retention ponds. *Science of The Total Environment, Highway Pollution* 146–147 : 451–456.

Rôle des eaux souterraines sur la présence d'eaux claires parasites dans les réseaux d'assainissement en contexte urbain : Cas d'étude de la communauté d'agglomération de Lens-Liévin.

JEHANNO Lucas^{(1,2)*}, MANLAY Adrien⁽¹⁾, DEBOIS Valentine^(1,2), PICOT-COLBEAUX
Géraldine⁽¹⁾, DEVAU Nicolas⁽¹⁾, GODERNIAUX Pascal⁽²⁾

⁽¹⁾ Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM) – *l.jehanno@brgm.fr

⁽²⁾ Geology and Applied Geology – Polytech Mons – Université de Mons

Les interactions entre les eaux souterraines et le réseau d'assainissement de la communauté d'agglomération de Lens-Liévin, située dans le Nord de la France, ont mené localement à des non-conformités lors de l'exploitation du réseau d'assainissement et des stations d'épuration, remettant en cause la politique de développement économique de l'agglomération. Les intrusions d'eaux souterraines dans le réseau d'assainissement pourraient en être la cause.

La vulnérabilité du réseau à l'infiltration par des eaux souterraines a été estimée à travers une comparaison de l'altitude de la surface piézométrique de la nappe avec celle du réseau d'assainissement, sur la base de l'hypothèse que les tronçons du réseau sous le niveau piézométrique ont le plus à risque d'être ennoyés. L'altitude piézométrique a été évaluée à travers des campagnes piézométriques réalisées en 2022 ainsi qu'à travers un modèle hydrodynamique 3D de l'hydrosystème pour reconstituer les niveaux piézométriques passés. Le modèle a été construit à l'aide du code de calcul MARTHE et les simulations ont été réalisées en régime transitoire. Ces 2 démarches ont permis d'identifier les tronçons du réseau les plus vulnérables au risque d'enneigement, ceux-ci sont similaires à ceux identifiés de manière empirique par le gestionnaire du réseau. Il est également montré qu'une fraction du réseau est située systématiquement sous le niveau piézométrique, à minima 0.4% lors d'une période exceptionnelle de basse eaux (1997) et pouvant monter jusqu'à 14.7% lors d'une année exceptionnelle de hautes eaux (2001).

L'utilisation du modèle hydrodynamique permet également de tester l'évolution de la vulnérabilité du réseau selon différents scénarios prospectifs rendant possible l'anticipation d'actions à mettre en œuvre sur le réseau pour orienter les décisions de gestion et élaborer des solutions d'adaptation. Cependant, une méthode de modélisation considérant les rétroactions entre la dynamique de la nappe et celle des eaux usées parcourant le réseau d'assainissement reste à développer.

Mots-clés : hydrogéologie urbaine, réseau d'assainissement, eau claire parasite, piézométrie, modélisation hydrodynamique.

Groundwater contribution to parasitic water in sewer network in an urban catchment: case study of Lens-Liévin city (northern France)

The interactions between groundwater and the sewerage network of the Lens-Liévin urban area, located in the north of France, locally lead to non-compliances in the operation of the sewerage network and the wastewater treatment plants questioning the city's economic development policy. Indeed, the inflow of groundwater within the sewerage network could be the cause.

The vulnerability of the network to intrusion of groundwater was estimated through a comparison of the altitude of the piezometric surface of the aquifer with the altitude of the sewer network, based on the assumption that network sections below the piezometric level are most at risk of being flooded. The piezometric altitude was assessed through piezometric campaigns conducted in 2022 and through a 3D hydrodynamic model of the hydrosystem to reconstruct past piezometric levels. The model was built using the MARTHE calculation code, and simulations were performed in transient flow. These two approaches allowed for the identification of the network sections most vulnerable to the risk of flooding, which are similar to those identified empirically by the network manager. It is also shown that a fraction of the network is consistently located below the piezometric level, at a minimum of 0.4% during an exceptional low-water period (1997). This fraction can increase to 14.7% during an exceptional high-water year (2001).

The use of the hydrodynamic model also allows testing the evolution of network vulnerability under different prospective scenarios, enabling anticipation of actions to be implemented on the network to guide management decisions and develop adaptation solutions. However, a modelling method considering the feedback between aquifer dynamics and wastewater flowing through the sewer network remains to be developed.

Keywords: urban hydrogeology, groundwater inflow, sewerage network, piezometry, hydrodynamic modelling.

I CONTEXTE DE L'ETUDE ET PROBLEMATIQUE

I.1 Contexte environnemental

Situé dans la région des Hauts-de-France, dans le département du Pas-de-Calais, à la limite entre les Plateaux de l'Artois et de la Plaine des Flandres (**Figure 1**), le territoire de la Communauté d'Agglomération de Lens-Liévin (CALL) présente une densité de population d'environ 1 000 habitants par km², conduisant à une forte urbanisation et une artificialisation élevée du sol (46,3% du territoire). Il présente aussi des signes d'activités historiques passées, notamment l'exploitation minière débutée au XIX^{ème} siècle et arrêtée dans les années 1990. Ces activités passées ont des conséquences encore actuelles, telles que l'existence d'une subsidence des terrains [Roussel *et al.*, 1994 ; Foumelis *et al.*, 2019]. Le secteur d'étude marque la transition entre le bassin sédimentaire dit de Paris au sud et le bassin sédimentaire dit de Bruxelles au nord, séparés par l'anticlinal faillé de l'Artois (d'axe NW-SE) à l'origine des Collines de l'Artois. Les failles les plus importantes sont de compression, peu propices à la présence de vides ou d'ouvertures. La Faille de Marqueffles située au sud-ouest de la CALL en est un exemple [Minguely, 2007]. Cette faille est peu perméable et toujours active [Camelbeeck *et al.*, 2012; Duguey *et al.*, 2000) (**Figure 1**). La CALL s'étend depuis les collines de l'Artois au sud-est de cet axe et au-delà au nord-est au droit de l'aquifère de la craie (Coniacien-Santonien) dont la nappe d'eau souterraine est libre avec un toit sub-affleurant. Cette situation est associée à différentes problématiques notamment d'inondations locales [cf. SYMSAGEL, 2017]. Cet état de fait implique une gestion complexe des ressources en eau et des réseaux techniques permettant leur utilisation. Dans ce cadre, la gestion du réseau d'assainissement est identifiée depuis plusieurs années comme un problème majeur.

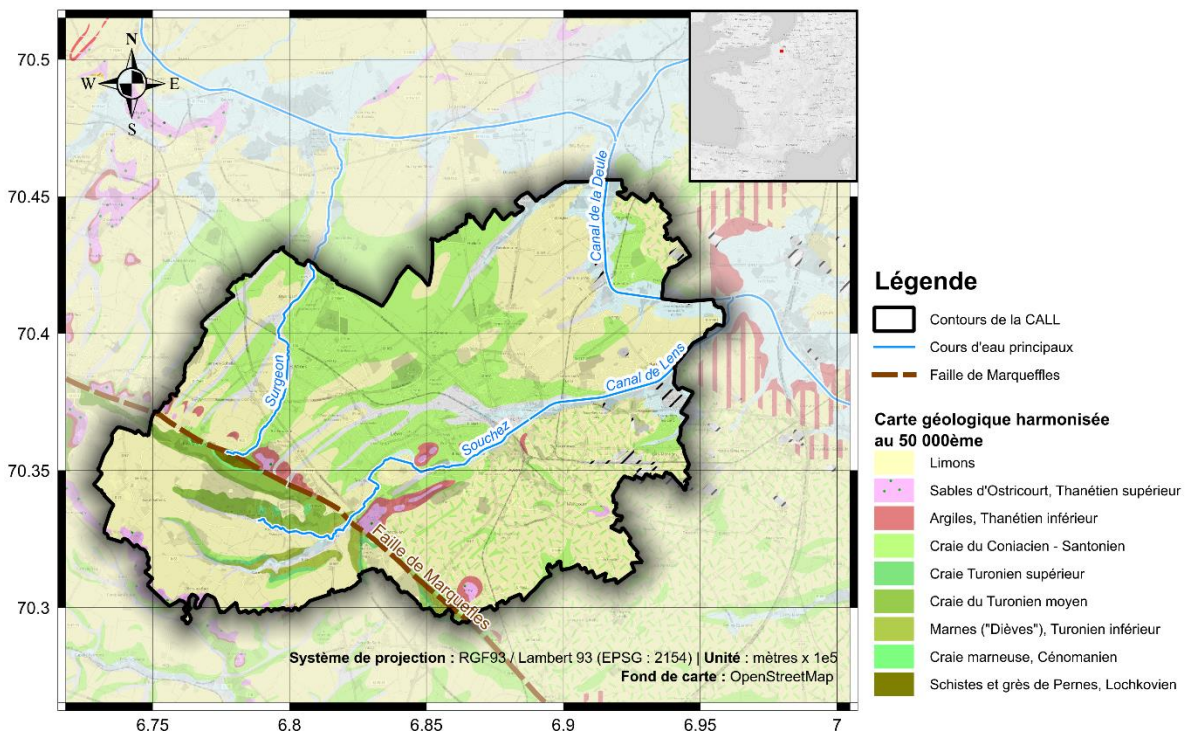


Figure 1. Localisation de la CALL et urbanisation du territoire.

I.2 Problématique vis à vis du réseau d'assainissement et partenariat entre le BRGM, VEOLIA et la CALL

La CALL compte cinq systèmes d'assainissement de tailles variables en termes de superficie et d'abonnés. Un système d'assainissement est composé d'une station d'épuration et d'un réseau de collecte dit réseau d'assainissement. Ces réseaux sont principalement unitaires (*i.e.* ils collectent les eaux de pluie et les eaux usées) et permettent de traiter les eaux usées de 110 000 abonnés. Ces réseaux collectent annuellement plus de 17 millions de m³ d'eau.

Hors période d'orage, des volumes conséquents, largement supérieurs aux volumes d'eau usée attendus, sont identifiés circulant dans le réseau. Etant un réseau unitaire, celui-ci ne devrait drainer que des eaux usées et pluviales. Or, par temps sec, la nuit (consommation d'eau potable moindre) on observe des débits anormaux qui transitent dans le réseau. Des inspections ont révélé le transit d'eau claire parasite au sein de ce dernier. Cette eau claire parasite est attribuée à l'intrusion d'eau de la nappe de la craie en lien avec des défauts d'étanchéité du réseau.

Cette situation peut conduire au dépassement de la capacité de stockage du réseau d'assainissement et de traitement de la station d'épuration. Cela entraîne une augmentation des rejets par les déversoirs d'orage dans le milieu naturel (en moyenne, 15-20% du volume transitant dans le système de Loison-sous-Lens) et participe à la dégradation des cours d'eau recevant ces rejets non traités.

Des rejets par temps sec et/ou des rejets trop fréquents par temps de pluie entraînent un fonctionnement non-conforme de celui-ci, que ce soit par temps de pluie ou par temps sec.

La **Figure 2** présente les termes du bilan du débit à la station d'épuration de Loison-sous-Lens lors de l'année 2021 partitionnés par l'exploitant VEOLIA. Dans un premier temps, le volume de nappe est défini en période sèche et nocturne ; le volume d'eaux usées issues des abonnés au réseau d'eau potable est basé sur les données de consommation en eau potable ; le volume de ruissellement correspond à la part des eaux pluviales rejoignant le réseau ; le volume de ressuyage par le sol est constitué de la part des pluies s'infiltrant après les événements pluvieux.

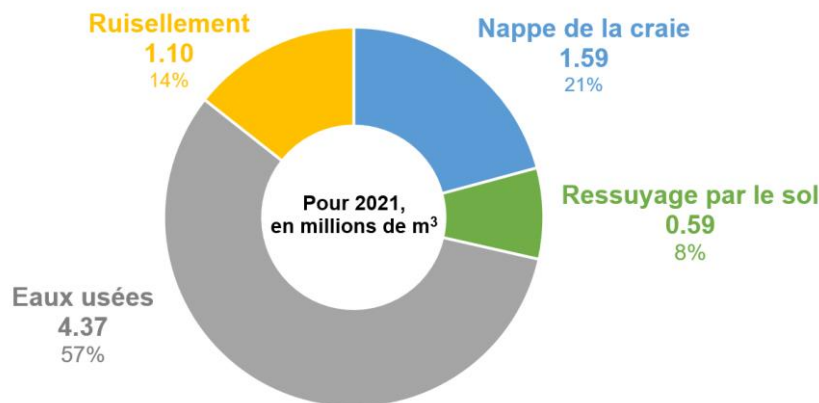


Figure 2. Diagramme des origines empiriques des volumes du bilan à la STEP de Loison-sous-Lens pour l'année 2021 (source : VEOLIA EAU).

Le réseau d'assainissement est ainsi dysfonctionnel au regard du cadre réglementaire national défini dans le code de l'environnement, le code général des collectivités territoriales, l'arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux réseaux d'assainissement collectif, ainsi que les contraintes particulières définies dans le cadre du SAGE, qui imposent de limiter les rejets par temps sec. Cette non-conformité du fonctionnement du réseau d'assainissement est sanctionnée par l'application d'indemnités par jour de dysfonctionnement et par des contraintes sur les actions d'urbanisation, ayant de fait un impact sur la politique de développement de l'agglomération.

L'hypothèse principale formulée pour expliquer la présence d'eaux claires parasites est une possible infiltration d'eau souterraine de l'aquifère libre dans les tronçons du réseau d'assainissement devenus poreux ou fissurés. Phénomène connu, l'eau claire parasite peut provenir de l'infiltration d'eau de pluie

mais aussi de l'infiltration d'eau souterraine (Ellis, 2001). C'est essentiellement ce second point qui constitue la problématique de l'exploitant VEOLIA. Pour qu'une infiltration d'eau souterraine vers le réseau d'assainissement soit possible, le niveau piézométrique de l'aquifère le plus superficiel doit être supérieur à l'altitude du réseau non étanche [Boukhemacha *et al.* 2015 ; Rodriguez *et al.* 2020]. Des méthodes de quantification existent et ont été comparées dans la littérature (De Bénédictis et Bertrand-Krajewski, 2005 ; Beheshti *et al.*, 2015).

Actuellement, la priorisation, faite par l'exploitant, des tronçons sur lesquels des travaux de maintenance sont envisagés pour limiter la présence des eaux claires parasites se base sur une analyse multicritères. Cette analyse intègre les caractéristiques du réseau, les historiques d'interventions, les inspections vidéo et des informations qualitatives sur le contexte géologique, hydrogéologique et climatique. Ces outils ne sont toutefois pas suffisants pour permettre une gestion efficace et pertinente de la présence d'eau claire parasite car ils intègrent des informations ayant des échelles spatiales trop différentes. De surcroît, la dimension temporelle associée à ces données, telle que la dynamique saisonnière et pluriannuelle de la nappe et la dynamique saisonnière et journalière des flux d'eaux usées, n'est pas prise en compte. Les limites de ces outils d'aide à la décision conduisent donc à une difficulté pour identifier les secteurs du réseau d'assainissement affectés par l'infiltration d'eaux claires parasites.

Pour dépasser ces limites, il est nécessaire d'affiner la compréhension des interactions complexes entre les écoulements d'eau souterraine dans l'aquifère (grand cycle de l'eau) et les flux d'eau dans le réseau d'assainissement (petit cycle de l'eau). Pour ce faire, VEOLIA EAU, en charge de la gestion du réseau d'assainissement de la CALL, a sollicité un partenariat avec le BRGM dans le cadre du renouvellement du contrat de délégation de service public débuté en 2021. A travers un projet de Recherche et Développement (R&D), qui constitue une part de la délégation de service public, l'objectif est d'intégrer spatialement et temporellement la dynamique du réseau d'assainissement à celle de son environnement naturel pour en optimiser sa gestion dans un contexte de changement climatique et de modification des usages. Ce projet constitue une part de la délégation de service publique pour l'assainissement réalisée par VEOLIA EAU pour la CALL.

L'étude se concentre sur une partie du réseau d'assainissement de la CALL vulnérable à ces intrusions d'eaux claires parasites : le sous-réseau de Loison (**Figure 3**).

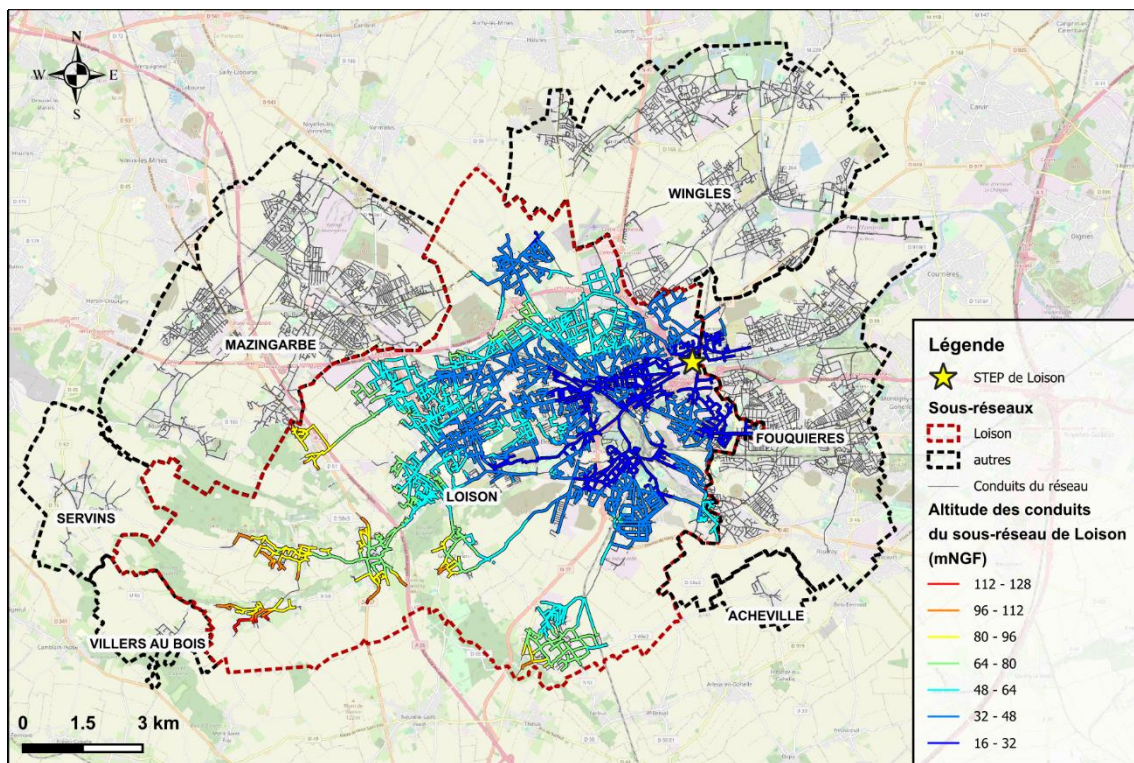


Figure 3. Sous-systèmes d'assainissement de la CALL.

Pour comprendre le rôle de l'eau souterraine sur la présence d'eaux claires parasites dans le réseau d'assainissement de la CALL, plusieurs travaux sont initiés et décrits ci-dessous.

II MATERIELS ET METHODES

Afin de localiser les tronçons vulnérables, un indicateur reposant sur le croisement entre l'altitude des tronçons du réseau d'assainissement et la cote piézométrique peut être utilisé. Il est ainsi possible de distinguer les tronçons situés en-dessous de la surface piézométrique par une soustraction des deux altitudes (**Figure 4**).

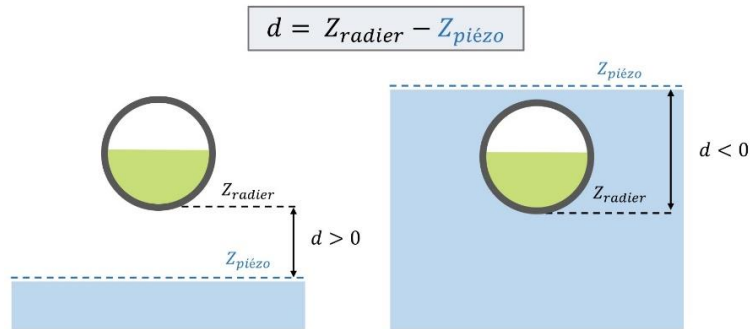


Figure 4. Schéma du croisement entre l'altitude piézométrique et l'altitude du réseau.

Pour calculer la cote piézométrique, deux méthodes ont été retenues. La première se fait par mesures directes sur le terrain dans les ouvrages accessibles (puits, forages, piézomètres) interpolées puis représentées par une carte piézométrique, cette dernière ayant été réalisée en 2022. Pour pouvoir estimer la cote piézométrique passée, une seconde méthode s'appuie sur la modélisation hydrodynamique maillée. Quant à l'altitude du réseau, cette dernière a été mesurée lors d'une campagne de nivellement réalisée par l'opérateur VEOLIA EAU (**Figure 3**).

II.1 Interpolation des données piézométriques issues des campagnes de mesures 2022

Afin de déterminer le niveau piézométrique de la nappe de la craie en hautes eaux (HE) et basses eaux (BE), deux campagnes de mesures de niveau d'eau ont été réalisées en mars 2022 et en novembre 2022, respectivement. Les situations HE et BE ont bien été mesurées par les campagnes 2022 (Figure 5). Entre les HE et BE, une amplitude de 2 mètres de l'altitude piézométrique s'observe au niveau de la Plaine des Flandres et de 4 mètres en amont dans les collines. L'année 2022 présente une particularité avec une période de HE précoce (1 mois) et une période d'été tardive (1 mois) par rapport à l'historique.

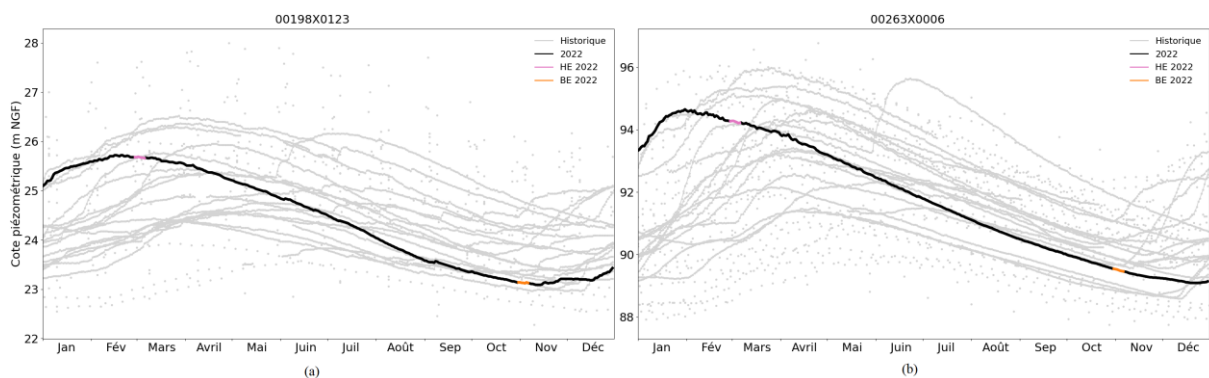


Figure 5 : Chroniques de l'altitude piézométrique de la nappe de la craie en 2022 au sein de l'historique. (a) Piézomètre à Lens dans la Plaine des Flandres. (b) Piézomètre à Ablain-Saint-Nazaire dans les collines de l'Artois.

Ces campagnes, d'une durée d'une semaine, ont ciblé des ouvrages souterrains captant l'aquifère de la craie (piézomètres, forages industriels et agricoles, puits) et des cours d'eau supposés connectés à la nappe.

Sur base de ces données, une interpolation géostatistique de l'altitude piézométrique a été réalisée en utilisant le logiciel GDM (Geological Data Manager) [Bourgine, 2020]. La méthode d'interpolation utilisée est le krigeage avec dérive externe correspondant à la topographie (**Figure 6**).

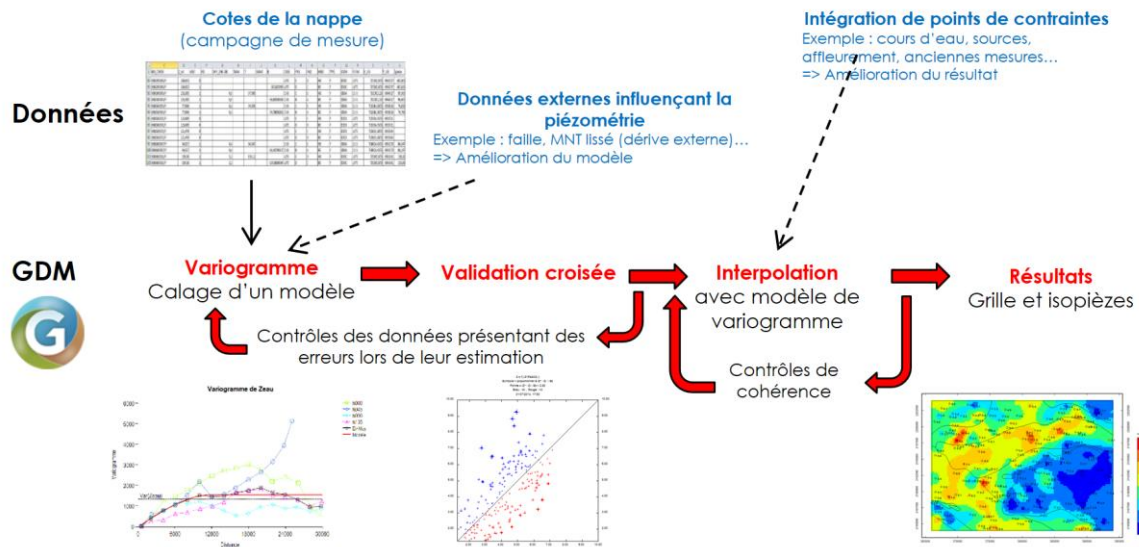


Figure 6. Démarche d'interpolation des mesures piézométriques.

II.2 Simulation des niveaux piézométriques historiques de la nappe de la craie (1990 à 2020)

Afin d'avoir une information temporelle plus étendue que les hautes et basses eaux 2022, et ainsi estimer l'altitude de la nappe sur une plus grande période, une approche par la modélisation numérique a ensuite été suivie. Cela permet d'avoir une information sur l'effet saisonnier de la dynamique de la nappe. La modélisation hydrodynamique a également l'avantage de calculer des flux d'eau et des stocks.

Le modèle régional dit "de la Craie du Nord-Pas-de-Calais" (modèle NPC) est le modèle le plus étendu et le plus récent [Buscarlet *et al.*, 2011] (**Figure 7**). Ce dernier est un modèle hydrodynamique 3D multicouches maillé construit sous le code MARTHE [Thiéry, 2010 ; Thiéry, 2021] qui prend en compte le réseau hydrographique principal du territoire, les prélèvements d'exploitation et qui intègre le calcul de bilan hydroclimatique (évapotranspiration réelle, ruissellement et recharge) selon le schéma du code de calcul GARDENIA (modèle global) [Thiéry, 2014].

Une extraction du modèle a été faite afin de créer un modèle centré sur la CALL. Celui-ci calcule le bilan hydroclimatique au pas de temps journalier tandis que les charges hydrauliques, les débits des cours d'eau et les bilans de nappe sont calculés mensuellement. Le modèle est calibré sur des chroniques piézométriques de plusieurs ouvrages ainsi que sur les débits de deux cours d'eau, la Deûle (incluant la Souchez) et le Surgeon sur la période allant de 1990 à 2020. En chaque pas de temps du modèle les surfaces piézométriques sont éditées pour le territoire de la CALL.

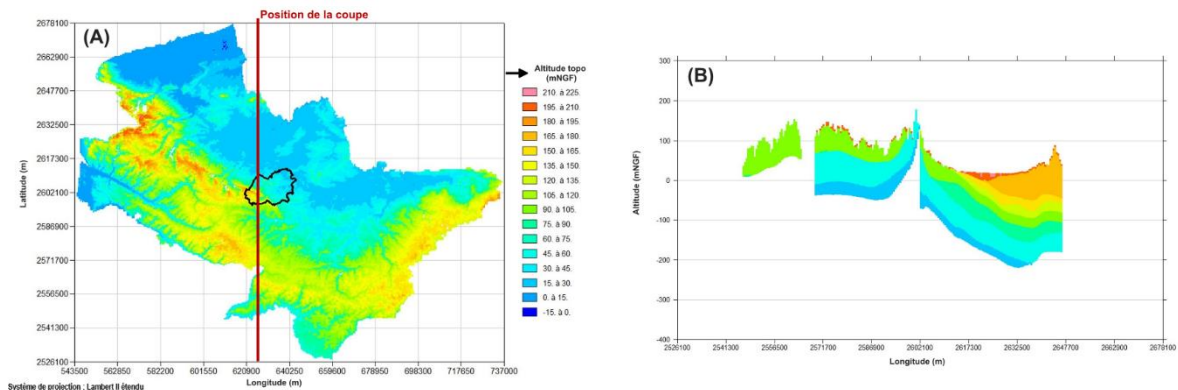


Figure 7. Vue cartographique et en coupe du modèle NPC avec position de la CALL.

III RÉSULTATS

III.1 Croisement de la carte piézométrique mesurée avec l'altitude du réseau

Les campagnes piézométriques ont permis d'acquérir plus d'une centaine de mesures fiables et robustes qui ont ensuite été interpolées.

Durant les périodes de hautes eaux (mars 2022) et de basses eaux (octobre 2022), 12.3 % et 4.9 % du réseau d'assainissement sont situés sous le niveau de la nappe de la craie, respectivement (**Figure 8**, réseau vulnérable indiqué en rouge).

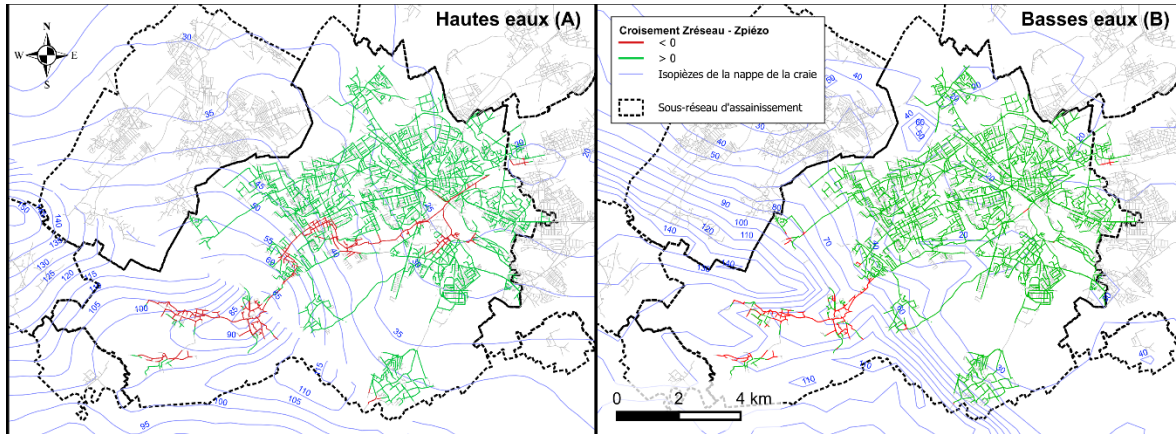


Figure 8. Croisements de l'altitude du réseau avec la piézométrie mesurée interpolée en hautes eaux (A) et en basses eaux (B) 2022.

D'après ce croisement, l'amont du réseau, au sud-ouest de la faille de Marqueffles est constamment ennoyé durant toute l'année 2022.

D'un point de vue général, les tronçons du réseau potentiellement les plus vulnérables à l'intrusion d'eau en provenance de la nappe sont principalement situées à proximité du cours d'eau de la Souchez.

III.2 Croisement de la carte piézométrique simulée avec le réseau

Les résultats issus du croisement entre altitude piézométrique simulée et celle du réseau d'assainissement montrent que la part du réseau vulnérable à l'infiltration d'eau souterraine varie au cours du temps. En période de très basses eaux (octobre 1997) 0.4% des tronçons du réseau sont ennoyés. Pour de très hautes eaux (mai 2001), 14.7% sont sous la surface piézométrique (**Figure 9**). Une partie du réseau est systématiquement ennoyée et correspond à 0.4% du réseau.

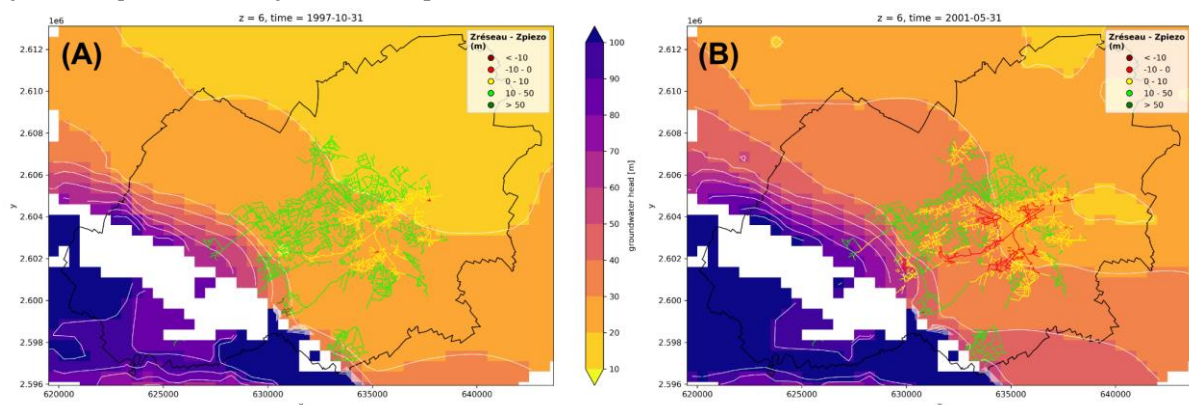


Figure 9. Croisement de l'altitude du réseau avec la cote piézométrique simulée de la couche crayeuse (coniacien-santonien) du modèle 3D en période de basses eaux (A) et en hautes eaux (B).

IV DISCUSSION

D'un point de vue spatial, les deux approches montrent que les tronçons du réseau les plus susceptibles d'être vulnérables à l'infiltration sont situés dans les zones où la nappe est sub-affleurante (proche des cours d'eau en fond de vallées). Les deux approches confirment également l'importance du saut piézométrique causé par la faille de Marqueffles dans le degré de vulnérabilité du réseau. Le réseau semble plus vulnérable au sud-ouest de la faille.

D'un point de vue temporel, la dynamique de la nappe de la craie est inertielle. Ainsi, la cote piézométrique est fortement conditionnée par l'état du système précédemment, en particulier dépendante de la recharge hivernale passée. Par exemple, les simulations indiquent un haut taux de réseau ennoyé en mai 2001, période de hautes eaux avant laquelle les recharges hivernales ont été fortes. Les résultats de 1997 s'expliquent également par le déficit de recharge hivernale les années précédentes. Il est clair qu'il y a un effet saisonnier de la dynamique de la nappe sur le réseau d'assainissement.

Les résultats de ces croisements d'altitude sont cohérents avec les observations et interprétations de l'opérateur du réseau VEOLIA EAU (d'après leur bilan d'eau et leurs inspections visuelles ponctuelles) et ajoute néanmoins des informations de vulnérabilité vis à vis des eaux claires parasites de nappe en tout point du réseau sur les périodes passées, actuelles et futures.

Cependant, la principale limite de cette approche par croisement d'altitude est qu'elle ne constitue qu'une approche qualitative ne permettant que d'évaluer une vulnérabilité potentielle du réseau d'assainissement. Le modèle développé ne prend pas en compte explicitement les interactions entre petit cycle (réseau) et grand cycle de l'eau (eaux souterraines), ce qui peut biaiser localement le calcul des niveaux piézométriques car les pertes d'eaux souterraines dans le réseau ne sont pas représentées, par exemple. Il est ainsi nécessaire d'affiner notre compréhension des échanges d'eau entre le réseau et l'aquifère crayeux en tenant compte de la variabilité spatio-temporelle des deux cycles.

V PERSPECTIVES

Plusieurs verrous liés à la caractérisation des interactions entre l'environnement aquatique et le réseau d'assainissement ne permettent pas de déterminer et quantifier comment le contexte hydrogéologique contrôle la présence d'eaux claires parasites dans le réseau d'assainissement. L'infiltration d'eaux claires parasites dans le réseau peut se faire en provenance de la nappe ou des eaux de recharge provenant de la surface ou des eaux de surface. L'existence de ces différentes sources d'eau conduit à des difficultés dans l'identification de l'origine des eaux claires parasites. Ainsi, il est actuellement impossible de déterminer si les mêmes sources d'eau sont à l'origine de la surcharge du réseau tout au long de l'année hydrologique et si tous les tronçons du réseau présentent la même vulnérabilité.

Pour dépasser les limites exposées ci-dessus, un doctorat a débuté en mars 2024, fruit d'un partenariat entre le BRGM, l'Université de Mons et VEOLIA EAU. L'objectif global de ce doctorat est d'identifier, de quantifier et prédire les impacts des conditions hydrogéologiques dans l'aquifère sur le fonctionnement du réseau d'assainissement. Ce sujet s'inscrit donc dans un changement de paradigme consistant à ne plus étudier de manière indépendante le petit cycle de l'eau et le grand cycle de l'eau mais de les étudier de manière conjointe. Ce doctorat se décline sous trois objectifs.

Il s'agira dans un premier temps de préciser le modèle conceptuel et de le rendre cohérent et intégrateur des processus contrôlant le grand cycle et le petit cycle de l'eau. Cela sera fait sur la base d'une consolidation, d'une analyse et d'un traitement croisé des chroniques de mesures déjà disponibles sur le territoire d'études.

Le second objectif sera de caractériser localement les interactions entre nappe et réseau où elles sont effectives par la mise en place d'un dispositif expérimental in situ. Notamment, des campagnes d'essais de traçage sont envisagées dans un secteur spécifique.

Le troisième objectif sera de proposer une méthodologie de modélisation tenant compte des flux d'eau entre le réseau d'assainissement et l'aquifère, le tout intégré dans la dynamique de l'hydrosystème crayeux.

Par la précision du modèle conceptuel des interactions entre le petit et le grand cycle de l'eau, les résultats de ce doctorat pourront être mobilisés afin d'améliorer la gestion des ressources en eau en contexte urbain afin de limiter les impacts sur les réseaux techniques. Les concepts et les outils

développés durant cette thèse constitueront un prérequis pour envisager la possible réutilisation possible des eaux claires parasites, s'inscrivant ainsi dans le développement de nouvelles solutions pour une gestion intégrée de l'eau à l'échelle d'un territoire. Ces résultats seront également mobilisables pour répondre à des questionnements analogues posés sur d'autres secteurs du territoire français ou à l'international. Il est à souligner que ces questionnements de gestion des eaux souterraines en contexte urbain seront amenés à s'amplifier dans les années à venir au regard de l'expansion urbaine s'opérant en France et à l'étranger depuis plusieurs décennies et dans les décennies futures.

