

Rôle de la matière organique dans le métabolisme des rivières à bas débit

Masihullah Hasanyar^{1*}, Nicolas Flipo¹, Thomas Romary¹, Shuaitao Wang², Anice Yari²

¹ Centre de Géosciences, Mines ParisTech, 35 rue Saint-Honoré, 77305 Fontainebleau

² UMR 7619 METIS - Sorbonne Université - 4 place Jussieu - 75252 Paris

* masihullah.hasanyar@mines-paristech.fr

Résumé

Une bonne oxygénation des eaux est nécessaire au maintien de la vie aquatique et à la qualité environnementale d'un cours d'eau. La répartition de la matière organique (MO) entrant dans la rivière par des sources ponctuelles et diffuses en fractions de matières dissoutes et particulaires et, par conséquent, sa décomposition par des bactéries hétérotrophes pendant les périodes de faible débit hors bloom a été identifiée comme l'un des principaux facteurs contrôlant i) l'épuisement de l'O₂ dans les rivières, et ii) les écarts dans les modèles de qualité de l'eau. Une meilleure connaissance de la répartition de la MO et des facteurs qui influencent sa dégradation et l'épuisement de l'O₂ est nécessaire pour développer des modèles précis de la qualité de l'eau. Dans cette étude, la méthode d'analyse de sensibilité de Sobol associée à une décomposition en fonctions orthogonales empiriques est mise en œuvre avec le modèle C-RIVE afin d'identifier les paramètres influençant l'évolution de l'O₂, la dégradation de la MO et la répartition de la MO pendant les périodes de faible débit d'été et d'hiver hors bloom. 7 paramètres bactériens, 2 paramètres physiques, 3 paramètres de dégradation de la MO et 5 paramètres de répartition de la MO, conformément à leurs gammes de variation issues d'une recherche bibliographique, sont évalués sur la base de leur influence sur la sortie du modèle (série temporelle en O₂). Les résultats indiquent une prépondérance des paramètres bactériens pendant les deux saisons. Il existe deux paramètres liés à la MO parmi les paramètres influents. b_1 est un paramètre de répartition de la MO relatif à sa fraction biodégradable dissoute. K_s est un paramètre de dégradation de la MO et correspond à la constante de prélèvement de MO dissoute rapidement biodégradable (DOM₁) par les bactéries hétérotrophes. b_1 et K_s sont influents respectivement à des concentrations élevées et faibles de MO. Les résultats ne montrent pas seulement l'importance d'une mesure précise sur le terrain de ces paramètres dans la rivière, mais suggèrent également la nécessité d'une modélisation indépendante des rejets provenant de sources ponctuelles et d'une meilleure représentation des espèces bactériennes.

Points clés

- La décomposition de la MO par des bactéries hétérotrophes contrôle l'épuisement de l'O₂
- L'étude des incertitudes liées à la paramétrisation des modèles ouvre la voie à la réduction des écarts simulation/observations
- L'analyse de sensibilité de Sobol permet d'identifier les paramètres influents dans un modèle

Abstract

Maintaining a sufficient level of Dissolved Oxygen (DO) concentration is necessary for sustainability of aquatic life and environmental health of a river. The repartition of Organic Matter (OM) entering the river through point and diffuse sources into dissolved and particulate matter fractions and consequently, its decomposition by heterotrophic bacteria during non-bloom low flow periods has been identified as the main source of i) DO depletion in the rivers, and ii) Discrepancy in water quality models. A better knowledge on how the OM is partitioned and which factors influence OM degradation and DO depletion is necessary for the development of accurate water quality models. In this study, the Sobol' sensitivity analysis method combined with an empirical orthogonal function method is implemented with the C-RIVE model, aiming at identifying the influential parameters of DO evolution, OM degradation and OM repartition during summer and winter non-bloom low flow periods. 7 Bacterial, 2 physical, 3 OM degradation and 5 OM repartition (share) parameters in accordance with their literature reviewed ranges of variation are evaluated on the basis of corresponding influence on DO time series. The results indicate the predominance of bacterial parameters during both seasons. There are two OM related parameters among the influential parameters, b_1 "the biodegradable fraction of dissolved OM" as an OM repartition parameter and K_s "constant for uptake of highly biodegradable dissolved OM (DOM_1) by heterotrophic bacteria" as an OM degradation parameter, which are significant at high and low OM concentrations, respectively. The results do not only highlight the importance of accurate field measurement of these parameters in the river, but also suggests the necessity of independent modeling of the releases originating from point sources and better representation of bacteria species.

Key points

- OM degradation by heterotrophic bacteria controls oxygen depletion
- The study of the uncertainties linked to the parameterization of the models opens the way to the reduction of simulation / observation differences
- Sobol's sensitivity analysis helps identify influencing parameters in a model

Introduction

L'oxygène dissous (O_2) est considéré comme l'un des indicateurs les plus importants pour l'évaluation de la qualité de l'eau dans les ressources en eau de surface (Ecoffier et al., 2016). Le maintien de teneurs d'oxygène dissous suffisantes est nécessaire pour la qualité globale des rivières, non seulement en raison de l'importance d'une bonne oxygénation pour la vie des espèces aquatiques (Garvey et al., 2007), mais aussi pour prévenir une dégradation de l'odeur et du goût (Bailey and Ahmadi, 2014). La situation des rivières lors de périodes de faible débit est particulièrement intéressante car les études démontrent que la qualité de l'eau du fleuve est alors plus vulnérable à la dégradation en raison d'une capacité de dilution plus faible. En particulier, le rejet d'une charge de matière organique par les STEP (Station d'épuration des eaux usées) et SRU (Surverse de réseau unitaire) dans la rivière peut conduire au développement de conditions hétérotrophes qui peuvent mener à de très faibles niveaux d'oxygène dissous et à une mortalité élevée des poissons (Garnier et al., 2019; Even et al., 2004; Seidl et al., 1998; Wang, 2019).

La modélisation de la qualité de l'eau des rivières a été l'un des principaux intérêts de recherche des

gestionnaires et des scientifiques de la qualité de l'eau. Ces recherches permettent d'étudier les rivières sous différentes conditions hydrologiques et trophiques afin de découvrir les principales raisons de l'évolution de l'oxygène dissous et d'autres indicateurs de qualité de l'eau. Jusqu'à présent, plusieurs modèles ont été développés et appliqués pour étudier la qualité de l'eau des rivières lors de périodes de bas débit.

Le modèle QUESTOR a été appliqué sur la Tamise (Royaume-Uni), ce qui a montré des écarts entre les teneurs en oxygène dissous observée et simulée à faible débit (Hutchins et al., 2020) : les incertitudes liées à la respiration benthique ont été considérées comme la principale raison de ces écarts. Le modèle Riverstrahler a été appliqué à bas débit sur la Moselle (Allemagne) (Garnier et al., 1999), l'Escaut (Belgique) (Thieu et al., 2009) et la Seine (France) Garnier et al. (2019) où des écarts entre les teneurs en oxygène dissous simulée et observée ont également été observés. Yang et al. (2010) ont utilisé le modèle WASP pour estimer la teneur en oxygène dissous à faible débit et ont observé que l'incertitude du modèle réside dans la difficulté à bien caractériser les taux de dégradation et de nitrification de la matière organique. Le modèle de qualité de l'eau QUAL2E-OTIS montre des écarts similaires qui ont conduit Bailey and Ahmadi (2014) à mener une analyse de sensibilité afin de connaître les principaux paramètres régissant le devenir de l'oxygène dissous.

Le modèle ProSE, qui est utilisé dans cette étude, permet aujourd'hui via l'assimilation de données de bien représenter les teneurs en oxygène en période de bloom algal (Wang et al., 2019; Wang, 2019). À bas débit, il présente cependant encore des écarts modérés entre observations et simulations.

En observant les modèles disponibles, il apparaît qu'il existe de grands écarts entre concentrations en O_2 simulées et observées pendant les périodes de faible débit et que la plupart des modèles ne sont pas capables de simuler avec précision l'évolution de O_2 . En revanche, selon Wang (2019) et Wang et al. (2019), les incertitudes liées au paramétrage de i) la cinétique de dégradation de la matière organique, ii) la répartition de la matière organique apportées par les affluents (conditions aux limites), les STEP et les SRU entre les fractions dissoute et particulaire, et de même iii) la répartition de l'excrétion et de la mortalité du phytoplancton sont considérés comme jouant un rôle dans les écarts dans des situations de faibles débits. De plus, Hutchins et al. (2020) ont considéré le manque de connaissances sur la respiration benthique comme ayant un rôle, car les processus benthiques sont dominants dans une situation de faible débit (Flipo et al., 2004, 2007; Vilmin et al., 2016). Par conséquent, il est nécessaire d'étudier le rôle joué par les paramètres liés à la matière organique sur l'évolution de l' O_2 et sur le métabolisme des rivières pendant les périodes de faible débit. À cet égard, une analyse de sensibilité est particulièrement

Plusieurs applications des méthodes d'analyse de sensibilité peuvent être trouvées pour la modélisation de la qualité de l'eau comme dans Nossent et al. (2011), pour la modélisation O_2 et NO_3 comme dans Bailey and Ahmadi (2014). Wang et al. (2018) ont résumé une liste d'applications de l'AS dans la modélisation hydrologique et de la qualité de l'eau et ont appliqué l'AS dans des contextes hydrologiques et trophiques contrastés, où les paramètres bactériens ont été identifiés comme les plus influents dans les périodes de faible débit hors bloom. Cependant, la sensibilité des modèles de qualité de l'eau n'a pas été étudiée par rapport aux paramètres de répartition et de dégradation des MO à faible débit.

Dans ce rapport, l'objectif principal est d'identifier quels paramètres liés à la MO, en plus des paramètres bactériens, contrôlent l'appauvrissement en O_2 en cas de faible débit. Ainsi, la sensibilité de C-RIVE, le module biogéochimique de ProSE-PA, est étudiée par rapport aux paramètres physiques, bactériens, de dégradation de la MO et de répartition de la MO sur la base de teneurs en O_2 simulées sur une période de 45 jours avec un pas de temps d'une minute. De nouveaux paramètres sont proposés pour rendre compte de la répartition de la MO entre fractions dissoute et particulaire, ainsi que de leurs ratios de biodégradabilité. La méthode d'analyse de sensibilité de Sobol est appliquée sur un système fluvial synthétique imitant la Seine. Enfin, les paramètres influents qui régissent la dégradation et la répartition de la MO sont sélectionnés.

1 Matériels et méthodes

1.1 ProSe-PA

PROSE-PA correspond au couplage du modèle hydro-biogéochimique PROSE (Even et al., 1998; Flipo et al., 2004; Vilmin et al., 2015a,b) avec, pour la première fois en biogéochimie, un filtre particulaire (Wang, 2019; Wang et al., 2019). Il permet d'assimiler des données d'observation à haute fréquence afin de déterminer des paramètres du modèle variables dans le temps, et ainsi d'améliorer les simulations de PROSE.

PROSE simule l'évolution hydro-biogéochimique de la Seine depuis l'amont de Paris jusqu'à Poses (près de l'estuaire) et a été appliqué et validé de nombreuses fois (Even et al., 1998, 2004; Vilmin et al., 2015a,b, 2016, 2018; Wang, 2019). Dans ce modèle, la rivière est divisée en cellules longitudinales de longueur spécifique, où 3 ensembles d'équations sont résolus : premièrement, les équations hydrodynamiques pour obtenir le débit, la vitesse et la profondeur à chaque cellule et à chaque pas de temps, puis les équations de transport pour l'advection et la dispersion, suivies des équations du modèle biogéochimique RIVE pour les concentrations de toutes les matières dissoutes et particulaires, ainsi que les échanges colonne d'eau-benthos.

1.2 Le Modèle biogéochimique C-RIVE

C-RIVE est la librairie C de RIVE, un modèle biogéochimique qui simule le cycle du carbone, de l' O_2 et d'autres nutriments (azote, phosphore) dans la colonne d'eau et les sédiments de la rivière. Les échanges de matière dissoute et particulaire entre les deux compartiments se font respectivement par diffusion turbulente (Boudreau, 1997; Flipo et al., 2004) et sédimentation-remise en suspension (due au cisaillement de l'écoulement et à la navigation fluviale) (Vilmin et al., 2015a; Martin, 2001; Wang and Flipo, 2020). De nombreuses applications de RIVE existent non seulement pour PROSE (Flipo et al., 2007, 2004; Even et al., 1998; Wang et al., 2018), mais aussi dans le programme RIVERSTRAHLER (Garnier et al., 2005; Billen et al., 1994).

RIVE simule ces processus en se basant sur la physiologie des micro-organismes aquatiques (bactéries hétérotrophes, bactéries nitrifiantes et phytoplancton), la cinétique des processus physico-chimiques sous-jacents et en considérant les apports de matières par les affluents, les STEPs et SRUs. Ainsi, le modèle se compose d'un grand nombre de paramètres qui sont principalement déterminés par des expériences. Wang et al. (2018) ont résumé la liste des paramètres physiques, bactériens et phytoplanctoniques avec leurs gammes de variation.

1.2.1 Les équations d'évolution de l'oxygène dissous

La concentration en O_2 dans la colonne d'eau dépend des processus physiques, bactériens et phytoplanctoniques (Fig. 1) :

$$\frac{d[O_2]}{dt} = \frac{d[O_2]}{dt}_{physique} + \frac{d[O_2]}{dt}_{phytoplanctonique} + \frac{d[O_2]}{dt}_{bacterien} \quad (1)$$

Le processus physique dépend de la réaération due aux barrages, au vent, à la navigation, à la capacité de rétention d'oxygène de l'eau et à la diffusion d'oxygène entre les colonnes eau-sédiment :

$$\frac{d[O_2]}{dt}_{physique} = \frac{K_{rea}}{h}([O_2]_{sat}(T) - [O_2]) - \frac{D_s}{h}([O_2]_{eau} - [O_2]_{sed}) + \frac{d[O_2]}{dt}_{barrages} \quad (2)$$

où,

h : profondeur d'eau [m]

$[O_2]_{sat}(T)$: concentration en oxygène saturé à la température T [mgO_2/L]

D_s : coefficient de diffusion entre l'eau et la couche sédimentaire [m/s]

K_{rea} : coefficient de réoxygénation calculé à partir de la formule empirique de [Thibodeaux et al. \(1994\)](#) comme suit :

$$K_{rea} = \sqrt{\frac{D_m V_{wat}}{h}} + (K_{wind} V_{wind}^{2.23} D_m^{2/3} + K_{navig}) \quad (3)$$

où,

K_{wind} : coefficient de réoxygénation dû au vent [m/s] ([Escoffier et al., 2016](#))

V_{wind} : vitesse du vent [m/s]

V_{wat} : vitesse de l'eau [m/s]

K_{navig} : coefficient de réoxygénation dû à la navigation [m/s] ([Vilmin, 2014](#))

D_m : diffusivité moléculaire de O_2 [m^2/s]

Le processus phytoplanctonique dépend de la respiration du phytoplancton ($R_{O_2,pp}$) et de la photosynthèse ($P_{O_2,pp}$) selon la relation suivante :

$$\frac{d[O_2]}{dt}_{phytoplanktonic} = P_{O_2,pp} - R_{O_2,pp} \quad (4)$$

Enfin, le processus bactérien, qui est la principale source de consommation d'oxygène, dépend de la cinétique bactérienne hétérotrophe et de la disponibilité de matière organique dissoute rapidement biodégradable (DOM_1)¹ selon la relation suivante :

$$\frac{d[O_2]}{dt}_{bacterien} = -\tau_{HB}(1 - Y_{HB}) \text{prélèvement} \quad (5)$$

$$\text{prélèvement} = \frac{\mu_{max,HB} e^{-\frac{(T-T_{opt,HB})^2}{\sigma_{HB}^2}} \frac{[DOM_1]}{[DOM_1]+K_S} [HB]}{Y_{HB}} \quad (6)$$

où,

$[HB]$: concentration de bactéries hétérotrophes (ci-après, appelées bactéries) [mgC/L]

τ_{HB} : 1.0 [$molO_2/molC$] pour une oxydation complète de la MO dans le processus de respiration

Y_{HB} : rendement de croissance des bactéries hétérotrophes [-]

$uptake$: prélèvement de DOM_1 pour croissance des bactéries [$mgC/L/s$]

$\mu_{max,HB}$: taux de croissance maximal des bactéries à 20°C [$/s$]

$T_{opt,HB}$: température optimale pour la croissance des bactéries [°C]

σ_{HB} : écart-type de la fonction de température des bactéries [°C]

K_S : constante de demi-saturation pour la croissance bactérienne (constante de prélèvement) DOM_1 [mgC/L]

1.2.2 Les équations de dégradation de la MO

La MO de la Seine provient 1) des rejets ponctuels de STEP et de SRU, 2) de sources diffuses dues au lessivage des sols et à la dégradation de surface par les affluents, et 3) de la mortalité des bactéries et du phytoplancton ([Billen et al., 2001](#)). Dans C-RIVE, la MO est initialement répartie en formes dissoutes (DOM) and particulaires (POM) (Fig. 1). DOM est composé de trois différentes fractions biodégradables : DOM_1 (rapidement biodégradable DOM en 5 jours), DOM_2 (lentement biodégradable DOM en 45 jours) et DOM_3 (DOM réfractaire). De même, POM est composé de POM_1 (POM rapidement biodégradable), POM_2 (POM lentement biodégradable) et POM_3 (POM réfractaire).

1. Dans C-RIVE, la MO est décrite à l'aide du modèle HB ([Wang et al., 2020](#)), qui est une simplification du modèle original HSB ([Billen, 1991](#)).

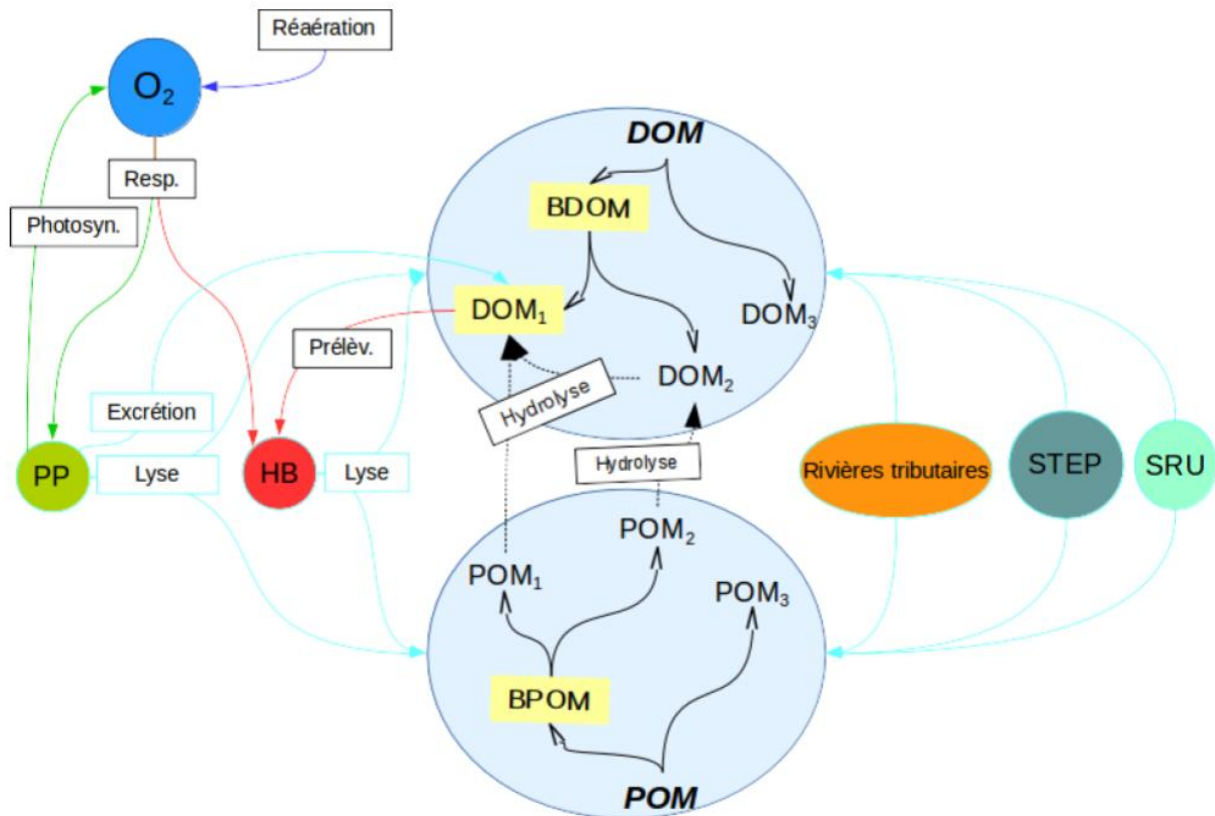


Figure 1. Cycle de la MO simulé par C-RIVE. POM : matière organique particulaire ; DOM : matière organique dissoute ; BDOM : DOM biodégradable, BPOM : POM biodégradable (les indices 1, 2 et 3 désignent respectivement les fractions de MO rapidement, lentement et non biodégradables) ; Lignes pleines cyan : entrée de la MO à partir des sources et son répartition entre POM et DOM ; Lignes noires pleines : répartition des DOM et POM parmi de la fraction différente de biodégradabilité ; Lignes noires pointillées : hydrolyse ; Les remnantes de lignes pleines : processus biogéochimiques. Resp. :Respiration ; Photo. : Photosynthèse ; PP : producteur primaire ; HB : bactéries hétérotrophes ; STEP : station d'épuration des eaux usées.

La dégradation de la MO se produit par prélèvement de petits substrats organiques monomères (S , ici $S = DOM_1$) par des bactéries hétérotrophes sur la base du modèle HSB (Billen, 1991; Billen et al., 1988; Servais, 1989) présenté par les équations 7 et 8. Ces substrats sont soit une entrée directe (P_S) de DOM_1 à partir des sources de MO, soit produits à partir de l'hydrolyse exoenzymatique des fractions macromoléculaires de la matière organique dissoute (DOM_2) et particulaire (POM_1 , POM_2) (Billen, 1991). La part de chaque composante, en particulier de DOM_1 , est importante. En effet, selon Garnier and Benest (1990), Larsson and Hagstrom (1979), Billen (1991) et Riemann et al. (1987), l'excrétion de phytoplancton produit une MO plus facilement utilisable (DOM_1) en situation post-bloom alors que ses produits de lyse sont constitués de matière macromoléculaire.

$$\frac{d[S = DOM_1]}{dt} = hyd_{DOM_2} + hyd_{POM_{1,2}} - prelevement_{HB} + P_S \quad (7)$$

$$prelevement_{HB} = \mu_{max,HB} \frac{[DOM_1]}{[DOM_1] + K_S} [HB] \quad (8)$$

$$hyd_{DOM_2} = K_{hyd,max} \frac{[DOM_2]}{[DOM_2] + K_{DOM_2}} [HB] \quad (9)$$

où,

hyd_{DOM_2} : hydrolyse de DOM_2 en DOM_1 [$mgC/L/h$]

$K_{hyd,max}$: coefficient pour l'hydrolyse de DOM_2 en DOM_1 [$1/h$]

K_{DOM_2} : constante de semi-saturation pour l'hydrolyse de DOM_2 [mgC/L]

$hyd_{POM_{1,2}}$: hydrolyse de $POM_{1,2}$ en DOM_1 par même équation que hyd_{DOM_2} [$mgC/L/h$]

$uptake_{HB}$: similaire à l'Eq. 6, représentant la consommation de DOM_1 [$mgC/L/h$]

1.3 Paramétrisation de la répartition et de la dégradation de la MO

1.3.1 Paramètres de dégradation de la MO

Les paramètres C-RIVE liés à la dégradation de la MO sont K_s (représente le prélèvement de DOM_1 par les bactéries hétérotrophes), $K_{hyd,max}$ et K_{DOM_2} (représentent la vitesse et la limitation de l'hydrolyse de DOM_2 en DOM_1 comme définies dans la section 1.2.2). Les paramètres d'hydrolyse de la POM ne sont pas pris en compte dans cette étude car le taux d'hydrolyse de $POM_{1,2}$ est beaucoup plus lent que celui de DOM_2 .