VI REFERENCES

- Beheshti M., Saegrov S., Ugarelli R.M. (2015). *Infiltration/Inflow Assessment and Detection in Urban Sewer System*. Vann Journal.
- Bénédictis J., Bertrand-Krajewski J-L. (2005). *Infiltration in sewer systems: Comparison of measurement methods*. Water Science & Technology. 52. 219-227. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0079>.
- Boukhemacha M. A., Gogu C., Serpescu I., Gaitanaru D., Bica I. (2015). - A hydrogeological conceptual approach to study urban groundwater flow in Bucharest city, Romania. *Hydrogeology Journal*, 23(3):437–450. <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-014-1220-3>.
- Bourgine, B. (2020). - *GDM - Outils (Géo)statistiques, Manuel de référence*. BRGM/RC-67538-FR.
- Buscarlet, E., L. Pickaert, Ph. Stollsteiner, T. Klinka, A. Willeumier, and F. Asfirane. (2011). - *Modélisation de La Nappe de La Craie – Calage Du Modèle Hydrodynamique En Régime Transitoire*. Rapport final. BRGM/RP-60217-FR.
- Camelbeeck T., Verbeeck K., Lecocq T., Vanneste K., Sébrier M., Bergerat F., Jomard H., Baize S., Colbeaux J.-P. & Vandycke S. (2012). – *The recent activity of the Marqueffles fault (Artois). Moving Plates and Melting Icecaps*. Processes and Forcing Factors in Geology, 4TH Inter. Geol. Belgica Meeting, Bruxelles.
- Ellis, J. B. (2001) Sewer Infiltration/Exfiltration and Interactions with Sewer Flows and Groundwater Quality. INTERURBA II, Lisbon, 19-22, pp. 311-319.
- Foumelis, M., Raucoules, D., Morel, J. (2019). - *Mesure de la déformation du sol sur le bassin houiller du Nord-Pas-de-Calais par interférométrie radar*. BRGM/RP-69194-FR.
- Minguely, B. (2007). - *Caractérisation géométrique 3-D de la couverture sédimentaire méso-cénozoïque et du substratum varisque dans le Nord de la France : apports des données de sondages et des données géophysiques*. [Thèse de Doctorat]. Lille, France : USTL.
- Morel, J., et Pascal D. (2018). - *Revisitation de la surveillance par nivellement des mouvements de terrain sur le Bassin Houiller du Nord Pas-de-Calais*. BRGM/RP-67610-FR.
- Rodriguez, F., Le Delliou, A.-L., Andrieu, H., Gironás, J. (2020). - Groundwater Contribution to Sewer Network Baseflow in an Urban Catchment-Case Study of Pin Sec Catchment, Nantes, France. *Water*, 12(3):689. <https://doi.org/10.3390/w12030689>.
- Roussel, I., Meilliez F., Carlier, E., (1994). – Noir, bleu, vert, les différentes couleurs de l'environnement du bassin minier. *Hommes et Terres du Nord*, 1(1):41–47. <https://doi.org/10.3406/htn.1994.2453>.
- Syndicat Mixte pour le SAGE de la Lys (SYMSAGEL). (2017). - *Programme d'Actions de Prévention des Inondations (PAPI) 3 du bassin versant de la Lys*.

Thiéry, D. (2010). - Modélisation des écoulements souterrains en milieu poreux avec MARTHE. Traité d'hydraulique environnementale, Logiciels d'ingénierie du cycle de l'eau. Vol. 9., édité par J.-M. Tanguy. Paris: Hermes Science publ. : Lavoisier. p. 77–94.

Thiéry, D. (2014). - *Logiciel GARDÉNIA, version 8.2. Guide d'utilisation*. BRGM/RP-62797-FR.

Thiéry, D. (2021). - *Code de Calcul MARTHE Version 7.8 - Modélisation 3D Des Écoulements et Des Transferts Dans Les Hydrosystèmes - Notice d'utilisation*. BRGM/RP-69541-FR.

COMPARAISON DE MODELISATION HYDROLOGIQUE DISTRIBUEE ET DE MODELE DE MELANGE BIOGEOCHIMIQUE POUR CONNAITRE LES CONTRIBUTIONS AUX ECOULEMENTS DANS UN BASSIN VERSANT PERI-URBAIN

GRANDJOUAN Olivier^{(1)*}, BRANGER Flora⁽¹⁾, MASSON Matthieu⁽¹⁾, COURNOYER Benoît⁽²⁾,
ROBINET Nicolas⁽³⁾, DUSSEUX Pauline⁽⁴⁾, DOMINGUEZ LAGE Angélique⁽²⁾,
COQUERY Marina⁽¹⁾

⁽¹⁾ INRAE, UR Riverly, Centre de Lyon-Villeurbanne – ograndjouan@gmail.com, flora.branger@inrae.fr,
matthieu.masson@inrae.fr, marina.coquery@inrae.fr

⁽²⁾ Univ Lyon, UMR Ecologie Microbienne (LEM), Université Claude Bernard Lyon 1, VetAgro Sup -
benoit.cournoyer@vetagro-sup.fr, angelique.dominguez_lage@vetagro-sup.fr

⁽³⁾ UMR CNRS 5194 Pacte, Université Grenoble Alpes, Cermosem - nicolas.robinet@univ-grenoble-alpes.fr

⁽⁴⁾ Institut d'Urbanisation et de Géographie Alpine, Université Grenoble-Alpes, CNRS, PACTE -
pauline.dusseux@univ-grenoble-alpes.fr

*ograndjouan@gmail.com

Les modèles hydrologiques distribués sont des outils prometteurs pour représenter les contributions à l'exutoire d'un bassin versant péri-urbain, mais sont associés à des difficultés dans la validation des résultats. Les modèles de mélange biogéochimiques permettent également de décomposer le débit selon des contributions verticales (e.g. souterrain, surface) ou spatiales (e.g. liées aux différentes occupations du sol). L'objectif de cette étude est de confronter ces deux modèles pour évaluer les résultats simulés par un modèle hydrologique distribué. Cette approche couplée est appliquée au modèle hydrologique distribué J2000P, mis en œuvre sur le bassin versant du Ratier, sous-bassin versant de l'Yzeron dans l'ouest Lyonnais et site d'étude de l'« Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine » (OTHU) et de l'infrastructure de recherche nationale « Observatoire de la zone Critique : Applications et Recherche » (OZCAR). Les débits aux exutoires du Ratier et de son sous-bassin du Mercier ont été décomposés selon les deux approches et selon sept « sources » associées à des occupations du sol (forêt, prairie, agriculture), un aquifère, un réseau d'assainissement et deux types de ruissellement de surface. Ces décompositions ont été effectuées pour des eaux de « mélange » échantillonnées aux exutoires du Ratier et du Mercier dans des conditions hydrologiques et météorologiques contrastées dont 6 événements hydrologiques et 26 prélèvements par temps sec. La confrontation des deux modèles a révélé des différences significatives entre les contributions simulées par le modèle hydrologique et celles estimées à partir du modèle de mélange. Des pistes d'amélioration du modèle J2000P sont apportées sur la base des résultats obtenus. Cette étude a clairement démontré l'intérêt d'utiliser des données biogéochimiques pour évaluer des résultats d'un modèle hydrologique distribué.

Mots-clés : décomposition du débit, modèle de mélange, sources, occupation du sol, modélisation distribuée, cours d'eau

A biogeochemical approach for the evaluation of a distributed hydrological model in a mixed land-use catchment

Distributed hydrological models are promising tools for the representation of flow contributions at the outlet of a peri-urban catchment, but there are difficulties for the validation of the results. Biogeochemical mixing models are other tools that can decompose the discharge according to vertical (e.g. groundwater, surface runoff) or spatial contributions (e.g. linked to land-uses). The confrontation of both approaches appears to be effective for validating the results of a distributed hydrological model. This method is applied to the Ratier catchment, a sub-catchment of the Yzeron and a study site for the "Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine" (OTHU) and the national research infrastructure "Observatoire de la Zone Critique: Applications et Recherche" (OZCAR), in order to evaluate the results of the J2000P distributed hydrological model. The stream discharge measured at the outlet of the Ratier catchment and of the Mercier sub-catchment was decomposed with both models, according to seven "sources" associated to different land uses (forest, grassland, agriculture), an aquifer, a sewage system and two

different types of surface runoff. These decompositions were applied to “mixed” water sampled at the Ratier and Mercier outlets under contrasted hydrological and meteorological conditions: 6 hydrological events and 26 surface water samples collected during dry periods. The confrontation of both approaches revealed clear differences between the contributions simulated by the hydrological model and those estimated from the mixing model. Based on those results, we proposed practical solutions for improving the J2000P model. This study clearly demonstrates the interest of using biogeochemical data to evaluate and improve a distributed hydrological model.

Keywords: discharge decomposition; mixing model; sources; land-use; distributed modelling; stream

I INTRODUCTION

Les chemins de l’eau peuvent être largement modifiés en milieu péri-urbain. La diversité des paysages (naturel, agricole, urbain) et la présence de nombreux éléments anthropiques (réseau d’assainissement, surfaces imperméables...) ont un impact important sur les processus hydrologiques [Jacobson, 2011]. La modélisation des écoulements au sein de ces bassins peut alors s’avérer complexe à mettre en place. Les modèles hydrologiques distribués apparaissent comme des outils prometteurs pour représenter les différents chemins de l’eau et composantes hydrologiques (e.g. surface, subsurface, souterrain) dans un tel contexte [Fuamba *et al.*, 2019]. Ils ont cependant une structure complexe et font appel à de nombreux paramètres, qui rendent leur calibration et validation délicates [Beven, 2006]. Au final, un débit total correctement modélisé à l’exutoire ne suffit pas à établir que le modèle donne "les bonnes réponses pour les bonnes raisons" [Kirchner, 2006].

Différentes sources peuvent apporter une contribution hydrologique au débit total dans un cours d’eau. Ces sources peuvent être caractérisées par leurs compartiments hydrologiques (souterrain, subsurface, surface) ou leurs occupations ou usages de sols particuliers (forêt, urbain, agricole...). Elles peuvent apporter une contribution diffuse (pâturage, culture...) ou ponctuelle (e.g. surverses de réseau d’assainissement). Il est aujourd’hui admis que la composition physico-chimique des eaux (i.e. son empreinte biogéochimique) peut apporter des informations pertinentes sur la décomposition de l’écoulement total [Birkel & Soulsby, 2015]. L’utilisation de ces données à travers des modèles de mélange est une méthode couramment utilisée pour estimer les contributions de différentes sources [Ladouche *et al.*, 2001].

Aujourd’hui, cette approche par empreinte biogéochimique a rarement été mise en regard avec les modèles hydrologiques distribués, alors qu’elle présente un réel potentiel dans l’évaluation de ces modèles. L’objectif de cette étude est de développer une méthode d’évaluation d’un modèle hydrologique distribué à partir de données biogéochimiques issues de prélèvements d’eaux de surface. Cette méthode s’articule selon les étapes suivantes :

1. Implémenter un module de décomposition spatiale des débits dans un modèle hydrologique distribué, permettant de garder en mémoire l’origine de l’eau et de connaître les contributions spécifiques des sources identifiées au volume total ;
2. Identifier les sources et estimer leur contribution en appliquant un modèle de mélange pour des échantillons de mélange des eaux (e.g. exutoire de petits bassins versants) ;
3. Evaluer les résultats du modèle hydrologique distribué par comparaison des contributions simulées avec les contributions calculées à partir des modèles de mélange biogéochimiques.

La méthodologie est appliquée au bassin versant du Ratier, sous-bassin de l’Yzeron qui est un site de l’Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU), et au modèle hydrologique distribué J2000P [Labbas, 2015], développé à INRAE Riverly.

II MATERIELS ET METHODES

Le bassin versant du Ratier est situé dans l’ouest Lyonnais et s’étend sur une superficie d’environ 19,8 km². La géologie du bassin est quasi-uniforme avec des gneiss sur l’ensemble de la surface à l’exception d’un dépôt de colluvions à proximité de l’exutoire, marqué par la présence d’un aquifère local (Figure 1.A). L’occupation de sol est hétérogène et représentative d’un milieu péri-urbain (forestier, agricole, urbain, Figure 1.B). Le bassin versant du Mercier est un sous-bassin, imbriqué dans celui du Ratier, d’environ 8 km² à dominante plus forestière et agricole. Les eaux usées et pluviales sont

drainées par un réseau d'assainissement unitaire en dehors des limites du bassin du Ratier, ou rejetées dans le ruisseau du Ratier via la présence d'un déversoir d'orage en aval du bassin. Les stations hydrométriques localisés aux exutoires des bassins du Mercier et du Ratier enregistrent les débits depuis respectivement 1997 et 2011. La station pluviométrique de Pollionnay enregistre les pluies depuis 1997.

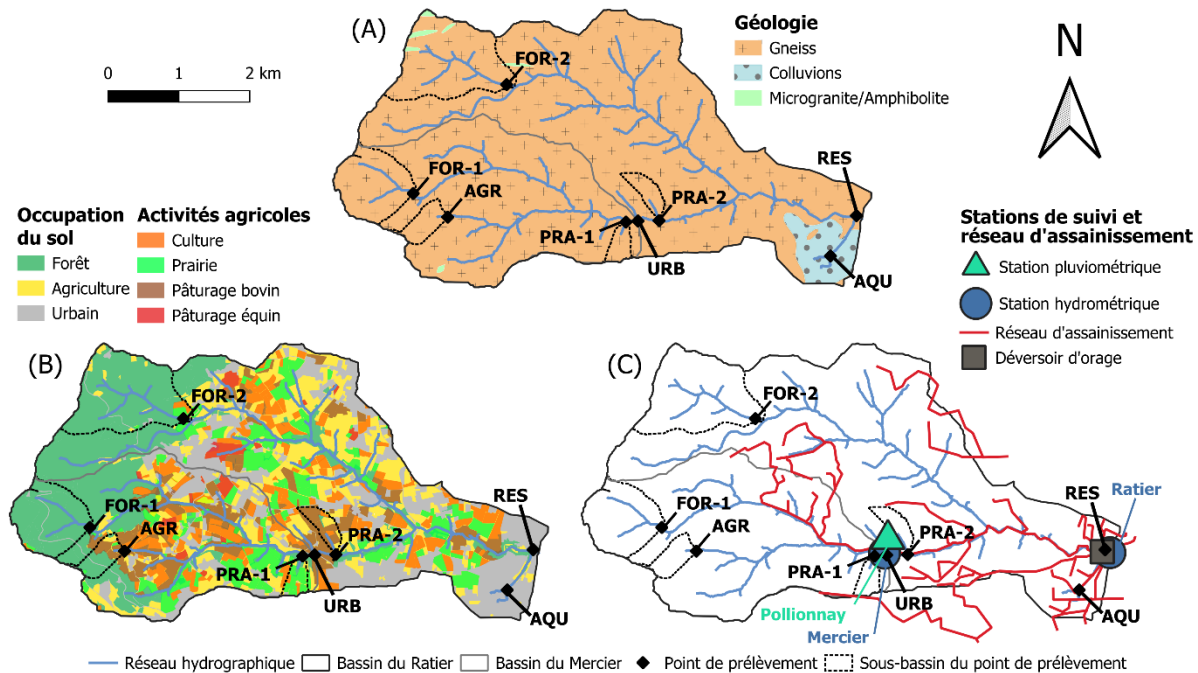


Figure 1. Cartes (A) géologique, (B) d'occupation du sol et (C) de localisation des stations de suivi et du réseau d'assainissement pour les bassins du Ratier et du Mercier, ainsi que des points de prélèvement des sources.

La méthodologie a consisté à construire un modèle de mélange biogéochimique en définissant des sources qui correspondent à des sous-bassins versants élémentaires (0,5 km² en moyenne), homogènes dans l'hypothèse que l'eau issue de chacune de ces sources a des caractéristiques biogéochimiques spécifiques. Au total 7 sources ont été identifiées et prélevées dont trois correspondant à des sous-bassins à dominance respectivement de forêt, de prairie et d'activités agricoles (culture et pâturage bovin), une drainant l'aquifère des colluvions, une correspondant aux eaux d'un réseau d'assainissement unitaire, une issue d'un point de rejet de ruissellement urbain et une correspondant à du ruissellement de surface avec une composition biogéochimique proche de celle des eaux de pluie. Chaque source a été prélevée entre 4 et 5 fois entre février 2022 et mars 2023, afin d'étudier la variabilité temporelle de la composition de ces sources dans des conditions hydro-météorologiques différentes. En parallèle, des points de mélange ont été définis au droit des stations du Mercier et du Ratier. L'eau a été collectée dans les cours d'eau par 26 prélèvements manuels effectués par temps sec ainsi que des prélèvements automatiques lors de 6 événements hydrologiques contrastés. Les composés majeurs, métaux dissous, caractéristiques de la matière organique dissoute et paramètres microbiens ont été analysés pour l'ensemble des échantillons de source et de mélange. A partir des résultats analytiques obtenus, un modèle de mélange a été appliqué selon une approche Bayésienne afin de décomposer le débit total et d'estimer la contribution des sources identifiées.

Le modèle hydrologique distribué J2000P a été préalablement calé sur la simulation des débits aux exutoires du Mercier et du Ratier avec des performances satisfaisantes (critères de Nash-Sutcliffe horaires respectifs de 0,54 et 0,58, et journaliers de 0,63 et 0,64). En parallèle un module de décomposition spatiale de l'écoulement a été développé dans J2000P, permettant de tracer l'origine spatiale de l'eau en tout point du réseau hydrographique et à chaque pas de temps. Les écoulements simulés par J2000P ont été associés aux sources identifiées précédemment afin de décomposer le débit simulé selon ces sources.

Les résultats simulés par J2000P ont été comparés aux résultats obtenus par le modèle de mélange pour les périodes correspondant aux 26 prélèvements par temps sec ainsi que pour les 6 événements

hydrologiques prélevés. Les résultats sont distingués selon les périodes de hautes eaux ou de basses eaux pour les périodes de temps sec, et selon les trois types d'événements hydrologiques prélevés.

III RESULTATS ET DISCUSSION

III.1 Décomposition du débit par temps sec

La Figure 2 présente la comparaison des contributions hydrologiques au débit total aux exutoires du Mercier et du Ratier obtenues avec le modèle de mélange biogéochimique et le modèle hydrologique distribué pour les 26 prélèvements par temps sec. Les contributions des deux types de ruissellement de surface ont été fixées à zéro. Ces comparaisons montrent des contributions globalement en accord pour les forêts, les prairies et l'agriculture, avec des résultats légèrement plus cohérents pour le Mercier que pour le Ratier. La contribution du réseau d'assainissement est nulle dans le modèle J2000P, aucun débordement du réseau via le déversoir d'orage n'étant simulé par temps sec. Pourtant, les contributions estimées par le modèle de mélange montrent un impact non-négligeable des eaux usées pour les deux stations. Cette différence peut être imputée à des fuites du réseau d'assainissement, qui ne sont pas prises en compte dans le modèle hydrologique. Le modèle J2000P tend également à sous-estimer la contribution de l'aquifère des colluvions, indiquant une mauvaise paramétrisation de ce réservoir d'eau souterraine dans le modèle hydrologique.

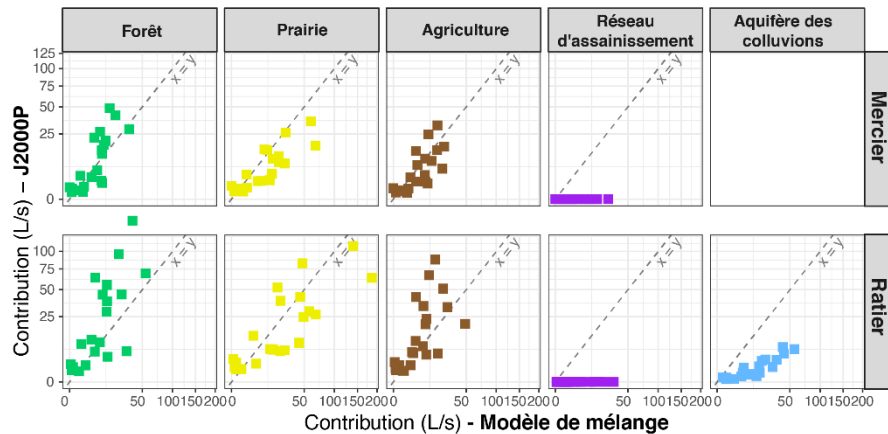


Figure 2. Comparaison des contributions estimées par le modèle de mélange biogéochimique (en abscisse) et simulées par le modèle hydrologique J2000P (en ordonnée) pour les 26 prélèvements de mélange par temps sec, aux exutoires du Mercier et du Ratier.

III.2 Décomposition du débit pour les événements hydrologiques

La Figure 3 montre la comparaison des contributions hydrologiques du débit total aux exutoires du Mercier et du Ratier estimées par les deux modèles pour les eaux prélevées lors des 6 événements hydrologiques. Cette comparaison montre des contributions globalement cohérentes pour les petits événements hivernaux, à l'exception de la contribution du réseau d'assainissement qui reste sous-estimée par le modèle J2000P. Les contributions majoritaires pour les événements orageux estivaux sont les ruissellements de surface et urbain pour les deux modèles. Les contributions estimées par le modèle de mélange montrent que les sols secs favorisent le ruissellement, en particulier sur les prairies. Cependant, cette contribution importante des prairies n'est pas simulée par J2000P. Enfin la comparaison pour les événements majeurs montre des contributions très différentes entre les deux modèles, avec une surestimation importante de la contribution du réseau d'assainissement par J2000P. Ce contraste peut s'expliquer par une différence dans la nature des volumes tracés par les deux modèles. La totalité des volumes simulés en sortie du déversoir d'orage sont tracés en tant que « Réseau d'assainissement » par J2000P tandis que le modèle de mélange ne trace que la fraction correspondant aux eaux usées ; les eaux de débordement correspondent en réalité à un mélange d'eaux usées, d'eau de ruissellement urbain et d'eau pluviale.

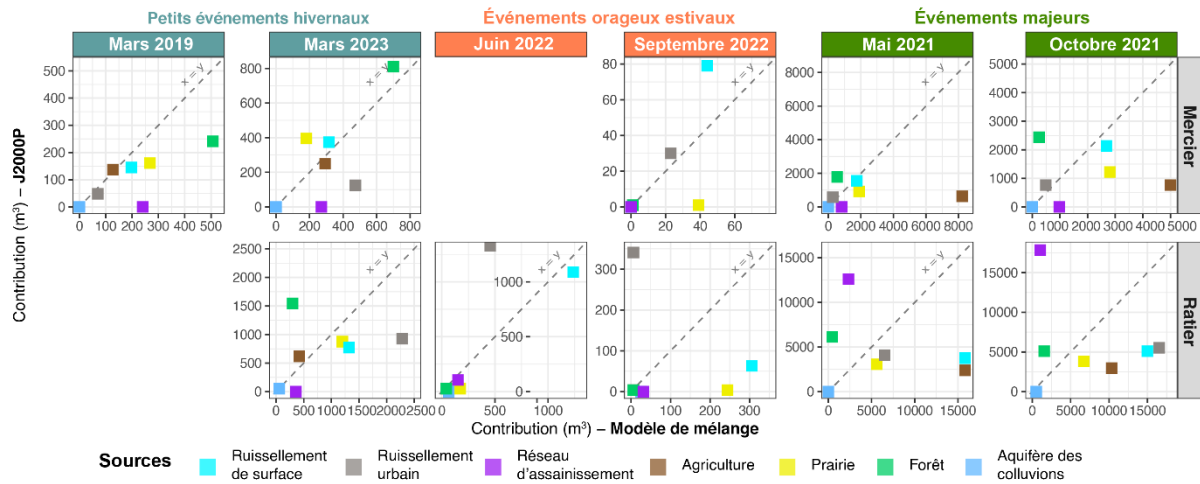


Figure 3. Comparaison des contributions estimées par le modèle de mélange biogéochimique (en abscisse) et simulées par le modèle hydrologique J2000P (en ordonnée) pour les 6 événements hydrologiques prélevés, aux exutoires du Mercier et du Ratier.

IV CONCLUSIONS

La comparaison des résultats simulés par le modèle hydrologique distribué J2000P avec les résultats du modèle de mélange biogéochimique a permis de mettre en évidence les principales faiblesses de J2000 parmi lesquelles la sous-estimation de la contribution des eaux usées et la sous-estimation de la contribution de l'aquifère des colluvions. Sur la base de ces résultats, nous avons proposé des recommandations pour l'amélioration de J2000P, comme la prise en compte d'une contribution significative du réseau d'assainissement hors événement, ainsi que l'augmentation de la contribution globale de l'aquifère des colluvions par l'augmentation du temps de vidange ou la modification de la capacité de stockage du réservoir. Ce travail montre l'intérêt de s'intéresser aux contributions spatiales pour l'évaluation complète d'un modèle hydrologique distribué ; et que ce dernier ne donne effectivement pas forcément « les bonnes réponses pour les bonnes raisons » [Kirchner, 2006]. L'utilisation des données biogéochimiques a montré un réel intérêt pour évaluer les résultats de décomposition spatiale du débit à l'exutoire de petits bassins versants selon les caractéristiques géologiques et d'occupation du sol du bassin.

Les recommandations proposées à partir de cette méthode pour l'amélioration du modèle hydrologique J2000P pourront par la suite être appliquées dans le but d'obtenir une meilleure représentation des contributions spatiales simulées par ce modèle. Cette évaluation pourrait être approfondie en prenant en compte les notions de temps de transfert des eaux à travers le bassin au sein des deux approches de modélisation, notamment par la décomposition temporelle du débit (e.g. vieilles eaux vs nouvelles eaux) à l'aide de traceurs isotopiques dans le modèle de mélange. Plus largement, l'utilisation conjointe des modèles hydrologiques distribués et des modèles de mélange offre la possibilité de prévoir l'évolution des contributions des sources de contaminants dans le temps. Une telle approche peut être un réel outil d'aide à la décision pour une meilleure gestion de la qualité et de la quantité des ressources en eau sur les bassins péri-urbains. Ces aspects apparaissent d'autant plus nécessaires dans un contexte de changement global.

V REMERCIEMENTS

Nos remerciements vont au Laboratoire de Chimie des Milieux Aquatiques (INRAE – Riverly) pour les analyses physico-chimiques, à Mickaël Lagouy pour les prélèvements sur le terrain, à tous les participants du projet ANR CHYPSTER (ANR-21-CE34-0013) et AERMC-ZABR IDESOC, ainsi qu'à l'école universitaire H2O'Lyon pour le co-financement de la thèse dans le cadre de laquelle ce travail a été effectué.

VI REFERENCES

- Beven K. (2006). A manifesto for the equifinality thesis. *Journal of Hydrology*, 320, 18-36. doi : 10.1016/j.jhydrol.2005.07.007
- Birkel C. & Soulsby C. (2015). Advancing tracer-aided rainfall–runoff modelling: a review of progress, problems and unrealised potential. *Hydrological Processes*, 29, 5227– 5240. doi: 10.1002/hyp.10594.
- Fuamba M., Branger F.; Braud I.; Batchabani E.; Sanzana P.; Sarrazin B. & Jankowsky S. (2009). Value of distributed water level and soil moisture data in the evaluation of a distributed hydrological model: Application to the PUMMA model in the Mercier catchment (6.6km²) in France. *Journal of Hydrology*, 569, 753-770. doi: 10.1016/j.jhydrol.2018.12.035
- Jacobson C. R. (2011). Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review. *Journal of Environmental Management*, 92, 1438-1448. doi: 10.1016/j.jenvman.2011.01.018
- Kirchner J. W. (2006). Getting the right answers for the right reasons: Linking measurements, analyses, and models to advance the science of hydrology. *Water Resources Research*, 42, W03S04. doi:10.1029/2005WR004362.
- Labbas M. (2015). Modélisation hydrologique de bassins versants périurbains et influence de l'occupation du sol et de la gestion des eaux pluviales : Application au bassin de l'Yzeron (130km²). PhD thesis, Sciences de la Terre. Université Grenoble Alpes, France, 388 p. NNT : 2015GREAU006.
- Ladouche B., Probst A., Viville D., Idir S., Baqué D., Loubet M., Probst J.-L. & Bariac T. (2001). Hydrograph separation using isotopic, chemical and hydrological approaches (Strengbach catchment, France). *Journal of Hydrology*, 242, 255-274. doi: 10.1016/S0022-1694(00)00391-7.

RISQUE DE REMOBILISATION DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES DEPUIS DES SEDIMENTS ACCUMULES DANS UN OUVRAGE D'INFILTRATION

LAAFAR Amin ⁽¹⁾ *, MASSOLO Thibault ⁽¹⁾, TEDOLDI Damien ⁽¹⁾, KIM Boram ⁽¹⁾ GAUTIER Mathieu ⁽¹⁾ et CHATAIN Vincent ⁽¹⁾

⁽¹⁾ INSA Lyon, DEEP, UR7429, 69621 Villeurbanne, France

* amin.laafar@insa-lyon.fr

Les milieux urbains, étant constitués à majorité de surface imperméable, engendrent des inondations lors de précipitations abondantes et la pollution des cours d'eau en transportant des contaminants lessivés depuis les surfaces urbaines. Les ouvrages d'infiltrations sont des solutions qui permettent de résoudre les gestions d'eaux pluviales à la source en infiltrant les eaux de ruissellement dans le milieu récepteur. Des sédiments s'y accumulent, filtrent et retiennent les contaminants. Les sédiments constituent donc un réservoir de polluant dont la remobilisation peut présenter des risques environnementaux et sanitaires. L'objectif de cette étude est de suivre, à l'échelle de colonne de laboratoire, la remobilisation des métaux par infiltration. Ces expériences se sont faites en percolation descendante sur des sédiments afin de reproduire le processus d'infiltration. Les essais ont montré une reproductibilité proche de l'incertitude analytique pour la majorité des métaux étudiés. Une variabilité spatiale des concentrations lixiviées a été observée sur les sédiments d'un même site. Il a été montré que les teneurs initiales des sédiments n'étaient pas corrélées à la concentration des métaux lixiviés. Les plus hautes concentrations en métaux remobilisés sont observées lors des premiers volumes lixiviés. Des facteurs d'influence tels que l'interruption d'infiltration et l'influence d'une charge ionique élevée ont été étudiées et quantifiées. L'interruption d'infiltration n'a pas d'influence sur la concentration en cuivre et a montré une remobilisation du cadmium, du plomb et a augmenté les concentrations de zinc. La charge ionique a montré deux comportements de lixiviation distincts. Les concentrations lixiviées ont diminué d'un facteur 3 et 4 dans le cas du cuivre et plomb respectivement montrant une réduction de la remobilisation. La charge ionique élevée a permis une remobilisation, augmentant ainsi les concentrations lixiviées d'un facteur 2 pour le zinc et d'un facteur 10 pour le cadmium.

Mots-clés : Contaminant, infiltration, lixiviation, percolation, sédiments

Risk of metallic trace elements remobilization from sediments accumulated in an infiltration structure

Urban environments are mostly made up of impermeable surfaces, which can lead to flooding during heavy rainfall and pollution of watercourses by contaminants leached from urban surfaces. Infiltration structures are a solution to stormwater management at source, by infiltrating runoff into the receiving environment. Sediments accumulate there, filtering and retaining contaminants. Sediments therefore constitute a reservoir of pollutants whose remobilization can present environmental and health risks. The aim of this study was to monitor, on a laboratory column scale, the remobilization of metals by infiltration. These experiments were carried out using downward percolation on sediments to reproduce the infiltration process. The tests showed reproducibility close to the analytical uncertainty for most of the metals studied. Spatial variability of leached concentrations was observed on sediments from the same site. It was shown that initial metal contents in sediments were not correlated with leached metal concentrations. The highest concentrations of remobilized metals were observed in the first leached volumes. Influencing factors such as infiltration interruption and the influence of a high ionic strength were studied and quantified. Infiltration interruption had no influence on copper concentration and showed remobilization of cadmium, lead and increased zinc concentrations. The high ionic strength showed two distinct leaching behaviors. Leached concentrations decreased by a factor of 3 and 4 in the case of copper and lead respectively, showing a reduction in remobilization. The high ionic strength allowed remobilization, increasing leached concentrations by a factor of 2 for zinc and a factor of 10 for cadmium.

Keywords : Contaminant, infiltration, leaching, percolation, sediment

I INTRODUCTION

L'urbanisation des sols engendre une série de problèmes environnementaux majeurs. Le milieu urbain, étant majoritairement imperméable, augmente ainsi le risque d'inondations lors de précipitations abondantes et engendre la pollution des cours d'eau en transportant des contaminants lessivés depuis les surfaces urbaines. Pour contrer ces problèmes, la désimperméabilisation des sols, et plus généralement les pratiques de gestion des eaux pluviales à la source, constituent des solutions qui deviennent de plus en plus nécessaires. Ces systèmes consistent à restaurer la perméabilité des surfaces au travers d'ouvrage en favorisant l'infiltration des eaux de ruissellement tel que des noues ou des bassins d'infiltration. Ce mode de gestion présente de nombreux avantages, dont celui de réduire les débits et volumes d'eau dans le réseau d'assainissement en période de pluie et de réduire les risques d'inondation. Toutefois, les eaux de ruissellement provenant des surfaces urbaines (tel que les routes asphaltées, parkings, toitures) peuvent contenir et transporter d'importantes quantités de polluants divers, dont les métaux. Lors des pluies, les polluants transportés par les eaux de ruissellement sont acheminés dans les ouvrages d'infiltration et donc peuvent contribuer à la contamination des systèmes [Jang et al. 2010]. De nombreuses recherches en hydrologie urbaine ont démontré que les ouvrages basés sur l'infiltration interceptent une partie des polluants présents dans les eaux de ruissellement [Flanagan et al. 2019]. Ils retiennent les polluants particulaires (associés aux matières en suspension) via des phénomènes de décantation et de filtration physique dans la porosité du matériau à travers lequel l'eau s'infiltre, et une partie des substances en phase dissoute qui s'adsorbent sur les horizons de surface. En particulier, ces horizons peuvent inclure la couche de sédiments qui se forme progressivement à la surface des systèmes d'infiltration, et possède généralement une teneur élevée en matière organique (10 à 30% en masse) et une capacité d'échange cationique plus élevée que la plupart des sols agricoles [Tedoldi et al. 2023]. Le rôle de cette dernière fait l'objet de questionnements, celle-ci pouvant jouer le rôle de puits de contaminants à travers les phénomènes décrits ci-dessus [Camponelli et al. 2010], mais également de source si les contaminants sont remobilisés par l'eau qui s'infiltre. La question abordée dans ce travail est de déterminer quelle serait la pérennité de cette rétention, et en cas de remobilisation, si les concentrations lixiviées peuvent s'avérer problématiques à moyen et long terme. La problématique de l'infiltration d'eau souterraine au travers de sédiments contaminés suscite un intérêt croissant au sein de la communauté scientifique, appelant à une meilleure compréhension des mécanismes de mobilisations des contaminants. Cette étude a pour objectif d'étudier le risque de remobilisation des contaminants présent dans les sédiments lors d'infiltration par pluie ou eau de ruissellement. Notre approche expérimentale se fera en utilisant des colonnes de sol en laboratoire par simulation de pluie en percolation descendante. Cette approche, plus réaliste que les essais statiques (batch ou extraction séquentielles) ou dynamiques (essai de percolation) permet de reproduire des conditions d'écoulement non-saturé présent sur les bassins d'infiltration. Des facteurs d'influences tels que la charge ionique et l'interruption d'infiltration seront étudiés. En examinant les processus de percolation à petite échelle, nous pouvons mieux comprendre l'impact des eaux d'infiltration sur la migration des contaminants dans les sédiments et leur éventuelle infiltration vers les eaux souterraines.

II MATERIELS ET METHODES

II.1 Caractéristiques du site d'étude

La région concernée par cette étude est la métropole lyonnaise, située en France dans la région Auvergne-Rhône Alpes. Le site d'étude est un bassin d'infiltration situé sur la commune de Villeurbanne (69100). Il s'agit d'un bassin d'infiltration d'eaux pluviales d'une capacité de 4000 m³ (Figure 1a) qui fait l'objet d'un suivi par l'OTHU (Observatoire de terrain en hydrologie urbaine) depuis 2003. L'eau qui a ruisselé sur le bassin versant d'environ 15 ha arrive dans le bassin par plusieurs points, dont une entrée principale représentée sur la Figure 1a, autour de laquelle s'est formée une couche de sédiments pouvant atteindre 30 cm d'épaisseur. Les sédiments ont été prélevés en 3 emplacements situés à des distances différentes du point d'arrivée de l'eau dans le bassin (Pt1, Pt2 et Pt3 sur la figure 1a).

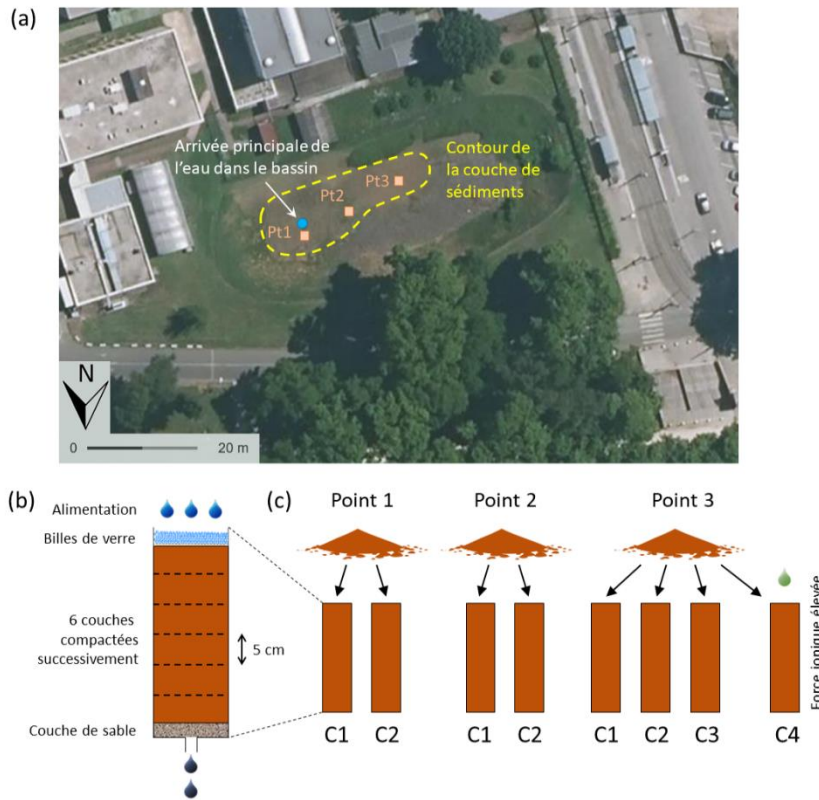


Figure 1. (a) Plan du site d'étude avec les points de prélèvements. (b) Élaboration et constitution d'une colonne pour les essais de lixiviation (c) illustration des campagnes d'essai sur chaque point de prélèvement

L'analyse des teneurs totales dans un échantillon composite issu de la couche de sédiments a été effectuée et est présentée dans le tableau 1 ci-dessous. En comparaison des analyses réalisées sur un panel d'une vingtaine de bassins de la Métropole de Lyon [Tedoldi et al. 2023], notre site d'étude possède un profil « intermédiaire », i.e. proche des valeurs médianes, à l'exception du cadmium et du plomb.

Tableau 1. Teneurs totales (mg.kg^{-1}) en métaux des sédiments de notre site d'étude, comparées à celles de 17 autres bassins d'infiltration [Tedoldi et al. 2023].

Métaux analysés	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Teneurs totales mesurées sur le site d'étude	4,9	51	196	56	310	561
Gamme (teneur médiane) sur 18 bassins d'infiltration	0,2 – 4,9 (0,9)	24 – 119 (57)	28 – 663 (152)	17 – 116 (54)	28 – 341 (153)	58 – 3800 (569)

II.2 Colonne expérimentale de laboratoire

Dans la littérature, le choix des colonnes est sujet à discussion et doit être choisi en fonction des objectifs d'étude. Un diamètre important réduit les phénomènes de bords et la présence d'une fraction granulométrique supérieure à 1/10 du diamètre de la colonne favorise les écoulements préférentiels [Lemièrre et al. 2001]. Le choix des dimensions des colonnes s'est effectué en se basant sur les recommandations de Michel et al. [2009] et Côme et al. [2018]. Ainsi, les colonnes sont en verre et de hauteur $h = 32$ cm pour un diamètre de 9,8 cm. Après échantillonnage, les sédiments ont été séchés à l'air libre puis tamisés à 4 mm. Les sédiments ont été déposés par couches successives de 5 centimètres. Chaque couche a été disposée en trois fois. Le protocole s'inspire de la norme ISO 21263-8, à la différence de la hauteur de lâché de masse passant de 20 cm à 40 cm dans notre cas afin que nous puissions avoir une masse volumique apparente proche de $0,75 \text{ g.cm}^{-3}$ dans le cas des sédiments de terrains [Gonzalez-Merchan 2012]. Une représentation de la structure d'une colonne est fournie sur la figure 1-b. En haut de la colonne, une couche de billes de verre et une grille inerte ont été placées pour homogénéiser l'écoulement [Li et al. 2015]. En bas de la colonne, nous avons disposé du sable ainsi qu'un géotextile afin d'éviter le colmatage de la colonne. La simulation de l'infiltration dans notre échantillon, se réalise en percolation descendante au moyen d'une pompe péristaltique (Ismatec©).

II.3 Campagne d'essais

Dans cette étude, trois campagnes d'essais ont été réalisées sur les échantillons collectés aux points Pt1, Pt2 et Pt3 représentés sur figure 1a. Pour les Pt1 et Pt2, nous avons fait le choix de réaliser deux colonnes

(C1 et C2) de masse volumique apparente sèche égale à $0,8 \text{ g.cm}^{-3}$. Ce duplicat permet d'observer une éventuelle reproductibilité des expériences. Ces colonnes ont ensuite été mises en eau, avec un débit de 300 mL.h^{-1} . La valeur de débit d'infiltration de 300 mL.h^{-1} a été choisie et obtenue par calcul en se basant sur la perméabilité moyenne des sédiments ($\sim 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$). L'eau utilisée comme phase lixivante est de l'eau déminéralisée sauf pour Pt3-C4. Les deux campagnes ont été réalisées sur des durées de 6 jours après la sortie des premières gouttes de la colonne. Les échantillons ont été prélevés à des temps définis pour suivre l'évolution dans le temps (en heures) à $t = 0, 3, 24, 48, 72$ et 144 h . La campagne du prélèvement du point Pt3, reproduit les précédentes campagnes en triplicat (C1, C2 et C3). En outre, sur ce point, l'étude a inclus une phase d'interruption de l'alimentation sur une durée de 3 jours pour permettre un ressuyage complet des colonnes et quantifier l'ampleur de la remobilisation à la reprise de l'écoulement. Une quatrième colonne (C4) étudiant l'impact de la charge ionique a été ajoutée. La charge ionique étant un facteur influençant la mobilisation des contaminants métalliques, une eau minérale commerciale fortement chargée en ions, de composition connue et vérifiée (force ionique $\sim 0,1 \text{ mol.L}^{-1}$ et résidu à sec $\sim 2000 \text{ mg.L}^{-1}$), a été choisie pour maximiser les phénomènes associés. Une schématisation des campagnes d'essai est représentée sur la figure 1-c.

II.4 Analyses chimiques

Avant d'être envoyé en analyse, les échantillons prélevés ont tous été filtrés à $0,45 \mu\text{m}$. En parallèle, des mesures de conductivité et de pH ont été réalisées. L'analyse du zinc a été faite en ICP OES (ICP-OES 5800 Agilent) et les métaux suivants : cadmium, chrome, cuivre, nickel et plomb en ICP-MS (ICP-MS 7850 Agilent) selon la norme NF EN ISO 11885 (nov 2009) et NF EN ISO 17294 (janv 2007) respectivement. Les échantillons sont conservés à 4°C quand l'analyse a lieu dans les 24 heures. Supérieur à ce délai, les échantillons sont congelés.

III RESULTATS & DISCUSSIONS

III.1 Mobilité des métaux

Les métaux étudiés suivent en globalité la même tendance. Les graphiques concernant les échantillons collectés aux points Pt1 et Pt2 (figure 2) montrent une concentration importante associée aux premiers volumes lixiviés, suivie d'une décroissance : la stabilisation des concentrations intervient en moins de 2 jours, c'est-à-dire pour une lame d'eau cumulée d'environ 2 m. Dans la majorité des cas, les différences entre les concentrations en sortie des colonnes C1 et C2 (réplicats du même échantillon de sédiments) sont comprises dans les incertitudes analytiques, ce qui confirme la reproductibilité des essais.

Le cuivre et le zinc sont les métaux mobilisés aux concentrations les plus élevées (environ $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans les premiers échantillons collectés pour les points Pt1 et Pt2 ; ceci semble cohérent avec les teneurs totales relativement élevées présentes initialement dans les sédiments (~ 200 et $\sim 550 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivement). À l'inverse, le plomb qui, parmi les six éléments étudiés, est le deuxième métal le plus concentré dans le sédiment (310 mg.kg^{-1}) n'est que très peu mobilisé. Il n'y a donc pas de corrélation entre la teneur totale d'un élément métallique et sa concentration lixiviée.

Bien que tous les échantillons de sédiments aient été prélevés sur le même bassin d'infiltration, au même moment et à seulement quelques mètres de distance, nous observons une variabilité spatiale du comportement à la lixiviation entre les points Pt1, Pt2, et Pt3 (figure 3). Par exemple, pour le zinc, les concentrations de départ sont semblables entre Pt1 et Pt2, mais significativement supérieures pour Pt3 (différence d'un facteur $\sim 2,5$) ; la concentration finale est plus faible d'un facteur 2 à 4 en sortie des colonnes issues du point Pt2. Le cuivre présente des dynamiques de décroissance quelque peu différentes d'un point à l'autre (la concentration diminue plus rapidement pour les colonnes issues de Pt2). Enfin, nous constatons une concentration dix fois supérieure en plomb sur Pt1 vis-à-vis de Pt2 et Pt3. Ces différences peuvent être liées à une hétérogénéité de la composition des sédiments dans le bassin, comme l'ont révélé des analyses ultérieures, qui ne montrent pas de lien particulier entre les teneurs totales en métaux et la distance au point d'arrivée de l'eau dans le bassin.

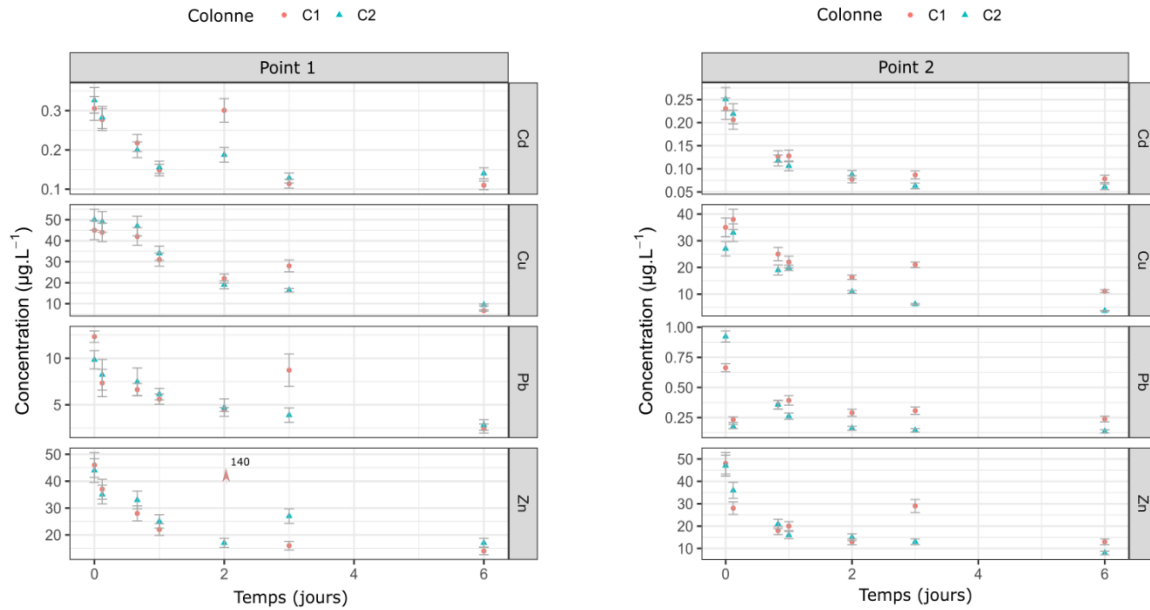


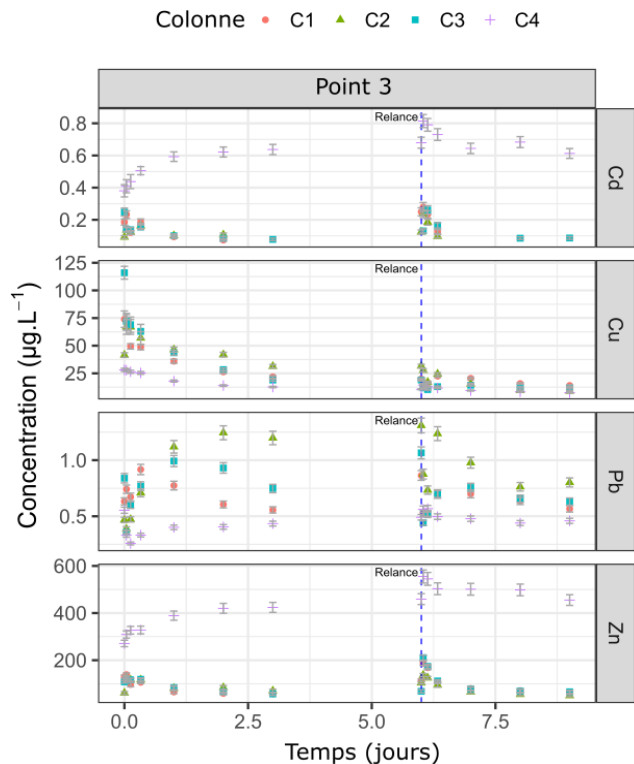
Figure 2. Evolution des concentrations lixiviées en cadmium, cuivre, plomb et zinc sur les échantillons collectés aux points Pt1 et Pt2.

III.2 Influence d'une infiltration discontinue et influence de la charge ionique

Pendant la campagne menée sur l'échantillon du point Pt3, nous avons reconduit le même suivi des colonnes que celui effectué lors de Pt1 et Pt2, en ajoutant une troisième colonne (C3) pour disposer de mesures en triplicats. La différence est que cette fois-ci, le suivi s'est étendu sur neuf jours, incluant une pause dans l'écoulement de trois jours. Par ailleurs, une quatrième colonne (C4) a été ajoutée. Celle-ci fait l'objet d'une lixiviation avec une eau à charge ionique élevée. L'ensemble des concentrations suivies sur les quatre colonnes sont représentées sur la figure 3 (la reprise de l'écoulement est matérialisée par une barre verticale en pointillés). Sur les trois colonnes opérées dans des conditions « standard » (C1–C3), l'interruption de l'écoulement est suivie d'une hausse de concentration similaire au premier volume lixivié dans le cas du plomb et du cadmium. Il en va de même pour le zinc, dont les concentrations sont même parfois supérieures lors de la reprise de l'écoulement, ce qui suggère que la remobilisation s'est poursuivie lors du contact prolongé avec la solution du sol immobile. Le cuivre, à l'inverse, poursuit sa décroissance. Toutefois, une décroissance de concentration plus rapide est observée, avec une stabilisation en moins d'un jour pour l'ensemble des métaux.

La charge ionique exerce une influence significative, mais très contrastée selon les métaux considérés, sur leur mobilité dans les sédiments illustrés par la colonne C4 sur la figure 3. Plus précisément, dans le cas du cuivre et plomb, la charge ionique diminue les concentrations lixiviées d'un facteur 3 et 4 respectivement.

Figure 3. Evolution des concentrations lixiviées en cadmium, cuivre, plomb et zinc sur l'échantillon collecté au point Pt3 avec interruption, et charge ionique élevée (colonne C4 uniquement)



Dans le cas du zinc et du cadmium, en revanche, la charge ionique engendre une mobilisation de métaux plus importante, et modifie radicalement la dynamique de relargage, qui se traduit par une croissance des concentrations en métaux lixiviés dans le temps (au lieu de la décroissance typique observée dans les cas précédents, où la solution lixivante correspondait à de l'eau déminéralisée) et des concentrations augmentant d'un facteur 2 à 10 dans les échantillons en sortie de colonne. Ces deux comportements bien distincts en fonction des métaux, observés suite à la lixiviation par une eau à charge ionique élevée, sont certainement liés aux différences de propriétés physicochimiques de ces quatre éléments, et notamment à la forme prédominante sous laquelle ils se trouvent adsorbés sur les sédiments (chimisorption ou physisorption).

IV CONCLUSIONS

Les sédiments accumulés dans un bassin d'infiltration contiennent des métaux à des teneurs variables et non négligeables, présentant un risque de relargage dans le temps. Dans notre étude, la remobilisation du cadmium, du cuivre, du plomb et zinc a été étudiée au moyen de colonnes en percolation descendante afin de reproduire des conditions proches des conditions de terrain. Nos essais montrent une reproductibilité des résultats proche de la précision minimale qui correspond à l'incertitude analytique. Le comportement à la lixiviation le plus typique correspond à une décroissance des concentrations avec le temps (et donc la lame d'eau infiltrée). Les sédiments relarguent des métaux cependant, les concentrations lixiviées ne sont pas corrélées à leurs teneurs initiales. Des paramètres expérimentaux d'influence telles que l'interruption de l'infiltration et la charge ionique ont été étudiés et quantifiés. L'interruption d'infiltration montre une remobilisation du cadmium, du plomb et dans une mesure plus significative du zinc. L'interruption ne semble pas avoir d'effet sur le cuivre dans ces sédiments. L'impact de la charge ionique montre une mobilisation plus significative du zinc et du cadmium et une réduction importante de la mobilité du cuivre et du plomb.

V REFERENCES

- Camponelli, Kimberly M., Steven M. Lev, Joel W. Snodgrass, Edward R. Landa, et Ryan E. Casey. 2010. « Chemical Fractionation of Cu and Zn in Stormwater, Roadway Dust and Stormwater Pond Sediments ». *Environmental Pollution* 158 (6): 2143-49. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.02.024>.
- Côme, J.-M., D. Esrael, L. Gonzalez, S. Bisone, J. Mehu, et E. Vernus. 2018. « Caractérisation du potentiel de mobilité des polluants organiques et inorganiques dans les sols et sédiments | SSP-InfoTerre ». 16-0158/1A. <https://ssp-infoterre.brgm.fr/fr/rapport/caracterisation-potentiel-mobilite-polluants-organiques-inorganiques>.
- Flanagan, Kelsey, Philippe Branchu, Lila Boudahmane, Emilie Caupos, Dominique Demare, Steven Deshayes, Philippe Dubois, et al. 2019. « Retention and transport processes of particulate and dissolved micropollutants in stormwater biofilters treating road runoff ». *Science of The Total Environment* 656 (mars): 1178-90. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.304>.
- Gonzalez-Merchan, Carolina. 2012. « Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales ». Thèse, INSA de Lyon. <https://theses.hal.science/tel-00943422>.
- Jang, Yong-Chul, Pradeep Jain, Thabet Tolaymat, Brajesh Dubey, Shrawan Singh, et Timothy Townsend. 2010. « Characterization of Roadway Stormwater System Residuals for Reuse and Disposal Options ». *Science of The Total Environment* 408 (8): 1878-87. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.01.036>.
- Lemière, Bruno, J.J Seguin, Cécile Le Guern, Dominique Guyonnet, Ph Baranger, D. Darmendrail, et P. Conil. 2001. *Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes*.
- Li, Junhui, Chongjian Jia, Ying Lu, Suofang Tang, et Hojae Shim. 2015. « Multivariate analysis of heavy metal leaching from urban soils following simulated acid rain ». *Microchemical Journal* 122 (septembre): 89-95. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2015.04.015>.
- Michel, Julien, Valérie Gujisaite, Stéphanie Ouvrard, Sébastien Denys, et Marie-Odile Simonnot. 2009. « Les expériences de laboratoire permettent-elles de prévoir le transport de HAP et de métaux à l'échelle du lysimètre de terrain ? »
- Tedoldi, Damien, Julien Couvidat, Mathieu Gautier, Qiufang Zhan, Thierry Winiarski, Gislain Lipeme Kouyi, Cécile Delolme, et Vincent Chatain. 2023. « In-depth characterization of sediment contamination in stormwater infiltration basins ». *Blue-Green Systems* 6 (1): 1-19. <https://doi.org/10.2166/bgs.2023.039>.

Effacité des ouvrages basés sur l'arbre d'alignement pour la gestion du ruissellement à différentes échelles d'aménagement urbain

CHEBBO Samih^{(1)*}, SAGE Jérémie⁽²⁾, SEIDL Martin⁽³⁾

^{(1)*}Leesu, Ecole des Ponts, Université Paris Est Creteil – samih.chebbo@enpc.fr

⁽¹⁾TEAM, Cerema Ile-de-France – jeremie.sage@enpc.fr

⁽¹⁾Leesu, Ecole des Ponts, Université Paris Est Creteil – martin.seidl@enpc.fr

Résumé : Cette thèse a comme thématique la gestion du ruissellement urbain à l'aide d'aménagements linaires incorporant des arbres de pluie. L'objectif principal consiste à évaluer la performance hydrologique de ces aménagements dans un contexte opérationnel en utilisant notamment le modèle SWMM. Le travail est organisé en deux parties : (1) évaluation du modèle SWMM et compréhension des performances hydrologiques des aménagements à l'échelle locale ; (2) Développement d'une méthode de construction et d'évaluation de scénarios de déploiement des aménagements à l'échelle d'un quartier et application de la méthode sur plusieurs petits bassins versants de caractéristiques différentes.

Mots-clés : arbre de pluie, performance hydrologique, SWMM, Hydrus 1D, scénarios de déploiement.

Hydrological performances of stormwater trees in runoff management at different urban scales

Abstract: This research focuses on urban runoff management using linear systems incorporating stormwater trees. The main objective is to evaluate the hydrological performance of these systems in an operational context, notably using the SWMM model. The work is organized in two parts: (1) evaluation of the SWMM model and understanding of the hydrological performance of the stormwater management systems on a local scale; (2) development of a method for constructing and evaluating the stormwater management scenarios on a neighborhood scale, and application of the method to several small catchments with different characteristics.

Keywords: stormwater tree, hydrological performance, SWMM , Hydrus 1D , deployment scenarios.

I INTRODUCTION

La façon de gérer les eaux pluviales urbaines est en train de changer rapidement pour répondre à des enjeux de plus en plus nombreux et complexes (Chocat et al. 2022, Flanagan et al. 2022) : lutter contre les inondations, préserver les écosystèmes aquatiques, préserver les ressources en eau, favoriser la qualité des environnements urbains. Les systèmes centralisés de gestion des eaux pluviales urbaines sont confrontés à leurs limites. L'utilisation de systèmes alternatifs de gestion au moyen d'ouvrages décentralisés, intégrés à l'urbanisme se répand (Chocat et al. 2022).

La végétation peut contribuer à une gestion durable des eaux pluviales urbaines en optimisant les processus de rétention, d'évapotranspiration et d'(in)filtration (Berland et al. 2017 ; Seidl and Saifane 2021, Zime Yerima et al., 2022). L'utilisation des arbres dans les aménagements de gestion à la source des eaux pluviales se traduit généralement par des arbres d'alignement, alimentés par le ruissellement de la voirie adjacente (EPA 2012), où l'eau pluviale est stockée dans la fosse de plantation, puis restituée vers le sous-sol ou le réseau d'assainissement, et vers l'atmosphère par évapotranspiration

Cette solution est mise en place depuis plus de dix ans en Australie et aux Etats Unis (EPA 2012, Geronimo et al. 2013.), et a également été proposée par la communauté des communes de Bruxelles sous le nom « d'arbre de pluie » (IBGE 2014, Zime Yerima et al., 2022). En France, l'intérêt pour ce

type de solution reste relativement récent. A Paris, Le plan ParisPluie (Mairie de Paris, 2019), adopté le 22 mars 2018, vise à gérer et valoriser la pluie au plus près de son lieu de production. Les fosses d'arbres recueillant les eaux pluviales de la voirie font partie des solutions préconisées pour diminuer le ruissellement et les rejets des réseaux unitaires en Seine par temps de pluie. La Métropole du Grand Lyon mène depuis 2021 des expérimentations sur les diverses fonctions délivrées par ce type de solution dans le cadre du projet Life ARTISAN¹ (OFB 2020). En Seine-Saint-Denis, l'aménagement de la RD41-Boulevard Michelet à Noisy le Sec a été fait en 2023 avec les fosses de Stockholm pour gérer à la source des eaux de ruissellement de la voirie. La fosse de Stockholm est une structure souterraine continue remplie par un mélange terre-pierre permettant d'une part d'améliorer le développement des arbres et d'autre part de favoriser l'infiltration des eaux pluviales (TDAG 2016).

Les méthodes utilisées pour la conception des ouvrages de gestion à la source du ruissellement urbain basés sur l'arbre d'alignement (OGS-AA) sont encore empiriques et ne permettent pas d'optimiser correctement le fonctionnement hydrologique et les performances/bénéfices pour la gestion des eaux pluviales. Dans le cadre de l'observatoire d'hydrologie urbaine en Ile de France OPUR (<https://www.leesu.fr/opur>) les acteurs opérationnels se posent souvent des questions telles que : quel est l'abattement du ruissellement lors des pluies fréquentes ? Dans des contextes géotechniques sensibles (présence de gypse, d'argiles, ...), l'infiltration est-elle susceptible d'occasionner des désordres ? Quels sont les bénéfices hydrauliques à l'échelle de la rue ou du quartier ? Peut-on concevoir des rues avec zéro rejet ? Et au final comment mettre en place et gérer ce type d'équipement par les différents services de la ville ? Aujourd'hui les travaux de recherche portant sur les OGS-AA sont encore peu nombreux (Berland et al. 2017 ; Elliott et al. 2018 ; Grey et al. 2018) et ne permettent pas de proposer des méthodes permettant d'optimiser la conception et évaluer la performance hydrologique des OGS-AA à différentes échelles de temps et d'espace.

Cette thèse de doctorat s'inscrit dans le cadre du programme de recherche OPUR (<https://www.leesu.fr/opur>). L'objectif principal consiste à évaluer la performance hydrologique des OGS-AA à différentes échelles spatiales et dans différents contextes à l'aide de la modélisation. Les objectifs spécifiques sont :

1. Evaluer et comprendre les performances hydrologiques des OGS-AA à l'échelle locale : (1) Evaluer le modèle SWMM à partir des données du site expérimental Sense City, (2) Evaluer l'impact des simplifications faites dans le modèle SWMM en comparaison au modèle Hydrus et (3) analyser l'effet de la conception et du contexte de mise en œuvre sur les performances des aménagements.
2. Développer une méthode de construction et d'évaluation de scénarios de déploiement d'OGS-AA à l'échelle urbaine et appliquer la méthode sur plusieurs petits bassins versants de caractéristiques différentes. Les scénarios seront construits en prenant en compte les contraintes physiques et techniques liées au déploiement des aménagements. Le modèle SWMM sera utilisé pour l'évaluation des scénarios

II ETAT DE L'ART

II.1 Les systèmes de gestion du ruissellement urbain avec des arbres

Les ouvrages de gestion du ruissellement urbain sont conçus pour gérer une partie du ruissellement et favoriser le développement des arbres (Caltran et al. 2023). Ils sont constitués souvent d'une fosse de plantation qui peut être revêtue et constituée de différents matériaux (TDAG 2016) En se basant sur la typologie des ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales proposée par Tunqui Neira et al. (2023), il est possible de regrouper les solutions incluant des arbres dans le tableau 1 en se basant sur deux critères : les fonctions principales hydrologiques assurées et le type de structure.

¹ Projet Life ARTISAN, Accroître la Résilience des Territoires au changement climatique par l'Incitation aux Solutions d'adaptation fondées sur la Nature.

Les objectifs de gestion associés aux différents types des précipitations (courante, modérée, forte) permettent de distinguer trois fonctions hydrologiques principales des ouvrages de gestion des eaux pluviales urbaines (Tunqui Neira et al., 2023) : l'abattement, la régulation et le transport du ruissellement. Pour les pluies courantes, l'abattement du volume de ruissellement est assuré par l'évacuation des volumes infiltrés depuis la surface via l'exfiltration vers le sous-sol ou l'évapotranspiration. La régulation des débits se fait par stockage et restitution vers le réseau d'assainissement. Le ruissellement excédentaire non géré par l'ouvrage est envoyé directement, ou via des noues, dans le réseau d'assainissement. Les fonctions assurées par un ouvrage donné dépendent des caractéristiques spécifiques de l'ouvrage (capacité de stockage, type de substrat, présence ou non d'un drain, type d'arbre, ...) qui peuvent elles-mêmes être conditionnées par les caractéristiques du sous-sol (capacité d'exfiltration, profondeur de la nappe, ...). Dans le cas d'un contexte souterrain défavorable à l'infiltration des eaux pluviales, l'ouvrage est équipé d'un drain pour envoyer les volumes d'eau stockés et non utilisés par l'arbre vers le réseau d'évacuation d'eaux pluviales.

Tableau 1: Classification des ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales incluant des arbres de pluie en se basant sur la typologie de Tunqui Neira et al., (2023).

Fonctions/ Structure			Abattement		Régulation		Transport
			Evapo- transpiration	Exfiltration	Restitution partielle	Restitution totale	Transport
A l'air libre	Alimentation	Directe à partir de la surface	Fosse étanche (Surface drainée petite)	Fosse d'exfiltration	Fosse exfiltrante drainée /sous-sol peu perméable	Fosse étanche drainée	Fosse continue de transport
		Tranchée ou tuyau		Fosse d'exfiltration	Fosse exfiltrante drainée /sous-sol peu perméable	Fosse étanche drainée	
Revêtu		Surface perméable	Fosse étanche sous chaussée perméable (Surface drainée faible)	Fosse d'exfiltration sous chaussée perméable	Fosse d'exfiltration drainée sous chaussée perméable	Fosse étanche drainée sous chaussée perméable	
		Tranchée ou tuyau		Fosse d'exfiltration	Fosse d'exfiltration drainée	Fosse étanche drainée	

Les fosses d'arbre peuvent être individuelles ou continues. Les fosses continues gèrent les eaux de ruissellement issues de surfaces relativement importantes. Elles comportent plusieurs arbres plantés dans une même fosse de grande taille pour favoriser le stockage d'eau et le développement racinaire.

La structure de stockage peut être à l'air libre ou majoritairement revêtue. L'acheminement de l'eau depuis les surfaces environnantes vers la fosse se fait de plusieurs manières : ruissellement superficiel direct, infiltration au travers un revêtement perméable à la surface, alimentation indirecte via une tranchée d'infiltration ou un système de drainage.

II.2 Modèles hydrologiques relevés dans la littérature

La recherche bibliographique a permis d'identifier un grand nombre de modèles hydrologiques utilisés pour la description des solutions de gestion à la source des eaux pluviales. Ces modèles présentent des caractéristiques différentes en ce qui concerne le type du modèle, le système modélisé et les échelles de modélisation. Une première sélection a permis d'identifier 3 modèles open sources utilisés par les hydrologues urbains en France et capables de modéliser les ouvrages de gestion des eaux pluviales et leur bassin versant. Ces modèles sont décrits de manière synthétique dans le tableau 2.

Tableau 2 : Caractéristiques des modèles présélectionnés (SWMM, URBS, URBIS)*

Modèle	Bassin versant	Ouvrage de gestion à la source
SWMM/ SWMM Urban Eva (Rossman et Huber, 2016 ; Hörnchemeyer et al. 2021)	- Discretisation en sous bassin versant -ET : Partitionnement de l'ETP entre surface, zone non saturée (ZNS) et zone saturée (ZS). -Infiltration : Curve Number, Horton, Green-Ampt -Transfert vers le réseau : Manning Strickler	-8 types d'ouvrages de gestion à la source -3 ou 4 couches : surface, chaussée perméable, sol, couche de stockage -ET : Partitionnement de l'ETP (Module amélioré dans SWMM Urban Eva) -Infiltration : Green-Ampt -Transfert entre les couches : Conductivité hydraulique -Vidange par débordement de surface et par un drain dans la couche de stockage
URBS (Pophillat, 2022 ; Rodriguez et al., 2008)	-Discretisation en éléments hydrologiques urbains (EHU) -2 réservoirs : couvert végétal et surfaces (naturelles, imperméables) -Végétation : Interception (Modèle Calder), drainage et évaporation (ETP) -Surface : Evaporation (ETP), ruissellement, Infiltration (Ksat) - Transfert sur les surfaces à vitesse constante	- Ouvrage modélisé : ouvrages d'infiltration - 4 couches : Végétation, surface, ZNS, ZS -Fonctionnement identique au « sol naturel »
URBIS (Bertrand-Krajewski, 2021)	- bassin versant de petite taille, processus de transfert négligeables - Infiltration : Green-Ampt - Evapotranspiration : ETP	-Ouvrages modélisés : Unités de stockage, surfaces perméables, toitures perméables -Infiltration : Green-Ampt -Evapotranspiration : ETP

*Notations utilisées dans le tableau : ET (évapotranspiration), ETP (évapotranspiration potentielle), Ksat (conductivité hydraulique à saturation)

Dans le cadre de cette recherche nous avons choisi, comme modèle de référence, le modèle SWMM qui permet de décrire les différentes conceptions possibles des ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales et de simuler différents contextes géologiques, et climatiques. La description conceptuelle des processus adoptée dans SWMM permet d'une part de l'utiliser à différentes échelles spatiales et d'autre part de réaliser des simulations en continu sur de longues périodes pour bien appréhender le fonctionnement de l'ouvrage de gestion. La présence de l'arbre est prise en compte de manière indirecte en introduisant un coefficient cultural dans la formule de calcul de l'évapotranspiration potentielle. L'impact des différentes simplifications dans le modèle SWMM (description des processus, rôle de l'arbre) sera évalué par comparaison avec le modèle Hydrus 1D (Simunek et al., 2008) qui modélise de manière physique l'infiltration dans le sol et qui décrit de manière relativement détaillée la dynamique propre à la végétation dans le processus d'évapotranspiration.

III METHODE D'EVALUATION DE L'EFFICACITE DES OGS-AA A DIFFERENTES

ECHELLES D'AMENAGEMENT URBAIN

Dans cette recherche nous étudierons seulement les aménagements qui peuvent être simulés par le modèle SWMM. Ils concernent essentiellement les ouvrages à l'air libre alimentés à partir de la surface et les ouvrages enterrés alimentés par surface perméable. Nous pourrions également intégrer des ouvrages alimentés latéralement par tuyau ou tranchée infiltrante en simplifiant la description de leur fonctionnement dans le modèle SWMM. Les processus modélisés seront les suivants : stockage et infiltration à la surface, percolation dans le substrat, évapotranspiration, exfiltration vers le sous-sol.

Pour certains types d'ouvrages nous modéliserons également les processus de stockage souterrain et de drainage vers le réseau d'assainissement.

III.1 Evaluation et compréhension des performances hydrologiques des OGS-AA à l'échelle locale

Ce travail se déroulera en 3 étapes :

- Evaluation expérimentale du modèle SWMM : il s'agit d'utiliser les données obtenues sur le site expérimental de Sense-City à Champs sur Marne dans le cadre des travaux de Zime (Zime-Yerima et al., 2022) pour évaluer la capacité du modèle SWMM. Le dispositif expérimental comporte une rue et un ouvrage de gestion à la source des eaux de ruissellement comportant trois arbres. Les données disponibles permettent de caractériser la pluie et le fonctionnement du dispositif expérimental.
- Evaluation théorique du modèle SWMM : nous comparerons les résultats du modèle SWMM à ceux du modèle Hydrus 1D qui simule de manière physique le transfert de l'eau dans le sol et qui décrit de manière relativement détaillée la végétation et le processus d'évapotranspiration. Cette comparaison se fera sur des cas théoriques afin d'évaluer l'impact des simplifications faites dans le modèle SWMM (teneur en eau homogène par couche, évapotranspiration potentielle, ...) par rapport au modèle Hydrus. Les résultats obtenus permettront de comprendre les limites du modèle SWMM.
- Analyse de l'effet de la conception et du contexte de mise en œuvre sur les performances des OGS-AA : l'objectif de cette partie consiste à comprendre, à l'échelle de la solution, la manière dont le contexte (climat, sous-sol) et la conception des ouvrages influencent les performances hydrologiques des aménagements. Nous étudierons deux contextes climatiques (climat de Paris (France) de type océanique et climat de Beyrouth (Liban) de type méditerranéen) et trois types de sous-sol (imperméable, perméabilité faible à moyenne et perméabilité forte). L'importance de la surface d'apport sera caractérisée par le ratio entre la surface du bassin versant et la surface d'infiltration de l'aménagement. Les OGS considérés peuvent être à surface libre ou revêtus. Ils sont constitués de plusieurs couches (surface, substrat, stockage) et peuvent être drainés ou non. Dans le cas d'un ouvrage drainé, le drain peut être placé au fond ou en surélévation. Pour chaque type d'ouvrage, nous calculerons les différents termes du bilan hydrologique pour différentes valeurs d'épaisseurs de couches recommandées dans la littérature. Nous ferons également varier la nature du substrat et le type de végétation utilisé.

III.2 Evaluation des performances hydrologiques des OGS-AA à l'échelle du quartier

La première partie du travail consiste à identifier les freins physiques et techniques au déploiement des OGS-AA en se basant sur une analyse bibliographique et des entretiens avec des acteurs opérationnels concernés par les aménagements étudiés. Ensuite, nous développerons une méthode de construction et d'évaluation de scénarios de déploiement d'ouvrages de gestion à la source incluant des arbres d'alignement à l'échelle d'un quartier et nous appliquerons la méthode sur plusieurs bassins versants de caractéristiques différentes. Les scénarios seront construits en prenant en compte les contraintes physiques et techniques liées au déploiement des solutions incluant des arbres. Le modèle SWMM sera utilisé pour l'évaluation des scénarios.

IV RESULTATS ATTENDUS

Les travaux en cours portent sur l'évaluation des performances hydrologiques des arbres de pluie à l'échelle locale. Les résultats obtenus permettront d'évaluer et de comprendre les performances de ces ouvrages dans différents contextes de climat et de sous-sol.

V RÉFÉRENCES

APUR (2018) Référentiel pour une gestion à la source des eaux pluviales dans la métropole. Cahier 2 : Comment gérer les eaux de pluie à la source ?, 60 p.