1.3.2 Paramètres de répartition de la MO

C-RIVE n'inclut aucun paramètre pour définir la répartition de la MO en DOM et POM, ainsi que dans leurs fractions correspondantes $DOM_{1,2,3}$ and $POM_{1,2,3}$. Par conséquent, les cinq paramètres suivants sont introduits pour représenter la répartition de la MO, ils sont parfois appelés "clés de répartition" dans la suite du rapport :

$$t = \frac{DOM}{TOC}$$

$$b_1 = \frac{BDOM}{DOM}$$

$$s_1 = \frac{DOM_1}{BDOM}$$

$$b_2 = \frac{BPOM}{POM}$$

$$s_2 = \frac{POM_1}{BPOM}$$

où,

TOC : matière organique totale (= $DOM + POM$) [mgC/l]

$BDOM$: DOM biodégradable (= $DOM_1 + DOM_2$) [mgC/l]

$BPOM$: POM biodégradable (= $POM_1 + POM_2$) [mgC/l]

t : rapport entre MO dissoute et TOC [-]

b_1 : rapport entre DOM biodégradable et DOM totale [-]

s_1 : rapport entre DOM rapidement biodégradable et DOM biodégradable [-]

b_2 : rapport entre POM biodégradable et POM totale [-]

s_2 : rapport entre POM rapidement biodégradable et POM biodégradable [-]

Cependant, ces paramètres ne sont pas insérés dans C-RIVE, mais les six fractions de MO ($DOM_{1,2,3}$ et $POM_{1,2,3}$, qui sont des variables d'entrées de C-RIVE, ou conditions limites) sont calculées en fonction des clés de répartition (Fig. 2). Ensuite, l'évolution des variables du modèle est calculée par C-RIVE en se basant sur les valeurs de paramètres indiquées section 1.5. Les clés de répartition de la MO sont ainsi des paramètres dont l'influence est étudiée par l'analyse de sensibilité.

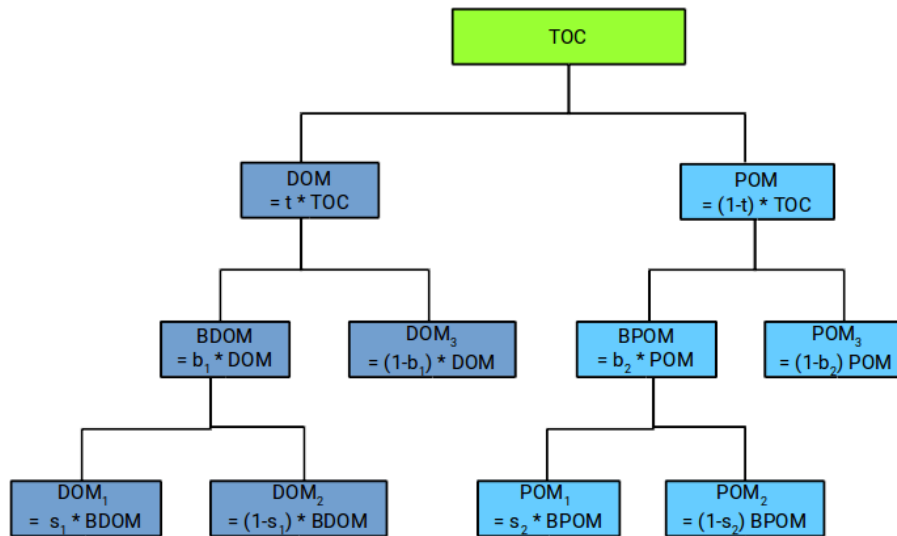


Figure 2. Répartition de la MO en six fractions de MO dissoute et particulaire en fonction des cinq paramètres de répartition : t , b_1 , s_1 , b_2 , s_2

1.4 Revue bibliographique sur les paramètres de répartition et de dégradation de la MO

Avant de procéder à l'analyse de sensibilité, il est nécessaire de spécifier la gamme de variation des paramètres de répartition et de dégradation de la MO. À cet effet, une revue bibliographique a été menée.

1.4.1 t : la partie dissoute du TOC

La Tab. 1 montre la gamme de variation du paramètre t mesurée dans différentes rivières à travers le monde et dans différentes conditions hydrologiques. Comme on peut l'observer, de manière générale, t est compris entre 0,1 et 0,9. Cependant, sur la base des conditions hydrologiques, la gamme est plus restreinte à bas débit (0,6-0,84) qu'à débit élevé (0,09-0,73). Cet écart est dû au fait que, dans le cas d'un débit élevé, les deux composantes DOM et POM augmentent, mais l'augmentation de la POM est plus importante que celle de la DOM car le débit élevé a tendance à éroder la rivière et à transporter des particules, diminuant ainsi le rapport t .

En termes de caractéristiques des bassins versants et de l'utilisation des terres, les plateaux sédimentaires et les bassins versants moins végétalisés présentent des gammes de valeurs de t plus faibles à des débits faibles et élevés (Ran, 2013). En revanche, lors des épisodes pluvieux en forêt ou pour un bassin versant agricole, l'augmentation de la POM est plus élevée dans ce dernier (Kim et al., 2013).

Ran (2013) fournit une estimation du paramètre t basée sur le rendement (production) des sédiments fluviaux (Y_t) exprimé en $tonnes/km^2/an$ et propose une relation indirecte en utilisant les données expérimentales des rivières du monde entier. Selon cette relation, $t > 0,4$ pour $Y_t < 200$, et lorsque le rendement sédimentaire dépasse 1000, t se stabilise autour de 0,1, ce qui signifie qu'environ 90% du TOC est composé de POM. Pour la Seine, le rendement sédimentaire est d'environ 7 $tonnes/km^2/an$ (Vilmin et al., 2016). En conclusion, une limite inférieure de 0,4 et une limite supérieure de 0,9 pourraient être envisagées pour t à faible débit.

Table 1. Les gammes de variation du paramètre t

No	Min.	Réf./Moyen.	Max.	Cond. Hydro.	Rivière/Lieu	Références	Bassin versant / Commentaires
1	0.7		0.83	faible débit	Amont de la Seine	Varrault et al. (2016)	agricole, forêt, urbaine
2	0.6		0.8	faible débit	Marne, France	Varrault et al. (2016)	agricole, forêt, urbaine
3		0.67		faible débit	Amont de la Seine	Servais et al. (1995)	agricole et forêt
4	0.62		0.8	faible débit	Estuaire de Pearl, Chine	He et al. (2010)	dominé par zone urbaine
5	0.2		0.72	faible débit	Fleuve jaune, Chine	Ran (2013)	sédimentaire, à végétation clairsemée
6		0.67		faible débit	Po, Italie	Pettine et al. (1998)	agricole
7		0.82		faible débit	Clichy à Chatou, Seine	Seidl et al. (1998)	agricole, forêt et urbaine
8	0.6		0.8	faible débit	Rivières non polluées, États-Unis	Meybeck (1982)	Rivières non polluées
9	0.66	0.79	0.84	faible débit	Wailuku, États-Unis	Wiegner et al. (2009)	forêt et prairies
10	0.69		0.82	faible débit	Danube, Autriche	Besemer et al. (2009)	forêt et prairies
11	0.67		0.82	faible débit	Le Rhône, France	Sempéré et al. (2000)	Montagneux, neige et glacier
12	0.09		0.33	fort débit	Le Rhône, France	Sempéré et al. (2000)	Montagneux, neige et glacier
13		0.3		fort débit	Po, Italie	Pettine et al. (1998)	agricole
14			0.5	fort débit	non polluées, États-Unis	Meybeck (1982)	non pollué
15		0.51		fort débit	Wailuku, États-Unis	Wiegner et al. (2009)	forêt et prairies
16	0.56		0.73	fort débit	Danube river, Autriche	Besemer et al. (2009)	forêt et prairies
17	0.06		0.34	fort débit	Jaune rivière, Chine	Ran (2013)	sédimentaire, à végétation clairsemée
18	0.1	0.6	0.9	fort et faible débit	Rivières du monde	Meybeck (1982)	
19	0.38		0.85	fort et faible débit	Han, Corée de Sud	Kim et al. (2013)	80% boisée, 15% agricole
20	0.56		0.96	fort et faible débit	12 Rivières en Russie	Lobbes et al. (2000)	végétation tandra et taïga
21		0.7		moyen	Columbia, États-Unis	Hill and Wheeler (2002)	
22	0.4		0.85	moyen	17 rivière du monde	Dyer (1991)	
23	0.4		0.83	moyen	Yangtze, Chine	Qi (2014)	dominé par zone urbaine
24		0.55		indisponible	Meuse, Belgique	Servais et al. (1995)	pollué organiquement
25			0.1	Yt > 1000	Rivières tropicales de mousson	Ran (2013)	
26	0.4			Yt < 200	Rivières sans mousson	Ran (2013)	

Table 2. *Gammes de variation du paramètre b₁*

No	Min.	Réf./Moyen.	Max.	Cond. Hydro.	Rivière/Lieu	Références	Commentaires
1	0.10	0.23	0.38	faible débit (Nov 2011)	Seine, France	Varrault et al. (2016)	
2	0.18	0.28	0.40	faible débit (Sep 2012)	Seine, France	Varrault et al. (2016)	
3		0.27		faible débit	Amont de la Seine, France	Servais et al. (1995)	non pollué
4		0.40		faible débit	Clichy à Chatou, Seine	Seidl et al. (1998)	
5		0.24		faible débit	White Clay Creek, États-Unis	Volk et al. (1997)	
6		0.40		faible débit	Llobregat, Espagne	Ribas et al. (1997)	
7		0.15		faible débit	Wailuku, Hawaii, États-Unis	Wiegner et al. (2009)	
8		0.42		faible débit	Estuaire de Pearl, Chine	He et al. (2010)	pollué
9		0.06		fort débit	Wailuku, Hawaii, États-Unis	Wiegner et al. (2009)	
10		0.06		fort débit	Seine, France	Varrault et al. (2016)	
11		0.26		fort débit	White Clay Creek, États-Unis	Volk et al. (1997)	
12		0.14		fort débit	Llobregat, Espagne	Ribas et al. (1997)	
13	0.10		0.22	fort et faible débit	8 fleuves à AL, États-Unis	Shang et al. (2018)	
14	0.05		0.27	fort et faible débit	Estuaire de l'Escaut, Belgique	Muyllaert et al. (2005)	
15	0.50	0.55	0.61	moyen	rejets de STEP à Seine Aval	Servais and Garnier (1993)	Pollué
16	0.05		0.54	moyen	5 rivières, Corée de Sud	Shin et al. (2016)	
17	0.20		0.40	moyen	4 rivières, Alaska, États-Unis	Holmes et al. (2008)	
18	0.14		0.23	moyen	La Loire, France	Martin-Moussset et al. (1997)	
19		0.15		moyen	Le Rhône, France	Sempéré et al. (2000)	
20		0.18		moyen	Arbatus, NY, États-Unis	Kang and Mitchell (2013)	
21	0.05	0.19	0.32	moyen	Plusieurs rivières, États-Unis	Søndergaard and Middelboe (1995)	non pollué
22	0.27		0.54	moyen	Escaut et Rupel, Belgique	Servais et al. (1987)	très pollué
23	0.19		0.35	moyen	Meuse, Belgique	Servais et al. (1987)	
24	0.35	0.40	0.45	moyen	Seine, Paris à estuaire	Garnier et al. (2001)	
25	0.15		0.29	moyen	Amont de la estuaire, Seine	Servais and Garnier (2006)	
26		0.11		indisponible	Fleuve en forêt	Servais et al. (1987)	
27	0.12		0.21	indisponible	Seine, France	Tusseau-Vuillemin et al. (2003)	