- Berland A, Shiflett SA, Shuster WD, et al (2017) The role of trees in urban stormwater management. *Landsc Urban Plan* 162:167–177. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.02.017>
- Bertrand-Krajewski, J.-L., 2021. Integrated urban stormwater management: Evolution and multidisciplinary perspective. *J. Hydro-Environ. Res., Sustainable Urban Drainage* 38, 72–83. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2020.11.003>
- Caltran Hervé, Sanabria Johana, Goubier Pascal, Nait Barka Hind et Henry Anaïs, 2023. Livret technique sur les arbres de pluie. Métropole Grand Lyon, 31 p.
- Caltran Hervé et Sanabria Johana. 2023. Retour d'expérience sur les arbres de pluie à Lyon, une stratégie efficace de gestion des eaux pluviales pour la ville existante. HAL Id: hal-04168168 (<https://hal.science/hal-04168168>), 5 p.
- Chocat Bernard, Cherqui Frédéric- et al. (article collectif), 2022. Contribution à une meilleure explicitation du vocabulaire dans le domaine des solutions dite “alternatives” de gestion des eaux pluviales urbaines, TSM numéro 5 – 2022pp 3 – 15.
- Flanagan Kelsey, Barraus Sylvie, Gromaire Marie-Christine, Rodriguez Fabrice, 2022. Guide méthodologique pour l'évaluation de performances des ouvrages de maîtrise à la source des eaux pluviales. Guide réalisé dans le cadre du Groupe de Liaison Inter-Projets : Matriochkas, MicroMegs et Roulépur et publié par l'Office Français de la Biodiversité (OFB), Collection Guides et protocoles, 164 p.
- Elliott RM, Adkins ER, Culligan PJ, Palmer MI (2018) Stormwater infiltration capacity of street tree pits: Quantifying the influence of different design and management strategies in New York City. *Ecol Eng* 111:157–166. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.003>.
- EPA (2012) Stormwater to Street Trees Engineering Urban Forests for Stormwater Management.
- Geronimo FKF, Maniquiz-Redillas MC, Kim L-H (2013) Treatment of parking lot runoff by a tree box filter. *Desalination Water Treat* 51:4044–4049. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.781099>
- Grey V, Livesley SJ, Fletcher TD, Szota C (2018) Tree pits to help mitigate runoff in dense urban areas. *J Hydrol* 565:400–410. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.08.038>
- Hörschemeyer, B., Henrichs, M., Uhl, M., 2021. SWMM-UrbanaEVA: A Model for the Evapotranspiration of Urban Vegetation. *Water* 13, 243. <https://doi.org/10.3390/w13020243>
- IBGE (2014) Outil de gestion de l'eau de pluie à l'échelle du quartier - recommandation pratique, les arbres de pluie - GEQ08
- Mairie de Paris (2019a). Guide d'accompagnement pour la mise en œuvre du zonage pluvial à Paris, 94 pages + annexes. <https://cdn.paris.fr/paris/2019/07/24/843a7be4c5c6c532a4eaab07a15724da.pdf>
- Mairie de Paris. (2019b). « Le Paris Pluie - Rendre la pluie 100% utile ». <https://cdn.paris.fr/paris/2019/09/26/63684b126824c667448c3543f7a89708.pdf>.
- OFB (2020) Le projet Life intégré ARTISAN. In: Proj. Life Intégré Artis. <https://ofb.gouv.fr/le-projet-life-integre-artisan>. Accessed 8 Jun 2021
- Pophillat, W., 2022. Conséquences d'une systématisation des pratiques d'infiltration à la parcelle des pluies courantes à l'échelle de petits bassins versants urbains et péri-urbains – Apports de la modélisation intégrée. Thèse de doctorat de l'Université Grenoble Alpes, soutenue le 13-04-2024
- Rodriguez, F., Andrieu, H., Morena, F., 2008. A distributed hydrological model for urbanized areas – Model development and application to case studies. *J. Hydrol.* 351, 268–287. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.12.007>
- Rossman, L.A., Huber, W.C., 2016. Storm Water Management Model Reference Manual Volume I – Hydrology (Revised).
- Seidl M, Saifane M (2021) A green intensity index to better assess the multiple functions of urban vegetation with an application to Paris metropolitan area. *Environ Dev Sustain.* <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01293-4>
- Simunek, J., Jirka, Saito, H., Sakai, M., Van Genuchten, M., 2008. The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media.
- TDAG, 2016. Arbres en milieu urbain – Guide de mise en œuvre. <https://www.tdag.org.uk/arbres-en-milieu-urbain>, 137p.
- Tunqui Neira José Manuel, Gromaire Marie-Christine, Chancibault Katia et Chebbo Ghassan, 2023. Toward a comprehensive functional typology of stormwater control measures for hydrological and water quality modelling purposes. *Blue-Green Systems* (2023) 5(1) : 41-56. <https://doi.org/10.2166/bgs.2023.026>
- Zime Yerima, H., Seidl, M., Bensaoud, A., Berthier, E., & Gromaire, M.-C. (2022, octobre). L'arbre d'alignement comme moyen innovant pour la maîtrise des eaux pluviales en ville : Vers l'optimisation des services rendus. JDHU 2022. <https://enpc.hal.science/hal-04081575>

MODÉLISER LA PERFORMANCE DES SOLUTIONS DE GESTION INTÉGRÉE DES EAUX PLUVIALES EN FONCTION DE LEUR ENTRETIEN

GIROT Emma^{(1),(4)*}, CHERQUI Frédéric^{(2), (3)}, CURT Corinne⁽⁴⁾, TAILLANDIER Franck⁽⁴⁾, VANPEENE Sylvie⁽⁴⁾, DI MAIOLO Pascal⁽⁴⁾, WITTNER Christophe⁽⁵⁾

⁽¹⁾ INSA Lyon, DEEP, UR7429, 69621 Villeurbanne, France

⁽²⁾ Univ Lyon, INSA Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1, DEEP, F-69621, F-69622, Villeurbanne, France

⁽³⁾ School of Agriculture, Food and Ecosystem Sciences, The University of Melbourne, Burnley, VIC 3121, Australia

⁽⁴⁾ RECOVER, INRAE, Aix Marseille Université, 3275 Route de Cézanne CS 40061, 13182 Aix-en-Provence Cedex 5, France

⁽⁵⁾ SAGE, INRAE, 1 cour des Cigarières, CS 61039, 67070 Strasbourg, France

* emma.girot@insa-lyon.fr, 06 22 04 50 98

Les solutions de gestion intégrée des eaux pluviales ont, en plus de leur fonction première, également un grand potentiel pour relever des défis sociétaux en relation avec l'environnement naturel, les villes et leurs habitants. Cependant, leurs performances et maintenance à moyen et long terme deviennent une préoccupation croissante à mesure que les premières solutions installées atteignent la fin de leur durée de vie. Afin de guider une gestion patrimoniale efficace et durable, ce travail vise à développer un modèle permettant de simuler l'impact des stratégies de gestion sur la performance des solutions de gestion intégrée des eaux pluviales. Cet article présente les trois étapes préliminaires à l'élaboration du modèle : (1) identification des solutions de gestion intégrée des eaux pluviales, (2) détermination de leurs performances, (3) identification des pratiques d'entretien et de réhabilitation. Le modèle sera appliqué, testé et validé au travers d'un cas d'étude en partenariat avec la métropole de Lyon.

Mots-clés : solutions fondées sur la nature, eaux pluviales urbaines, gestion patrimoniale, performance, réhabilitation

Modeling the performance of stormwater control measures according to their maintenance

Nature-based stormwater control measures focus both on managing stormwater at the source of the runoff or close to it and providing services in relation to the natural environment, the cities and its inhabitants. However, after several decades of operation, there is a growing concern regarding their medium and long-term performance and maintenance needs. This work aims to model the relationship between operation and maintenance actions and the performance of nature-based stormwater control measures in order to contribute to a more efficient and sustainable asset management. This article presents the three preliminary steps to the model's development: (1) identifying nature-based stormwater control measures, (2) determining their performance, (3) identifying maintenance actions. The model will be applied, tested and validated through a case study in partnership with the Lyon Metropolis.

Keywords : nature-based solutions, urban stormwater, asset management, performance, maintenance

I INTRODUCTION

Les solutions de gestion intégrée des eaux pluviales (SGIEP) s'intègrent dans un territoire (quartier, ville, bassin versant). Au-delà de la seule fonction d'évacuation des eaux pluviales, il s'agit de prendre en compte « de façon holistique l'ensemble des dimensions et des acteurs des eaux pluviales » [Chocat *et al.*, 2022]. Les SGIEP font partie d'un changement de paradigme fort à l'échelle de la ville, visant notamment à réduire les inondations, à préserver l'environnement et les ressources en eau. Ces solutions portent différents noms en fonction du pays, de l'objectif lié à l'eau et du champ d'application : *low impact development* (LID), *best management practices* (BMPs), *sustainable urban drainage systems* (SUDS) et *water sensitive urban design* (WSUD) [Fletcher *et al.*, 2014]. Elles sont également fréquemment rapprochées des « solutions fondées sur la nature » (SFN). Selon l'Union Internationale pour la conservation de la nature [UICN, 2018], les SFN représentent des « actions visant à protéger, gérer de manière durable et restaurer des écosystèmes naturels ou modifiés pour relever directement les

défis de société de manière efficace et adaptative, tout en assurant le bien-être humain et en produisant des bénéfices pour la biodiversité ». En ce qui concerne les eaux pluviales urbaines, « les SFN peuvent contribuer à la gestion durable des eaux urbaines en augmentant l'infiltration, en améliorant l'évapotranspiration, en fournissant des zones de stockage pour les eaux de pluie et en éliminant les polluants » [Raymond *et al.*, 2017]. Le terme « solution fondée sur la nature » étant considéré sous différents angles selon les parties prenantes, les enjeux et le contexte [Brueder *et al.*, 2023], la frontière entre ce qui relève d'une SFN ou non reste floue. Ainsi, nous préférons privilégier le terme SGIEP qui est plus communément admis ; ces solutions impliquant à la fois des composants gris (construits) et verts (végétalisés). La végétalisation est nécessaire mais pas suffisante pour que la solution soit considérée comme une SFN. Ainsi il semble essentiel de mettre en œuvre un mécanisme qui permette d'identifier les SFN parmi les SGIEP.

Les premières solutions de gestion intégrée des eaux pluviales ont été mises en place il y a plus de 30 ans. Depuis l'émergence des SGIEP, les questions opérationnelles et de recherche se sont largement concentrées sur l'optimisation des performances hydrologiques, hydrauliques et de la qualité de l'eau. Après plusieurs décennies de fonctionnement, il y a cependant une préoccupation croissante de la part des gestionnaires, concernant leurs performances et maintenance à moyen et long terme. Cette préoccupation croissante est confirmée par des études récentes [Al-Rubaei, 2016 ; Cherqui *et al.*, 2019 ; Duffy *et al.*, 2008]. Elle est également confirmée par le nombre croissant de guides opérationnels consacrés à leur fonctionnement et à leur entretien (voir <http://tiny.cc/guidelinesSCMs> pour une liste actualisée). Comme tout ouvrage, les SGIEP doivent être gérées tout au long de leur vie, de manière à minimiser leurs coûts d'exploitation et de maintenance, et les risques encourus, tout en fournissant le niveau de service requis [Schulding et Alegre, 2007]. La gestion patrimoniale implique des stratégies d'investissement sur le cycle de vie de l'ouvrage et la planification de travaux. De nos jours, la gestion patrimoniale peine à être considérée dans son ensemble et est traitée par le biais de différentes approches cloisonnées (gouvernance, évaluation des performances, évaluation économique...).

Le projet de recherche GestPatPluvO et la thèse (financement OFB et H2O'Lyon) qui s'y inscrit visent à alimenter et consolider une approche multidisciplinaire de la gestion patrimoniale des SGIEP. La thèse ambitionne l'élaboration d'un modèle permettant de simuler l'impact des stratégies de gestion sur les performances des solutions à moyen et long terme en vue de guider une gestion patrimoniale efficace et durable. Un premier cas d'étude à l'échelle de la parcelle et d'un quartier, en collaboration avec la Métropole de Lyon, nous permettra de soutenir, tester et valider les hypothèses du modèle ainsi que son adéquation avec les contraintes du terrain. Cet article présente les trois étapes préliminaires au développement de ce modèle : (1) la spécification des SGIEP, (2) l'évaluation de leurs performances et (3) la détermination des pratiques d'entretien et de réhabilitation (Figure 1).

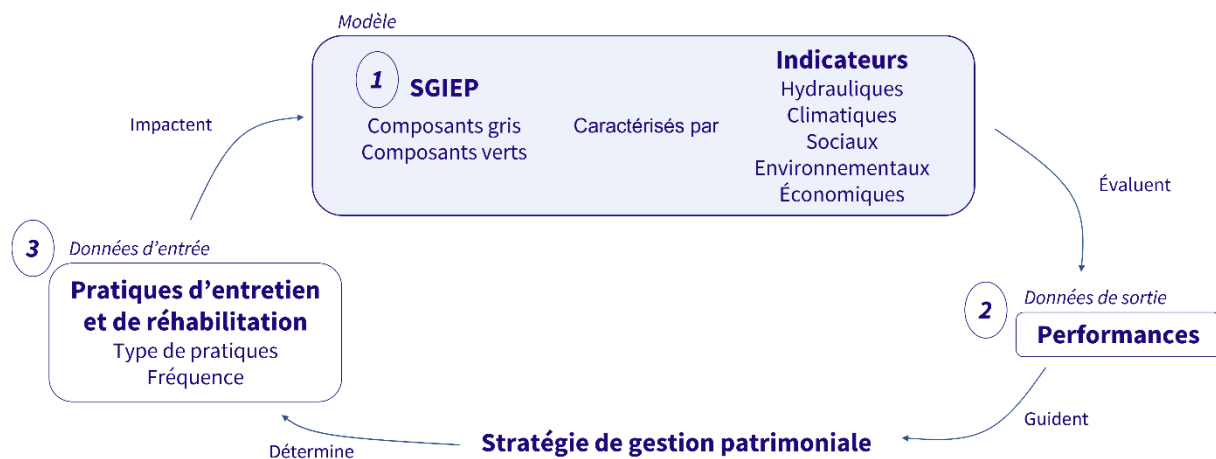


Figure 1. Présentation simple du modèle, des trois étapes préliminaires à son élaboration et de son rôle dans la consolidation d'une stratégie de gestion patrimoniale efficace et durable

II IDENTIFICATION DES SOLUTIONS FONDÉES SUR LA NATURE

Dans un premier temps, afin de définir le périmètre d'étude, il est primordial d'identifier parmi un inventaire des solutions de gestion des eaux pluviales, celles considérées comme fondées sur la nature. Notre démarche s'appuie sur la définition de l'UICN [2018] présentée en introduction. Une SFN doit ainsi satisfaire à deux exigences principales :

- S'appuyer sur les écosystèmes et présenter des bénéfices pour la biodiversité ;
- Contribuer de façon directe à au moins un défi de société identifié, autre que celui de la conservation de la biodiversité.

Quatre critères ont été définis permettant de caractériser les solutions de gestion des eaux pluviales afin d'estimer leur degré de satisfaction aux deux exigences précédentes. La végétalisation de la solution et notamment son hétérogénéité, sa stratification et sa densité sont des facteurs positifs majeurs pour le développement de la biodiversité, la santé des écosystèmes mais également le bien-être humain [Lu et Li, 2003 ; Sari *et al.*, 2023]. Le lieu d'implantation de la solution joue également un rôle important : un sol de pleine terre peut exercer tout ou partie des fonctions associées à un sol naturel [Branchu *et al.*, 2022], fonctions permettant autant la séquestration du carbone que la fourniture de nutriments pour les végétaux. De plus, la taille de la solution influence fortement le bien-être humain (espace disponible pour les activités physiques), le développement des écosystèmes, et augmente également sa capacité à rafraîchir l'environnement alentour [Sari *et al.*, 2023]. Il n'existe pas une unique valeur seuil à partir de laquelle la taille de la solution satisfait les exigences d'une SFN [Sari *et al.*, 2023]. Afin de quantifier ce critère de taille, nous avons donc choisi de définir une valeur minimale de 2m² correspondant à la surface d'implantation d'une solution unique ponctuelle telle que l'arbre de pluie. Enfin, ces solutions étant avant tout dédiées à la gestion des eaux pluviales, un critère de mode de gestion des eaux pluviales semble pertinent pour les caractériser. Le tableau suivant présente pour chaque critère, les caractéristiques minimales qu'une solution doit présenter pour satisfaire les deux exigences en question (Tableau 1).

Tableau 1. Liste des critères et leurs caractéristiques minimales pour satisfaire les exigences définissant une SFN. Par exemple, pour répondre à l'exigence 1, une solution doit présenter à la fois plusieurs strates de végétation, être implantée sur un sol de pleine terre sur une surface supérieure à 2m².

Critères	Exigence 1 : Soutien au écosystèmes	Exigence 2 : Contribution à <u>au moins un</u> défi sociétal					
		Adaptation au changement climatique et mitigation de ses effets	Réduction du risque inondation	Santé et bien-être humain	Sécurité alimentaire	Sécurité hydrique	Développement socio-économique
Type de végétalisation	Plusieurs strates de végétation	Présence d'arbres		Plusieurs strates de végétation	Plantes comestibles		Végétation à forte valeur paysagère
Lieu d'implantation	Sol de pleine terre	Sol de pleine terre			Sol de pleine terre		
Surface d'implantation	> 2m ²	> 2m ²	> 2m ²	> 2m ²	> 2m ²	> 2m ²	> 2m ²
Mode de gestion de l'eau de pluie		Évapo-transpiration	Stockage et/ou infiltration			Stockage et/ou infiltration	

Cette liste de critères permet donc d'identifier les solutions de gestion des eaux pluviales pouvant potentiellement présenter les caractéristiques nécessaires à la qualification de SFN. Parmi ces potentielles SFN identifiées, on retrouve par exemple les noues et bassins végétalisés et les jardins de pluie.

III ÉVALUATION DES PERFORMANCES

L'évaluation des performances permet de déterminer si les objectifs de gestion patrimoniale fixés par le système de gouvernance des SGIEP sont atteints. Les SGIEP relèvent divers défis dans de nombreux domaines et fournissent de nombreux services. Une revue bibliographique à l'aide des bases de données Research Gate, Google Scholar, Science Direct et Taylor and Francis a été réalisée en associant les mots clés 'performance' et 'service' aux différents termes utilisés pour nommer les SGIEP en anglais ('nature-based solutions', 'low impact development', 'best management practices', 'stormwater control measures', etc) et en français ('solutions fondées sur la nature', 'techniques alternatives', etc). Cette recherche bibliographique a porté à la fois sur les grandes familles de services fournis et l'évaluation individuelle de chaque service. Six familles de services ont été déterminées, représentant la diversité des bénéfices rendus par ces solutions : la protection contre les inondations, la préservation des écosystèmes, l'adaptation au changement climatique, l'amélioration de la santé et du bien-être, l'amélioration de l'environnement urbain et l'optimisation des coûts. Chaque famille de services regroupe des services (ou performances), évalués à partir d'indicateurs.

La plupart des publications existantes se concentrent sur les performances hydrauliques - réduction des débits de pointe et des volumes de rejet des eaux pluviales, et sur la qualité de l'eau - réduction de la charge polluante [Alsubih *et al.*, 2017]. L'évaluation des indicateurs de performance hydraulique et de qualité de l'eau peut être réalisée grâce au monitoring [Cotterill et Bracken, 2020]. Dans la plupart des études, les périodes de monitoring varient de quelques mois à quelques années et peuvent également comporter des lacunes [Jenkins *et al.*, 2007 ; Cotterill et Bracken, 2020], ce qui rend difficile l'évaluation des performances à long terme. La modélisation et la simulation des SGIEP constituent des éléments de réponse face à ce problème [Jenkins *et al.*, 2007].

Les autres types de performances liées à la préservation des écosystèmes, aux bénéfices socio-environnementaux et à l'optimisation des coûts de gestion manquent encore d'indicateurs et de cadres d'évaluation [Al-Rubaei, 2016 ; Curt *et al.*, 2022]. Les principales familles de services fournis par les solutions de gestion intégrée des eaux pluviales sont connues [Belmeziti *et al.*, 2015], mais la recherche liée à l'évaluation de leurs performances n'en est qu'à ses débuts, étant donné que très peu d'indicateurs sont disponibles pour évaluer l'ensemble des performances (des performances hydrauliques au bien-être des habitants). Une approche interdisciplinaire relevant de divers domaines de recherche (économie, sociologie, hydrologie urbaine, écologie, gestion des risques principalement mais pas uniquement) est à privilégier pour aboutir à une évaluation plus précise et exhaustive des performances rendues par les SGIEP.

IV RECUEIL DES PRATIQUES D'ENTRETIEN ET DE REHABILITATION

Pour gérer efficacement une SGIEP, des actions d'entretien et de réhabilitation doivent être mises en œuvre pendant toute sa durée de vie (jusqu'à son remplacement). Il existe deux approches en ce qui concerne le moment et la fréquence des opérations de maintenance : l'approche corrective « post-défaillante » et l'approche préventive « proactive » (Figure 3). L'approche « post-défaillance » considère que l'action sera déclenchée en raison des conséquences d'une défaillance observée et signalée (plainte par exemple). Cette approche n'est évidemment pas recommandée, car les défaillances diminuent les performances globales et entraînent souvent des coûts plus élevés (en raison des conséquences des défaillances ou de la nécessité d'une intervention urgente). L'approche « proactive » consiste à agir avant la défaillance d'une solution, en se basant sur la prédiction de sa détérioration au fil du temps, ou sur une surveillance fréquente ou continue. Une surveillance fréquente programmée établit des visites dites « aveugles » : l'opérateur ne sait pas avant la visite de maintenance si le système sera en bon état ou non. La prédiction de la détérioration de la solution permet de programmer des visites de maintenance dites « conditionnelles », basées sur l'état de la solution. En ce qui concerne les SGIEP, le niveau de connaissance ne permet pas aujourd'hui de prédire avec précision l'évolution des paramètres hydrauliques tels que la perméabilité [Gonzalez-Merchan *et al.*, 2012]. Une surveillance continue reste donc la meilleure solution pour maximiser la performance du système dans le temps et réduire les coûts globaux, cependant la répartition du budget au sein des services publics (séparation investissement / exploitation) et les systèmes de suivi actuels ne permettent pas une surveillance continue de chaque solution de gestion intégrée des eaux pluviales.

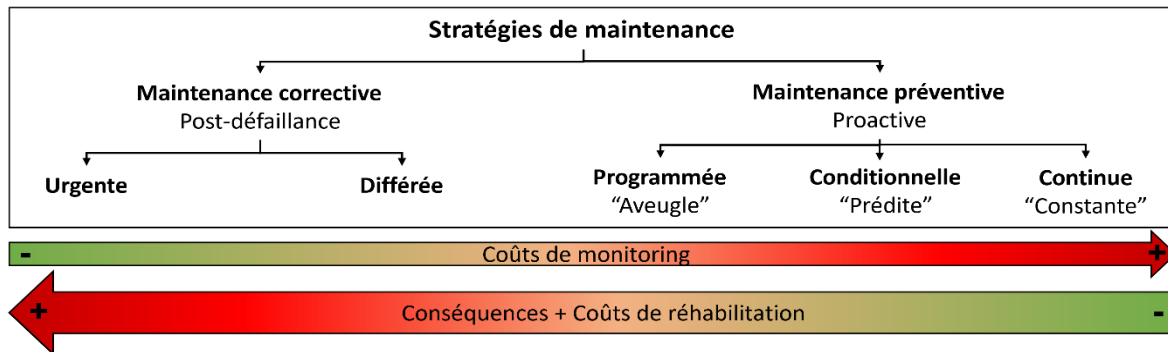


Figure 3. Stratégies de maintenance (type de visite ou d'audit) en matière de coûts, adaptée de CEN, 2010

Outre la fréquence de maintenance, trois niveaux de réhabilitation se distinguent. Le premier niveau fait référence à l'entretien de routine, qui comprend des actions telles que la tonte de l'herbe, le ramassage des débris, des déchets et des mauvaises herbes, et la réparation d'éléments cassés [Hunt et Lord, 2006 ; Duffy *et al.*, 2008]. Le deuxième niveau comprend les techniques de rénovation. Par exemple, Jenkins *et al.* [2007] ont modélisé deux cas de rénovation d'une zone humide – l'abaissement de l'exutoire de sortie et la modification de la bathymétrie de la zone - afin d'améliorer la survie et la croissance de la végétation et, par conséquent, les performances globales de la solution en matière d'hydrologie et de qualité de l'eau. Enfin, le troisième niveau de réhabilitation conduit au renouvellement et au remplacement de la totalité de la solution. Toutes ces actions nécessitent un investissement économique tout au long de la durée de vie de la SGIEP, d'où la nécessité d'une évaluation rigoureuse des coûts de son cycle de vie, en tenant compte des coûts de monitoring et d'entretien qui sont souvent négligés [Qiao *et al.*, 2019]. Des systèmes de monitoring innovants pour fournir une évaluation précise des performances et alimenter des modèles de détérioration seraient essentiels afin de garantir l'efficacité des actions de maintenance et de réhabilitation et donc de la gestion patrimoniale sur le long terme.

Partant de ces constats, pour mieux caractériser les pratiques actuelles françaises, un questionnaire à l'attention des gestionnaires et opérateurs des solutions de gestion des eaux pluviales a été élaboré afin de collecter des informations concernant :

- Les solutions de gestion des eaux pluviales les plus fréquentes ;
- Les pratiques d'entretien les plus courantes et indispensables, les services en charge de leur réalisation et leurs impacts (positifs ou négatifs) ;
- Les dysfonctionnements majeurs et récurrents, leur fréquence, les causes identifiées et les dommages occasionnés ;
- La planification des opérations d'entretien et de réhabilitation ;
- Les pratiques de gestion différenciée des espaces verts des SGIEP.

Ce questionnaire aborde volontairement toutes les solutions de gestion des eaux pluviales et non seulement les solutions fondées sur la nature (SFN) afin de récolter un plus grand nombre de réponse, le terme SFN n'étant pas toujours défini de la même manière par les opérateurs et gestionnaires des solutions dédiées aux eaux pluviales urbaines.

Le questionnaire a été diffusé largement à une liste d'adresses, définie par le groupe de recherche GestPatPluvO, comportant des structures publiques (collectivités, services de l'Etat, etc) et privés (associations, fédérations d'entreprises, etc). Une traduction du questionnaire en anglais, allemand et norvégien est envisagée avec des partenaires locaux en Allemagne et en Norvège pour une future diffusion dans d'autres pays (dans la langue du pays) et à l'international (en anglais). De plus, concernant le questionnaire francophone, il est prévu d'organiser des entretiens complémentaires, afin d'approfondir les réponses obtenues sur les pratiques de gestion différenciée des espaces verts des SGIEP (dans le cadre d'un stage inscrit dans le projet de recherche GestPatPluvO). *Au moment de l'écriture de cette communication, le questionnaire est en cours de diffusion : les résultats seront ainsi présentés et discutés en octobre.*

V REFERENCES

- Al-Rubaei, A. (2016) Long-Term Performance, Operation and Maintenance Needs of Stormwater Control Measures, Lulea University of Technology.
- Alsubih, M., Arthur, S., Wright, G., & Allen, D. (2017). Experimental study on the hydrological performance of a permeable pavement. *Urban Water Journal*, 14(4), 427434. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2016.1176221b>
- Belmeziti, A., Cherqui, F., Tourne, A., Granger, D., Werey, C., Le Gauffre, P. and Chocat, B. (2015). Transitioning to sustainable urban water management systems: how to define expected service functions? *Civil Engineering and Environmental Systems*, Taylor & Francis, 32(4), 316-334.
- Branchu P., Marseille, F., Béchet B., Bessière J.-P., Boithias L., Duvigneau C., Genesco P., Keller C., Lambert M.-L., Laroche B., Le Guern C., Lemot A., Métois R., Moulin J., Néel C., Sheriff R. (2022). MUSE. Intégrer la multifonctionnalité dans les documents d'urbanisme. 184 pages
- Brueder, P., Schleyer-Lindenmann, A., Curt, C., & Taillandier, F. (2023). Nature based solutions for flood risks : What insights do the social representations of experts provide? *PLOS Water*, 2(11), e0000116. <https://doi.org/10.1371/journal.pwat.0000116>
- CEN (2010) EN 13306 Maintenance - Maintenance terminology.
- Cherqui F., Szota C., James R., Poelsma P., Perigaud T., Burns M.J., Fletcher T., Bertrand-Krajewski J.-L. (2019) Toward proactive management of stormwater control measures using low-cost technology, 10th international conference NOVATECH, 1-5 July, Lyon, France.
- Chocat B., Cherqui F., Afrit B., Barjot G., Boumahdi M., Breil P., Brelot E., Célérier J.-L., Chebbo G., De gouvello B., Deutsch J.-C., Gachelin C., Gromaire M.-C., Hérin J.-J., Jairy A., Maytraud T., Paupardin J., Pierlot D., Rodriguez F., Sandoval S., Tabuchi J.-P., Werey C. (2022) Contribution à une meilleure explicitation du vocabulaire dans le domaine des solutions dites « alternatives » de gestion des eaux pluviales urbaines, *Techniques - Sciences – Méthodes*, 5, 103-119. <https://doi.org/10.36904/tsm/202205103>
- Cotterill, S., & Bracken, L. J. (2020). Assessing the Effectiveness of Sustainable Drainage Systems (SuDS): Interventions, Impacts and Challenges. *Water*, 12(11), 3160. <https://doi.org/10.3390/w12113160>
- Curt, C., Di Maiolo, P., Schleyer-Lindenmann, A., Tricot, A., Arnaud, A., Curt, T., Parès, N., & Taillandier, F. (2022). Assessing the environmental and social co-benefits and disbenefits of natural risk management measures. *Heliyon*, 8(12), e12465. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12465>
- Duffy, A., Jefferies, C., Waddell, G., Shanks, G., Blackwood, D. & Watkins, A. (2008). A cost comparison of traditional drainage and SUDS in Scotland. *Water Science and Technology*, 57(9), 1451. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.262>
- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J.-L., Mikkelsen, P. S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., & Viklander, M. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, 12(7), 525-542. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>
- Gonzalez-Merchan, C., Barraud, S., Coustumer, S.L. & Fletcher, T. (2012). Monitoring of clogging evolution in the stormwater infiltration system and determinant factors. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 16 (sup1), s34–s47. <https://doi.org/10.1080/19648189.2012.682457>
- Hunt, W. F., and Lord, W. G (2006). Maintenance of stormwater wetlands and wet ponds. Fact Sheet AGW-588-07, North Carolina Cooperative Extension Service, Urban Water Ways Series.
- Jenkins, G. A., & Greenway, M. (2007). Restoration of a constructed stormwater wetland to improve its ecological and hydrological performance. *Water Science and Technology*, 56(11), 109116. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.754>
- Lu, F., & Li, Z. (2003). A model of ecosystem health and its application. *Ecological Modelling*, 170(1), 55-59. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00300-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00300-4)
- Qiao, X.-J., Liu, L., Kristoffersson, A., & Randrup, T. B. (2019). Governance factors of sustainable stormwater management: A study of case cities in China and Sweden. *Journal of Environmental Management*, 248, 109249. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.07.020>
- Raymond, C.M., Berry, P., Breil, M., Nita, M.R., Kabisch, N., de Bel, M., Enzi, V., Frantzeskaki, N., Geneletti, D., Cardinaletti, M., Lovinger, L., Basnou, C., Monteiro, A., Robrecht, H., Sgrigna, G., Munari, L. and Calfapietra, C. (2017) An Impact Evaluation Framework to Support Planning and Evaluation of Nature-based Solutions Projects. Report prepared by the EKLIPSE Expert Working Group on Nature-based Solutions to Promote Climate Resilience in Urban Areas. Centre for Ecology & Hydrology, Wallingford, United Kingdom
- Sari, E. N., & Bayraktar, S. (2023). The role of park size on ecosystem services in urban environment: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(9), 1072. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11644-5>
- Schulting, F.L. & Alegre, H. (2007). Global developments of strategic asset management., Lisbon, Portugal, 2007. Lisbon, Portugal
- UICN France (2018). Les Solutions fondées sur la Nature pour lutter contre les changements climatiques et réduire les risques naturels en France. Paris, France.

Posters

Suivi expérimental et modélisation pour estimer la performance hydrologique à long terme des solutions fondées sur la nature

Combeaux Rémi ⁽¹⁾, Bonneau Jérémie ^{(1)*}, Cherqui Frédéric ⁽¹⁾, Tondera Katharina⁽²⁾, Lassabatère Laurent⁽²⁾

- (1) INSA Lyon, DEEP, UR 7429, 69621 Villeurbanne, France – jeremie.bonneau@insa-lyon.fr, frederic.cherqui@insa-lyon.fr
(2) Univ. Lyon, Univ. Claude Bernard Lyon 1, CNRS, ENTPE, UMR5023 LEHNA, F-69518, Vaulx-en-Velin, France, Katharina.TONDERA@entpe.fr, Laurent.LASSABATERE@entpe.fr

Corresponding author : jeremie.bonneau@insa-lyon.fr, 0766561720

Ce résumé présente un projet de thèse qui devrait débiter en septembre 2024. Le/la doctorant.e recruté.e présentera la méthodologie envisagée pour répondre aux questions scientifiques. Les objectifs de la thèse sont de suivre expérimentalement des solutions fondées sur la nature (principalement des arbres de pluie), pour réussir à boucler le bilan hydrologique de ces ouvrages et comprendre leur performance hydrologique. La thèse commencera par un volet métrologie : installation, sur une dizaine d'arbres de pluie situés dans trois rues de la métropole de Lyon, des pluviomètres, des piézomètres, des capteurs d'humidité dans les sols, des capteurs de flux de sève dans les arbres. En parallèle des tests d'infiltration des ouvrages seront effectués régulièrement avec des infiltromètres ainsi que lors d'événements remarquables (pluie intenses, sécheresses), pour établir des liens entre la capacité des ouvrages à infiltrer de l'eau et des indicateurs hydro-climatiques. Les données acquises permettront de boucler le bilan hydrologique des arbres de pluie. Dans un second temps, les données acquises serviront à la validation d'un modèle d'arbre de pluie. Ce modèle sera nourri par des chroniques de précipitation, évapotranspiration et température en climat futur (après descente d'échelle) pour réfléchir et commencer à prévoir la performance à long terme des solutions fondées sur la nature dans un contexte de changement climatique.

Mots-clés : arbre de pluie, suivi expérimental, infiltration, changement climatique, performance long-terme

Monitoring of nature-based solutions and long term performance

This summary presents a PhD project that should start in September 2024. The recruited PhD student will present the proposed methodology to answer research questions. The PhD aims are to set up monitoring system to study nature based solutions used for stormwater management (stormwater trees and a swale). The main aim is to be able to close the water balance at the event scale. To do so, the PhD student will install raingauges to monitor rainfall, piezometers to follow water levels in infiltration trenches, soil moisture probes to follow the soil around the trees, and sap flow to follow evapotranspiration. At the same time, infiltration tests will be performed regularly and during heatwaves and after intense rainfall events to establish empirical relationship between the ability of these systems to infiltrate water and hydro-climatic indicators. The data acquired will be used to calibrate and validate a stormwater tree model. Then, this model will be fed by downscaled climate change timeseries (precipitation, evapotranspiration and temperature)

Keywords : stormwater tree, experimental monitoring, infiltration, climate change, long term performance

I INTRODUCTION

Pour gérer les eaux pluviales dans un contexte d'urbanisation et de changement climatique, les villes adoptent les solutions fondées sur la nature pour sortir de la logique 'tout-tuyau'. L'objectif de ces ouvrages est de retenir, stocker, infiltrer et évapo-transpirer les eaux pluviales 'à la source', en limitant au possible leur ruissellement.

Parmi les ouvrages déployés pour remplir les fonctions précédentes, les arbres de pluie connaissant une popularité grandissante et sont prisés des gestionnaires des eaux pluviales. Il s'agit de transformer une

fosse d'arbre existante, souvent déconnectée de la voirie car légèrement surélevée, en une tranchée infiltrante qui vient alimenter en eau pluviale ruisselant sur la voirie la fosse d'arbre agrandie.

Ces ouvrages se multiplient, la Métropole de Lyon en constitue un exemple marquant. Or, malgré cette popularité, nous avons peu de données sur le fonctionnement de ces ouvrages d'un point de vue hydrologique. De plus, bien qu'utilisés pour s'adapter au changement climatique, nous ne savons pas comment réagiront ces ouvrages dans un climat futur qui comportera plus de périodes de sécheresse et des événements pluvieux plus intenses.

Les objectifs de cette thèse seront donc les suivants :

- Comment suivre expérimentalement un arbre de pluie pour quantifier sa performance hydrologique ?
- Pour un événement pluvieux donné, quel pourcentage de l'eau s'infiltre ? Est consommé par l'arbre ? Reste dans le sol ?
- Comment les performances hydrologiques observées évolueront dans le futur ? En particulier, la conductivité hydraulique de l'ouvrage varie-t-elle avec les conditions hydro-climatiques ?

II MATERIELS ET METHODES ENVISAGÉES

II.1 Sites d'études

Plusieurs arbres de pluie de la rue Vauban à Lyon seront instrumentés. Ces arbres sont déjà partiellement équipés par la Métropole de Lyon, et pourraient constituer des sites d'études en commun entre les différentes thèses du living lab Anthares (laboratoire vivant sur les solutions fondées sur la nature sur le site de la Métropole de Lyon). Parmi les arbres, au moins 3 arbres de pluie seront équipés (ouvrages dimensionnés pour gérer les eaux pluviales) et au moins un arbre témoin (arbre de rue 'classique').

II.2 Suivi expérimental

II.2.1 Bilan hydrologique et expérimentation

De sorte à pouvoir boucler le bilan hydrologique (Equation 1),

$$Q = P * S = Inf + ET + \Delta S \quad (1)$$

Avec Q = le volume de ruissellement qui entre dans l'ouvrage (m^3), calculé avec P = la hauteur de pluie de l'événement pluvieux (mm) et S la surface du bassin versant (m^2), Inf le volume infiltré (m^3), ET le volume évapotranspiré (m^3) et ΔS le volume d'eau retenu dans le sol.

Les capteurs suivants seront installés :

- Une station météo, pour obtenir la pluviométrie, la température, l'humidité de l'air, etc. avec une précision fine et localisée.
- L'infiltration des eaux de voirie se faisant par une tranchée d'infiltration, le niveau d'eau dans la tranchée sera mesuré par un piézomètre (si possible).
- La teneur en eau autour de l'arbre sera mesurée par 6 capteurs de teneur en eau : trois capteurs à des profondeurs différentes (25cm, 50cm, 75cm) côté tranchée et trois côté trottoir.
- Le flux de sève dans chaque arbre (Figure 1).
- Des tests d'infiltration seront réalisés régulièrement grâce à des petits infiltromètres [Di Prima *et al.* [2016], Lassabatère *et al.* [2019]], dans chaque ouvrage. Ces tests permettront d'obtenir des informations sur les paramètres hydrodynamiques des sols autour des arbres (conductivité

hydraulique, etc.) et l'évolution de ces derniers au cours du temps (saisonnalité, réponse à des évènements climatiques remarquables).

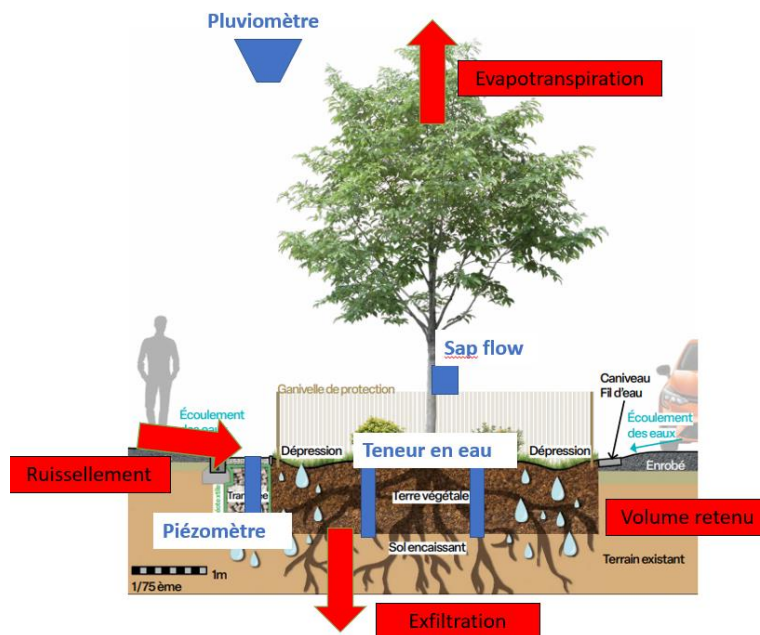


Figure 1. Schéma conceptuel d'un arbre de pluie et des équipements de suivi à installer

II.2.2 Analyse de la performance hydrologique

Grâce à ce suivi expérimental, la performance pourra être estimée (perte par évapotranspiration, par infiltration, etc.). En suivant les arbres sur au moins une année complète, leur performance hydrologique sera reliée à des indicateurs hydrologique, les périodes de retour, par exemple, des pluies mesurées, mais également la longueur de la période sèche pré-évènement, etc.

II.3 Couplage avec la modélisation et scénarisation

II.3.1. Calage d'un modèle

Les données obtenues serviront à caler un ou des modèles d'ouvrages d'arbres de pluie [Broekhuizen *et al.* [2021], Sandoval *et al.* [2019]], avec des paramètres estimés expérimentalement dans les phases précédentes, décrites ci-dessus (caractérisation du bassin d'apport, de la géométrie, du sol, etc.). Le modèle HYDRUS 2D semble approprié et prometteur pour modéliser finement l'évolution de la teneur en eau autour de l'arbre, la consommation d'eau par les arbres et ainsi l'infiltration plus profonde vers la nappe.

II.3.2. Scénarisation

Ces modèles seront ensuite alimentés par des chroniques de précipitation et d'évapotranspiration futures, c'est-à-dire par un ensemble de projections climatiques ayant subi une descente d'échelle [Pons *et al.* [2021], Gogien *et al.* [2023]]. De la scénarisation basée sur les résultats des tests d'infiltration sont également à envisager. La combinaison scénarios climatiques / scénarios d'évolution de la conductivité hydraulique informeront, ou au moins initieront une discussion sur la performance future des solutions fondées sur la nature, dans le contexte du changement climatique.

III CONCLUSIONS

Cette thèse s'inscrit dans un effort de recherche qui cherche à mieux comprendre le fonctionnement hydrologique des solutions fondées sur la nature utilisées comme ouvrages de gestion des eaux pluviales. Les verrous méthodologiques liés à cette thèse sont dans un premier temps, d'ordre métrologique (comment instrumenter des petits ouvrages en milieu urbain?) puis, dans un second temps, liés à la modélisation (prise en compte de l'évapotranspiration dans la modélisation, par exemple)..

En partenariat avec un gestionnaire de l'eau pluviale (Métropole de Lyon), cette thèse a également une visée opérationnelle en tentant de fournir des données pour informer les futurs choix autour des arbres de pluie.

IV REMERCIEMENTS

Cette thèse est financée par le PEPR Solu-biod et par l'INSA Lyon. Elle fait partie d'un groupement de thèses qui étudieront les solutions fondées sur la nature du point de vue de nombreuses disciplines (hydrologie, écologie, économie, anthropologie, etc.)

V REFERENCES

- Broekhuizen, I., Sandoval, S., Gao, H., Mendez-Rios, F., Leonhardt, G., Bertrand-Krajewski, J. L., & Viklander, M. (2021). Performance comparison of green roof hydrological models for full-scale field sites. *Journal of Hydrology X*, 12, 100093.
- Di Prima, S., Lassabatère, L., Bagarello, V., Iovino, M., & Angulo-Jaramillo, R. (2016). Testing a new automated single ring infiltrometer for Beerkan infiltration experiments. *Geoderma*, 262, 20-34.
- Gogien, F., Dechesne, M., Martinerie, R., & Kouyi, G. L. (2023). Assessing the impact of climate change on Combined Sewer Overflows based on small time step future rainfall timeseries and long-term continuous sewer network modelling. *Water Research*, 230, 119504.
- Lassabatere, L., Di Prima, S., Bouarafa, S., Iovino, M., Bagarello, V., & Angulo-Jaramillo, R. (2019). BEST-2K method for characterizing dual-permeability unsaturated soils with ponded and tension infiltrometers. *Vadose Zone Journal*, 18(1), 1-20.
- Pons, V., Benestad, R., Sivertsen, E., Muthanna, T. M., & Bertrand-Krajewski, J. L. (2021). Temporal downscaling of precipitation time-series projections to forecast green roofs future detention performance.
- Sandoval, S., Filippi, R., Houssin, E., Beauvisage, L., Bournique, R., & Bertrand-Krajewski, J. L. (2019, July). A simulation tool for comparing the hydrological performance of various associated stormwater source-control techniques at the scale of buildings and blocks. In *Novatech 2019, Conférence, Lyon, Juillet 2019*.

GESTION DU PATRIMOINE GUIDÉE PAR LES DONNÉES : VERS LE DÉPLOIEMENT D'UNE PLANIFICATION DE LA REHABILITATION BASÉE SUR LES RISQUES A LAUSANNE

GUERICKE Lukas^{(1,3)*}, CARADOT Nicolas⁽¹⁾, STEFFELBAUER David⁽¹⁾, SONNENBERG Hauke⁽¹⁾, ZIEGLER Perrine⁽²⁾, SADOWSKI Yoann⁽²⁾, MARTINEZ Agnes⁽²⁾, ZÜRCHER Dominique⁽²⁾, CHERQUI Frédéric^(3,4)

⁽¹⁾ Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Cicerostaße 24, 10709 Berlin, Germany

⁽²⁾ Service de l'Eau, Ville de Lausanne, CH-1002 Lausanne, Switzerland

⁽³⁾ Univ Lyon, INSA Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1, DEEP, F-69621, F-69622, Villeurbanne, France

⁽⁴⁾ WERG, SAFES, The University of Melbourne, Burnley, VIC 3121, Australia

*l'auteur correspondant : lukas.guericke@kompetenz-wasser.de, +49 17668117222

La gestion du patrimoine d'assainissement englobe un large éventail de décisions cruciales, y compris la hiérarchisation des conduites d'assainissement à inspecter et à réhabiliter. Aujourd'hui, cette hiérarchisation se base quasiment exclusivement sur l'état de santé des canalisations, soit sur la base d'inspections, soit la base de modélisation. Cependant, cette approche nécessite des arbitrages budgétaires et surtout elle ne tient pas compte des conséquences sociales, économiques et environnementales en cas de défaillance d'une canalisation. La méthodologie que nous proposons constitue une approche de hiérarchisation basée sur le risque et comprend trois niveaux : la définition des domaines à risque, l'identification des critères de risque et de leurs composants, et l'utilisation d'une approche de décision multicritère. Un ensemble d'outils de gestion du patrimoine est développé et exploité pour l'étude de cas menée à Lausanne ; il inclut notamment l'évaluation de l'état des conduites, la prédiction de l'état des conduites non inspectées et la simulation d'investissement pour l'évolution future du réseau. La méthodologie de priorisation des risques vise à combler l'écart entre les conditions simulées des canalisations et les actions finales à entreprendre. Pour la ville de Lausanne, les résultats du processus de hiérarchisation des risques définissent trois domaines prioritaires : les dommages et les coûts associés aux infrastructures, la pollution environnementale, et l'impact sur la ville en termes d'image ou de bien-être urbain. Ces risques reposent sur trois états de santé pour les conduites : l'état structurel, l'étanchéité et l'hydraulique. La méthode Elimination et Choix Traduisant la Réalité (ELECTRE) TRI est choisie pour sa capacité à offrir une classification absolue, facilitant l'évaluation continue des besoins de réhabilitation. Elle garantit en outre la transparence, s'adapte à divers critères et tient compte des points de vue différents des experts. Ce travail analyse les méthodes de hiérarchisation des risques, en insistant sur la prise en compte par le décideur des facteurs sociaux, économiques et environnementaux, et propose une approche de catégorisation des conduites d'assainissement. Il est prévu d'appliquer la méthodologie au réseau de la ville de Lausanne, à la fois sur le réseau d'assainissement et sur le réseau d'eau potable : les premiers résultats étant attendus pour l'été 2024.

Mots-clés : aide à la décision, hiérarchisation, élaboration de critères, planification des inspections, état de santé

Data-driven asset management: toward the deployment of risk-based rehabilitation planning in Lausanne

Sewer asset management encompasses a wide array of crucial decisions, including the complexity of prioritizing sewer pipes for inspection and rehabilitation. The prioritization of pipes for further inspection or rehabilitation based on inspected or simulated pipe conditions is common practise as condition-based prioritization. However, this approach ignores the consideration of social, economic, and environmental consequences in case of a pipe failure alongside the simulated pipe conditions. Therefore, the proposed methodology forms a risk-based prioritization approach and consists of three levels: defining domains at risk, identifying risks and their components, and adopting a multicriteria decision approach. A set of asset management tools is exploited to the case study conducted in Lausanne, including condition assessment, condition prediction of uninspected sewer pipes and investment simulation for the future network evolution. The methodology of risk prioritization aims at filling the gap between simulated pipe conditions and the final actions to be taken. In Lausanne, findings from the risk prioritization process delineate three priority domains: damages and infrastructure costs, environmental

pollution, and urban image / wellbeing, with corresponding criteria associated with structural, watertightness, and hydraulic conditions. The Elimination et Choix Traduisant la Réalité (ELECTRE) TRI method is chosen for its capacity to offer absolute classification, facilitating ongoing assessment of rehabilitation needs. It further ensures transparency, accommodates diverse criteria, and addresses different opinions of experts. The study analyzes risk prioritization methods, stressing the user-defined consideration of social, economic, and environmental factors, and proposes a sewer pipe categorization approach. Plans include applying the methodology to Lausanne's sewer network and drinking water network, with first results anticipated by summer 2024.

Keywords: decision aid, prioritization, criteria elaboration, inspection planning, structural health

I INTRODUCTION

Sewer rehabilitation in cities like Lausanne is a significant financial commitment of 10 million euros annually for replacement, renovation and repair of the extensive sewer network. These costs even exceed 100 million euros annually for larger cities such as Berlin. Aging infrastructure, coupled with insufficient planned investments, results in a replacement rate of less than 1 percent, leading to potential issues in the long term. A national study in Germany indicates that around 20% of sewers urgently require rehabilitation [Berger et al., 2020]. Since the 1980s, Closed-Circuit Television (CCTV) has been the industry standard for sewer inspection, providing visual data for planning rehabilitation. CCTV inspections use manual or automatic coding systems (e.g. EN 13508-2) to identify defects, and sewer deterioration models utilize this data. Modeling outcomes aids in short-term program development and long-term investment planning by estimating current and forecasting future sewer network conditions.

Kompetenzzentrum Wasser Berlin and the Berlin water utility collaborated to create an artificial intelligence-driven software for sewer inspection prioritization and long-term rehabilitation planning, called SEMAplus. It comprises two main modules: the SEMAplus pipe simulator, which uses machine learning to assess the current condition of sewer pipes, prioritizing those in urgent need of rehabilitation; and the SEMAplus strategy simulator, which employs a statistical aging model to predict long-term network conditions under various investment scenarios.

However, even with the outcomes of these methods, the decision-making process of prioritizing certain pipes for rehabilitation within the network is still a complex task. Apart from the simulated current conditions of each sewer pipe, the decision maker needs to take social, economic and environmental consequences of a failure into account and weigh them against each other. Therefore, the objective is to assess the risks of pipe failure and prioritize assessed pipes by condition as well as consequences of failure.

The simplest approach to a multicriteria assessment would be a weighted sum of all defined criteria (complete aggregation) as done by Baah et al. [2015] and Elsawah et al. [2016]. This approach is simple, and easy to understand, however remains very limited (compensation between criteria, poor consideration of non-quantitative indicators, etc.). Therefore, many more sophisticated methods have been developed with the most popular presented in Figure 1 within the methods section II.3 and in the following selected approaches described through reviewed literature.

A comparison between the popular multicriteria approaches: pairwise comparison approach analytical hierarchy process (AHP), the distance-based approach Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution (TOPSIS) and the outranking approach Elimination et Choix Traduisant la Réalité (ELECTRE) III was conducted by Wu and Abdul-Nour [2020] for decision making in urban sewer networks. Their conclusion was, that Promethee was preferred over AHP, TOPSIS and ELECTRE III for its comprehensibility of method and soundness of results. According to the authors, ELECTRE III is inconclusive in its results - not giving a clear preference for two decision alternatives. A cross-topic review of all multicriteria analysis approaches created a ranking of most used techniques with AHP (over 6800 publications) most used, TOPSIS second and ELECTRE (ca. 1000 publications) at 6th position. [Basílio et al., 2022]. However, ELECTRE methods consist of a family of methods and while some (ELECTRE I, II and III) have shown critical drawbacks for some applications, others, like ELECTRE Triage (TRI), ELECTRE Multi-Evaluators (ME) [Costa et al., 2018] etc. have been proven in the past to be well suitable for multicriteria decision analysis. For example, in Le Gauffre et al. [2007a], ELECTRE TRI has been utilized for a risk prioritization of a drinking water network. And an

application of the ELECTRE III and ELECTRE TRI methods have been applied for sewer pipe prioritization [Carriço et al., 2012].

The presented work aims at proposing the step-by-step development of a risk-based prioritization approach including the elaboration of criteria within the domain of sewer risk assessment, defining their importance as well as choosing a suitable multicriteria decision analysis. As the SEMAplus software is currently applied to the city of Lausanne in Switzerland, the risk prioritization approaches are being developed for and in strong collaboration with its Service de l'Eau.

II MATERIALS AND METHODS

Decision-making for critical infrastructure budget allocation is a complex task. The rehabilitation of pipes in poor condition is economically favored, but the significance of critical infrastructure, identified as "critical assets" in ISO 55000 (2014), is paramount because of the risks it presents to civilization and environment in the event of failure. Risks depend on both condition of pipe and consequences of failure, necessitating a comprehensive assessment. This intricate task involves integrating various criteria into decision-making, acknowledging that a single condition or parameter cannot solely guide the decision. Hence, accurate risk assessment requires assimilating extensive data from diverse sources, creating a delicate balance with numerous degrees of freedom. Multicriteria Assessment (MCA) proves valuable, enabling optimal decisions by considering criteria of different natures and units. In the following, a methodology is proposed to account for the complexity of approaching risk prioritization for sewer asset management. It starts with the analysis of domains at risk at a coarse level, followed by an identification of components at risk for possible criteria of these domains. The criteria need to be elaborated and prioritized, and a suitable multicriteria decision approach needs to be chosen.

II.1 Level 1 - Definition of domains at risk

At first, in order to define the priority criteria for sewer rehabilitation prioritization, the various external domains at risk (e.g., environmental pollution, or infrastructure damages) need to be identified and their exposure to a risk to be defined. The choice of which areas of risk to prioritise depends on the area and the associated (technical, environmental or political) issues. These priorities may concern known risks considered to be major, but also impacts that are already present in the area and that the manager is seeking to limit or reduce. Priorities should be selected at a very early stage, so that the data to be collected for assessment can be identified as early as possible.

II.2 Level 2 - Identification of risk components & elaboration of criteria

For the second step, a higher level of details needs to be assessed within these domains at risk. The aim is the definition of concise rehabilitation criteria for the identified domains at risk. For this assessment, the risk R for each identified domain needs to be assessed by analysing the four elements of risk, defined by Tira [1997] ($R = P.I.V.E$):

- The probability of the appearance of a hazard (P)
- The intensity of the hazard (I)
- The vulnerability of the exposed element (V)
- The element value (E)

The probability of appearance of a hazard (P) is deducted from the pipe condition. The pipe condition is being assessed within the previously mentioned SEMAplus pipe simulator and can be, for example, of structural, watertightness or hydraulic nature. The intensity of hazard (I) results from the type of sewer pipe failure (for example structural, water tightness or hydraulic) as well as the extent of failure and sometimes from other pipe characteristics (such as the effluent type). The consequences of a pipe failure are related to external variables to assess the level of vulnerability (V) and the value (E) of the element at risk. While the probability of hazard (P) is simulated by the results of the mentioned models, the three elements I, V and E are GIS-related (Geographic Information System) constraints. In order to define potential risks in sewer, it is important to highlight the causal chain leading to a risk according to Le Gauffre et al. [2007b]:

1. Occurrence of defects at sewer pipe (e.g., cracks)
2. Dysfunctions as consequences of defect(s) (e.g., infiltration / exfiltration)
3. Impacts as consequences of the dysfunctions (e.g., pollution of surface waters)

Once the rehabilitation criteria are defined, their importance to the decision maker have to be defined. This could be done by giving weights according to the interest of the stakeholder and / or publicity.

II.3 Level 3 – Selection of a multicriteria decision approach

Multicriteria decision approaches aim at assisting a decision maker with finding preferred alternatives (e.g., good candidates for pipes to be rehabilitated) among all existing alternatives (e.g., all pipes of a sewer network). According to Roy and Bouyssou [1993], there are generally three types of decision problems: (i) choice problem (selecting the best alternative), (ii) ranking problem (all alternatives from best to worst), and (iii) sorting problem (assigning alternatives to predefined categories). Figure 1 gives an overview of different methods that can be utilized for a multicriteria decision analysis approach.

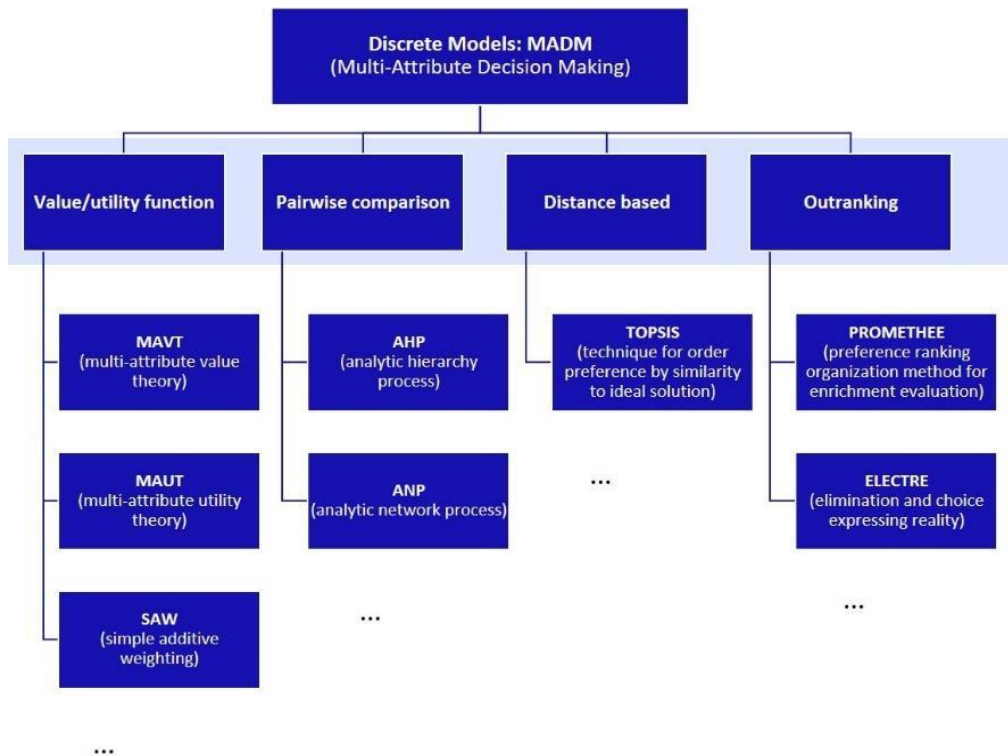


Figure 1: Classification of different multicriteria decision analysis methods; adapted from Gebre et al. [2021]

III RESULTS AND DISCUSSION

III.1 Level 1 - Definition of domains at risk

At first the domains of the risk priorities need to be defined. For Ville de Lausanne, the assessment resulted in three domains under risk consider as priorities: (i) damages and infrastructure costs, (ii) environmental pollution, and (iii) risks to urban image / wellbeing.

III.2 Level 2 - Identification of risk components & proposition of criteria

Secondly, based on the previously defined domains and the criteria selected (Table 1 below), three types of conditions have been selected: structural, water tightness or hydraulic. The structural condition refers to pipe defects leading to a risk of a collapse. The watertightness condition includes a risk of in- or

exfiltration and the hydraulic condition considers the risk of decreased hydraulic capacity. The assignment of condition types to the domains at risk resulted in the criteria listed in Table 1.

Table 1: Resulting criteria from the assessment of various risks

Type of condition being affected	Domain at risk	Criteria
Structural condition	Damages and infrastructure costs	Damage to infrastructure due to collapse (buildings, roads)
Watertightness condition	Environmental pollution	Pollution of water bodies downstream (due to sewer overflow caused by high infiltration)
	Environmental pollution	Soil and groundwater pollution (at location)
	Damages and infrastructure costs	Treatment plant operating surplus cost (due to infiltration)
	Urban image / wellbeing	Urban nuisance of a hydraulic nature (overflow, flooding, etc.) due to infiltration
Hydraulic condition	Environmental pollution	Pollution of water at location (sewer overflow due to reduced hydraulic capacity)
	Urban image / wellbeing	Urban nuisance of a hydraulic nature (overflow, flooding, etc.) due to decrease in hydraulic capacity

III.3 Level 3 - Choice of multicriteria decision approach

In this case study, the ELECTRE TRI method has been selected for classifying pipes into pre-defined categories according to the urgency of their rehabilitation needs. ELECTRE TRI was selected because it provides a sorting instead of a ranking (as in ELECTRE III) and thus mitigating the mentioned drawbacks of the other ELECTRE methods in the introduction. By using the same profiles each year, it enables to provide an absolute classification instead of a relative one: that is to say that the classification of a pipe is not affected by the other pipe (i.e. its classification is not based on a comparison to other pipes). The absolute classification is a very powerful approach allowing to inform on the evolution of rehabilitation needs and thus of the evolution of the whole assets. Moreover, with the strong objective to unify asset management approaches for sewer and drinking water, ELECTRE TRI is also chosen to comply with existing drinking water practices based on the software developed within the project Computer aided rehabilitation of water networks (CARE-W) (Le Gauffre *et al.*, 2007a). Utilizing ELECTRE TRI for the described risk assessment offers several other advantages according to Figueira *et al.* [2010], Sobrie [2016] including transparency in calculations, accommodating diverse criteria scales and processing both quantitative and qualitative data. The method handles imperfect knowledge and expert biases, incorporating indifference and preference thresholds. ELECTRE TRI considers reasons for and against outranking, addressing concordance and discordance. However, it has limitations, such as possible intransitivity problem. Apart from that addressing complex parameter consequences, particularly thresholds, may require simplification within the tool.

IV CONCLUSIONS AND FUTURE WORK

The presented preliminary work showed an analysis of risks as an approach to pipe rehabilitation prioritisation including preliminary definition of criteria as well as finding a suitable multicriteria decision approach. Social, economic and environmental impacts need to be assessed carefully in order to obtain accurate results from the risk prioritization. The outcomes of the multicriteria decision analysis are solely dependent on the user's definition of criteria and priorities. Addressing the sorting problem and therefore categorizing the sewer pipes for their risk prioritization has been found most convenient, as there is an absolute selection of alternatives based on predefined boundaries. Thus, the preference of alternatives is not relative to other alternatives. The proposed approach of this abstract was carried out

in a similar way for the risk prioritization of the drinking water network of Lausanne. Upcoming future work will apply this approach to the sewer network data of Lausanne and analyse the transferability of the methods between drinking water and sewer networks. The first results of the application are expected in summer 2024.

V REFERENCES

- Baah, K., Dubey, B., Harvey, R. and McBean, E. 2015. A risk-based approach to sanitary sewer pipe asset management. *Science of The Total Environment* 505, 1011-1017, doi:10.1016/j.scitotenv.2014.10.040.
- Basílio, M.P., Pereira, V., Costa, H.G., Santos, M. and Ghosh, A. 2022. A Systematic Review of the Applications of Multi-Criteria Decision Aid Methods (1977–2022). *Electronics* 11(11), 1720, doi:10.3390/electronics11111720.
- Berger, C., Falk, C., Hetzel, F., Pinnekamp, J., Ruppelt, J., Schleiffer, P. and Schmitt, J. 2020. Zustand der Kanalisation in Deutschland - Ergebnisse der DWA Umfrage 2020. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 67(12), 939-953, doi:10.3242/kae2020.12.001.
- Carriço, N., Covas, D., Almeida, M.C., Leitão, J. and Alegre, H. 2012. Prioritization of rehabilitation interventions for urban water assets using multiple criteria decision-aid methods. *Water Science and Technology* 66(5), 1007-1014.
- Costa, H.G., Nepomuceno, L.D.D.O. and Pereira, V. 2018. ELECTRE ME: a proposal of an outranking modeling in situations with several evaluators. *BJO&PM* 15(4), 566-575, doi:10.14488/BJOPM.2018.v15.n4.a10.
- Elsawah, H., Bakry, I. and Moselhi, O. 2016. Decision Support Model for Integrated Risk Assessment and Prioritization of Intervention Plans of Municipal Infrastructure. *Journal of Pipeline Systems Engineering and Practice* 7(4), 04016010, doi:10.1061/(ASCE)PS.1949-1204.0000245.
- Figueira, J.R., Greco, S., Roy, B. and Słowiński, R. 2010. ELECTRE methods: Main features and recent developments. *Handbook of multicriteria analysis*, 51-89.
- Gebre, S., Cattrysse, D. and Van Orshoven, J. 2021. Multi-Criteria Decision-Making Methods to Address Water Allocation Problems: A Systematic Review. *Water* 13(2), 125.
- Le Gauffre, P., Haidar, H., Poinard, D., Laffrèchine, K., Baur, R. and Schiatti, M. 2007a. A multicriteria decision support methodology for annual rehabilitation programs of water networks. *Computer-Aided Civil and Infrastructure Engineering* 22(7), 478-488.
- Le Gauffre, P., Joannis, C., Vasconcelos, E., Breyse, D., Gibello, C. and Desmulliez, J.-J. 2007b. Performance indicators and multicriteria decision support for sewer asset management. *Journal of Infrastructure Systems* 13(2), 105-114.
- Roy, B. and Bouyssou, D. (1993) Aide multicritère à la décision: méthodes et cas. *Economica Paris*. ISBN:2717824731.
- Sobrie, O. (2016) Learning preferences with multiple-criteria models, Université Paris-Saclay (ComUE)
- Tira, M. (1997) Pianificare la città sicura. ISBN:8886599137.
- Wu, Z. and Abdul-Nour, G. 2020. Comparison of multi-criteria group decision-making methods for urban sewer network plan selection. *CivilEng* 1(1), 3.

Des Normes à Un Système d'accès Aux Données Basé Sur Une Ontologie Pour Les Réseaux d'eaux Usées et Pluviales

HAYDAR Batoul⁽¹⁾, CHAHINIAN Nanée⁽¹⁾, PASQUIER Claude⁽²⁾

⁽¹⁾HSM , IRD, Univ Montpellier – batoul.haydar@etu.umontpellier.fr

⁽²⁾I3S, CNRS – claude.pasquier@univ-cotedazur.fr

Alors que les villes du monde entier connaissent une croissance rapide, la demande d'une infrastructure robuste pour répondre aux besoins changeants des résidents urbains devient de plus en plus importante. La gestion des réseaux d'eau urbains nécessite des données précises et normalisées, ce qui est difficile en raison du manque d'interopérabilité et de l'hétérogénéité des données. Notre recherche consiste à tirer parti du web sémantique en développant un système d'accès aux données basé sur une ontologie qui relie un modèle de données conceptuel à des ensembles de données par le biais d'un ensemble de correspondances.

Mots-clés : Réseaux d'eaux usées et pluviales, accès aux données basé sur l'ontologie, couche conceptuelle, couche de données, correspondance, SPARQL

From Standards to an Ontology-Based Data Access system for Sewer Networks

As cities worldwide experience rapid growth, the demand for a robust infrastructure to support the evolving needs of urban residents becomes increasingly important. Managing urban water networks requires accurate and standardized data which is challenging because of the lack of interoperability and the heterogeneity of data. Our research involves leveraging the semantic web by developing an Ontology-Based Data Access system that links conceptual data models with datasets through a set of mappings.

Keywords : Sewer networks, ontology-based data access, conceptual layer, data layer, mapping, SPARQL query

I INTRODUCTION

With the rapid growth in cities all over the world, the construction and expansion of infrastructure is inevitable. The subsequent operations such as repairs and expansions are made to accommodate the changing needs of the city's residents. The city's sewer networks are critical assets in maintaining essential infrastructure and public health. This constant challenge makes it difficult to accurately map the underground wastewater and stormwater networks, especially in rapidly growing cities.

Multiple institutional and operational actors are involved, from ministries to contracting agents, in implementing, monitoring, and controlling the infrastructure [Bel-Ghaddar et al., 2020]. With each employing their individual documentation system resulting in different representations and formats of data [Wang, 2021], having accurate and standardized data becomes difficult due to the heterogeneity of the data in semantics and structures hindering efficient management. Improving knowledge on the state of these networks is a priority to help managers make informed decisions, optimize resources, and ensure the reliability and safety of the network operations.

Ontology-Based Data Access (OBDA) frameworks offer a potentially effective solution facilitating the integration and data access by leveraging ontologies to provide a unified semantic view of the data [Xiao et al., 2018]. An ontology can serve as a standard wastewater and stormwater domain knowledge model that both humans and machines can interpret [Noy & McGuinness, 2001].

Several attempts have been made to model the domain of wastewater and stormwater [Ceccaroni et al., 2000; Sun et al., 2019; Zeb, 2019] focusing either on utility infrastructures or wastewater treatment approaches. Among the many ontologies that describe infrastructures is the Utility Product Ontology (UPO) [Xu & Cai, 2020] with significant gaps in its coverage particularly regarding important concepts such as the connections between network elements. Similarly, a model structured around city infrastructure ontologies is proposed for sustainable urban planning and maintenance excluding sewer pipes [Du et al., 2023]. Wastewater Ontology (WAWO) integrates the knowledge about wastewater

treatment plants (WWTP) with knowledge about aerobic processes and aerobic microorganisms [Ceccaroni et al., 2000] overlooking the network components.

Besides ontologies, INSPIRE Directive¹ aims to create a European Union Spatial Data Infrastructure for EU environmental policies that enable cross-border data sharing and provide interoperable services with its utility and governmental services theme that tackles sewer networks. Géostandard Réseaux d'Adduction d'Eau Potable et d'Assainissement (RAEPA)² are French geostandards validated by COVADIS and intended to facilitate data exchanges between stakeholders of public drinking water distribution, collective sanitation and stormwater drainage services.

With the absence of a conceptual data model that enables machines to access and integrate wastewater and stormwater networks data, we propose an ontology-based data access system [Poggi et al., 2008] that comprehensively describes the physical structures of sewer networks leveraging the structured information provided by RAEPA and INSPIRE standard and links the ontology and datasets terms through a set of mappings.

Section II provides an overview of INSPIRE and RAEPA data models. In section III, the proposed framework of the OBDA is presented. Section IV describes that data layer of the OBDA system. The mapping between the ontology and datasets terms is defined in section V. In section VI, the queries are presented. The last section provides the conclusion of the paper.

II EXISTING DATA MODELS

The aim of the INSPIRE Directive is to create a European Union spatial data infrastructure for EU environmental policies, enabling cross border data sharing and providing interoperable services. The Directive covers 34 areas of Spatial Data that are necessary for environmental applications, which include utilities and government services concerned with sewer networks. Utility networks, or node-link-node structured networks for the collection, transmission, and distribution of sewer and other networks, is one of the subthemes under the main theme of Utility and Government Services. UtilityLinkSet, UtilityNode, and UtilityNetwork are among the feature types included in the Utility Networks Profile that are comparable to RAEPA. UtilityNodeContainer is used to describe concrete structures and Appurtenance as subtype. The standards provide attributes, constraints and association role to describe the different networks. Examples include pipeDiameter, utilityDeliveryType, authorityRole and geometry with definition and value type.

Furthermore, validated by COVADIS, the French geostandard Réseaux d'Adduction d'Eau Potable et d'Assainissement (RAEPA) aims to simplify data transfers between stakeholders of collective sanitation, public drinking water distribution, and stormwater drainage services. The Utility and Government Services theme requirements in INSPIRE contain the thematic category that the data processed herein belong to. Similarly, it offers descriptions of four primary classes—pipes, structures, appurtenances, and repairs—along with several additional properties pertaining to network managers, data sources, coordinates, and other details.

III ONTOLOGY-BASED DATA ACCESS FRAMEWORK (OBDA)

The OBDA system consists of three parts: the conceptual layer, the data layer and the mappings. Ontology Web Language (OWL) conceptual data model represents the conceptual layer describing the domain of wastewater and stormwater networks. OWL2 QL (Ontology Web Language Query Logic), standardized by the W3C (World Wide Web Consortium), is tailored for OBDA systems and is based on the DL-Lite family of description logics designed to enable the querying of data stored in a typical relational database by query rewriting [Hitzler et al., 2012]. The data layer includes the different sources stored in relational databases independent of the conceptual layer. The terms of the conceptual layer are linked to the data sources enabling querying using the ontology's semantics. The conceptual data model is developed using Protégé³ (5.6.1), an ontology editor guided by the Simple Knowledge-

¹ <https://knowledge-base.inspire.ec.europa.eu>

² <https://www.geoinformations.developpement-durable.gouv.fr/covadis-r425.html>

³ <https://protege.stanford.edu/>

Engineering Methodology developed by the Medicine School of Stanford University [Noy & McGuinness, 2001]. The domain ontology is represented using OWL 2 QL.



Figure 1. Simple knowledge engineering methodology

III.1 Simple Knowledge-Engineering Methodology

The Simple Knowledge-Engineering Methodology is an iterative process where the conceptual data model will be revised and refined during the different development phases. Figure 1 lists the 7 steps to build an ontology using the simple knowledge engineering methodology. The first step includes listing competency questions (CQs) reviewed by domain experts to determine the boundaries and depth of coverage of the application ontology. In the second step, RAEPa (v1.2) geostandard and INSPIRE directive are used to describe the physical structures of the network. The third step provides a list of terminology from the data models and domain experts to include in the application ontology. In the fourth step, the hierarchical taxonomy is created based on the terms defined before. The object and data properties of the classes are defined in the fifth step where *geo:asWKT* data property is imported from Open Geospatial Consortium (OGC) GeoSPARQL ontology [Battle & Kolas, 2011] and linked to the class *NetworkElement* with data type *wktLiteral* (well-known text representation) literal. In sixth step a limited set of restrictions on classes is described to comply with OWL2 QL such as class expressions disjointness and domain and range of a slot. The last step of the development process is to populate the application ontology. Instead of creating an RDF graph, we linked the developed conceptual data model to a database and created a mapping between the its terms and the dataset creating a virtual knowledge graph.

The application ontology is then evaluated to verify its correctness and assess its coverage. During the construction phase, HermiT, a freely available and open-source reasoner engine, is used to identify conflicts. To check if the ontology meets the proposed requirements, we employ the competence questions defined in the first step of the development process of the ontology. The process includes translating these CQs validated by domain experts, into SPARQL queries to retrieve relevant information from the ontology and data sources. The developed ontology is accurate, comprehensive, and inclusive in representing the entire domain.

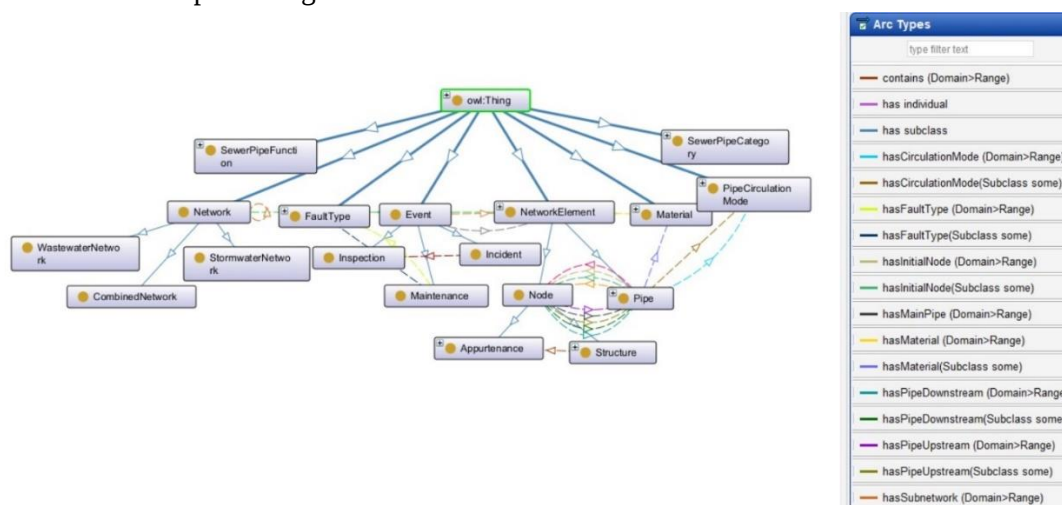


Figure 2. Ontology hierarchical structure with the arcs representing the properties

Figure 2 shows the developed ontology hierarchy with the arc types between different classes. The solid blue lines represent the subsumption relation of classes. The bold lines are the direct subclasses of the

owl:Thing. Other arcs represent the object properties linking a domain class with a range class. For example, the yellow arc *hasInitialNode* directed toward *Node* class has a Domain: *Pipe* and Range: *Node*. The arcs defined with (Subclass some) represent the existential quantification where there must exist at least one instance of a particular class that has a specific property. For example, the green arc *hasInitialNode* signifies every pipe in the ontology must be connected to at least one initial node.

IV DATA LAYER

Due to the spatial nature of the wastewater and stormwater network data, leveraging PostGIS within PostgreSQL for storing the data sources provides a powerful tool to utilize its spatial capabilities for organizing and querying geographic features. Open Data of Montpellier Méditerranée Métropole provides information on the sanitation networks of the Montpellier Metropole ⁴ and is divided into several data layers pipe, manhole, appurtenance, storm overflow, structures, pumping stations and treatment stations. We set up the spatial database and import the data into the database. We load the data using QGIS DbManager which allows the connection to various kinds of databases, including PostGIS. After the configuration of the PostGIS Database connection, we import the vector layers which are the different data layers of the networks. Then we set up the database connection in Protégé.

V MAPPING

The mappings redefine the semantics of the data based on the ontology [Poggi et al., 2008], where the terms of the conceptual layer are linked to the data sources enabling querying using the ontology's semantics. Each mapping assertion relates an SQL query over the database to a concept or role of the ontology [Botoeva et al., 2015]. They are formalized in R2RML (RDB to RDF mapping language) W3C standard to express the mappings from relational databases to RDF datasets [Das et al., 2011].