1.4.2 b_1 : fraction biodégradable de la DOM

En général, la gamme de b_1 semble être comprise entre 0,05 et 0,54 (Tab. 2). Cependant, les valeurs sont plus élevées à faible débit (0,1-0,4) qu'en situation de fort débit (0,06-0,25). Cela est dû au fait que, d'une part, la MO d'origine terrestre (poids moléculaire élevé et hydrophobe) domine à fort débit, tandis que la MO autochtone (poids moléculaire faible et hydrophile) domine à faible débit (Varrault et al., 2016; Kang and Mitchell, 2013). D'autre part, il est évident que la MO ayant un poids moléculaire élevé présente une biodisponibilité inférieure (Wang et al., 2010), tandis que la MO ayant un poids moléculaire faible est la principale source de prélèvement bactérien et le principal stimulateur de la croissance bactérienne (Meyer et al., 1987). Par conséquent, la raison principale d'un b_1 plus faible en conditions de débit élevé pourrait être expliquée comme étant due à l'abondance de MO ayant un poids moléculaire élevé à fort débit et ensuite à sa moindre biodégradabilité. Kang and Mitchell (2013) ont observé ce contraste en termes de teneur en MO réfractaire plus élevée dans les régions avec MO ayant un poids moléculaire élevé par rapport à celles avec un poids moléculaire faible.

De plus, pour les rivières polluées (Servais et al., 1987; He et al., 2010), b_1 est plus élevé que pour les rivières non polluées (Servais et al., 1995; Søndergaard and Middelboe, 1995), ce qui est dû à un contenu en DOM biodégradable plus important en provenance des rejets de STEP (Servais and Garnier, 1993; Servais et al., 1999). En conséquence, une plage de 0,1 à 0,5 pourrait être recommandée pour b_1 à débit faible.

1.4.3 b_2 : fraction biodégradable de la POM

La Tab. 3 montre la gamme de variation du paramètre b_2 pour lequel un intervalle de 0,11-0,60 est observé. Il n'y a pas de différence claire entre débit élevé et débit faible en raison du manque de données publiées. Cependant, Ittekkot (1988) fournit deux classifications pour b_2 en fonction de la concentration en matière en suspension (MES) dans la rivière où une gamme de 0,22-0,46 est obtenue pour $MES \leq 150$ mg/L et une gamme de 0,11-0,18 pour $MES > 150$ mg/L. Cette différence est due à la diminution de la teneur en POM des rivières par augmentation des concentrations de MES (Servais and Garnier (2006); Ittekkot (1988); Gupta et al. (1997)). En effet, via l'augmentation de la teneur en MES, 1) la MO riveraine est diluée par les minéraux libérés par érosion, et 2) l'apport de MO autochtone est réduit en raison du manque de pénétration de la lumière du soleil (turbidité). Les MO autochtones tels que la lyse du phytoplancton ont un contenu plus biodégradable que les MO provenant du sol et de la litière (Etcheber et al., 2007).

Puisque la concentration en MES dans la Seine est comprise entre 10 et 100 mg/L (Vilmin et al., 2015a; Flipo et al., 2018) et en considérant la Tab. 3, une gamme de 0,1-0,5 est envisagée pour b_2 .

Table 3. Gammes de variation du paramètre b_2

No	Min.	Réf./Moyen.	Max.	Cond. Hydro.	Rivière/Localisation	Références
1		0.26		faible débit	Amont de la Seine, France	Servais et al. (1995)
2	0.2		0.45	fort débit*	Garonne, France	Etcheber et al. (2007)
3		0.6		fort débit**	Garonne, France	Etcheber et al. (2007)
4	0.13		0.52	fort et faible débit	Amont de l'estuaire, Seine	Servais and Garnier (2006)
5	0.13		0.29	moyen	Danube, Roumanie	Reschke et al. (2002)
6		0.3		moyen	Meuse, Belgique	Servais et al. (1995)
7	0.14		0.23	moyen	Rhône, France	Sempéré et al. (2000)
8	0.11		0.18	MES > 150 mg/l	13 rivières du monde	Ittekkot (1988)
9	0.22	0.35	0.46	MES < 150 mg/l	13 rivières du monde	Ittekkot (1988)

* source de MO : sol et litière

** source de MO : phytoplancton

Table 4. Gammes de variation des paramètres s_1 et s_2

paramètre	Min.	Ref./Moyen.	Max.	Cond. Hydro.	Rivière/Localisation	Références
s_1	1	0.52		0.66	Fluvia, Espagne	Catalán et al. (2017)
	2		0.55		Amont de l'estuaire, Seine	Servais and Garnier (2006)
	3	0.51	0.51	0.95	Influent brut à Achères, France	Block et al. (1992)
	4	0.30		0.40	Torrent de montagne, États-Unis	Qualls and Haines (1992)
	5	0.54		0.90	Fleuve Rouge, Vietnam	Nguyen et al. (2018)
	6		0.53		Rejet urbain, Bruxelles, Belgique	Servais et al. (1995)
	7		0.62		Côte de Loch Creran, Écosse	Lønborg et al. (2009)
	8		0.90		Tana, Kenya	Geeraert et al. (2016)
s_2	1		0.65		Amont de l'estuaire, Seine	Servais and Garnier (2006)
	2	0.44		0.95	Fleuve Rouge, Vietnam	Nguyen et al. (2018)
	3		0.52		Rejet urbain, Bruxelles, Belgique	Servais et al. (1995)

1.4.4 s_1 et s_2 : fractions rapidement biodégradables de BDOM et BPOM

Les gammes de variation des ces deux paramètres sont estimées à partir de données expérimentales de DOM et POM dans les articles examinés (Tab. 4). De manière générale, une gamme de 0,30-0,95 est observée. Pour s_1 , une gamme inférieure de 0,3-0,4 est observée dans les échantillons de cours d'eau montagneux ([Qualls and Haines, 1992](#)), et une gamme de valeurs plus élevées de 0,51-0,95 est observée pour les effluents bruts d'Achères ([Block et al., 1992](#)). Des gammes similaires existent également pour s_2 . Finalement, une gammes de 0,4 à 0,95 est considérée pour les deux paramètres.

1.4.5 K_s : constante pour prélèvement du substrat

La Tab. 5 fournit la gamme de variation de K_s pour différents substrats (glucose, galactose, glycolate, acides aminés et acétate) et pour divers milieux aquatiques (mer, lac, rivière, estuaire). La MO en milieu aquatique est principalement composée de 1) glucides, 2) protéines, 3) lipides et 4) lignine ([Artifon et al., 2019](#)). Cependant, les glucides sont la forme de MO la plus fréquemment retrouvée et sont les constituants les plus facilement absorbés par les bactéries ([Ochiai and Nakajima, 1991](#)).

D'autre part, plus l'on s'éloigne de l'environnement aquatique continental vers la mer, plus la valeur de K_s diminue. Selon [Billen and Somville \(1982\)](#), des valeurs croissantes de K_s sont observées pour les boues activées de STEP, les rivières polluées, les estuaires, les zones côtières et les océans. Par conséquent, en considérant le glucose comme la principale source de prélèvement et en se concentrant sur les études sur des échantillons provenant de rivières et d'estuaires, un intervalle de 0,02 à 0,15 est suggéré pour K_s .

Table 5. Gammes de variation du paramètre K_s

No.	Min.	Réf./Moyenne	Max.	Substrat	Source d'échantillon	Références
1	0.014		0.144	Glucose	Plusieurs milieux aquatiques	Sepers (1977) ; Billen (1984)
2		0.036		glucose	Meuse, Belgique	Servais (1986)
3		0.100		glucose	Meuse, Belgique	Servais (1989)
4	0.001		0.020	glucose	Estuaire, Caroline du Nord, États-Unis	Crawford et al. (1974)
5	0.009		0.034	glucose	Mer, côte est du Japon	Seki et al. (1972)
6		0.025		glucose	Mer des Philippines	Seki et al. (1974)
7	0.009		0.027	glucose	Baie de Tokyo	Seki et al. (1975)
8		0.005		glucose	Baie de Maine, États-Unis	Wright and Shah (1975)
9	0.006		0.22	glucose	Plusieurs milieux aquatiques	Billen and Somville (1982)
10		0.012		glucose	Océan, côte Pacifique du Pérou	Vaccaro and Jannasch (1967)
11	0.015		0.275	glucose	Océan Pacifique	Hamilton and Preslan (1970)
12		0.008		glucose	Océan Pacifique	Takahashi and Ichimura (1971)
13	0.001		0.007	glucose	Port de Kiel, Allemagne	Hoppe (1978)
14	0.001		0.020	glucose	Port de Kiel, Allemagne	Gocke et al. (1981)
15		0.160		glucose	Ruisseau mésotrophe, Royaume-Uni	Brailsford et al. (2019)
16		0.260		glucose	Ruisseau oligotrophe, Royaume-Uni	Brailsford et al. (2019)
17	0.010		0.090	glucose	Mer	Vaccaro and Jannasch (1966)
18	0.0128		0.0895	galactose	Mer, côte est du Japon	Seki et al. (1972)
19		0.146		galactose	Mer des Philippines	Seki et al. (1974)
20	0.0034		0.0136	galactose	Baie de Tokyo	Seki et al. (1975)
21	0.0054		0.073	Glycolate	Maine Bay, États-Unis	Wright and Shah (1975)
22		0.024		Glycolate	Estuaire de la Essex, États-Unis	Wright and Shah (1975)
23	0.014		0.120	Glycolate	Plusieurs milieux aquatiques	Sepers (1977) ; Billen (1984)
24		0.100		protéine	Estuaire	Billen (1991)
25	0.025		0.050	acides aminés	Seine, France	Garnier et al. (1992)
26	0.001		0.045	acides aminés	Plusieurs milieux aquatiques	Sepers (1977) ; Billen (1984)
27	0.01		0.04	Acide aspartique	Lac, États-Unis	Hobbie and Crawford (1969)
28	0.002		0.120	Acétate	Plusieurs Milieux Aquatique	Sepers (1977) ; Billen (1984)
29		0.002		Acétate	Baie de Maine, États-Unis	Wright and Shah (1975)
30	0.0024		0.024	acétate	Océan et zones côtières	Billen and Somville (1982)
31	0.024		0.48	acétate	Rivière et estuaire pollués	Billen and Somville (1982)
32	0.12		0.6	Acétate	Lagune des eaux usées, États-Unis	Stanley and Staley (1977)
33		0.100		la modèle de la Loire	Estuaire	Maurice (1993)

1.4.6 K_{DOM2} et $K_{hyd,max}$: paramètres de l'hydrolyse de DOM_2 en DOM_1

La Tab. 6 présente la gamme de valeurs pour K_{DOM2} et $K_{hyd,max}$. Ces deux paramètres représentent l'hydrolyse de la MO dissoute lentement biodégradable (DOM_2) dans le modèle. Les intervalles calibrés du modèle de 0,2-1,5 et 0,25-0,75 (Wang, 2019) sont considérés respectivement pour K_{DOM2} et $K_{hyd,max}$.