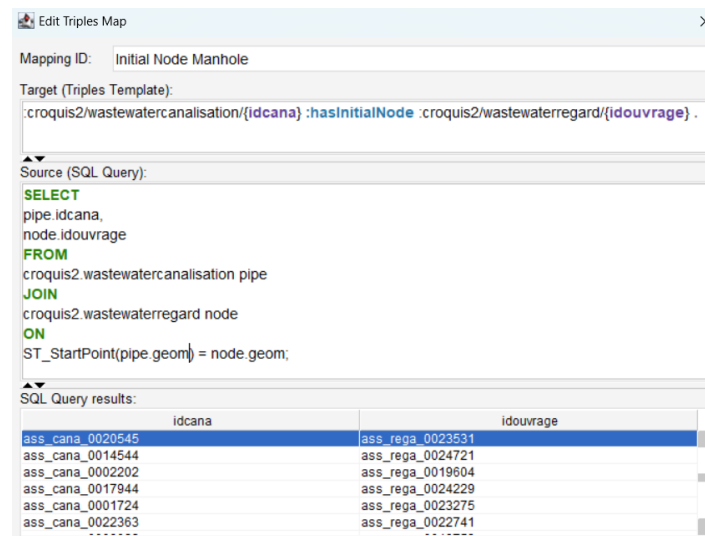


Figure 3. Mapping of the Manhole the initial node of a pipe

Ontop ⁵ plugin in Protégé is used as an OBDA system allowing the creation of the mappings and the connection to the database as well as SPARQL querying. The mapping manager consists of *Target (Triples Template)* that links the terms in the database to the terms in the ontology and the corresponding *Source (SQL Query)*. An example of the mapping of the object property *hasInitialNode* the links the Pipe with Manhole is shown in Figure 3 where the spatial function from PostGIS *ST_StartPoint* is used in the query to retrieve pairs of identifiers where the starting point of a

⁴ <https://data.montpellier3m.fr/dataset/reseaux-dassainissement-de-montpellier-mediterranee-metropole>

⁵ <https://ontop-vkg.org/>

wastewater pipe is spatially equal to a manhole. This is true due to the fact that the flow direction in the files is digitized from the initial node (starting point) to the terminal node (ending point) of a pipe.

VI QUERYING

The OBDA system is used for querying to ensure the coverage of the developed conceptual data model by translating the CQs into SPARQL queries. In Table 1, we provide few examples of CQs and their SPARQL queries translation. Using Ontop SPARQL in Protégé, the queries are reformulated into SQL queries and executed by the database. The results returned can be exported to CSV. GeoSPARQL queries can be executed as well to retrieve geospatial data using geospatial functions and properties such as WKT serialization and topological simple features relation.

Table 1. CQs and their corresponding SPARQL queries

Competency Question	SPARQL Query
1. What are the material and diameter of each pipe in the network?	<pre>SELECT ?pipe ?diameter ?material WHERE { ?pipe a :Pipe ; :hasDiameter ?diameter ; :hasMaterial ?material . }</pre>
2. What pipes are Forced?	<pre>SELECT ?pipe ?circulationMode WHERE { ?pipe a :Pipe ; :hasCirculationMode ?circulationMode . ?circulationMode a :ForceMain . }</pre>
3. How are different components of the wastewater and stormwater networks connected?	<pre>SELECT ?pipe ?initialNode ?terminalNode WHERE { ?pipe a :Pipe ; :hasInitialNode ?initialNode ; :hasTerminalNode ?terminalNode . }</pre>

VII CONCLUSION

The developed framework provides a unified semantic schema for sewer networks to access data and address issues of data heterogeneity. In this framework, we propose an ontology-based data access system allowing data on the sewer networks to be accessed and queried through the developed conceptual data model in Protégé. It is based on RAEPa and INSPIRE data models and validated by domain experts. A mapping is created between the ontology terms and the data sources of Montpellier Métropole using Ontop.

VIII ACKNOWLEDGEMENT

This research has received support from the European Union's Horizon research and innovation programme under the MSCA-SE (Marie Skłodowska-Curie Actions Staff Exchange) grant agreement 101086252; Call: HORIZON-MSCA-2021-SE-01; Project title: STARWARS (STormwAteR and WastewAteR networkS heterogeneous data AI-driven management).

This research has also received support from the ANR CROQUIS (Collecte, représentation, complétion, fusion et interrogation de données de réseaux d'eau urbains hétérogènes et incertaines) project, grant ANR-21-CE23-0004 of the French research funding agency Agence Nationale de la Recherche (ANR).

IX REFERENCES

- Battle, R., & Kolas, D. (2011). Geosparql: enabling a geospatial semantic web. *Semantic Web Journal*, 3(4), 355–370.
- Bel-Ghaddar, Y., Seriai, A., Begdouri, A., Delenne, C., Chahinian, N., & Derras, M. (2020). Combining model-driven engineering and sewerage networks: Towards a generic representation. *Colloquium in Information Science and Technology, CIST, 2020-June*, 48–53. <https://doi.org/10.1109/CiSt49399.2021.9357171>
- Botoeva, E., Calvanese, D., Santarelli, V., Savo, D. F., Solimando, A., & Xiao, G. (2015). Beyond OWL 2 QL in OBDA: Rewritings and Approximations. *AAAI Conference on Artificial Intelligence*. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:6374600>
- Ceccaroni, L., Cortés García, C. U., & Sánchez-Marrè, M. (2000). *WaWO: an ontology embedded into an environmental decision-support system for wastewater treatment plant management*.
- Das, S., Sundara, S., & Cyganiak, R. (2011). R2RML: RDB to RDF mapping language. [Http://Www.W3.Org/TR/R2rml/](http://www.w3.org/TR/R2rml/).
- Du, H., Wei, L., Dimitrova, V., Magee, D., Clarke, B., Collins, R., Entwisle, D., Eskandari Torbaghan, M., Curioni, G., Stirling, R., Reeves, H., & Cohn, A. G. (2023). City infrastructure ontologies. *Computers, Environment and Urban Systems*, 104, 101991. <https://doi.org/10.1016/J.COMPENVURBSYS.2023.101991>
- Hitzler, P., Krötzsch, M., Parsia, B., Patel-Schneider, P. F., & Rudolph, S. (2012). *OWL 2 Web Ontology Language Primer (Second Edition)*. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:57542951>
- Noy, N. F., & McGuinness, D. L. (2001). *Ontology development 101: A guide to creating your first ontology*. Stanford knowledge systems laboratory technical report KSL-01-05 and
- Poggi, A., Lembo, D., Calvanese, D., Giacomo, G. De, Lenzerini, M., & Rosati, R. (2008). Linking Data to Ontologies. *J. Data Semant.*, 10, 133–173. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:1325494>
- Sun, Y., Wang, Z., & Wang, K. (2019). Ontology-Based Event Detection for Wastewater Treatment. *ISWC (Satellites)*, 97–100.
- Wang, M. (2021). Ontology-based modelling of lifecycle underground utility information to support operation and maintenance. *Automation in Construction*, 132, 103933. <https://doi.org/10.1016/J.AUTCON.2021.103933>
- Xiao, G., Calvanese, D., Kontchakov, R., Lembo, D., Poggi, A., Rosati, R., & Zakharyashev, M. (2018). Ontology-Based Data Access: A Survey. *International Joint Conference on Artificial Intelligence*. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:44064877>
- Xu, X., & Cai, H. (2020). Semantic approach to compliance checking of underground utilities. *Automation in Construction*, 109, 103006. <https://doi.org/10.1016/J.AUTCON.2019.103006>
- Zeb, J. (2019). An ontology of condition assessment technologies for sewer networks. *Infrastructure Asset Management*, 7(1), 36–45.

ETUDE DE SENSIBILITE DES INONDATIONS PAR RUISSELLEMENT URBAIN A LA VARIABILITE TEMPORELLE DES PLUIES CONVECTIVES

KOWLESSER Akshay ⁽¹⁾*, PAYRASTRE Olivier ⁽¹⁾, NICOLLE Pierre ⁽¹⁾, GAUME Éric ⁽¹⁾

⁽¹⁾ GERS-LEE, Univ. Gustave Eiffel, IFSTTAR, 44344 Bouguenais, France

*akshay.kowlessar@univ-eiffel.fr

Cette étude examine les effets des précipitations convectives de courte durée (< 2h) sur les risques d'inondations en milieu urbain, dans un petit bassin versant situé dans la ville de Marseille, dans le sud-est de la France. L'analyse a été réalisée à partir d'une chronique de lames d'eau radar couvrant une période de neuf ans (de 2014 à 2023), à une résolution temporelle de 15 minutes et une résolution spatiale de 1 kilomètre. La recherche s'est particulièrement concentrée sur les caractéristiques temporelles des hyétogrammes sur une durée de 2 heures, et leur influence sur les régimes d'inondation. Elle a permis d'identifier quatre types de formes d'averses - triangle court, triangle long, rectangulaire et double pic. L'effet de ces formes d'averses sur les caractéristiques de l'inondation a ensuite été examiné à l'aide d'un modèle hydrodynamique Telemac 2D, mis en œuvre via l'approche CARTINO 2D, pour différentes périodes de retour des cumuls observés sur 2 heures (de 20 ans à 1000 ans). Les résultats ont révélé l'impact la distribution temporelle (ou forme du hyétogramme) sur les caractéristiques de l'inondation en milieu urbain. Cette étude contribue à une meilleure compréhension de la relation complexe entre les régimes pluviométriques et la dynamique des inondations en zone urbaine. Elle vise à produire des catalogues de scénarios d'inondations réalistes, qui pourront ensuite être utilisés à des fins de prévision.

Mots-clés : inondations des eaux de surface, modélisation hydrodynamique, formes de l'hyétogramme, précipitations convectives, prévision opérationnelle des inondations.

Sensitivity analysis of temporal variability of short-range convective rainfall on flash floods

This study examines the effects of short-duration convective precipitation (< 2h) on urban flood risk, in a small catchment located in the city of Marseille, in south-eastern France. The analysis was based on a time series of radar rainfall data covering a nine-year period (from 2014 to 2023), at a temporal resolution of 15 minutes and a spatial resolution of 1 kilometer. The research focused in particular on the temporal characteristics of hyetographs over a 2-hour period, and their influence on flooding regimes. Four types of rainfall shape were identified - short triangle, long triangle, rectangular and double peak. The effect of these rainfall shapes on flood characteristics was then examined using a Telemac 2D hydrodynamic model, implemented via the CARTINO 2D approach, for different return periods of the observed 2-hour cumulative rainfall (from 20 years to 1000 years). The results revealed the impact of the temporal distribution (or shape of the hyetograph) on the characteristics of flooding in an urban environment. This study contributes to a better understanding of the complex relationship between rainfall patterns and flood dynamics in urban areas. It aims to produce catalogs of realistic flood scenarios, which can then be used for forecasting purposes.

Keywords: surface water flooding, hydrodynamic modelling, Hyetograph Shapes, convective rainfall, operational flood forecast.

I INTRODUCTION

The global incidence of extreme weather events, especially floods, has shown a notable increase. According to the Assessment Report from the Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC, 2023], this trend is expected to persist with a medium to high likelihood globally. This trend is also true for regions of the Mediterranean. Heavy rainfall events fueled by the transport of warm and moist air masses from the Mediterranean Sea, as indicated by studies by Nuissier et al. [2008] and Ricard et al. [2012] cause significant hazards along the French Mediterranean coast. A recent study from Tramblay et al. [2023] identifies a direct relation between the floods in Mediterranean basins and the evolving regional climate. There is therefore a crucial need to better anticipate heavy rainfall events, and related flood dynamics and inundation impacts, to face a possible evolution of the frequency of such events.

Historically, in the absence of long continuous observation data series, design storms have often been utilized to evaluate flooding hazards and the resilience of infrastructure and urban drainage systems. This study aims to use actually observed high resolution precipitation series, to investigate short-duration, high-intensity rainfall events that may trigger surface water floods and cause significant damage in urban areas. The analysis focuses on the relationship between convective rainfall accumulations, hyetograph shapes, and the detailed characteristics of simulated inundations.

The presented results have been obtained for small sub-basins of Le Jarret, in the city of Marseille in South-east of France. This study is based on a combination of radar based Antilope and Panthere-Serval quantitative precipitation estimates, and a Telemac 2D hydrodynamic model implemented based on CARTINO2D routines to explore flooding dynamics in urban settings.

Through the identification of typical rainfall patterns, and their potential effects on inundation characteristics, this study endeavors to enhance the realism of synthetic rainfall hyetographs and related flood scenarios which may be proposed as support of urban surface water flood risk management.

II MATERIALS AND METHODS

II.1 Data and Domain

The study area is a sub watershed of the Jarret River basin, spanning 17.8 km² and situated in the South-East of France in the city of Marseille. This basin has a diverse landscape, with upstream catchment characterized by rural vegetation and elevated peaks, and the downstream end mostly consisting of dense urbanized areas located in the center of Marseille, as shown in Figure 1. The basin includes tributaries within the urbanized regions, contributing to its hydrological network and consequently flood hazards.

The rainfall data that was used is a composite radar and rain gauge observations with a temporal resolution of 15 minutes. Rainfall data at 1h and 1 km resolutions was obtained from the Antilope J+1 quantitative precipitation estimates from Météo France, and disaggregated at 15 min time intervals using the Panthere-serval QPEs. This approach ensured a detailed representation of rainfall patterns within the study area. The rainfall data was averaged over the sub-basin of Le Jarret.

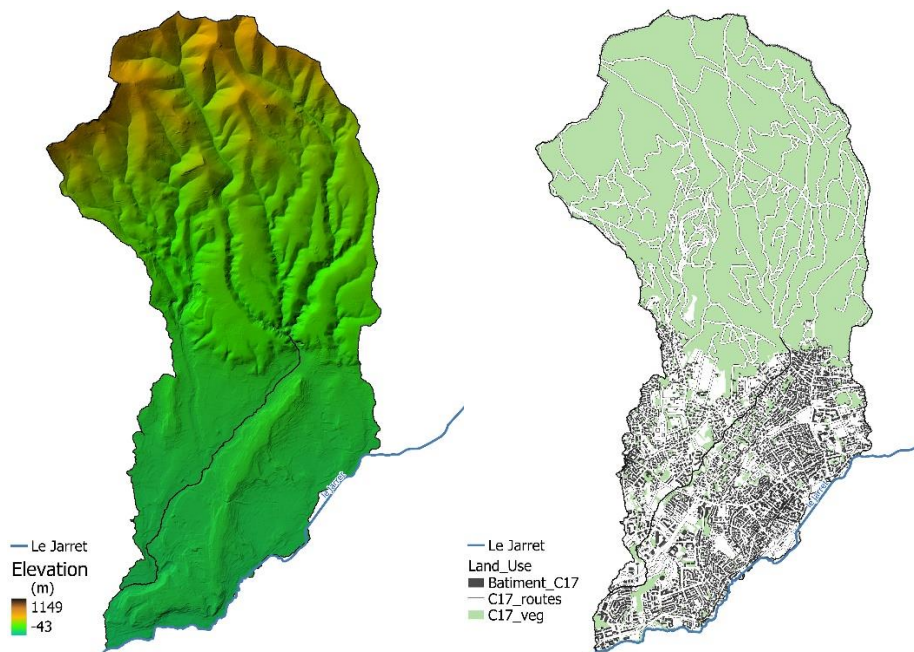


Figure 1. Le Jarret sub-watershed

II.2 Extraction of rainfall events

For this study, the Rainmaker package, developed by the US Geological Survey [USGS, 2012], was employed. This package serves the purpose of processing continuous rainfall data to delineate various

event characteristics crucial for flood analysis. Specifically, it aids in defining event periods, determining antecedent rainfall conditions, and calculating intensities. In this study, the Rainmaker package was utilized to identify significant rainfall events based on predefined criteria. These criteria included a minimum threshold of rainfall accumulation within a single event period and a requirement for no rainfall exceeding 0 mm between consecutive periods. By applying these criteria, the rainmaker package facilitated the extraction of intense rainfall events, thereby enabling a focused analysis of their impacts and characteristics within the study area. For this case study a 2-hour interevent period time and a 20 mm rainfall accumulation per event were used. The events were centered around the maximum peak intensity with one hour prior to the event and one hour after for the classification described in section II.3 below. This means that a maximum duration of 2 hours was considered for rainfall event classification, considering that this value exceeds the typical concentration time of the considered watershed, and that rainfall amounts observed for larger durations should not determine the characteristics of inundation.

II.3 Classification of rainfall events

The classification of rainfall events was conducted based on four distinct shapes: rectangular, long triangle, short triangle, and double peaks [Paton et al., 2024]. This categorization relied on the following criteria:

- i. The maximum-to-mean intensity ratio ($I_{\max}/I_{\text{mean}}$), as proposed by Balbastre-Soldevila et al. (2019), served as a pivotal metric. A low ratio denotes homogeneity, characteristic of a rectangular shape, while a high ratio indicates peakiness, associated with short or long triangle shapes.
- ii. The Duration-Rank_{50%} and Duration-Rank_{90%} criteria, adapted from Pendergrass and Knutti [2018], were considered. These metrics measure the duration, in minutes, after which 50% and 90% of total rainfall occurred. It is based on a preliminary sorting of 15 minutes intensities in descending order.

The classifications were executed in accordance to the conditions and thresholds outlined in Table 1.

- i. A rectangular shape is evident when the Duration-Rank_{90%} threshold is achieved after 90 min.
- ii. Instances where heavy rainfall are concentrated over short durations (Duration-Rank_{50%} lower than 30min and Duration-Rank_{90%} lower than 90 min) are indicative of a short triangle shape
- iii. The long triangle shape corresponds to intermediate situations.
- iv. Lastly, the double peak category, includes events where two peaks are present within the two-hour time frame with the second peak being at least 70% of the maximum intensity.

Table 1. Shape Characteristics

	Rectangular Shape	Short Triangle Shape	Long Triangle Shape	Double Peak
Characteristics	Irel <= 2	Irel > 2	Irel > 2	No. of peaks =2 AND 2nd peak is 0.7 P _{max}
	Duration-Rank _{90%} > 90 min	Duration-Rank _{50%} <= 30 min AND Duration-Rank _{90%} <= 90 min	Duration-Rank _{50%} > 30 min OR Duration-Rank _{90%} > 90 min	

After categorizing the events, the average shape of each class was extracted. By using monofrequency statistical rainfall amounts on 2 hours durations sourced from the *SHYREG Pluie* database [Arnaud et al., 2008], different rainfall scenarios were obtained as shown in Figure 2 below, representing the typical shapes of two hours rainfall events.

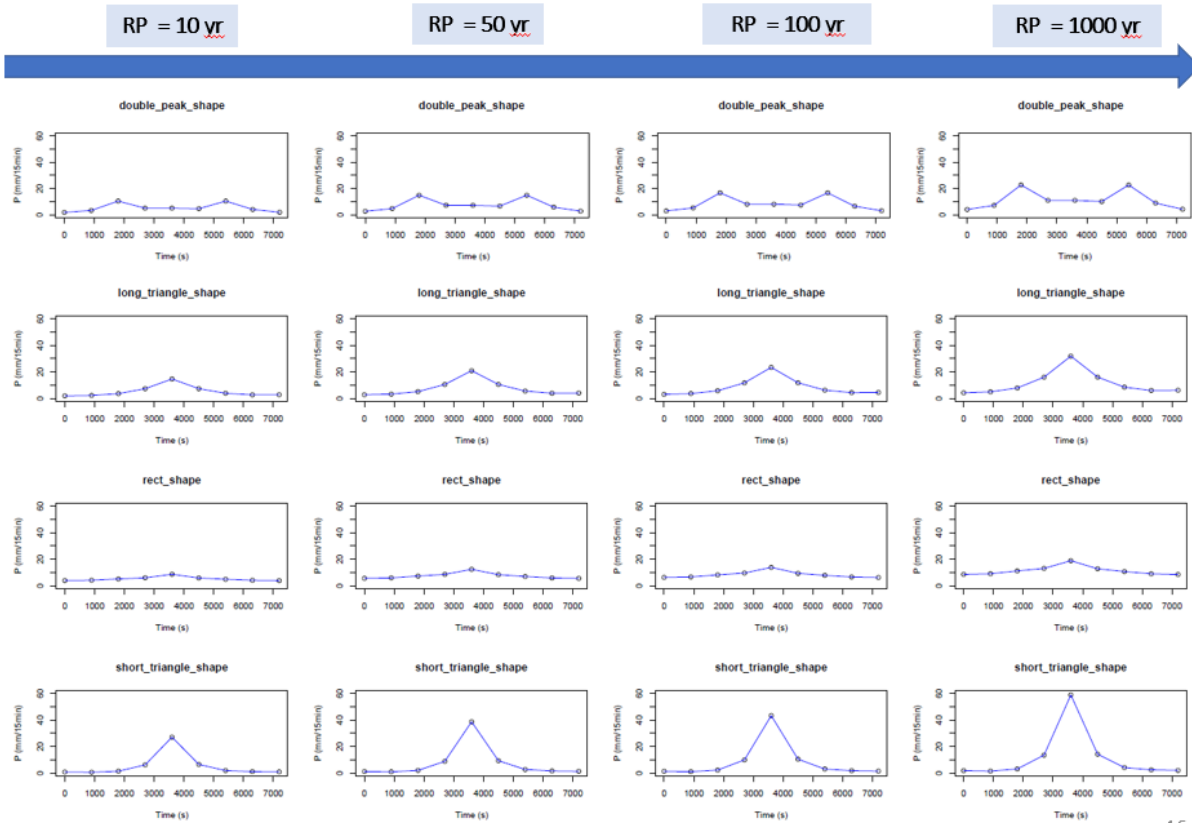


Figure 2. Rainfall Event Scenarios for 4 shapes and 4 return periods

II.4 Sensitivity analysis based on hydrodynamic simulations

The different rainfall scenarios were then used to simulate related surface water floods and inundations, and to investigate the potential sensitivity of inundation to different factors such as the shape of the rainfall event, the distribution in space of runoff coefficients.

The simulations of inundation were based on the CARTINO 2D method. CARTINO 2D operates on the principle of automatically setting up Telemac 2D models to represent inundation, particularly in areas where rainfall serves as the unique driver of surface flow. Leveraging the PPUtills library by Prodanovic [2017] and GMSH meshing tool by Geuzaine [2009], both accessible via command line, the procedure incorporates data processing using R and GRASS software.

For the sensitivity analysis runs, several key parameters were set: a homogeneous Strickler value of 25, a Curve Number of 100, and a computational time step of 0.2 seconds. A Digital Elevation Model (DEM) with a resolution of 5 meters was utilized, and an irregular mesh with a 3-meter resolution was employed in the zones of interest.

It was observed that the short triangle-shaped rainfall events yield the highest peak discharges compared to all of the other shapes. These are followed by long triangle shapes, double peaks, and, finally, rectangular shape hydrographs. This order reflects the impact of rainfall shape on peak flow rates, highlighting the sensitivity of surface water inundation to the temporal distribution of rainfall intensity.

Relative difference maps, illustrating the variations in the maximum inundation heights and discharge for various scenarios, were drawn to see the impact of hyetograph shapes on inundation. For example, the results for the 100-year return period are depicted below showing the relative difference in heights and discharge between the short triangle shape and rectangle shape hyetographs. The maximum and more critical differences occur in the upstream and the middle reaches of the catchment. It can also be seen that the relative difference in discharge is much more pronounced than the relative difference in heights.

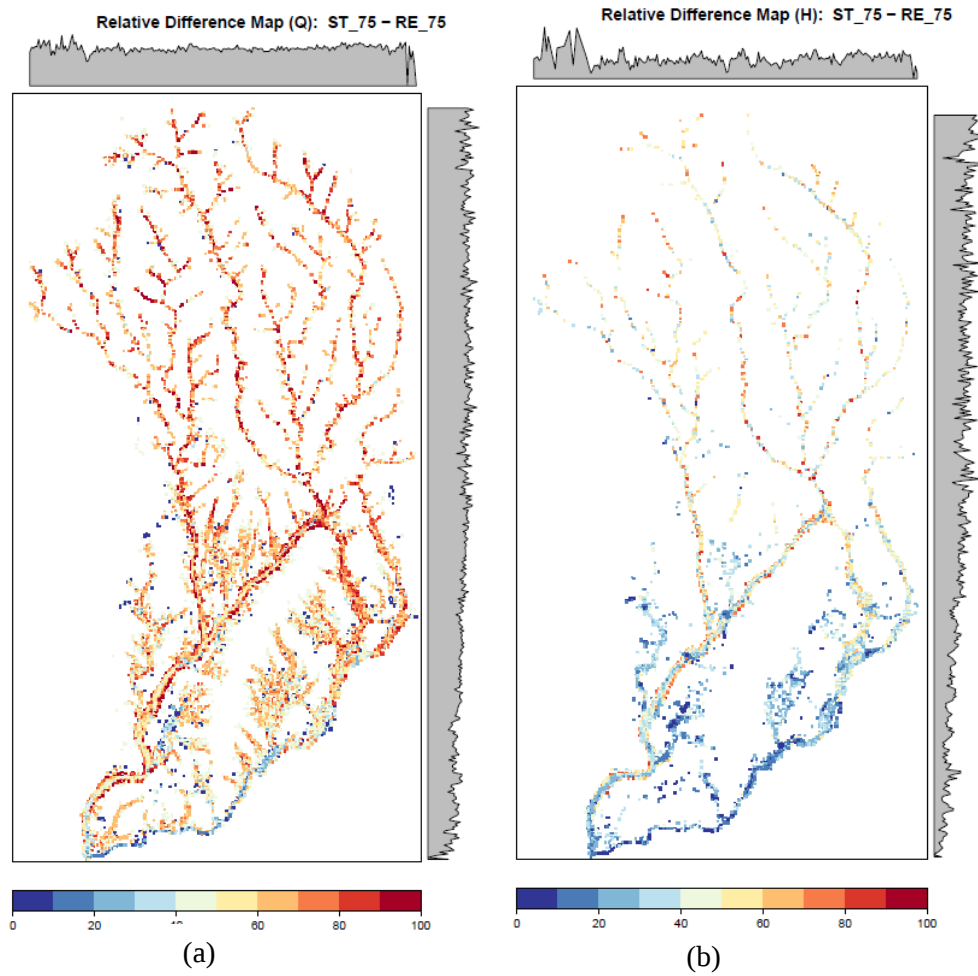


Figure 3. Relative difference in (a) maximum heights and (b) maximum discharge between short triangle and rectangular hyetograph for a return period of 100 years.

III CONCLUSION

This study has examined the impact of short duration convective rainfall on flooding in the Jarret River basin, France. Using a nine-year dataset, rainfall events and their effects on flooding dynamics were studied. The focus was on understanding hyetograph shapes and their influence on flooding patterns. Four distinct types of rainfall shapes over a 2-hour storm duration were identified (rectangular, long triangle, short triangle and double peak). The typical average shapes of the events were used to simulate rainfall and inundation scenarios across different return periods using the CARTINO 2D hydrodynamic model. Although the influence of spatial characteristics of rainfall do influence the flood dynamics, in this current study, the primary focus was on analyzing the temporal variability of rainfall and its impact on flooding within the basin. To achieve this, rainfall data was spatially averaged to better isolate and examine the temporal variations. The findings highlight the impact of the shape of hyetographs on flood extent and depth. This study contributes to the field of urban hydrology by elucidating the relationship between rainfall patterns and flooding dynamics, and will help in providing a realistic catalogue of surface water flooding scenarios, for the purpose of flood risks forecasting and management.

IV ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank Météo France and INRAE for providing the rainfall data, to IGN for supplying the digital terrain model data and to the CEREMA for the CARTINO 2D tool. This project has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under the Marie Skłodowska-Curie COFUND grant agreement No 101034248.

V REFERENCES

- Arnaud, P., Lavabre, J., Sol, B., & Desouches, C. (2008). Regionalization of an hourly rainfall generating model over metropolitan France for flood hazard estimation. *Hydrological Sciences Journal*, 53(1), 34–47. <https://doi.org/10.1623/hysj.53.1.34>
- Balbastre-Soldevila, R.; García-Bartual, R.; Andrés-Doménech, I. (2019) A Comparison of Design Storms for Urban Drainage System Applications. *Water*, 11, 757
- Geuzaine, C., & Remacle, J.-F. (2009). Gmsh: A three dimensional finite element mesh generator with built-in pre- and post-processing facilities. *International Journal for Numerical Methods in Engineering*, 79(11), 1309– 1331. <https://doi.org/10.1002/nme.2579>
- IPCC, 2023: Sections. In: *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 35-115, [doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647](https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647)
- Nuissier, O., Ducrocq, V., Ricard, D., Lebeauvin, C., and Anquetin, S.: A numerical study of three catastrophic precipitating events over southern France. I: Numerical framework and synoptic ingredients, *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 134, 111–130, <https://doi.org/10.1002/qj.200.2008>.
- Paton Eva, Franziska Tügel, Lizanne Eckmann, Boney Joseph, Reinhard Hinkelmann, Compilation method of a catalogue of reasonable worst-case rainfall series for flash flood simulations of short, convective rainstorms, *Journal of Hydrology*, Volume 635, 2024, 131091, ISSN 0022-1694, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131091>.
- Pendergrass, A. G., & Knutti, R. (2018). The uneven nature of daily precipitation and its change. *Geophysical Research Letters*, 45, 11,980–11,988. <https://doi.org/10.1029/2018GL080298>
- Prodanovic, P. (2017), PPUTILS a practical toolkit for terrain, free surface flow and wave modeling by pat, ph.d., p.eng. London, Ontario, Canada web. <https://github.com/pprodano/pputils>
- Ricard, D., Ducrocq, V., and Auger, L.: A Climatology of the Mesoscale Environment Associated with Heavily Precipitating Events over a Northwestern Mediterranean Area, *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 51, 468–488, <https://doi.org/10.1175/jamc-d-11-017.1>, <http://dx.doi.org/10.1175/JAMC-D-11-017.1>, 2012.
- Tramblay, Y., Arnaud, P., Artigue, G., Lang, M., Paquet, E., Neppel, L., Sauquet, E., 2023. Changes in Mediterranean flood processes and seasonality. *Hydrology and Earth System Sciences* 27, 2973–2987. <https://doi.org/10.5194/hess-27-2973-2023>
- USGS-R (2012) USGS-R/rainmaker: Rainfall event processing version 1.0.2 from github, version 1.0.2 from GitHub. Available at: <https://rdr.io/github/USGS-R/Rainmaker> (Accessed: 15 April 2024).

Etude et modélisation des échanges nappes/rivières en contexte alluvial : cas du bassin versant Grenoblois

MINON Nathan^{(1)*}, CASTEBRUNET Hélène⁽¹⁾, PANTHOU Jeremy⁽¹⁾, LEGOUT Cédric⁽¹⁾

⁽¹⁾ Université Grenoble Alpes, IGE, F-38000, Grenoble, France

* nathan.minon@univ-grenoble-alpes.fr 0651950828

Les activités agricoles, industrielles et urbaines génèrent de nombreux contaminants affectant durablement la qualité des eaux souterraines, suscitant des préoccupations locales quant à la gestion de cette ressource et à la pollution des milieux. À Grenoble, les nappes de la basse Romanche et du Drac en rive gauche sont exploitées pour l'eau potable, tandis que les rejets industriels et urbains dégradent la qualité de la nappe du Drac en rive droite, la rendant inutilisable. Ce travail vise à comprendre les contributions aux flux d'eau souterraine et à évaluer l'impact des aménagements urbains et hydrauliques sur les échanges nappe-rivière. Un modèle hydrogéologique de référence, basé sur la carte hydrogéologique et piézométrique complète de 1968 du Y Grenoblois, a été élaboré. Ce modèle quantifie l'impact des forçages anthropiques liés à ces aménagements (les seuils hydrauliques, l'imperméabilisation des sols et les palplanches) sur les écoulements souterrains et la sensibilité du modèle. Le modèle simule trois systèmes d'écoulements régionaux principaux : le Drac, Belledonne et Grésivaudan, avec l'Isère comme exutoire commun. Les tests des forçages montrent des impacts significatifs sur l'écoulement de la nappe, à la fois à l'échelle de la zone d'étude et localement au niveau des échanges avec la surface. Cela illustre l'influence anthropique sur les écoulements souterrains depuis le début du XX^e siècle. Pour une quantification plus précise des flux, il est nécessaire de considérer les facteurs ensemble et de passer à une simulation non-stationnaire pour capturer la variabilité interannuelle du régime hydrologique et de la recharge.

Mots-clés : Hydrologie, hydrogéologie, modélisation, nappe-rivière, anthropisation.

Study and modelling of groundwater-surface water exchanges in an alluvial context: the case of the Grenoble catchment area

Agricultural, industrial, and urban activities generate numerous contaminants that have a lasting impact on groundwater quality, raising local concerns about resource management and environmental pollution. In Grenoble, the aquifers of the lower Romanche and left bank of the Drac are used for drinking water, while industrial and urban discharges degrade the quality of the right bank Drac aquifer, rendering it unusable. This study aims to understand groundwater flow contributions and assess the impact of urban and hydraulic developments on aquifer-river interactions. A hydrogeological model based on the 1968 hydrogeological and piezometric map of the Grenoble region was developed as a reference. This model quantifies the anthropogenic impacts related to these developments (such as hydraulic weirs, soil sealing, and sheet piles) on groundwater flows and model sensitivity. The model simulates three main regional flow systems: the Drac, Belledonne, and Grésivaudan, with the Isère River as a common outlet. Tests of these influences show significant impacts on aquifer flow, both within the study area and locally at the surface-water interfaces, illustrating anthropogenic influence on groundwater flows since the early 20th century. For a more precise quantification of flows, it is necessary to consider these factors comprehensively and transition to a non-stationary simulation to capture interannual variability in hydrological regimes and recharge.

Keywords : Hydrology, hydrogeology, modelisation, groundwater-surface water, human activity.

I INTRODUCTION

Les activités humaines reposent en grande majorité sur l'utilisation de l'eau à différentes fins : eau potable, eau industrielle, irrigation, production d'énergie [Gleick, 1996]. Parmi les différentes ressources en eau exploitées à travers le monde, celles provenant d'hydrosystèmes alluviaux sont intensément utilisées pour subvenir à ces différents usages [Foster, 2020]. La recharge des aquifères alluviaux comprend de grandes proportions d'eau d'infiltration issue des eaux de surface [Huggenberger et Epting, 2011]. Les connexions entre rivière et eau souterraine impliquent que les usages amont impactent les usages aval tant en quantité qu'en qualité.

Les aménagements des cours d'eau comme la canalisation des chenaux, la création de barrages et de berges, le dragage des sédiments, modifient les caractéristiques hydrologiques des cours d'eau [Wayland

III, 1993]. L'urbanisation des vallées imperméabilise les surfaces et limite l'infiltration des eaux pluviales tout en modifiant l'évapotranspiration [Arnold Jr et Gibbons, 1996]. En milieu urbain, les eaux pluviales sont principalement canalisées vers le milieu récepteur de surface : cela modifie la connectivité hydrologique, les débits et les temps de séjours des écoulements de surface et souterrains [Attard, 2017 ; Gabor *et al.*, 2017]. De plus, les aménagements des cours d'eau et l'urbanisation modifient les échanges entre les eaux de surface et souterraines et la qualité de l'eau. De ce fait, les modifications des connexions entre les eaux de surface et souterraines altèrent la capacité d'un bassin versant à filtrer les polluants d'origine urbaine, entraînant une diminution globale de la qualité de l'eau [Gabor *et al.*, 2017].

L'agglomération grenobloise (France) s'est développée sur un aquifère alluvial en interaction avec les rivières de l'Isère (en méandre) et du Drac (en tresse), cours d'eaux fortement anthropisés — des têtes de bassins jusqu'à leur exutoire — et particulièrement sur le territoire grenoblois (barrage, seuils, endiguements). Les alluvions de la nappe de Grenoble constituent un aquifère de forte productivité, de niveau piézométrique peu profond, exploité tant pour l'eau potable de l'agglomération que pour des besoins industriels. Si l'aquifère alimenté par la basse Romanche et le Drac en rive gauche fournit l'eau potable à la métropole, les rejets industriels et urbains dégradent fortement la qualité de la nappe du Drac en rive droite [Rapport Antea, 2023], la rendant impropre à tout usage. Par ailleurs, le réseau d'assainissement de la métropole de Grenoble est caractérisé localement par une grande perméabilité aux eaux claires parasites (drainage historique, non étanchéité des collecteurs, mauvais raccordements ; [Dutordoir, 2014]. Selon la pluviométrie et le battement de la nappe, le réseau d'assainissement draine les eaux de cette nappe. Les eaux souterraines rejoignent ainsi les eaux domestiques et les eaux de ruissellement, qui peuvent être soumises à des déversements de temps de pluie dans les rivières, concentrant la contamination accumulée par ces eaux d'origine différente. A ce contexte s'ajoute l'effet du changement climatique, qui impacte tant les températures et l'évapotranspiration [Matthieu *et al.*, 2022], que le régime hydrologique des cours d'eau.

Cette étude se décline en deux principaux objectifs :

- Etablir un modèle hydrogéologique de référence dans le but d'étudier la variabilité spatiale du fonctionnement de l'aquifère alluvial grenoblois : quels sont les systèmes d'écoulements régionaux ? Comment caractériser les flux d'échanges entre les eaux de surfaces et souterraines ?
- Etudier la sensibilité du modèle hydrogéologique de référence à différents forçages anthropiques : impact de l'imperméabilisation des sols, évolution de l'hydraulique de l'Isère et du Drac.

II MATERIELS ET METHODES

Cette étude a pour objectif de créer un modèle hydrogéologique de référence afin de comprendre la dynamique spatiale de la nappe de Grenoble et d'évaluer la sensibilité de ce modèle à différents forçages anthropiques. Le choix de l'outil s'est orienté vers un modèle à base physique, Feflow®, afin de quantifier et attribuer l'impact de différents forçages sur les écoulements souterrains. Feflow utilise la méthode des éléments finis pour résoudre les équations différentielles partielles des écoulements souterrains et de transport de masse.

II.1 Modèle hydrogéologique de référence

La dernière carte hydrogéologique et piézométrique complète couvrant le Y grenoblois date de 1968 [Pachoud *et al.*, 1968]. L'objectif de cette partie est de construire un modèle hydrogéologique de référence reproduisant les données piézométriques de 1968.

II.1.1 Physique

L'écoulement dans un domaine saturé en régime permanent est décrit par l'équation de diffusivité (1).

$$\text{div}(\vec{q}) = Q \quad (1)$$

Où $\vec{q}$ correspond au flux de Darcy [LT^{-1}], $\vec{q} = -\overline{K} \text{grad}H$, et Q correspond à un terme source [T^{-1}]

Pour être résolue, l'équation nécessite un domaine d'étude, des conditions aux limites et un champ de perméabilité. La résolution fournit un champ de potentiel H [L]. La technique de résolution de Feflow est celle des éléments finis.

II.1.2 Domaine d'étude

L'extension latérale du modèle est délimitée par le Y grenoblois définis hydrogéologiquement (Figure 1). Verticalement, l'aquifère étudié est composé de 3 unités hydrogéologiques et d'un substratum. Ces 3 couches sont : les alluvions actuelles de l'Isère ou du Drac, les alluvions anciennes et des sables fins (sablon). La surface topographique est déterminée par un MNT (Modèle Numérique de Terrain) de résolution 25 mètres (IGN (institut national de l'information géographique et forestière)). Les altitudes des interfaces délimitant les alluvions grossières et les argiles ont été préalablement déterminées par l'interpolation linéaire des données de forages (BSS (Banque de données du Sous-Sol) du BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières), des interprétations de Lacroix (1971) et Fourneaux (1975). Ces interpolations nous ont été fournies par Y. Rossier [Rossier, 2019].

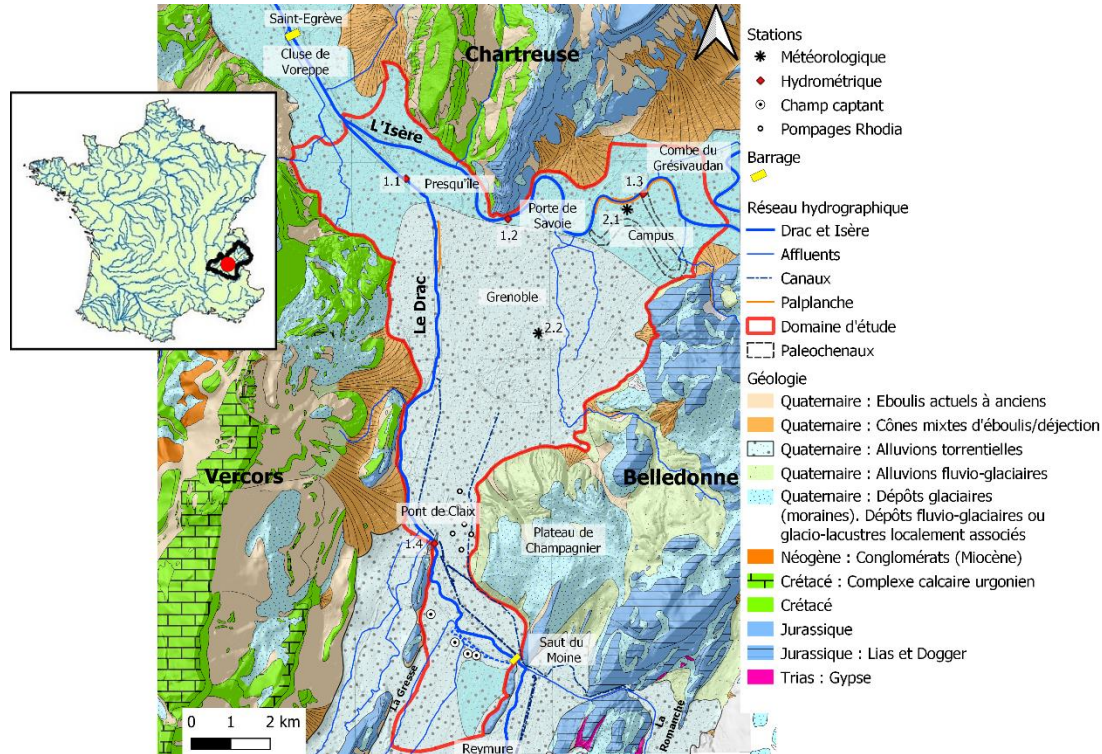


Figure 1. Carte géologique simplifiée de la région de Grenoble. Les stations hydrométriques de Fontaine (1.1), Bastille (1.2), Grenoble-Campus (1.3), Pont-de-Claix (1.4), ainsi que météorologiques de l'OSUG-B (2.1) et Eybens (2.2) sont représentées sur la carte. La formation des alluvions torrentielles du Quaternaire présente une nuance de bleu foncé pour caractériser les zones plus limoneuses. Fond de carte adapté de la carte hydrogéologique de Pachoud *et al.* [1968] et de la carte géologique Isère de Bd Charm-50 (BRGM).

II.1.3 Conditions aux limites

Les conditions aux limites de type Dirichlet sont issues de la carte hydrogéologique de Grenoble à partir des lignes équipotentielles (Pachoud *et al.*, 1968) : dans la combe du Grésivaudan ($H = 212\text{m}$), dans la cluse de l'Isère ($H = 202\text{m}$), à l'amont hydraulique au Sud (trouée de Reymure, $H = 260\text{m}$) et au niveau du barrage du Saut du Moine ($H = 257\text{m}$).

La recharge de l'aquifère est une condition de type Neuman s'appliquant uniquement sur la surface (première interface). Nous avons adapté pour cela un modèle de recharge qui conceptualise le bilan hydrique en établissant l'équilibre entre les flux provenant des précipitations, de l'évapotranspiration, de la recharge des eaux souterraines et du ruissellement. Le modèle conceptuel simplifié de bilan hydrique mensuel du sol établi par Thornthwaite et Mather [1955] est utilisé afin d'estimer des valeurs moyennes mensuelles d'évapotranspiration (ET), de ruissellement (R_s) et de recharge de l'aquifère (R_{gw}). La quantité d'eau dans le sol (zone partiellement saturée) disponible pour l'ET est conceptualisée par une valeur de stock (S) exprimée en mm, possédant une capacité maximale (S_{max}). Une fois l'ETP déduite, la lame d'eau de pluie précipitée permet le remplissage du stock S . Dans le cas où l'apport par la pluie ne permet pas de satisfaire la demande en ETP, de l'eau est prélevée dans le stock S pour la satisfaire. Lorsque le stock S est nul, la demande en ETP n'est pas satisfaite et le modèle corrige cette

ETP en ET. Lorsque $S > S_{\max}$, le surplus d'eau (ou lame de trop plein) correspond à l'eau disponible pour le ruissellement et/ou la recharge de l'aquifère. A l'échelle mensuelle, nous considérons que cette lame de trop plein s'infiltre entièrement dans l'aquifère. Pour les zones imperméabilisées, un coefficient moyen d'imperméabilisation est déterminé par surface. La recharge s'effectue uniquement sur la surface non imperméabilisée de la zone. Nous considérons que les zones imperméabilisées ruissellent entièrement. Les sorties du modèle de recharge (ET et Rgw) sont pondérées par la surface sur laquelle se produit ces processus (une zone urbaine dense caractérisée par un coefficient d'imperméabilisation de 90% ne verra que 10% de la lame d'eau de trop plein s'infiltrer). La taille du stock est estimée à partir de la réserve utile (RU). Dans la plaine de Grenoble, celle-ci est estimée en moyenne à 150 mm pour une occupation du sol non urbaine [Le Bas, 2018]. Le coefficient d'imperméabilisation a été estimé à 70% sur une zone urbaine délimitée manuellement à partir de photographies aériennes de 1967 (IGN).

La condition de type Neuman s'applique aux limites du domaine à flux nul. Ces flux nuls sont interprétés à partir de la carte hydrogéologique de Grenoble, sur l'ensemble des contacts entre les formations de l'aquifère alluvial et les formations adjacentes.

La condition de Cauchy est appliquée au Drac et à l'Isère au niveau de la surface. La carte piézométrique de Grenoble est construite à partir de deux périodes de mesures piézométriques : dans la vallée de l'Isère, en amont et aval de Grenoble en mars 1967 ; dans la vallée du Drac, en novembre 1965. Afin de reproduire les conditions hydrauliques de cette période, les débits mensuels moyens des mois de mars 1967 et novembre 1968 sont considérés. Ils sont de $129 \text{ m}^3/\text{s}$ ($\pm 4 \text{ m}^3/\text{s}$) à Bastille (Isère) et $23 \text{ m}^3/\text{s}$ ($\pm 1 \text{ m}^3/\text{s}$) à Pont de Claix. Deux modèles hydrauliques 1D de l'Isère et du Drac ont été développés pour la période de référence à partir du logiciel Fudaa-Mascaret. Le code de calcul Mascaret, développé par EDF et CEREMA, est basé sur la résolution des équations de Barré de Saint-Venant [Le Pape *et al.*, 2024] et modélise un écoulement hydraulique 1D à surface libre. Le code est appliqué avec un noyau de calcul hydrodynamique fluvial permanent. La géométrie du modèle est construite à partir des données disponibles (profils en travers, le long du linéaire de la rivière, représentant la topo-bathymétrie des sections, campagnes de terrain ponctuelles pour les hauteurs d'eau, etc.).

II.1.4 Propriétés hydrodynamiques

En régime permanent et dans un domaine saturé, la seule caractéristique physique est la conductivité hydraulique à saturation. Un modèle hydrogéologique du Y Grenoblois à 3 lithologies a été initialement développé par Rossier (2019) à partir de données de perméabilité à saturation issues de la littérature scientifique à disposition. Ces données ont été discrétisées spatialement et supposées isotropes. Ce modèle défini par ce set de perméabilité à saturation a été utilisé pour cette étude.

II.1.5 Calibration

Le champ des potentiels hydrauliques calculé doit être confronté au champ des potentiels observés (potentiel de référence définis par la carte de 1968 pour le régime permanent). Chaque lithologie est autorisée à être calibrée dans une gamme de perméabilité à saturation définie par la littérature scientifique locale (données de forages (BSS, BRGM) et de géophysique ([Fourneaux, 1968, 1975 ; Lacroix, 1971]) : alluvions récents (10^{-2} - 10^{-4} m/s) ; alluvions grossiers fluviaux anciens (10^{-2} à 10^{-3} m/s) ; sablons (10^{-3} - 10^{-5} m/s). Le modèle est considéré calibré lorsque : la dynamique d'écoulement régionale de la carte piézométrique de référence est reproduite, soit pour une RMSEN (normée par l'amplitude) inférieure à 10%. La RMSE est calculé en positionnant des points d'observations correspondant aux lignes équipotentiels de la carte de référence. Ces points d'observations sont au nombre de 2 à 4 par équipotentielle, excepté aux bordures du modèle où leur densité est plus faible.

II.2 Scénarios et forçages

Différentes modifications des conditions aux limites ont été appliquées pour étudier la sensibilité du modèle à différents aménagements hydrauliques et urbains. Cette analyse de sensibilité a été effectuée facteur par facteur. Cela permettra d'avoir un premier aperçu des impacts quantitatifs de chacun des facteurs indépendamment des autres.

II.2.1 Imperméabilisation

L'impact de l'imperméabilisation des sols depuis 1968, liée à une urbanisation croissante du Y grenoblois (+100 000 habitants sur l'agglomération), sur la recharge de l'aquifère a été étudié et comparé à l'imperméabilisation proposée pour 1968. Pour prendre en compte l'étalement urbain actuel, des

coefficients d'imperméabilisation ont été déduits de données rasters issus de Corine Land Cover 2014 (UE-SOEs) et une recharge pondérée par la surface imperméable est calculée et intégrée dans Feflow.

II.2.2 Aménagements hydrauliques

Le second scénario s'intéresse à l'impact des aménagements hydrauliques actuels. Pour cela, les modèles hydrauliques 1D de l'Isère et du Drac ont été modifiés pour prendre en compte les aménagements réalisés depuis 1968 (barrage et seuils hydrauliques) et ont permis ainsi de mettre à jour la condition de Cauchy des deux cours d'eau.

III CONCLUSIONS

Les systèmes d'écoulements régionaux : ils ont été déterminés par les lignes de courants calculées par Feflow (Figure 2). La zone d'étude présente 4 systèmes régionaux principaux : au Sud, un premier système d'écoulement part de la Trouée de Reymure et a comme exutoire le Drac. Ce système est alimenté à 99% par la charge imposée à la limite de la zone d'étude (isopièze 260 mNGF) et à 1% par la recharge. Les 2^{ème} et 3^{ème} systèmes ont une aire d'alimentation commune : le Drac à partir de Pont-de-Claix. En rive gauche du Drac, le système d'écoulement a comme principal exutoire la cluse de l'Isère (74% du flux) mais également le Drac (26% du flux). Pour ce système, l'apport de la recharge est négligeable par rapport au flux provenant du Drac (<0,5%). En rive droite du Drac, le système d'écoulement a comme exutoire l'Isère entre le Pont de la Porte de Savoie et la confluence. De la même façon, l'apport de la recharge est négligeable (<0,5%). Le 4^{ème} système d'écoulement, côté Grésivaudan, est alimenté à 99,5% par la charge imposée à la limite de la zone d'étude (isopièze 212 mNGF) et à 0,5% par la recharge. Il a comme exutoire l'Isère entre les Glairons et le campus universitaire de Saint-Martin-d'Hères. Le dernier système d'écoulement régional a comme aire d'alimentation Belledonne et a comme exutoire l'Isère. Ce système est alimenté à 97% par les flux venant de Belledonne et à 3% par la recharge.

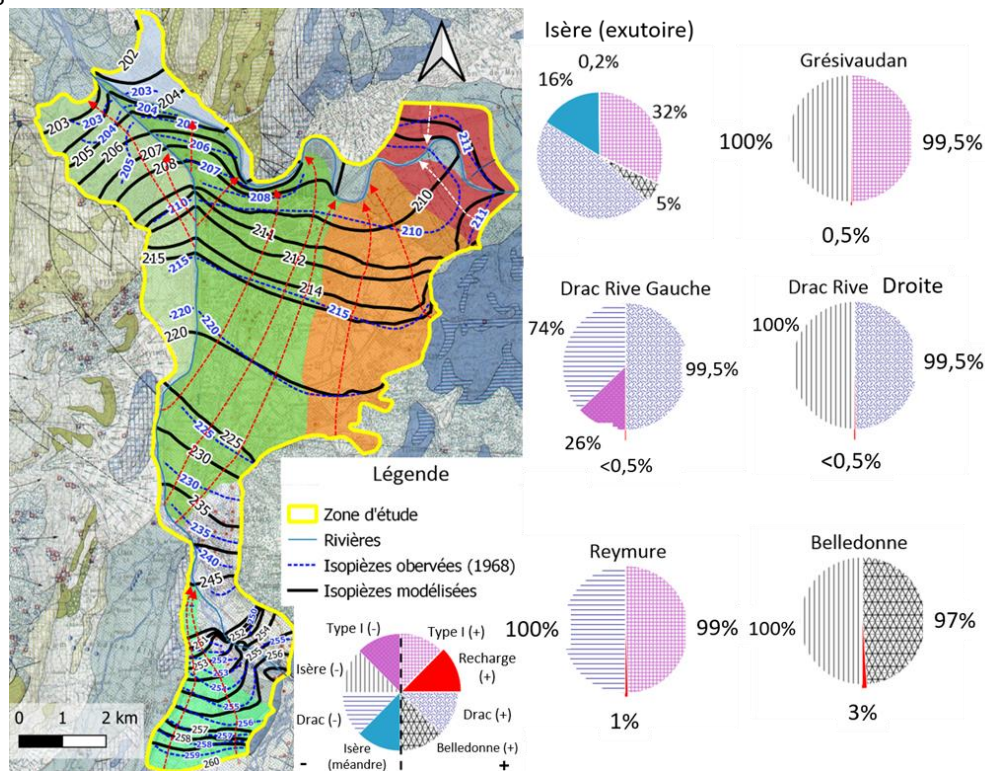


Figure 2. Carte des équipotentiels simulées (courbes noires) et observées (courbes pointillées bleues). Les équipotentiels sont exprimées en mNGF. Les équidistances ne sont pas constantes entre les équipotentiels. Les systèmes d'écoulements régionaux décrit dans le texte sont représentés par des polygones de couleurs. Les lignes de courants principales de chaque système sont représentées par des flèches en pointillées. Chaque système d'écoulement est décrit par un bilan de masse représenté par un diagramme pie chart. Ceux-ci indiquent l'origine et la proportion relative des flux entrants (moitié droite du diagramme (+)) : de type I, de la recharge, du Drac et de Belledonne) et sortant (moitié gauche du diagramme (-)) : de type I, du Drac et de l'Isère). Le bilan de masse de l'Isère est présenté uniquement en considérant les apports, ainsi que les échanges intra-Isère (méandre).

Impact de l'imperméabilisation des sols: l'augmentation de l'imperméabilisation entre 1968 et aujourd'hui se traduit par une diminution d'un facteur 2 de la recharge médiane annuelle (150 versus 315 mm/an) en climat stationnaire. En revanche, elle n'impacte que très peu les hauteurs de nappe (abattement de 5 à 30 cm en moyenne), l'alimentation de l'aquifère par la recharge étant très faible (<1%). Le modèle de recharge, utilisé en l'état, est discutable notamment par la prise en compte sommaire du ruissellement et de l'évapotranspiration [Ouédraogo *et al.*, 2022, 2023]. Estimer la recharge dans un milieu urbanisé nécessite une forte discrétisation spatiale pour différencier l'ensemble des processus urbains pouvant l'impacter (infiltration post-ruissellement, exfiltration issue des réseaux urbains, etc.). De plus, si en régime permanent, l'apport de flux par la recharge est du second ordre pour l'ensemble des systèmes d'écoulements, la saisonnalité de la recharge, exprimée par les sorties du bilan hydriques, questionne la variabilité de la proportion d'eau venant de la recharge pour un régime transitoire.

Impact des aménagements hydrauliques: l'ajout du barrage de Saint Egrève et des seuils hydrauliques, ainsi que la prise en compte de l'incision du Drac modifient les cotes altitudinales des deux cours d'eau entre 1968 à aujourd'hui (Figure 3). Ces modifications impactent significativement les hauteurs de la nappe, en l'abaissant entre 3 m (Comboire) et 1 m (Grenoble) et en l'augmentant au niveau de la presqu'île (confluence Drac-Isère). A l'aval des seuils, sur une centaine de mètres, on observe des systèmes d'écoulements locaux et des modifications des échanges nappe-rivière. Cela démontre la sensibilité du modèle hydrogéologique à cette condition aux limites. La prise en compte de la variabilité du régime hydrologique permettrait d'évaluer les fluctuations saisonnières du niveau du toit de la nappe.

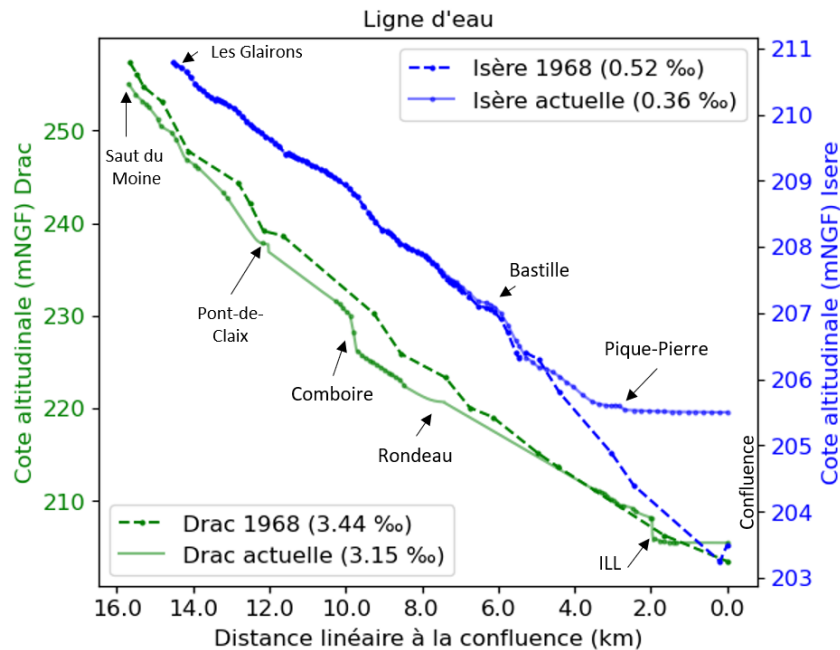


Figure 3. Profils des cotes altitudinales du Drac et de l'Isère. Les courbes en pointillés représentent les conditions hydrauliques de 1968. Les courbes en trait plein représentent les conditions hydrauliques actuelles (seuil, barrage, bathymétrie). Les cotes altitudinales de l'Isère et du Drac ne sont pas représentées à la même échelle.

The knowns, known unknowns and unknowns : de nombreux forçages urbains n'ont pas été pris en compte dans notre analyse de sensibilité (réseau de drains sur la presqu'île, collecteurs du réseau d'assainissement drainants, développement de la géothermie, etc.) D'un point de vue quantitatif, l'apport des eaux souterraines au flux de l'Isère ne contribue que peu aux débits de l'Isère (5%) en régime permanent. Cependant, d'un point de vue qualitatif, rien n'est moins sûr. Une approche en régime transitoire, prenant en compte les régimes hydrologiques des cours d'eau et la saisonnalité de la recharge permettra de mieux qualifier la variabilité des niveaux de nappe en lien avec les épisodes de crues ou d'étiages sévères.

IV REFERENCES

- Gilbert S., Gasperi J., Rocher V., Lorgeoux C., Chebbo G. (2012). - Removal of alkylphenols and polybromodiphenylethers by a biofiltration treatment plant during dry and wet-weather periods. *Water Science and Technology*, **65**(1) : 1591-8.
- Zwick S. A., Plesset M. S. (1954). - On the dynamics of small vapor bubbles in liquid. *J. Math. Phys.*, **33**(6) : 308-330.
- Arnold Jr, C. L. and Gibbons, C. J.: Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator, *J. Am. Plann. Assoc.*, 62, 243–258, <https://doi.org/10.1080/01944369608975688>, 1996.
- Attard, G. (2017) - Impacts des ouvrages souterrains sur l'eau souterraine urbaine: Application à l'agglomération lyonnais [Thèse]. Lyon : ENTPE, 143p.
- Dutordoir S. (2014) – Bilan des flux de métaux, carbone organique et nutriments contenus dans une rivière alpine [Thèse]. Grenoble : IGE, 382 p.
- Foster, S.: Groundwater quality management for urban supply security, *The Source*, 45–49, 2020.
- Fourneaux, J. C. (1968) - Hydrogéologie du Grésivaudan [Thèse]. Université de Grenoble, 68p.
- Fourneaux, J. C. (1975) - Etude des échanges nappe-rivière: la nappe de la plaine de l'Isère dans l'ombilic de Grenoble [Thèse]. Université Scientifique et Médicale de Grenoble, 186p.
- Gabor, R. S., Hall, S. J., Eiriksson, D. P., Jameel, Y., Millington, M., Stout, T., Barnes, M. L., Gelderloos, A., Tennant, H., Bowen, G. J., Neilson, B. T., and Brooks, P. D.: Persistent Urban Influence on Surface Water Quality via Impacted Groundwater, *Environ. Sci. Technol.*, 51, 9477–9487, <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00271>, 2017.
- Gleick, P. H.: Basic Water Requirements for Human Activities: Meeting Basic Needs, *Water Int.*, 21, 83–92, <https://doi.org/10.1080/02508069608686494>, 1996.
- Huggenberger, P. and Epting, J.: Urban geology: process-oriented concepts for adaptive and integrated resource management, Springer Science & Business Media, 2011.
- Lacroix B. (1971) – Contribution à l'étude hydrogéologique de la plaine de Grenoble [Thèse], Grenoble : Institut Dolomieu, 138p .
- Matthieu, L. L., Agnès, B., Joël, G., and Pierre, B.: Évolution récente et future de la ressource en eau dans les Alpes. Résultats d'une modélisation hydrologique spatialisée sur le bassin de l'Isère à Grenoble, 2022.
- Ouédraogo, A. A., Berthier, E., Durand, B., and Gromaire, M.-C.: Determinants of evapotranspiration in urban rain gardens: a case study with lysimeters under temperate climate, *Hydrology*, 9, 42, 2022.
- Ouédraogo, A. A., Berthier, E., Ramier, D., Tan, Y., and Gromaire, M.-C.: Quantifying evapotranspiration fluxes on green roofs: A comparative analysis of observational methods, *Sci. Total Environ.*, 902, 166135, 2023.
- Pachoud, A. . C., Amat-Chantoux, R. . C., Barbier, R. (1913-2001). C., and Camus, G. (1941-1999). C.: Carte hydrogéologique de la France. Région de Grenoble, Carte Hydrogéologique Fr. 150 000, 1968.
- Rossier, Y.: Apport de l'atelier TCB-HCH dns la contamination de l'aquifère du Drac. Modélisation de l'écoulement, du transfert et de l'âge., 2019.
- Thornthwaite, C. W. et Mather, J. R.: The water budget and its use in irrigation, 1955.
- Wayland III, R. H.: Guidance specifying management measures for sources of nonpoint pollution in coastal waters: issued under the authority of Section 6217 (g) of the Coastal Zone Act Reauthorization Amendments of 1990, 1993.

CONTRIBUTION DES PHASES COLLOIDALES A LA DYNAMIQUE DES CONTAMINANTS METALLIQUES DES EAUX DE RUISSELLEMENT EN MILIEU URBAIN :

1^{ers} RESULTATS

POTREAU Sarah^{(1)*}, BLANC Denise⁽¹⁾, GAUTIER Mathieu⁽¹⁾

⁽¹⁾ INSA Lyon, DEEP, UR7429, 69621 Villeurbanne, France

[*sarah.potreau@insa-lyon.fr](mailto:sarah.potreau@insa-lyon.fr)

L'imperméabilisation des milieux urbains modifie le cycle naturel de l'eau, provoquant le ruissellement de l'eau à la surface au lieu de s'infiltrer dans le sol, transportant divers contaminants tels que des hydrocarbures, des pesticides, des éléments traces métalliques, des matières organiques naturelles, etc. Comprendre le transport colloïdal est nécessaire pour évaluer les dynamiques des contaminants et appréhender les potentiels risques pour les milieux récepteurs. Dans ce contexte, il est important de mieux comprendre la composition chimique des colloïdes, notamment en ce qui concerne les éléments traces métalliques. De même, il est important d'analyser l'impact des facteurs environnementaux, tels que la saisonnalité et la durée des périodes de temps sec, sur la dynamique des contaminants. Pour cela, des campagnes de prélèvement sont effectuées pendant plusieurs périodes pluvieuses sur plusieurs mois sur des ouvrages de traitement des eaux pluviales de nature différente mais également qui couvrent des espaces de ruissellement différents. Les échantillons sont séparés par ultrafiltration centrifuge en différentes fractions puis caractérisés par des analyses élémentaires et des caractérisations de la matière organique. L'objectif est de renseigner plus précisément sur le rôle des colloïdes et de la matière organique associée dans la mobilisation des contaminants métalliques, et donc d'améliorer la prise en compte des ouvrages de gestion des eaux pluviales et de mieux comprendre la genèse des sédiments qui s'accumulent en surface des ouvrages d'infiltration.

Mots-clés : eau de ruissellement, colloïde, métaux, transport, caractérisation.

CONTRIBUTION OF COLLOIDAL PHASES TO THE DYNAMICS OF METALLIC CONTAMINANTS IN URBAN STORMWATER: 1st RESULTS

The sealing of urban environments alters the natural water cycle, causing water to run off the surface instead of infiltrating the soil, transporting various contaminants such as hydrocarbons, pesticides, trace and metallic elements, organic matter, etc. Understanding colloidal transport is essential for assessing contaminant dynamics and understanding potential risks to receiving environments. In this context, it is important to better understand the chemical composition of colloids, particularly in terms of trace metals. Similarly, it is important to analyze the impact of environmental factors, such as seasonality and the duration of dry weather periods, on contaminant dynamics. To this end, sampling campaigns are carried out during several rainy periods throughout the year on stormwater treatment facilities of different types, covering different runoff areas. Samples are separated by centrifugal ultrafiltration into different fractions, then characterized by elemental analyses and organic matter characterization. The results provide more precise information on the role of colloids and associated organic matter in the mobilization of metal contaminants, and thus help to improve consideration of stormwater management structures and better understand the genesis of sediments that accumulate on the surface of infiltration structures.

Keywords : runoff, colloid, metals, transport, characterization

I PROBLEMATIQUE

La gestion durable des eaux de pluie est l'un des enjeux des villes résilientes aux impacts des changements climatiques [Ministère de la transition écologique, 2021]. Des "techniques alternatives" dont les solutions fondées sur la nature se sont développées notamment dans les zones urbaines [Bush et Doyon, 2016], offrant ainsi un panel de solutions adaptées à des échelles variables : noue, fossé, jardin de pluie, bassins d'infiltration, etc. Ces ouvrages sont conçus pour permettre notamment l'infiltration de l'eau dans le sol et ainsi favoriser un retour de l'eau à la nappe phréatique.

Les eaux de ruissellement proviennent des eaux de pluie qui entraînent avec elles des dépôts atmosphériques et lessivent des surfaces plus ou moins imperméabilisées et des dépôts atmosphériques lors d'épisodes de pluie. Ces eaux urbaines entraînent avec elles divers composés organiques d'origine anthropique ou naturelle, mais également de nombreux contaminants de nature et d'origine diverses [Sen et Khilar, 2006] : les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) issus de la combustion de matières fossiles, les pesticides utilisés pour l'entretien des aménagements, les éléments traces métalliques, etc. Cette diversité de contaminants soulève plusieurs questionnements à la fois sur leur dynamique et leur risque potentiel pour les milieux récepteurs, mais également sur leurs interactions avec la matière organique.

La caractérisation des colloïdes dans les milieux naturels est largement documentée [Pokrovsky et al., 2016, Pokrovsky et Schott, 2002]. Le rôle des colloïdes dans le transport de contaminants a notamment été mis en avant [De Jonge et al. 2004, Seta et Karathanasis, 1997]. Dans les milieux très anthropisés, les travaux sur les phases colloïdales sont moins nombreux même si les colloïdes dans les eaux de ruissellement et d'infiltration des milieux urbains ont par exemple fait l'objet de plusieurs études [Dang et al. 2023, Durin et al. 2007, Béchet al. 2006,]. Cependant des questionnements persistent sur la caractérisation des colloïdes sur une plus grande diversité de sites d'étude ou encore sur le rôle de la MO dans le transport colloïdal.

En France, le nombre d'ouvrage destiné à traiter les eaux de ruissellement a considérablement augmenté [Baruch, 2019]. Ces ouvrages de traitement des eaux de pluie sont conçus pour certains d'entre eux pour notamment permettre l'infiltration de l'eau dans le sol. Ainsi le risque de contamination du sol et des eaux souterraines doit être mieux appréhendé. Il est donc nécessaire d'identifier plus précisément comment ces phases colloïdales sont impliquées dans le transport des contaminants en identifiant plus précisément quelles sont les phases porteuses de contaminants.

Ces travaux ont pour objectif, dans un premier temps, de caractériser les évolutions des fractions dissoutes, colloïdales et particulaires contenues dans les eaux pluviales et les eaux de ruissellement des milieux urbains avant leur infiltration dans le milieu poreux, mais également de mieux identifier les associations entre la matière organique et les éléments traces métalliques en fonction des différentes fractions granulométriques identifiées, notamment à l'échelle colloïdale à travers une méthode de fractionnement qui a été utilisée en milieu naturel [Pokrovsky et al. 2016, Pokrovsky et al. 2010, Vasyukova et al. 2010, Pokrovsky et al., 2006, Pokrovsky et Schott, 2002] transposée ici au milieu urbain.

II METHODOLOGIE ET PREMIERS RESULTATS

Les sites d'études choisis sont des ouvrages de gestion des eaux de ruissellement de différents types (noue, tranchée, chaussée poreuse, bassins de rétention et d'infiltration). Certains de ces ouvrages disposent d'un suivi en continu, notamment des mesures de débit et de pH. Ces suivis sont assurés par l'OTHU (Observatoire de terrain en Hydrologie Urbaine à Lyon), qui a pour objectif de collecter et de stocker des données sur le fonctionnement de différents sites expérimentaux. La figure 1 montre, à titre d'exemple, les mesures de pH effectuées sur le bassin de Django Reinhardt à l'entrée des ouvrages de rétention et d'infiltration. Le bassin de Django Reinhardt est un ouvrage instrumenté et suivi par l'OTHU depuis 2016, sur différents paramètres (pH, conductivité, débitimétrie etc.) impliqué dans des projets tels que MicroMegas portant sur le devenir des micropolluants dans les ouvrages de gestion des eaux pluviales. Le bassin versant est estimé à 185 ha et semble concentrer des activités industrielles.

Les données présentées sont la compilation de 262 800 valeurs réparties sur l'ensemble de l'année 2023 qui ont été obtenues via le suivi continu des bassins avec une mesure toutes les deux minutes. La distribution des valeurs de pH montre une distribution bimodale symétrique des valeurs de pH pour le bassin de rétention (correspondant aux eaux de ruissellement du bassin versant) avec deux pics du pH à 7,9 et 8,1 pH. Pour le bassin d'infiltration, la distribution semble être unimodale asymétrique avec un pic à 7,85 pour la valeur du pH.

Ces valeurs semblent relativement élevées en comparaison des valeurs de la littérature sur les eaux de ruissellement [Dang et al., 2023, Razguliaev et al., 2023, Baralkiewicz et al., 2014] et méritent donc une attention particulière. Par ailleurs, même si elles sont limitées, les variations de pH observées au sein d'un bassin, mais aussi entre les 2 bassins, sont non négligeables. Des travaux préalables sur des dépôts

de filtres plantés de roseaux ont par exemple montré qu'une remobilisation importante de la matière organique pouvait avoir lieu à ces pH en comparaison d'une eau au pH neutre [Banc et al., 2021].

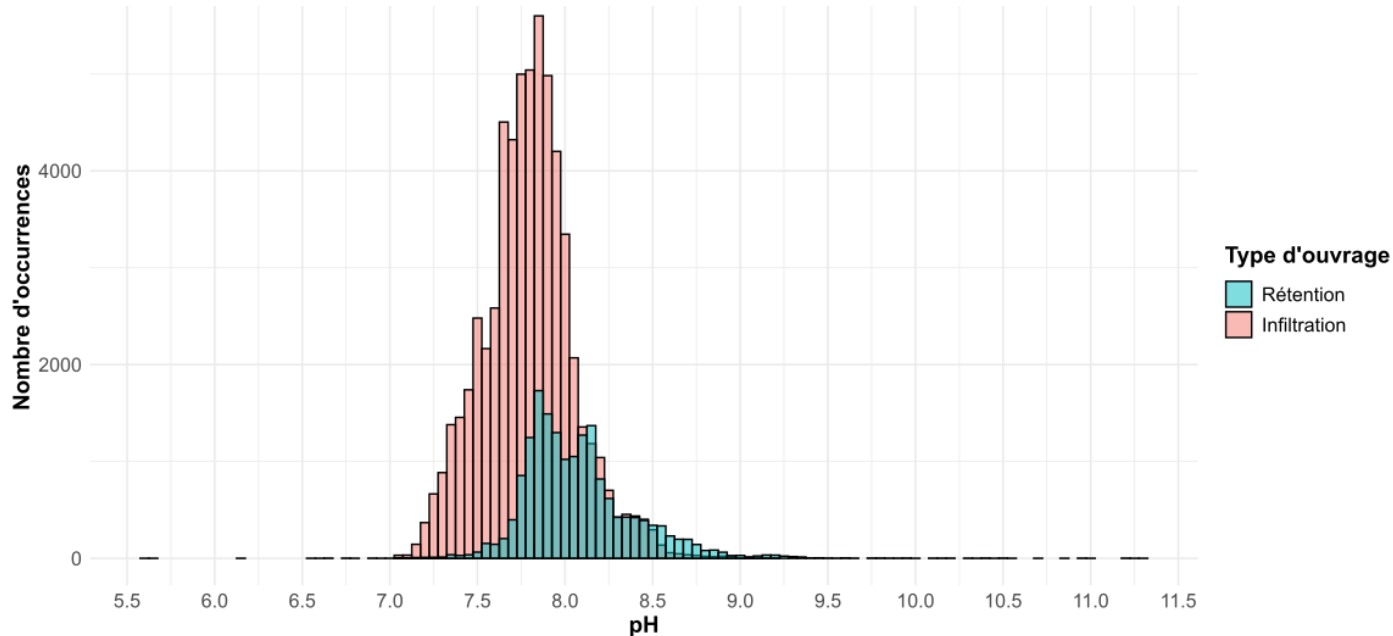


Figure 1. Diagramme de distribution du pH des eaux d'entrées d'ouvrage du bassin d'infiltration et de rétention « Django-Reinhardt » localisé à Chassieux (Agglomération Lyonnaise) sur l'ensemble de l'année 2023 (distribution normale).

De plus, ces auteurs ont montré que la remobilisation à l'échelle colloïdale était différente en termes de répartition des contaminants dans les différentes phases [Banc et al., 2023]. Par exemple, la proportion de zinc associée aux petits colloïdes (entre 3 kDa et 30 kDa) est moins importante à pH 8 qu'à pH 7, alors que pour la proportion de chrome associée aux gros colloïdes (entre 30 kDa et 0,45 μ m), elle est plus importante à pH 8 qu'à pH 7. Les variations de pH observées dans les différents bassins pourraient donc avoir des conséquences sur la répartition entre les phases, des contaminants mais également sur leur spéciation.

En complément de ces mesures en continu de paramètres physico-chimiques, des prélèvements sont effectués en amont des ouvrages, mais également parfois en aval, afin d'obtenir des informations sur la dynamique colloïde-contaminant dans le continuum eau pluviale-sol-eaux souterraines. Le fractionnement des différentes phases se base sur la méthodologie utilisée par Banc et al. [2021, 2023], via une approche d'ultrafiltration centrifuge adaptée de Pokrovsky et al. [2016], afin d'obtenir les tailles suivantes : particulaires (> 0,45 μ m), colloïdales (0,45 μ m - 3 kDa) et réellement dissoutes.

Après cette séparation par ultrafiltration, les teneurs en carbone organique, en carbone inorganique et en éléments majeurs et traces sont analysées. En complément, certains échantillons font l'objet d'analyses par spectroscopie d'absorbance UV afin de caractériser la nature de la matière organique (la quantité, la typologie). Les résultats en cours d'acquisition seront présentés et feront l'objet d'une interprétation pour identifier les potentielles relations matière organique - métaux en fonction des fractions étudiées à l'échelle colloïdale. Ces résultats devraient permettre de mieux renseigner les modèles de modélisation géochimique.

III REMERCIEMENTS

Les auteurs souhaitent remercier Nicolas Walcker, Serge Naltchayan et l'ensemble de l'OTHU pour leurs soutiens techniques sur les prélèvements ainsi que Nathalie Dumont et David Lebouil pour les analyses chimiques réalisées dans le cadre de ces travaux.