Table 6. Gammes de variation des paramètres K_{DOM2} et $K_{hyd,max}$

paramètre	No	Min.	Réf./Moyenne	Max.	Références	Commentaire
K_{DOM2} (mgC/L)	1		2.5		Billen (1991)	Ajustement du modèle sur des données expérimentales
	2		2.5		Servais (1989)	Expérience sur MO en Meuse, Belgique
	3	0.2		1.5	Wang (2019)	Calibration du modèle ProSe-P
$K_{hyd,max}$ (/h)	1		0.25		Billen (1991)	Ajustement du modèle sur des données expérimentales
	2		0.25		Servais (1989)	Expérience sur MO en Meuse, Belgique
	3	0.25		0.75	Wang (2019)	Calibration du modèle ProSe-P

1.5 Paramètres considérés pour l'analyse de sensibilité

La sensibilité de 17 paramètres (Tab. 7) est analysée afin d'observer quels paramètres liés à la MO et non liés à la MO gouvernent l'évolution de l'oxygène. Sont ainsi étudiés :

- 2 paramètres physiques qui représentent la réaération ;
- 7 paramètres bactériens qui contrôlent la croissance, la mortalité et la respiration des bactéries ;
- 3 paramètres de dégradation de la MO ;
- les 5 clés de répartition de la MO.

Les gammes de variation des paramètres de dégradation et de répartition ont été discutées dans la section 1.4. En revanche, les paramètres physiques et bactériens sont extraits des travaux de Wang et al. (2018).

Les paramètres phytoplanctoniques ne sont pas inclus dans cette étude car ils n'ont d'influence que pendant les périodes de bloom (Wang et al., 2018), tandis que cette étude est menée en conditions hors bloom où l'activité hétérotrophique est dominante.

De plus, les bactéries hétérotrophes sont classées comme petites ($<1\mu\text{m}$) et grandes ($\geq 1\mu\text{m}$) dans la Seine (Garnier et al., 1992). Les principales différences cinétiques entre ces deux types de bactéries concernent leurs taux de mortalité et de croissance : les grandes bactéries présentent un taux de croissance de $0,13\text{ h}^{-1}$ contre $0,07\text{ h}^{-1}$ pour les petites bactéries ; de même, les grandes bactéries présentent une mortalité de $0,037\text{ h}^{-1}$, contre $0,012\text{ h}^{-1}$ pour les petites bactéries Garnier et al. (1992). Des résultats similaires ont également été obtenus par Servais and Garnier (1993) et Garnier et al. (1992), qui indiquent des taux de croissance et de mortalité plus élevés pour les grandes bactéries que pour les petites bactéries. En revanche, les deux types de bactéries ont des K_s similaires (Garnier et al., 1992). On suppose que d'autres paramètres bactériens (Tab. 7) sont similaires dans cette étude.

Les petites bactéries sont autochtones et sont majoritaires en amont de Paris en termes de biomasse et d'activité, tandis que les grandes bactéries sont allochtones et entrent en Seine via des rejets de STEP, principalement de la STEP Seine Aval (Garnier et al., 1992; Servais and Garnier, 1993). De plus, les grandes bactéries constituent 3/4 de l'activité bactérienne, bien qu'elles ne représentent que 50% de la population de biomasse en aval de la STEP Seine Aval (Servais and Garnier, 1993). De même, les SRU augmentent également le TOC et la quantité de grandes bactéries dans la Seine. Le rapport de la grande biomasse bactérienne à la biomasse totale des bactéries diminue progressivement, de 90% à 55% entre la SRU de Clichy et une station à 5 km en aval de la SRU (Seidl et al., 1998). La concentration de la biomasse bactérienne est doublée ($70\text{ }\mu\text{gC/L}$

Table 7. Liste des paramètres et leurs gammes de variation

Paramètre	Description	Val. Min.	Val. Max.	Unité
Paramètres de dégradation de la MO				
K_s^*	constante de demi-saturation pour le prélèvement de substrat par bactérie	0.02	0.15	[mgC/L]
K_{DOM2}	constante de semi-saturation pour l'hydrolyse de DOM_2	0.2	1.5	[mgC/L]
$K_{hyd,max}$	coefficient pour l'hydrolyse de DOM_2 en DOM_1	0.25	0.75	[h]
Paramètres de répartition de la MO				
t	rapport entre MO dissoute et TOC (DOM/TOC)	0.4	0.9	[-]
b_1	rapport entre DOM biodégradable et DOM (BDOM/DOM)	0.1	0.5	[-]
s_1	rapport entre DOM rapidement biodégradable et DOM biodégradable (DOM_1 /BDOM)	0.4	0.95	[-]
b_2	rapport entre POM biodégradable et POM (BPOM/POM)	0.1	0.5	[-]
s_2	rapport entre POM rapidement biodégradable et POM biodégradable (POM_1 /BPOM)	0.4	0.95	[-]
Paramètres physiques**				
K_{navig}	Coefficient de réaération due à la navigation	0	0.05	[m/h]
K_{wind}	Coefficient de réaération due au vent	0.885	1.475	[m/h]
Paramètres bactériens**				
$T_{opt,hb}$	Température optimale de croissance	15	30	[°C]
σ_{hb}	Ecart-type de la fonction de température pour la croissance bactérienne	12.75	21.25	[°C]
$V_{sed,hb}$	Vitesse de sédimentation	0	0.1	[m/h]
$K_{O_2,hb}$	Constante de demi-saturation pour l'oxygène dissous	0.375	0.625	[mgO ₂ /L]
$\mu_{max,hb}^{***}$	Taux de croissance maximale	0.01	0.07	[h]
Y_{hb}	Rendement de croissance	0.03	0.5	[-]
$mort_{hb}$	Taux de mortalité maximal	0.01	0.08	[h]

* K_s est également un paramètre bactérien

** Gammes de paramètres extraites de (Wang et al., 2018, Tab. 4)

*** pour les petites bactéries

→ 140 $\mu\text{gC/L}$) juste en aval de la SRU et les taux de croissance sont en bon accord avec les résultats de Servais and Garnier (1993) pour les grandes bactéries.

Cependant, les simulations destinées à l'analyse de sensibilité avec les gammes de paramètres englobant les deux types de bactéries aboutissent à un épuisement d' O_2 , car certaines simulations comprennent une combinaison de paramètres de mortalité et de croissance extrêmes où de faibles valeurs de mortalité (propriété des petites bactéries) sont associées à des taux de croissance élevés (propriété des grandes bactéries). Pour cette raison, afin de résoudre ce problème et considérant que cette étude devrait simuler la Seine avant la STEP Seine Aval, et qu'elle exclut également l'entrée d'événements pluvieux par les SRU, les épuisements ont été évités en ne simulant qu'une seule espèce bactérienne, les petites, et en limitant leur $\mu_{max,hb}$ (Tab. 7).

1.6 Etude de cas

Un cas synthétique a été développé pour l'application des méthodes d'analyse de sensibilité (AS) sur les paramètres de C-RIVE en période de faible débit (Fig. 3) (Wang et al., 2018). Il s'agit d'un tronçon d'une largeur de 100 m et d'une longueur de 1000 m qui représente la Seine. La période d'étiage est identifiée avec un débit de 80 m^3/s d'après les données de la station de Bougival pendant l'été. En revanche, pour évaluer l'effet de la température, l'AS est réalisée sur une période de 45 jours en hiver et en été pendant laquelle la température moyenne est respectivement de 9,8 et 22,4 °C.

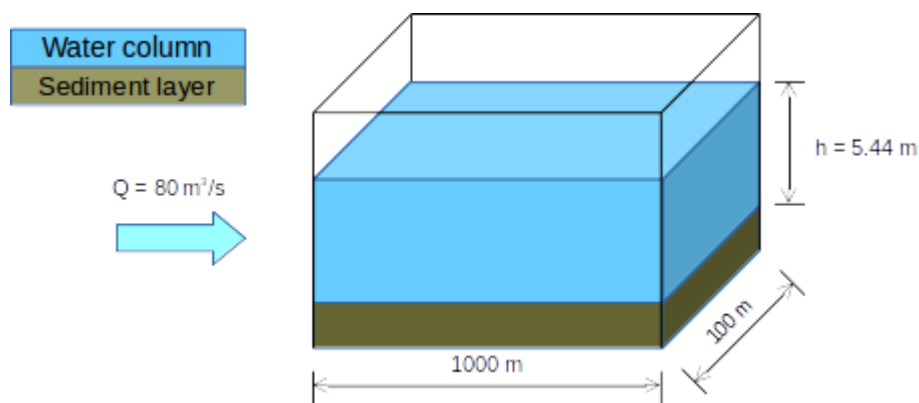


Figure 3. Schéma synthétique représentant un bief de Seine (modifié de Wang et al. (2018))

1.6.1 Discrimination des apports de matière organique à faible débit

Afin de mieux comprendre le métabolisme de la MO dans la Seine, il est nécessaire de distinguer les différents apports de MO en fonction de leur effet sur les chroniques de concentration en O_2 comme suit :

1. Bassins amont : ce sont les rivières tributaires de la Seine (Seine elle-même et Marne) qui provoquent des changements réguliers sur les chroniques d' O_2 en quelques jours ;
2. Entrées transitoires : ce sont les SRU qui provoquent un changement (réduction) rapide dans la chronique d' O_2 quelques heures après chaque événement de pluie ;
3. Afflux permanents : ce sont les STEP, notamment la STEP Seine Aval et les petits ruisseaux qui servent désormais de collecteurs de pluie. Leur impact peut entraîner des changements de quelques jours à plusieurs heures dans la série chronologique d' O_2 .

Pour embrasser l'impact de ces trois types d'apports et la possible sensibilité du modèle à chacun de leurs paramètres, il faudrait mener trois analyses de sensibilité :

1. AS pour les rivières avec une activité de petites bactéries, un TOC faible et les gammes de paramètres de répartition correspondantes
2. AS pour les rivières recevant un rejet de STEP permanent avec de grandes bactéries dominantes, une concentration bactérienne plus élevée, un TOC plus élevé et les gammes de paramètres de répartition correspondantes
3. AS pour les rivières recevant un rejet de SRU ponctuel dans le temps avec de grandes bactéries dominantes, une concentration bactérienne plus élevée, un TOC plus élevé et les gammes de paramètres de répartition correspondantes

Il est cependant possible d'aborder l'impact des STEP et SRU en imposant des concentrations en carbone total importantes. Par conséquent, il est nécessaire de réaliser une revue bibliographique pour obtenir des informations sur la variation du TOC en différents contextes anthropiques et sous différents débits.

1.6.2 Variation du TOC

La Tab. 8 présente les variations de la concentration en TOC dans différentes conditions hydrologiques pour diverses rivières dans le monde, y compris la Seine. Le TOC varie de 2 à 30 mgC/L en fonction des conditions d'écoulement, de l'utilisation et des caractéristiques du sol (Meybeck, 1982). Le TOC est plus élevé à fort débit en raison du lessivage des sols qui génère de fortes charges de POM. Par exemple, le Fleuve Jaune en Chine présente des concentrations en TOC de 4 à 17 mgC/L à faible débit et de 20 à 39 mgC/L à haut débit, notamment en raison de son plateau sédimentaire (Ran, 2013).