IV REFERENCES

- Banc, C., Gautier, M., Blanc-Biscarat, D., Lupsea-Toader, M., Marsac, R., & Gourdon, R. (2023). pH control on organic and organo-mineral colloids carrying major and trace elements in leachates of wetland sludge deposits. *Chemical Engineering Journal*, 471, 144244.
- Banc C., Gautier M., Blanc-Biscarat D., Lupsea-Toader M., Marsac R. Gourdon R. (2021). Influence of pH on the release of colloidal and dissolved organic matter from Vertical Flow Constructed Wetland surface sludge deposits. *Chemical Engineering Journal*, 418.
- Barańkiewicz, D., Chudzińska, M., Szpakowska, B., Świerk, D., Gołdyn, R., & Dondajewska, R. (2014). Storm water contamination and its effect on the quality of urban surface waters. *Environmental monitoring and assessment*, 186, 6789-6803.
- Béchet, B., Durin, B., Legret, M., & Le Cloirec, P. (2006). Colloidal speciation of heavy metals in runoff and interstitial waters of a retention/infiltration pond. *Water science and technology*, 54(6-7), 307-314.
- Bush, J. & Doyon, A. (2019). Building urban resilience with nature-based solutions: How can urban planning contribute? *Cities* 95. 102483.
- Dang, D. P. T., Jean-Soro, L., & Béchet, B. (2023). Pollutant characteristics and size distribution of trace elements during stormwater runoff events. *Environmental Challenges*, 11, 100682.
- De Jonge, L. W., Kjærgaard, C., & Moldrup, P. (2004). Colloids and colloid-facilitated transport of contaminants in soils: An introduction. *Vadose Zone Journal*, 3(2), 321-325.
- Durin, B., Bechet, B., Legret, M., & Le Cloirec, P. (2007). Role of colloids in heavy metal transfer through a retention-infiltration basin. *Water Science and Technology*, 56(11), 91-99.
- Ministère de la Transition Ecologique. (2021). Gestion durable des eaux pluviales : le plan d'action.
- Mohanty, S. K., Saiers, J. E., & Ryan, J. N. (2015). Colloid mobilization in a fractured soil during dry-wet cycles: role of drying duration and flow path permeability. *Environmental science & technology*, 49(15), 9100-9106.
- Pokrovsky, O. S., & Schott, J. (2002). Iron colloids/organic matter associated transport of major and trace elements in small boreal rivers and their estuaries (NW Russia). *Chemical Geology*, 190(1-4), 141-179.
- Pokrovsky, O. S., Schott, J., & Dupré, B. (2006). Trace element fractionation and transport in boreal rivers and soil porewaters of permafrost-dominated basaltic terrain in Central Siberia. *Geochimica et cosmochimica Acta*, 70(13), 3239-3260.
- Pokrovsky, O. S., Viers, J., Shirokova, L. S., Shevchenko, V. P., Filipov, A. S., & Dupré, B. (2010). Dissolved, suspended, and colloidal fluxes of organic carbon, major and trace elements in the Severnaya Dvina River and its tributary. *Chemical Geology*, 273(1-2), 136-149.
- Pokrovsky, O. S., Manasypov, R. M., Loiko, S. V., & Shirokova, L. S. (2016). Organic and organo-mineral colloids in discontinuous permafrost zone. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 188, 1-20.
- Razguliaev, N., Flanagan, K., Muthanna, T., & Viklander, M. (2023). Urban stormwater quality: A review of methods for continuous field monitoring. *Water Research*, 120929.
- Baruch, J-O.. (2019) Traitement des eaux de ruissellement : choisir la bonne solution. *La Revue EIN*.
- Sen, T. K., & Khilar, K. C. (2006). Review on subsurface colloids and colloid-associated contaminant transport in saturated porous media. *Advances in colloid and interface science*, 119(2-3), 71-96.

- Seta, A. K., & Karathanasis, A. D. (1996). Water dispersible colloids and factors influencing their dispersibility from soil aggregates. *Geoderma*, 74(3-4), 255-266.
- Vasyukova, E. V., Pokrovsky, O. S., Viers, J., Oliva, P., Dupré, B., Martin, F., & Candaudap, F. (2010). Trace elements in organic-and iron-rich surficial fluids of the boreal zone: Assessing colloidal forms via dialysis and ultrafiltration. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(2), 449-468.

SUR L'IMPORTANCE DU CRITERE DE PERSISTANCE POUR L'EVALUATION DES PERFORMANCES DES MODELES DE PREVISION DES CRUES : APPLICATION D'UN PERCEPTRON MULTICOUCHE SUR DES COURTS HORIZON DE PREVISION DE CRUES

SAINT FLEUR Bob E⁽¹⁾, GAUME Éric⁽¹⁾, SURMONT Florian⁽¹⁾, AKIL Nicolas⁽²⁾, THERIEZ Dominique⁽²⁾

⁽¹⁾Université Gustave Eiffel, GERS-EE, Nantes, France

⁽²⁾aQuasys, Port-Saint-Père, France – contact@aquasys.fr

*bob.saint-fleur@univ-eiffel.fr, +33768667740

Les modèles de prévision des crues sont essentiels dans la gestion des risques hydrologiques. En raison des incertitudes inhérentes aux données hydrométéorologiques et les imperfections des modèles, la conception de modèles hydrologiques performants reste un défi majeur. Qu'ils soient statistiques, conceptuels ou à base physique, les modèles hydrologiques sont principalement conçus pour la simulation, alors que la prévision reste essentielle en hydrologie opérationnelle. Dans les quelques cas de prévision, leur calibration et/ou évaluation est souvent effectuée sans tenir compte du risque d'être naïf. Une prévision naïve représente l'absence de modèle où le dernier débit mesuré est reconduit comme prévision. La naïveté d'un modèle de prévision peut être évaluée la persistance (PERS) qui n'est autre que le ratio de variance entre la réalisation du modèle et la prévision naïve. Dans cette étude, nous analysons la différence de performance d'un modèle de prévision calibré avec soit le Nash-and-Sutcliffe Efficiency (NSE) ou la PERS. La base de données journalière américaine CAMELS est utilisée, et les horizons de prévision ciblés sont 1- et 7-jours. En l'absence de prévisions météorologiques réelles, deux hypothèses sont adoptées : (1) les prévisions sont considérées comme parfaites, en utilisant les données météorologiques observées ; (2) les données historiques annuelles sont utilisées données météorologiques. Un perceptron multicouche (MLP) est utilisé comme outils de prévision, car plusieurs études ont montré que les modèles d'apprentissage automatique sont plus performants que les modèles hydrologiques traditionnels. Afin d'améliorer la qualité des prévisions, les dernières observations du débit sont assimilées dans le modèle. Les résultats montrent que, contrairement pour l'évaluation, il n'y pas de différence significative à calibrer le modèle avec l'un ou l'autre des critères. Les différences observées dans l'évaluation, en particulier pour le court horizon de prévision, révèlent l'importance de prendre en compte les deux critères pour évaluer ces modèles de prévision.

Mots-clés : Multilayer Perceptron, persistance, NSE, prévision, assimilation de données

On the importance of the persistency criteria for the performances assessment of discharge forecasting models: Evaluation of a Multilayer Perceptron for short-term lead time discharge forecast

Discharge forecast models are critical tools for decision making in a water resource and/or risk management system. Due to inherent uncertainties in hydrometeorological data and model imperfections, providing accurate discharge forecast models remains a significant challenge. Whether they are categorized as data-driven, conceptual, or physics-based, most hydrologic models are predominantly designed for runoff simulation, while forecasting remains essential in operational hydrology. In the few cases of their forecasting use, their calibration and evaluation are often done neglecting their naive dimension given the lead time. A naive forecast corresponds to a no-model case where the last measured discharge is used as forecast. The persistence criterion (PERS) can be used to evaluate the quality of a real model compared to the naive assumption. In this study, we analyze the potential gain of using or not the persistence criterion in a forecasting model setup. In that sense, we have compared cases where the classical Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) or the PERS criterion were used on a discharge forecasting model for both calibration and evaluation. The target lead times are 1- and 7-days. The training is done using the daily CAMELS dataset. In the absence of real weather forecasts, two assumptions are considered: (1) forecasts are considered perfect, using the actual observed meteorological inputs; (2) weather forecasts are sampled

annually from the historical data. A multilayer perceptron (MLP) is used as forecasting module since it has recently been proven that machine learning models outperform traditional models in rainfall-runoff modeling. In order to improve the forecasts quality, the recent discharge records are used as a data assimilation strategy. As a result, unlike the evaluation, no significant differences were found in the calibration using either criterion. The differences observed in the evaluation, particularly for short lead time, reveals how important it can be to consider both criteria on such models.

Keywords: Multilayer Perceptron, persistency, NSE, discharge forecasting, data assimilation

I INTRODUCTION

En hydrologie opérationnelle, les modèles de prévision de débits en temps réel sont cruciaux pour les prises de décision. Cependant, la plupart des modèles disponibles sont conçus principalement dans un contexte de simulation. En général, un modèle de simulation peut être utilisé dans un contexte de prévision s'il est alimenté avec des prévisions météorologiques. Entretemps, il a été constaté qu'en absence de techniques d'assimilation de données (DA), les modèles peuvent être peu efficaces pour fournir des prévisions de qualité à courte échéance. La DA est une stratégie classique qui consiste à alimenter un modèle numérique avec des données mesurées en vue de l'aider à réduire ses incertitudes (Lee et al., 2012 ; Li et al., 2014 ; McMillan et al., 2013 ; Vrugt et al., 2006). Le débit observé est souvent utilisé dans cette technique. Au-delà de la capacité d'un modèle à reproduire un débit, l'une des principales qualités attendues en prévision est sa capacité à faire mieux qu'une prévision naïve. Par définition, une prévision naïve correspond à une absence de modèles où l'on suppose que le débit ne varie pas jusqu'à l'horizon ciblé. Cette qualité peut être mesurée par le critère de persistance (Kitanidis et Bras, 1980) réalisant le ratio de variance entre une réalisation naïve et celle d'un modèle réel. Malheureusement, cette évaluation est rarement considérée dans la plupart des modèles proposés dans la littérature (Saint Fleur et al., 2024). L'assimilation de données (DA) est une stratégie classique qui consiste à alimenter un modèle numérique avec des données mesurées en vue de l'aider à réduire ses incertitudes.

Catégorisés en modèles à base physiques, conceptuels ou à base statistique, une panoplie de modèles hydrologiques existe dans la littérature. Cependant, au cours de ces dernières années, il a été montré que les modèles statistiques, en particulier ceux basés sur l'intelligence artificielle (IA) étaient plus performants pour la modélisation hydrologique (Kratzert et al., 2019). Les plus populaires sont entre autres, le Long-Short-Term-Memory (LSTM) (Schmidhuber et Hochreiter, 1990), le Multilayer Perceptron (MLP) (Rumelhart et al., 1986 ; Bishop, 1995 ; Warren McCulloch et Walter Pitts en 1943), récemment les Transformers (Pözl et al., 2024).

Dans le cadre de ce travail, nous mettons l'accent sur un aspects clé durant mise en place d'un modèle de prévision : si le critère de calibration était de la persistance à la place du grand classique critère de Nash (Nash et Sutcliffe, 1970). Pour apprécier cela, tout en utilisant le débit observé comme stratégie de DA, nous mettons en place un modèle de prévision à une échéance courte (1 jour) et moyenne (7 jours) basée sur l'IA. Le choix est porté sur le MLP du fait de sa simplicité vis-à-vis des autres modèles. Dans la suite de ce document, les données sont brièvement présentées à la section II.1, suivie du MLP en II.2, ensuite les critères d'évaluation en II.3. La section III contient les résultats et les discussions, suivie d'une conclusion en IV et bibliographie en V.

II MATERIELS ET METHODES

II.1 Site et données

Les données utilisées proviennent de la base de données CAMELS (Catchment Attributes and Meteorology for Large-sample Studies) par Newman et al. (2015) et Addor et al. (2017). Elle est constituée d'observations hydrométéorologiques journalières sur près de 700 bassins versants sur le territoire américain et couvrant pour une grande partie la période de 1981-2014. Pour des raisons de simplicité, nous nous limitons à la période 1989-2008 et sur une cinquantaine de bassins versant. Les variables météorologiques utilisées sont : Pluie, Température Min et Max, la Radiation solaire, l'équivalent en eau des neiges, la pression de vapeur, l'évapotranspiration.

II.2 Modèle : Le Multi Layer Perceptron (MLP)

Le choix a été porté sur un modèle d'IA en raison de leur efficacité avérée, et sur le MLP en particulier du fait de sa plus faible exigence en ressource et temps de calcul pour une performance acceptable. Etant parmi les plus utilisés en hydrologie, le MLP est particulièrement apprécié pour ses deux propriétés fondamentales que sont la parcimonie (Barron, 1993) et l'approximation universelle (Hornik et al., 1989).

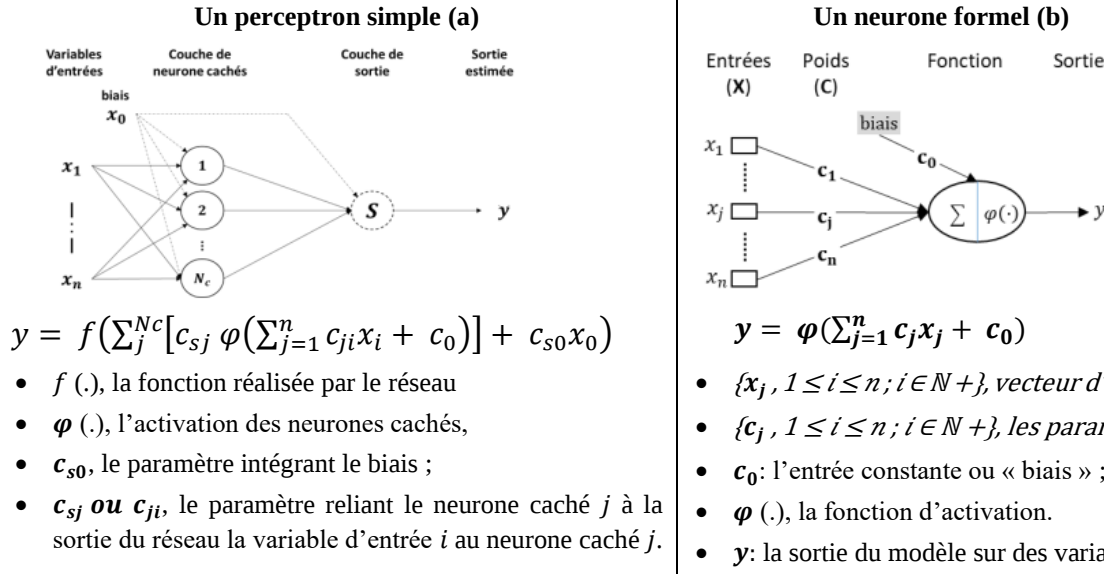


Figure 1. Schéma d'un réseau de neurones (a) et d'un neurone formel (b)

Proposé par Rumelhart et al. (1986) et Bishop (1995), c'est un type de réseau de neurones assez simple, comportant au moins une couche de neurones linéaires connectés aux variables d'entrées, suivie d'au moins une couche cachée de neurones non-linéaires pour les opérations complexes, et en fin une couche de neurones qui fournit la sortie du réseau. De son côté, un neurone formel n'est autre qu'une fonction mathématique qui réalise une somme pondérée de ses entrées et fournit une sortie à travers une fonction généralement non-linéaire (sigmoïde), appelée fonction d'activation. Pour plus d'informations sur la mise en œuvre d'un réseau de neurones, veuillez consulter (Dreyfus et al., 2002 ; Stone, 1976 ; Sjöberg et al., 1995 ; Bartlett, 1997).

II.3 Evaluation et critères

L'évaluation faite dans ce travail comprend deux volets : (1) la différence de performance des modèles suivant le critère de calibration utilisé et (2) la qualité des prévisions elles-mêmes. Le deuxième volet est décliné en deux groupes : déterministes (Tableau 1) ou ensembliste.

Tableau 1: Critères d'évaluation

Critère	Formule	Commentaire
NSE (Nash and Sutcliffe, 1970)	$1 - \frac{\sum_{k=1}^n (Q_k - \bar{Q}_k)^2}{\sum_{k=1}^n (Q_k - \bar{Q})^2}$	$-\infty < \text{NSE} \leq 1$ Objectif = 1
King Gupta Efficiency (KGE) (Gupta et al., 2011)	$1 - \sqrt{(R^2 - 1)^2 + \left(\frac{\sigma_s}{\sigma_o} - 1\right)^2 + \left(\frac{\mu_s}{\mu_o} - 1\right)^2}$	$-\infty < \text{KGE} \leq 1$ Objectif = 1
Persistence (PERS) (Kitanidis et Bras, 1980)	$1 - \frac{\sum_{k=1}^n (Q_{k+h} - \bar{Q}_{k+h})^2}{\sum_{k=1}^n (Q_{k+h} - \bar{Q}_k)^2}$	$-\infty < \text{PERS} \leq 1$ Objectif = 1
Synchronous percentage of the Peak Discharge (SPPD)	$100 * \frac{\bar{Q}_{k Q}^{max}}{Q^{max}}$	$-\infty < \text{Sppd} \leq +\infty$ Objectif = 100%
Peak delay (Pd)	$k_{\bar{Q}^{max}} - k_{Q^{max}}$	$-\infty < \text{Pd} \leq +\infty$ Objectif = 0

Avec:

- $Q, \hat{Q}$ et $\bar{Q}$: Débits observés, simulés et moyens à l'instant k , débits simulés à l'instant k et le débit moyen
- h, k et k_Q^{max} : l'horizon de prévision, l'instant k et celui du débit observé maximal
- σ_s/σ_o , μ_s/μ_o , R^2 : écart-type du débit simulé/observé, le débit simulé/observé moyen, et le coefficient de détermination entre les débits simulés et observés

Pour ce qui du caractère ensembliste des prévisions, nous avons priorisé une analyse graphique en utilisant uniquement le diagramme de Talagrand (Talagrand et al., 1997) et le diagramme de confiance. Ces deux diagrammes permettent d'évaluer la fiabilité des modèles de prévisions par simple analyse de la forme de la distribution des prévisions par rapport à une référence visuelle. Pour le diagramme de rang, la distribution peut être plane (idéale), en U (sous-dispersée), gaussienne (sur-dispersée) ou triangulaire (biaisée à gauche ou à droite). Le diagramme de confiance est une autre représentation du diagramme de rang par rapport à sa diagonale qui symbolise la correspondance entre distribution de prévisions et distribution d'observations. Au-dessus (-dessous) de celle-ci, est indiquée la sur-(sous-) dispersion des prévisions.

II.4 Dispositif expérimental

Tout le processus de modélisation dans ce travail est réalisé sur **Scikit-Learn** étant l'une des bibliothèques en accès libre pour la réalisation de modèles d'IA. Le module MLP y est appelée **MLPRegressor** dans la classe **neural_network**. Les données de 1989-2006 est utilisée pour l'apprentissage/calibration, le reste (2006-2008) est réservée à l'évaluation. La méthode de validation croisée est utilisée pour lors de l'apprentissage en vue de garantir la capacité de généralisation du modèle. Les hyperparamètres dimensionnés sont présentés en annexe du document. Pour absorber les influence de l'initialisation sur les modèles, un ensemble de 60 membres est considéré à chaque fois.

III RÉSULTATS

Les résultats issus obtenus dans ce travail sont présentés comme suit : (1) la comparaison de la performance des modèles en fonction du critère utilisé dans sa calibration. Pour cela, tous les critères d'évaluation choisis sont considérés. (2) Une analyse graphique est proposée sur les deux hypothèses de prévisions considérées : prévision en pluie parfaite ou en jouant la climatologie passée.

III.1 Comparaison en fonction des critères d'évaluation utilisés en apprentissage

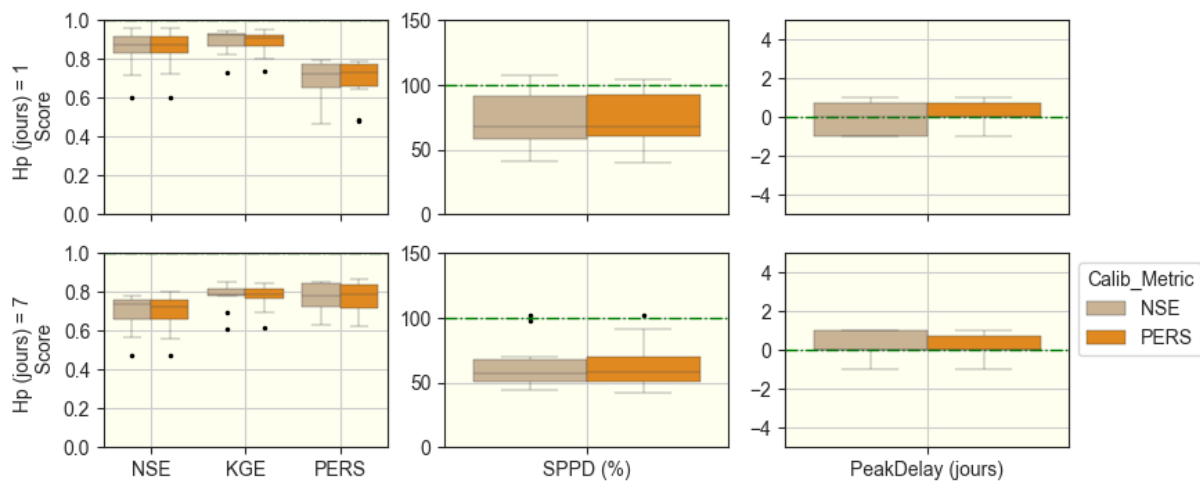


Figure 2. Comparaison de la performance du modèle calibré avec PERS ou NSE. Horizons de prévision, 1jour (ligne1), 7jours (ligne2). NSE (marron) et PERS (orange). Les critères d'évaluation sont groupés en 3 parties compte tenu de leur plage de valeur.

Comme indiqué sur la Figure 2, les performances obtenues en calibrant avec l'un ou l'autre des deux critères sont affichées pour chaque métrique. Globalement, on peut constater qu'il n'y pas de différences significatives. Cependant, si on devait rester sur les détails au niveau des SPPD et du décalage des pics de crues, on pourrait attester quelques légers gains apportés par l'utilisation du PERS dans la calibration.

III.2 Prédiction sous l'hypothèse pluie parfaite ou de la climatologie

Au niveau de la Figure 3, sont présentés les sorties du modèle pour un des bassins utilisés avec une superposition de deux hypothèses de prédiction évoquées. L'hypothèse de la « pluie parfaite » correspond à un cas exclusivement expérimental où les forçages météorologiques déjà mesurés sont considérés à titre de prédiction. Ce choix est utile pour apprécier la qualité du modèle dans un cas idéal. Sur l'hypothèse dite « climatologique », l'historique des forçages climatologiques est reconduit comme prédiction. Plusieurs stratégies peuvent en découler, mais dans ce travail, nous nous sommes basés sur une sélection par dates correspondantes entre les années. Chaque année de l'historique étant un membre, donc une trajectoire possible de la prédiction. A noter que la dimension d'ensemble est présente dans les deux cas, c'est grâce au fait de considérer un ensemble d'initialisation aléatoire pour chaque modèle.

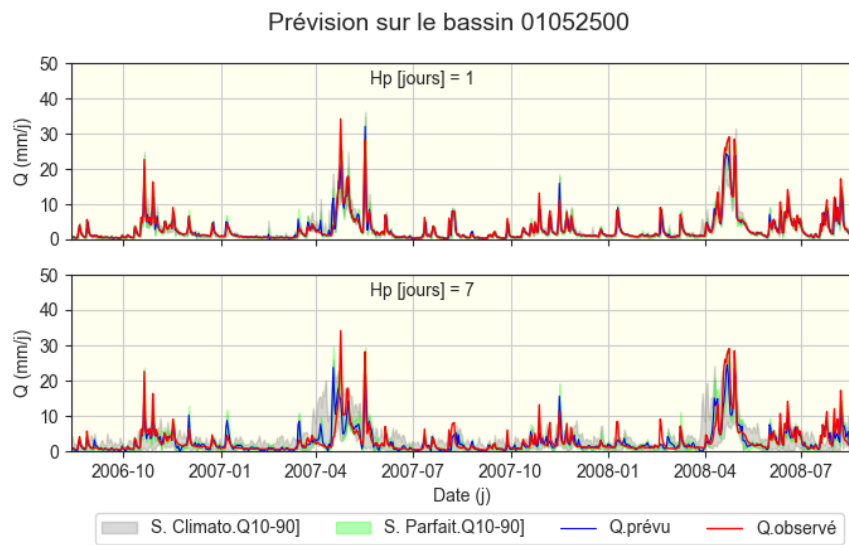


Figure 3. Exemple d'hydrographes avec les deux hypothèses de prédiction. Le débit observé (rouge), prévu (bleu), plage de sortie en hypothèse de pluie parfaite (vert), ou climatologie (gris).

On peut constater que la performance du modèle est globalement bonne sur les différentes phases de l'hydrogramme observé. Bien que cette performance soit un peu dégradée entre les deux horizon de prédiction testées, le modèle a su tout de même garder à la fois la synchronisation des pics et l'amplitude des pics de crue. Ce qui est en général assez difficile en prédiction hydrologique. L'analyse de ces prévisions sous le prisme ensembliste, pour l'ensemble des bassins versant utilisés et tous les membre inclus, est présentée au niveau de la Figure 4.

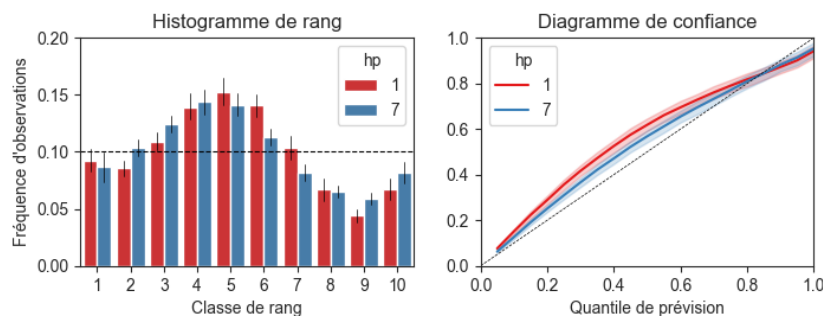


Figure 4. Diagramme de rang et de confiance sur les prévisions

En analysant ces deux diagrammes, on peut globalement constater une légère sur dispersion des prévisions, car à on a un débordement au-dessus de la ligne d'uniformité (à gauche) ou de la confiance (à droite). Cependant, cela reste une performance à apprécier car le modèle est évalué sur une chronique longue de plus de deux ans incluant basse, moyenne et hautes eaux.

III.3 Le NSE ou PERS pour évaluer la prévision ?

Au niveau de cette partie, nous analysons ces prévisions d'ensembles comme s'ils étaient à prendre individuellement. Pour cela, les critères déterministes NSE (bleu) et PERS (orange) sont utilisés (Figure 5) sur l'ensemble des hypothèses de prévision : l'hypothèse de pluie parfaite (trait + point), l'hypothèse de la climatologie (trait fin continu). On a les deux limites de performance, basse avec le modèle naïf (trait gras discontinu), haute avec le débit observé (trait gras continu).

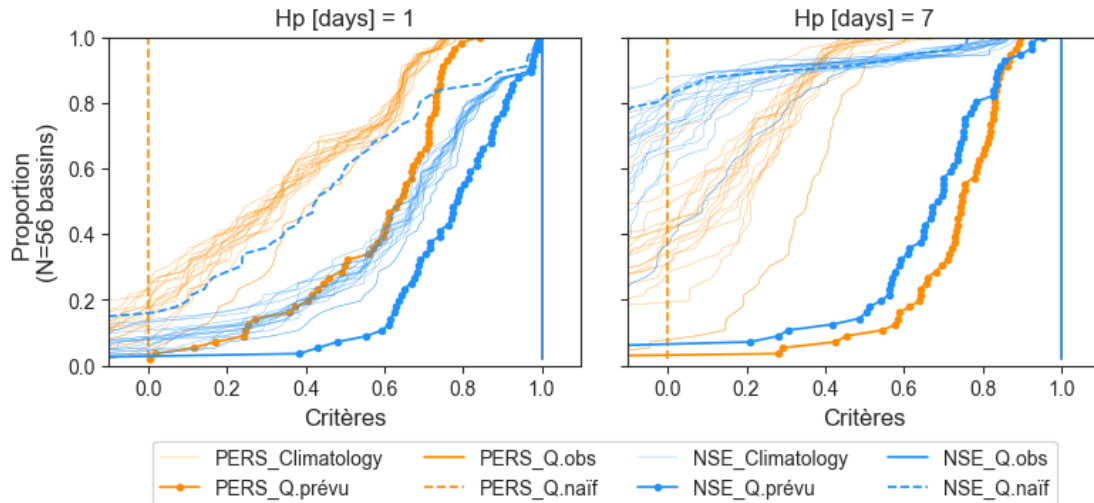


Figure 5. Angles d'évaluation sur le NSE ou la persistance

Constatons qu'en fonction de l'horizon de prévision, un critère aura des valeurs plus ou moins élevées. Le côté intéressant de cette comparaison est qu'il existe un point de chevauchement entre les horizons 1 et 7 jours. La persistance indiquant des valeurs faibles pour 1 jour est un classique en hydrologie dans la mesure où c'est très difficile de battre une prévision naïve sur les courts horizons de prévision. Sur l'horizon de 7 jours, le critère PERS a des valeurs assez élevées, alors que le NSE recule. Cela peut indiquer qu'étant donné une prévision si lointaine, un NSE dégradé peut ne pas suffire pour jeter un tel modèle. D'où l'importance d'inclure la persistance dans l'évaluations d'une prévision.

IV CONCLUSIONS

Dans ce travail, nous avons réalisé un ensemble de prévision sur une cinquantaine bassins versant sur le territoire américain pour des horizons d'un (1) et de sept (7) jours en utilisant la base de données CAMELS. Un MLP était utilisé comme module de prévision. Le modèle a été informé également par débit observé comme stratégie de DA. Nous avons analysé s'il y avait un manque à gagner au fait de ne pas considérer le critère de persistance dans la calibration du modèle de prévision. Les résultats ont montré qu'il n'y a, dans la configuration testée dans ce travail, aucun gain significatif à changer de critère de calibration. Cependant, quelques petites différences étaient à souligner pour certains critère de forme sur les hydrogrammes prévus. Quant à la performance globale des modèles, même si quelques écarts étaient à relever, on peut noter une bonne prise en compte des différentes phases des hydrogrammes (pic de crue, courbe de crue, récession). Du point de vue des hypothèses de prévision, au vu de la distribution plutôt uniforme des observations à travers les ensembles de prévision, on peut attester que ces modèles peuvent être utilisés dans un contexte opérationnel avec une bonne satisfaction.

Ce travail peut être approfondi en explorant d'autres modèles, d'autres bassins, d'autres horizons de prévision et même d'autres critères de calibration. Une telle ouverture pourrait faciliter une conclusion beaucoup plus complète sur les approches testées ici.

V REFERENCES

- Addor, N., Newman, A. J., Mizukami, N., and Clark, M. P.: The CAMELS data set: catchment attributes and meteorology for large-sample studies, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 21, 5293–5313, <https://doi.org/10.5194/hess-21-5293-2017>, 2017a. a, b
- Barron, A. R. (1993) ‘Universal approximation bounds for superpositions of a sigmoidal function’, *IEEE Transactions on Information Theory*, 39(3), pp. 930–945. doi: 10.1109/18.256500
- Bartlett, P. L. (1997) ‘For valid generalization, the size of the weights is more important than the size 129 of the network’, *Advances in Neural Information Processing Systems*. Edited by eds. M.C. Mozer, M.I. Jordan, and T. Petsche, 9, pp. 134–140.
- Bishop, C. M. (1995) *Neural networks for pattern recognition*. Cambridge, UK: Oxford university press. doi: 10.1007/BF02811896.
- Boucher M -A., Quilty J, Adamowski J. Data Assimilation for Streamflow Forecasting Using Extreme Learning Machines and Multilayer Perceptrons. *Water Resour Res.* 2020;56(6). doi:10.1029/2019WR026226
- Bourgin F, Ramos MH, Thirel G, Andréassian V. Investigating the interactions between data assimilation and post-processing in hydrological ensemble forecasting. *J Hydrol (Amst)*. 2014;519:2775-2784. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.07.054
- Burnash, R. J., Ferral, R. L., and McGuire, R. A.: A generalized streamflow simulation system, conceptual modeling for digital computers, Joint Federal and State River Forecast Center, U.S. National Weather Service, and California Department of Water Resources Tech. Rep., 204 pp., 1973. a
- Dreyfus, G., Jean-Marc, M., Manuel, S., Mirta, B. G., Fouad, B., Sylvie, T., & Laurent, H. (2002). *Réseaux de neurones: Méthodologie et applications* (Eyrolles, Ed.; 1st ed.). Geodif.
- Georgakakos, K. P. (1986) ‘A generalized stochastic hydrometeorological model for flood and flashflood forecasting: 2. Case studies’, *Water Resources Research*, 22(13), pp. 2096–2106. doi: <https://doi.org/10.1029/WR022i013p02096>.
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K., and Martinez, G. F.: Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling, *J. Hydrol.*, 377, 80–91, 2009. a, b, c
- Hochreiter, S. and Schmidhuber, J. (1997) ‘Long Short-Term Memory’, *Neural Computation*, 9(8), pp. 1735–1780. doi: 10.1162/neco.1997.9.8.1735.
- Hornik, K., Stinchcombe, M. and White, H. (1989) ‘Multilayer feedforward networks are universal approximators’, *Neural Networks*, 2(5), pp. 359–366. doi: 10.1016/0893-6080(89)90020-8.
- Jeannin, P.Y.; Artigue, G.; Butscher, C.; Chang, Y.; Charlier, J.B.; Duran, L.; Gill, L.; Hartmann, A.; Johannet, A.; Jourde, H.; Kavousi, A.; Liesch, T.; Liu, Y.; Lüthi, M.; Malard, A.; Mazzilli, N.; Pardo Igúzquiza, E.; Thiéry, D.; Reimann, T.; Schuler, P.; Wöhling, T.; Wunsch, A. Karst modelling challenge 1: Results of hydrological modelling, *Journal of Hydrology*, Volume 600, 2021, 126508, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126508>.
- Kitanidis, P. K., and R. L. Bras (1980), Real-time forecasting with a conceptual hydrologic model: 2. Applications and results, *Water Resour. Res.*, 16(6), 1034–1044, doi:10.1029/WR016i006p01034.
- Kratzert F, Klotz D, Brenner C, Schulz K, Herrnegger M. Rainfall–runoff modelling using Long Short-Term Memory (LSTM) networks. *Hydrol Earth Syst Sci.* 2018;22(11):6005-6022. doi:10.5194/hess-22-6005-2018
- Kratzert, F. (2019). Pretrained models + simulations for our HESSD submission "Towards learning universal, regional, and local hydrological behaviors via machine learning applied to large sample datasets", *HydroShare* <https://doi.org/10.4211/hs.83ea5312635e44dc824eeb99eda12f06>

- Lee, H., D.-J.Seo, Y. Liu, V. Koren, P. McKee, and R. Corby (2012), Variational assimilation of streamflow into operational distributed hydrologic models: Effect of spatiotemporal scale of adjustment, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 16(7), 2233–2251, doi:10.5194/hess-16–2233-2012
- Li, Y., D. Ryu, Q. J. Wang, T. C. Pagano, W. A. Western, P. Hapuarachchi, and P. Toscas (2011), Assimilation of streamflow discharge into a continuous flood forecasting model, in *Proceedings of Symposium H03 Held During IUGG GA 2011 in Melbourne*, edited by G. Blöschl et al., pp. 107–113, IAHS Publ., Melbourne, Australia.
- Li, Y., D. Ryu, A. W. Western, and Q. J. Wang (2013), Assimilation of stream discharge for flood forecasting: The benefits of accounting for routing time lags, *Water Resour. Res.*, 49, 1887–1900, doi:10.1002/wrcr.20169.
- McCulloch, W. S. and Pitts, W. (1943) ‘A logical calculus of the ideas immanent in nervous activity’, *The Bulletin of Mathematical Biophysics*, 5(4), pp. 115–133. doi: 10.1007/BF02478259.
- McMillan, H. K., E. O. Hreinsson, M. P. Clark, S. K. Singh, C. Zammit, and M. J. Uddstrom (2013), Operational hydrological data assimilation with the recursive ensemble Kalman filter, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 17(1), 21–38, doi:10.5194/hess-17–21-2013.
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models. Part 1: A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Piazzini G, Thirel G, Perrin C, Delaigue O. Sequential Data Assimilation for Streamflow forecasting: Assessing the Sensitivity to Uncertainties and Updated Variables of a Conceptual Hydrological Model at Basin Scale. *Water Resour Res.* 2021; 57(4). doi:10.1029/2020WR028390
- Pölz, A., Blaschke, A. P., Komma, J., Farnleitner, A. H., & Derx, J. (2024). Transformer Versus LSTM: A Comparison of Deep Learning Models for Karst Spring Discharge Forecasting. *Water Resources Research*, 60(4), e2022WR032602. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2022WR032602>
- Rumelhart, D. E., Hinton, G. E. and Williams, R. J. (1986) ‘Learning representations by back-propagating errors’, *Nature*, 323(6088), pp. 533–536. doi: 10.1038/323533a0.
- Saint-Fleur, B.E., Allier, S., Lassara, E. et al. Towards a better consideration of rainfall and hydrological spatial features by a deep neural network model to improve flash floods forecasting: case study on the Gardon basin, France. *Model. Earth Syst. Environ.* 9, 3693–3708 (2023). <https://doi.org/10.1007/s40808-022-01650-w>
- Saint Fleur, B. E., Gaume, E., Savary, M., Akil, N., and Theriez, D.: Short- and mid-term discharge forecasts combining machine learning and data assimilation for operational purpose, EGU General Assembly 2024, Vienna, Austria, 14–19 Apr 2024, EGU24-16474, <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-16474>, 2024.
- Sjöberg, J., Zhang, Q., Ljung, L., Benveniste, A., Delyon, B., Glorennec, P. Y., Hjalmarsson, H. and Juditsky, A. (1995) ‘Nonlinear black-box modeling in system identification: a unified overview’, *Automatica*, 31(12), pp. 1691–1724. doi: 10.1016/0005-1098(95)00120-8.
- Stone, M. (1976) ‘Cross-Validatory Choice and Assessment of Statistical Predictions (With Discussion)’, *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 38(1), pp. 102–102. doi: 10.1111/j.2517-6161.1976.tb01573.x.
- Talagrand, O., Vautard, R., & Strauss, B. (1997). Evaluation of probabilistic prediction systems. In *Workshop on Predictability*, 20-22 October 1997.
- Vrugt, J. A., H. V. Gupta, and B. O. Nuallain (2006), Real-time data assimilation for operational ensemble streamflow forecasting, *J. Hydrometeorol.*, 7(3), 548–565, doi:10.1175/JHM504.1