Table 8. *Gammes de variation de la concentration en COT*

No	Min.	Réf./Moyen.	Max.	Cond. Hydro.	Rivière/Lieu	Références	Commentaires
1		2.0		faible débit	Station d'Austerlitz, Seine	Flipo et al. (2018)	Q = 150 m ³ /s
2	2.0		3.2	faible débit	Amont de la Seine, France	Varrault et al. (2016)	Q < 200 m ³ /s
3		6.6		faible débit	Amont de la Seine, France	Servais et al. (1995)	
4		13.6		faible débit	Aval de STEP à Achères, Seine	Servais et al. (1995)	très pollué
5		8.4		faible débit	Clichy à Chatou, Seine	Seidl et al. (1998)	effet de SRU
6	1.8		2.8	faible débit	Danube, Autriche	Besemer et al. (2009)	
7	0.5	1.2	1.8	faible débit	Wailuku, Hawaii, États-Unis	Wiegner et al. (2009)	
8	2.0		5.0	faible débit	Rhône, France	Sempéré et al. (2000)	
9	1.1		6.2	faible débit	Han, Corée de Sud	Kim et al. (2013)	
10	4.0		17.0	faible débit	Fleuve Jaune, Chine	Ran (2013)	
11	3.5		8.7	faible débit	Estuaire de Pearl, Chine	He et al. (2010)	
12		8.0		fort débit	Station d' Austerlitz, Seine	Flipo et al. (2018)	Q = 1700 m ³ /s
13	3.6		16.9	fort débit	Wailuku, Hawaii, États-Unis	Wiegner et al. (2009)	
14	2.0		3.6	fort débit	Danube, Autriche	Besemer et al. (2009)	
15	20.0		39.0	fort débit	Fleuve Jaune, Chine	Ran (2013)	
16	10.0		25.0	fort débit	Rhône, France	Sempéré et al. (2000)	
17	2.3		8.2	fort et faible débit	Po, Italie	Pettine et al. (1998)	
18	3.1		13.9	fort et faible débit	12 rivières en Russie	Lobbés et al. (2000)	
19	2.0	10.0	30.0	fort et faible débit	100 rivières du monde	Meybeck (1982)	
20	6.0		12.0	fort et faible débit	Rivières du monde	Dyer (1991)	
21		8.9		fort et faible débit	Estuaire de l'Escaut, Belgique	Muylaert et al. (2005)	
22		4.9		moyen	Yangtze, Chine	Qi (2014)	
23		1.7		moyen	Columbia, États-Unis	Hill and Wheeler (2002)	
24	8.9		13.1	moyen	Escaut, Belgique	Servais et al. (1987)	très pollué
25	3.5		4.9	moyen	Meuse, Belgique	Servais et al. (1987)	
26		1.8		moyen	Rivière de forêt	Servais et al. (1987)	
27	3.3		37.0	Jours de pluie	Han, Corée de Sud	Kim et al. (2013)	

La concentration en TOC dans la Seine augmente de l'amont vers l'aval par l'ajout d'effluents de STEP et de SRU. Une gamme de 2-4 mgC/L et 6-8 mgC/L est observée respectivement pour les débits faibles et élevés. De plus, une concentration de TOC de 13.6 mgC/L est rapportée en aval de la STEP Seine Aval (Achères) et une concentration de 8.4 mgC/L en aval du SRU de Clichy. Par conséquent, une gamme de 1 à 4 mgC/L est choisie pour le TOC apporté par les affluents, et une gamme de 5 à 10 mgC/L est considérée comme représentative du COT en aval immédiat des rejets de STEP et d'importants SRU.

1.6.3 Conditions initiales

L'objectif étant d'étudier la dégradation de la MO induisant l'épuisement de l' O_2 dans la rivière, une situation de faible débit hors bloom (présence élevée de la biomasse bactérienne hétérotrophe dans la rivière) est considérée comme représentative de la période de faible débit. Les valeurs initiales (Tab. 9) pour les compartiments eau et sédiments sont fixées sur la base des concentrations moyennes des simulations à la station de Bougival pendant la période 2007-2012 (Vilmin et al., 2016), sauf pour la température moyenne (déterminée selon que l'on se situe en saison estivale ou hivernale), les fractions POM et DOM (en fonction de la concentration en TOC et des paramètres de répartition), et le phytoplancton et la biomasse bactérienne (en fonction de conditions de non-bloom, ici considérées comme post-bloom). En effet, la somme de $DOM_{1,2,3}$ et $POM_{1,2,3}$ est égale au TOC souhaité, cependant, la répartition du TOC parmi les six fractions dépend des 5 clés de répartition qui ont été définies et expliquées précédemment (t, b_1, s_1, b_2, s_2).

Table 9. Concentrations initiales des simulations

No	espèces	$C_{ini,eau}$	$C_{ini,sediment}$	Unité
1	NH_4	0.12	0.33	[mgN/L]
2	NO_2	0.04	0.04	[mgN/L]
3	NO_3	7	4.54	[mgN/L]
4	TSS	16.82	95010	[mg/L]
5	PO_4	0.1	0.27	[mgP/L]
6	O_2	9.93	6.65	[mg O_2 /L]
7	HB	0.023	0.016	[mgC/L]
8	PP	0.010	0.003	[mgC/L]
9	DOM_1	f(TOC, paramètres de répartition)	0.12	[mgC/L]
10	DOM_2	f(TOC, paramètres de répartition)	1.28	[mgC/L]
11	DOM_3	f(TOC, paramètres de répartition)	1.94	[mgC/L]
12	POM_1	f(TOC, paramètres de répartition)	44	[mgC/L]
13	POM_2	f(TOC, paramètres de répartition)	696	[mgC/L]
14	POM_3	f(TOC, paramètres de répartition)	2555	[mgC/L]
15	$T_{moyenne}$ (hiver)	9.8 ± 3.0		°C
16	$T_{moyenne}$ (été)	22.4 ± 3.0		°C

1.7 Méthodologie d'analyse de sensibilité

La méthodologie de l'AS est basée sur une approche innovante proposée dans Wang et al. (2018) selon laquelle l'influence des paramètres d'entrée (X) est évaluée sur le modèle C-RIVE en fonction des variations d'une ensemble de simulations d' O_2 (sortie du modèle, Y). Les étapes suivantes sont suivies dans le cadre de cette approche :

- Identification des paramètres d'entrée** : Initialement, un ensemble de 17 paramètres d'entrée (D) sont identifiés avec leurs gammes de variation correspondantes (Tab. 7).

- b) **Échantillonnage de paramètres et création d'entrées de modèle** : Le schéma d'échantillonnage de Saltelli (Herman and Usher, 2017) (le package SALIB en PYTHON) est utilisé pour créer différentes combinaisons des paramètres d'entrée qui sont conçues pour produire des simulations optimisées et des résultats d'analyse efficaces. En considérant une taille d'échantillon de 10 000 (N) (nécessaire pour des résultats selon Nossent et al. (2011)), une matrice de 190 000 X 17 [(N * (D+2)) X D] a été créée, où chaque ligne représente un ensemble de paramètres d'entrée pour le modèle.

Cependant, ils ne sont pas encore prêts à être insérés dans C-RIVE, car le modèle n'inclut pas de paramètres d'entrée directe pour prendre en compte les 5 paramètres de répartition de la MO (t , b_1 , s_1 , b_2 , s_2). Par conséquent, dans une étape intermédiaire, l'influence de ces 5 paramètres se reflète sur les 6 concentrations initiales de MO ($DOM_{1,2,3}$ et $POM_{1,2,3}$) (Tab. 9) en répartissant le TOC parmi les 6 fractions mentionnées sur la base des valeurs échantillonnées des 5 paramètres comme indiqué en Fig. 2. En effet, les 5 paramètres de répartition sont insérés dans le modèle en fonction des 6 fractions de la MO et, par conséquent, le nombre d'entrées du modèle pour chaque simulation est de 18 par rapport aux paramètres du modèle (17 paramètres).

D'autre part, comme il est prévu d'étudier l'effet des concentrations de TOC de 1 à 10 mgC/L sur le modèle, la division susmentionnée du TOC a été effectuée pour chacun des TOC = 1 à 10 mgC/L. Les autres paramètres sont inchangés pour tous les cas de TOC. Enfin, 10 matrices d'entrée de modèle représentant 10 scénarios de concentration de TOC différentes ont été créées, dont les seules différences se situent dans les 6 fractions d'entrée de la MO.

- c) **Simulations** : Dans cette étape, les entrées du modèle sont insérées dans C-RIVE pour une simulation sur une période de 45 jours avec un pas de temps de 1 minute, pour la période d'été puis pour la période d'hiver. En conséquence, une chronique d' O_2 correspondant à chaque ensemble de paramètres est créée. Comme la sortie, une matrice DO de 190000 X 4320 a été créée pour chaque cas de TOC comme visualisé pour le TOC = 9 mgC/L en période estivale (Fig. 4) (4320 = 45 jours * 3600 min / 1 min pas de temps / 15 pas de temps de sortie).

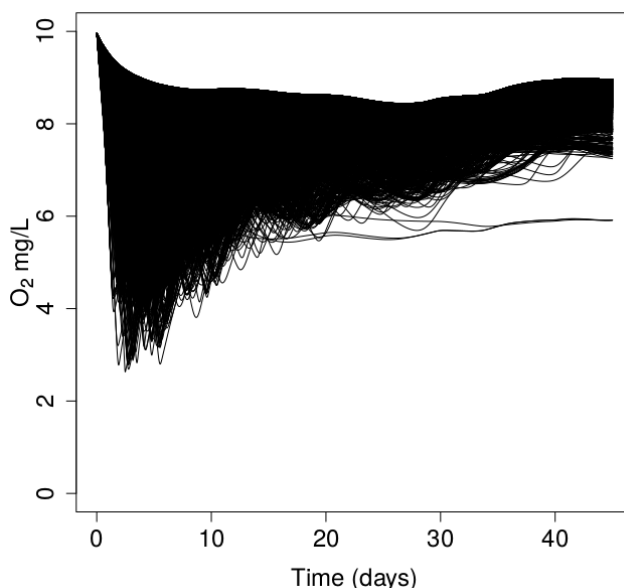


Figure 4. Ensemble des 190 000 simulations d' O_2 pour le TOC = 9 mgC/L en période estivale

- d) **Réduction de la dimensionnalité de la sortie du modèle** : La sortie du modèle pour chaque simulation est une chronique (vecteur) d' O_2 , cependant, une valeur scalaire est nécessaire pour représenter chaque simulation afin que l'influence des paramètres d'entrée puisse être évaluée à l'aide des méthodes d'analyse de sensibilité. Par conséquent, la méthode de la fonction orthogonale empirique (FOE) est adoptée pour convertir la matrice de séries temporelles en un vecteur scalaire où une valeur de sortie unique est estimée

pour chaque simulation.

La FOE est l'une des adaptations de l'analyse en composantes principales (ACP) pour étudier un phénomène qui varie avec une variable continue comme le temps et est appliquée pour transformer les données de sortie d'un système de coordonnées en un autre, en introduisant de nouvelles variables (orthogonales) non corrélées (composantes principales) (Jolliffe and Cadima, 2016). Ces composantes sont en effet des projections orthogonales qui maximisent la variance tout en transformant les données d'un espace dimensionnel supérieur en un espace inférieur. Ainsi, chaque simulation dans cette étude comportant 4320 pas de temps est convertie en une combinaison de 4320 composants. La façon dont la FOE diminue la dimensionnalité est telle qu'elle classe les composants en fonction de la variance maximisée. En d'autres termes, la plupart des informations sont conservées dans les premiers composants, donnant ainsi la possibilité de réduire le nombre de dimensions sans perdre une quantité considérable d'information (Wold et al., 1987). Par conséquent, les k premières composantes qui constituent 99% de la variance totale du modèle sont considérées dans cette étude. Enfin, pour représenter chaque simulation avec une valeur unique, la somme des k composantes est calculée pour chaque simulation, convertissant ainsi une matrice de 190,000 X 4,320 en un vecteur de longueur 190,000. La fonction R *prcomp* est utilisée pour calculer la FOE.

- e) **AS de Sobol** : Cette méthode (Sobol, 1993; Saltelli et al., 2010) est employée pour évaluer la sensibilité du modèle aux paramètres d'entrée et se base sur la variance qui classe les paramètres en fonction de leur contribution et/ou de leur influence sur la variance totale de la sortie du modèle (Brookes et al., 2015). C'est une méthode pratique à utiliser pour l'AS de modèles complexes qui impliquent une interaction entre ses paramètres. Dans cette méthode, la sortie du modèle (Y) est exprimée en fonction de m paramètres différents :

$$Y = f(X) = f(X_1, \dots, X_m), \quad (10)$$

La variance inconditionnelle totale du modèle peut être exprimée comme :

$$V(Y) = \sum_{i=1}^m V_i(X_i) + \sum_{i=1}^{m-1} \sum_{j=i+1}^m V_{ij}(X_i, X_j) + \dots + V_{1,\dots,m}(X_1, \dots, X_m) \quad (11)$$

où V_i est la variance partielle du i_{eme} paramètre et V_{ij} est l'effet d'interaction des i_{eme} et j_{eme} paramètres. La variance partielle est calculée comme suit :

$$V_{i_1,\dots,i_s} = \int_0^1 \dots \int_0^1 f_{i_1,\dots,i_s}^2(X_{i_1}, \dots, X_{i_s}) dX_{i_1}, \dots, dX_{i_s} \quad (12)$$

où $s = 1, \dots, m$ et f_i est une fonction élémentaire. Par conséquent, les deux indices de Sobol peuvent être calculés comme suit :

$$S_i = \frac{V_i}{V} \quad (13)$$

S_i est l'indice de premier ordre, aussi appelé "effet principal" car il représente la contribution d'un paramètre sur la variance totale de la sortie du modèle. S_{Ti} est l'indice de sensibilité total, aussi appelé "impact global", car il représente la somme de l'indice de premier ordre et l'effet de l'interaction des paramètres entre eux et calculé comme suit :

$$S_{Ti} = S_i + \sum_{j \neq i} S_{ij} + \dots \quad (14)$$

où $S_{ij} = \frac{V_{ij}}{V}$ est appelé indice d'ordre 2 qui représente les interactions entre les paramètre X_i et X_j . Pour un modèle additif (linéaire), où aucune interaction n'est attendue entre les paramètres, $S_i \approx S_{Ti}$, ce qui signifie que les paramètres ont un effet linéaire car leurs indices de sensibilité totale sont entièrement représentés par leurs effets principaux et la somme des S_i et S_{Ti} de tous les paramètres est égale à 1 (Nossent et al., 2011). Dans ce cas, il n'y a pas besoin d'utiliser la méthode de Sobol, qui est une méthode coûteuse, au lieu de laquelle d'autres méthodes comme celle de Morris (Morris, 1991; Campolongo

et al., 2007) peuvent être suggérées. Cependant, puisque les paramètres sont considérés comme ayant une interaction dans ce modèle, on peut s'attendre à ce que $S_{T_i} > S_i$ pour la plupart des paramètres, et que la somme de S_i soit inférieure à 1, tandis que la somme de S_{T_i} sera supérieure à 1.

Dans cette étude, S_i et S_{T_i} sont calculés pour tous les scénarios de TOC sous les conditions estivales et hivernales et présentés dans la section 2.

Remarque : Le temps de calcul total de l'étape (a) à (e) pour chaque scénario de TOC est de 10 h, après avoir appliqué un code parallèle en PYTHON et divisé les simulations en plusieurs groupes pour diminuer le coût de calcul.

2 Résultats

Cette section présente les résultats de l'application de la méthode de Sobol pendant les périodes hivernale et estivale, suivis d'une comparaison avec une autre méthode d'analyse de sensibilité moins robuste pour vérifier la cohérence des deux méthodes. Enfin, les paramètres les plus influents pendant les périodes estivale et hivernale sont sélectionnés.

2.1 Résultats de la méthode d'analyse de sensibilité de Sobol

2.1.1 Période estivale

Les Fig. 5 et 6 présentent respectivement les résultats de la méthode Sobol en été pour le TOC = 1-6 mgC/L et 7-10 mgC/L. Les résultats sont exprimés par des histogrammes des indices de sensibilité totale (S_{T_i}) et de premier ordre (S_i). Les paramètres sont classés par S_{T_i} décroissant, les paramètres les plus influents étant compris dans un rectangle vert qui comprend les paramètres constituant 95% de la variance totale de la sortie du modèle. De manière générale, le nombre de paramètres influents augmente avec le TOC. Il existe quatre paramètres significatifs pour $\text{TOC} \leq 2$ mgC/L, cinq pour $3 \leq \text{TOC} \leq 5$ mgC/L et six pour $\text{TOC} \geq 6$ mgC/L (sauf pour $\text{TOC} = 8$ mgC/L, situation dans laquelle on observe cinq paramètres influents).

Les résultats indiquent que le taux de mortalité bactérienne ($mort_{hb}$) et le taux de croissance ($\mu_{max,hb}$) (paramètres bactériens) ont des indices totaux (S_{T_i}) et de premier ordre très élevés (S_i) pour toutes les concentrations de TOC. $mort_{hb}$ et $\mu_{max,hb}$ représentent respectivement 70-75% et 50-60% de la variance de la sortie du modèle, où près de la moitié de leur sensibilité globale est fournie par leur effets principaux (S_i). Un autre paramètre bactérien, le rendement des bactéries (Y_{hb}), est le troisième paramètre classé dans toutes les concentrations de TOC qui ne montre pas de S_i considérable, donc toute son influence passe par l'interaction avec d'autres paramètres. Son S_{T_i} augmente de 6% à 14% par augmentation de la concentration de TOC.

K_s et b_1 (les paramètres liés à la MO), ainsi que la constante de navigation (K_{navig} , un paramètre physique) sont les trois paramètres influents suivants qui présentent des indices de premier ordre négligeables. Cependant, ils ont des effets interactifs observés dans leurs indices de sensibilité totale qui varient entre 2 et 7% pour toutes les concentrations de TOC. Leur inclusion parmi les paramètres influents dépend de la gamme de TOC comme illustré dans les rectangles verts. K_s est aussi important que Y_{hb} pour $\text{TOC} = 1$ mgC/L et est classé quatrième pour des concentrations de TOC inférieures de 1 à 3 mgC/L. En revanche, b_1 n'est pas important pour une concentration en TOC de 1-3 mgC/L, cependant, pour $\text{TOC} \geq 4$ mgC/L, son influence augmente et il remplace K_s comme quatrième paramètre classé. De plus, son S_{T_i} augmente progressivement avec TOC. K_{navig} n'est pas non plus significatif pour les faibles concentrations en TOC, mais est classé sixième pour la plupart des cas de TOC. La somme des S_i de tous les paramètres est inférieure à 1 pour tous les cas de TOC, ce qui signifie que le modèle n'est pas additif. Les paramètres restants présentent des indices de sensibilité première et totale négligeables et peuvent être considérés comme des paramètres non influents.

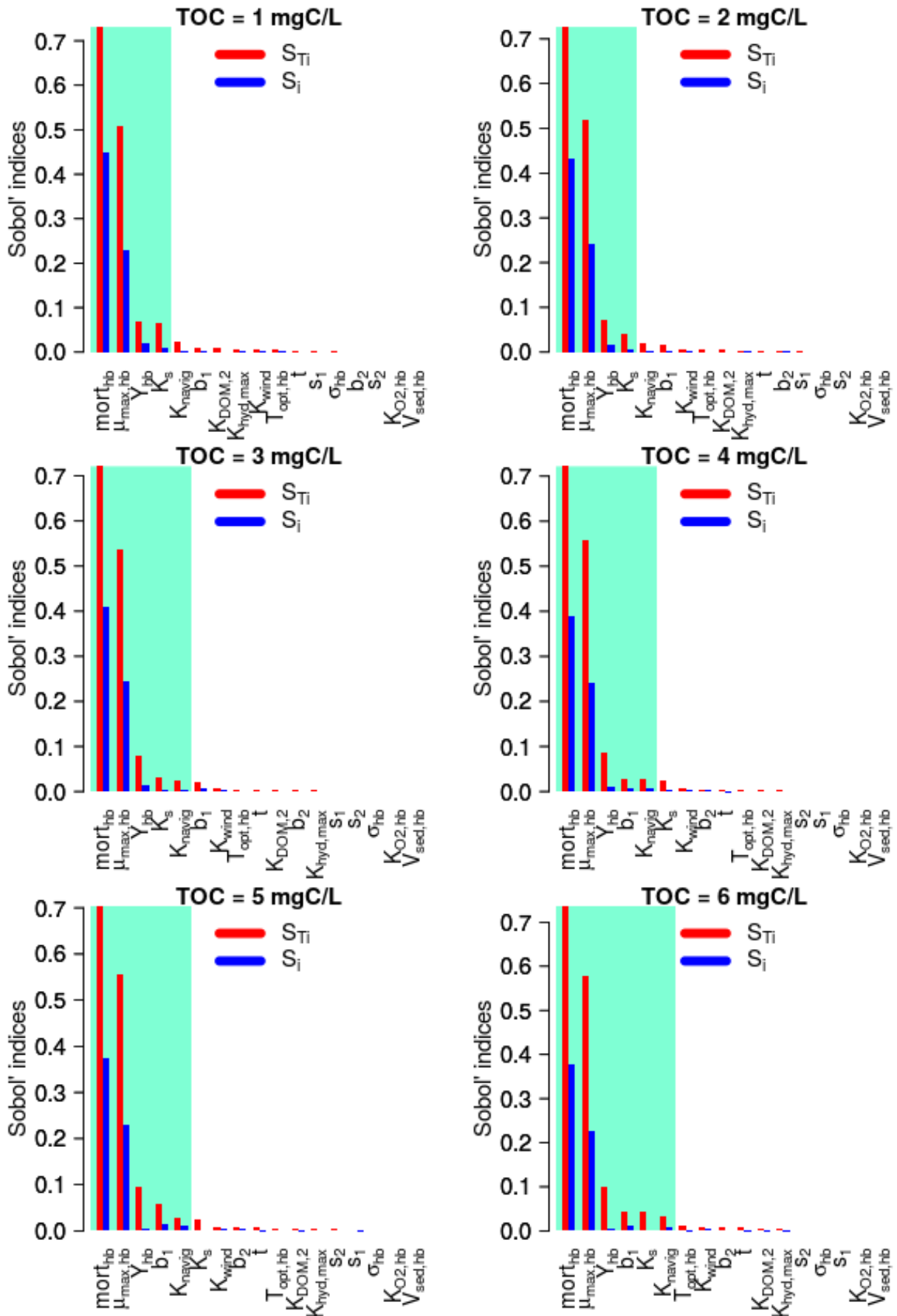


Figure 5. Résultats de la méthode de Sobol en période estivale pour le TOC = 1-6 mgC/L; classements des paramètres basés sur S_{Ti} ; la partie en vert clair représente les paramètres influents qui comprennent 95% de la variance totale de la sortie du modèle

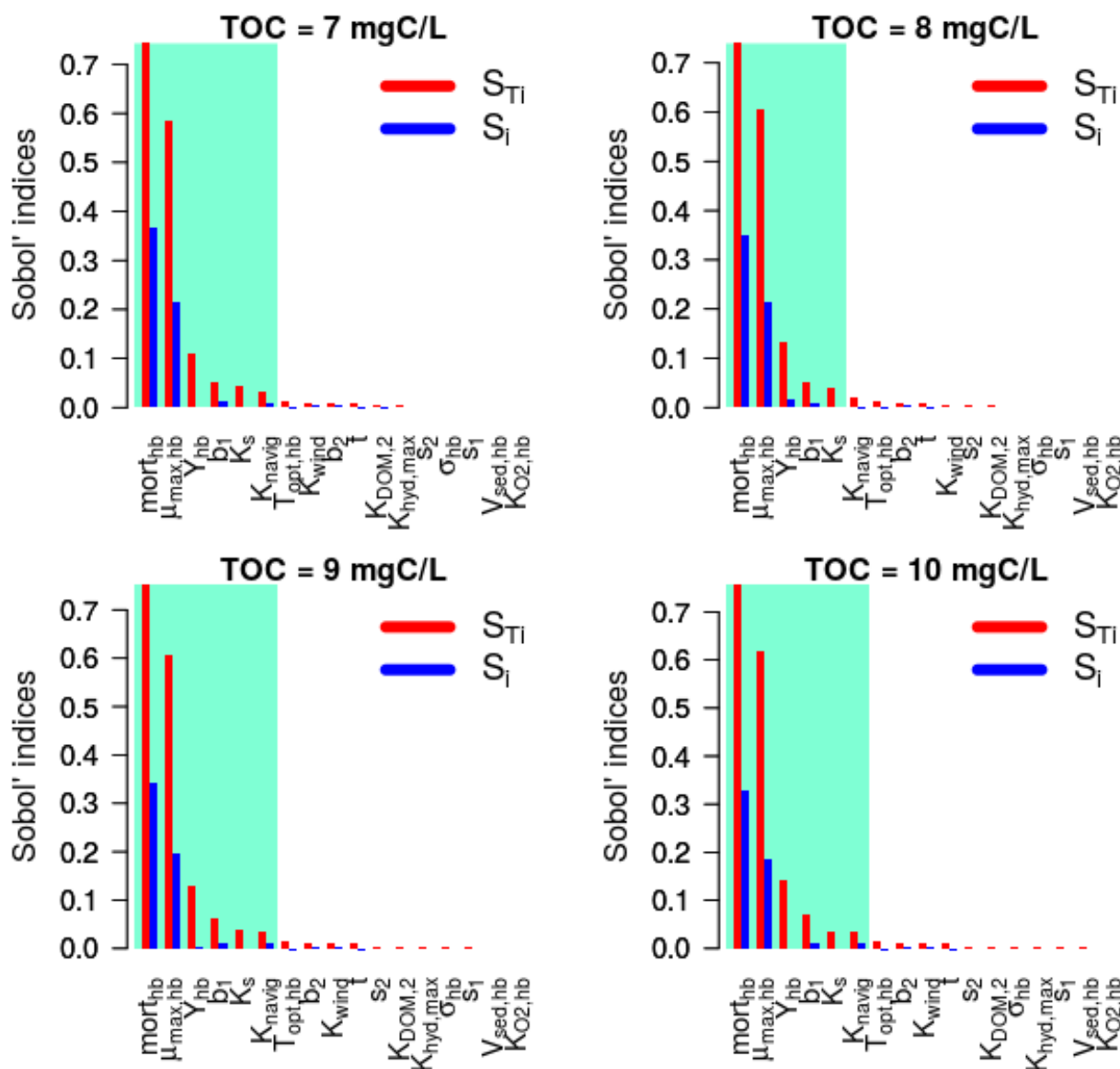


Figure 6. Résultats de la méthode de Sobol en période *estivale* pour le TOC = 7-10 mgC/L; classements des paramètres basés sur S_{Ti} ; la partie en vert clair représente les paramètres influents qui comprennent 95% de la variance totale de la sortie du modèle

2.1.2 Période hivernale

Les Fig. 7 et 8 présentent respectivement les résultats de la méthode Sobol en hiver pour des concentrations en TOC comprises dans des gammes de 1-6 mgC/L et 7-10 mgC/L. Il y a toujours au moins sept paramètres influents, qui, contrairement à la période estivale, incluent $T_{opt,hb}$ et σ_{hb} .

De même qu'en été, $mort_{hb}$ et $\mu_{max,hb}$ sont les paramètres les plus importants pour toutes les concentrations en TOC en hiver en raison de indices S_{Ti} et S_i plus élevés. Pour TOC ≤ 5 mgC/L, les S_{Ti} de $mort_{hb}$ et $\mu_{max,hb}$ sont respectivement dans les intervalles 55-60 % et 40-45 %. Cependant, pour TOC ≥ 6 mgC/L, ils augmentent respectivement à 75-80 % et 60-65 % de la variance totale de la sortie du modèle. Au contraire, la part de leur effet principal (S_i) dans l'impact global (S_{Ti}) diminue pour TOC ≥ 6 mgC/L, et on observe ainsi une augmentation de leur non-linéarité et/ou interaction avec les autres paramètres. Une augmentation similaire de S_{Ti} et une baisse de S_i pour TOC = 6 mgC/L sont également observées pour tous les autres paramètres (en

moyenne, le $\sum S_{Ti}$ augmente de 1,45 à 2,23; et $\sum S_i$ diminue de 0,72 à 0,39 pour $\text{TOC} \geq 6 \text{ mgC/L}$). Comme une teneur en TOC supérieure à 5 mgC/L est censée représenter l'entrée de STEP et de SRU, cela montre l'effet de ces dernières en termes de changement de la sensibilité globale du modèle.

Y_{hb} , $T_{opt,hb}$ and K_{navig} forment le deuxième groupe de paramètres et ont de fortes influences sur le modèle avec $S_{Ti} < 15 \%$ pour $\text{TOC} \leq 4 \text{ mgC/L}$. Cependant, pour $\text{TOC} \geq 5 \text{ mgC/L}$, le S_{Ti} de K_{navig} diminue considérablement, tandis que pour les deux autres paramètres (Y_{hb} , $T_{opt,hb}$), $S_{Ti} > 20 \%$ pour $\text{TOC} > 4 \text{ mgC/L}$. Cette diminution de S_{Ti} du K_{navig} peut être attribuée au fait que, sous un influx de MO plus élevé, les paramètres bactériens deviennent dominants afin de consommer la MO disponible. Pour $\text{TOC} \leq 5 \text{ mgC/L}$, $S_{Ti} \approx S_i$, ce qui montre que K_{navig} n'a aucune interaction avec d'autres paramètres et a un effet linéaire et additif. K_{wind} , qui est un autre paramètre physique, montre un effet linéaire similaire à des concentrations en TOC faibles en dépit de sa catégorisation comme un paramètre non influent.

σ_{hb} , K_s et b_1 sont les trois paramètres suivants avec une influence moyenne à faible sur presque tous les cas de TOC, pour lesquels seuls des effets interactifs ont pu être observés. Leurs indices de sensibilité globaux augmentent de 2% à 7% par hausse de la concentration en TOC. K_s et b_1 échangent leurs positions en tant que premier paramètre non influent (hors de la zone verte) sans aucune tendance particulière. Les paramètres restants sont considérés comme non influents. De même que pour la période estivale, la somme de S_i de tous les paramètres est inférieure à 1 pour tous les cas de TOC, indiquant que le modèle n'est pas additif.

2.2 Analyse de sensibilité en utilisant une méthode moins robuste : la méthode de Morris

Les résultats de la méthode de Sobol sont comparés à la méthode de Morris (Morris, 1991; Campolongo et al., 2007) pour $\text{TOC} = 7 \text{ mgC/L}$ pendant la période estivale (Fig. 9).

La méthode de Morris évalue les paramètres d'entrées en termes d'indices σ et μ^* . μ^* indique l'influence globale de chaque paramètre. Plus μ^* est grand, plus l'influence du paramètre est élevée. D'un autre côté, σ illustre l'effet non-linéaire du paramètre sur la sortie et/ou le degré d'interaction avec d'autres paramètres (Franczyk, 2019; Iooss and Lemaître, 2015). Sur la base de la combinaison de ces deux indicateurs dans le graphique, les paramètres pourraient être classés en 3 catégories suivantes :

1. μ^* et σ élevés : le paramètre a une forte influence avec des effets non linéaires et/ou d'interaction (presque même ordre de grandeur pour les deux indicateurs)
2. μ^* élevé et σ faible : le paramètre a une forte influence mais pas d'interaction avec d'autres paramètres, c'est-à-dire qu'il est indépendant et linéaire (en raison de la faible valeur de σ)
3. μ^* et σ faibles : le paramètre n'a aucune influence et aucune interaction avec d'autres paramètres

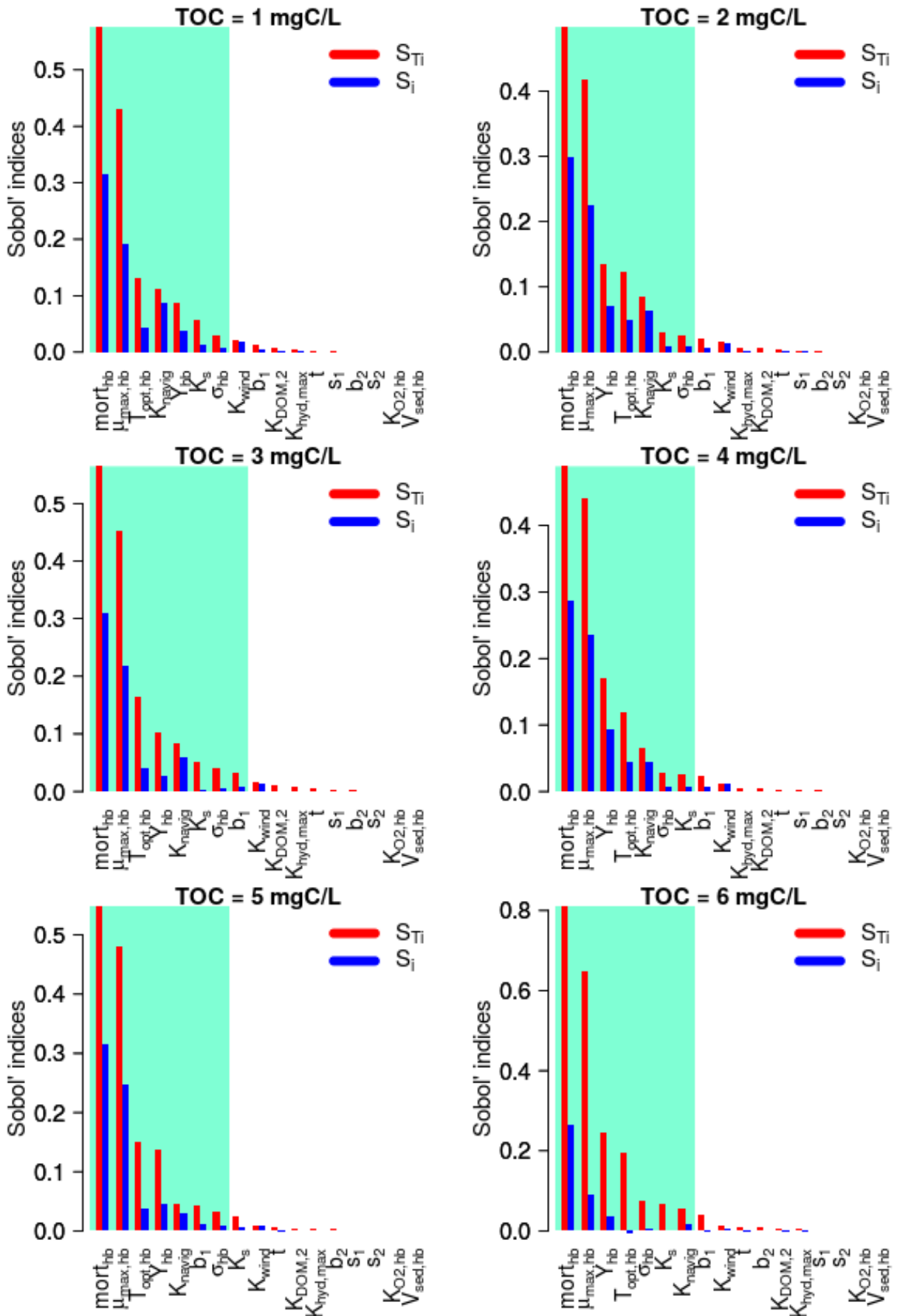


Figure 7. Résultats de la méthode Sobol en période hivernale pour le TOC = 1-6 mgC/L; classements des paramètres basés sur S_{Ti} ; la partie en vert clair représente les paramètres influents qui comprennent 95% de la variance totale de la sortie du modèle

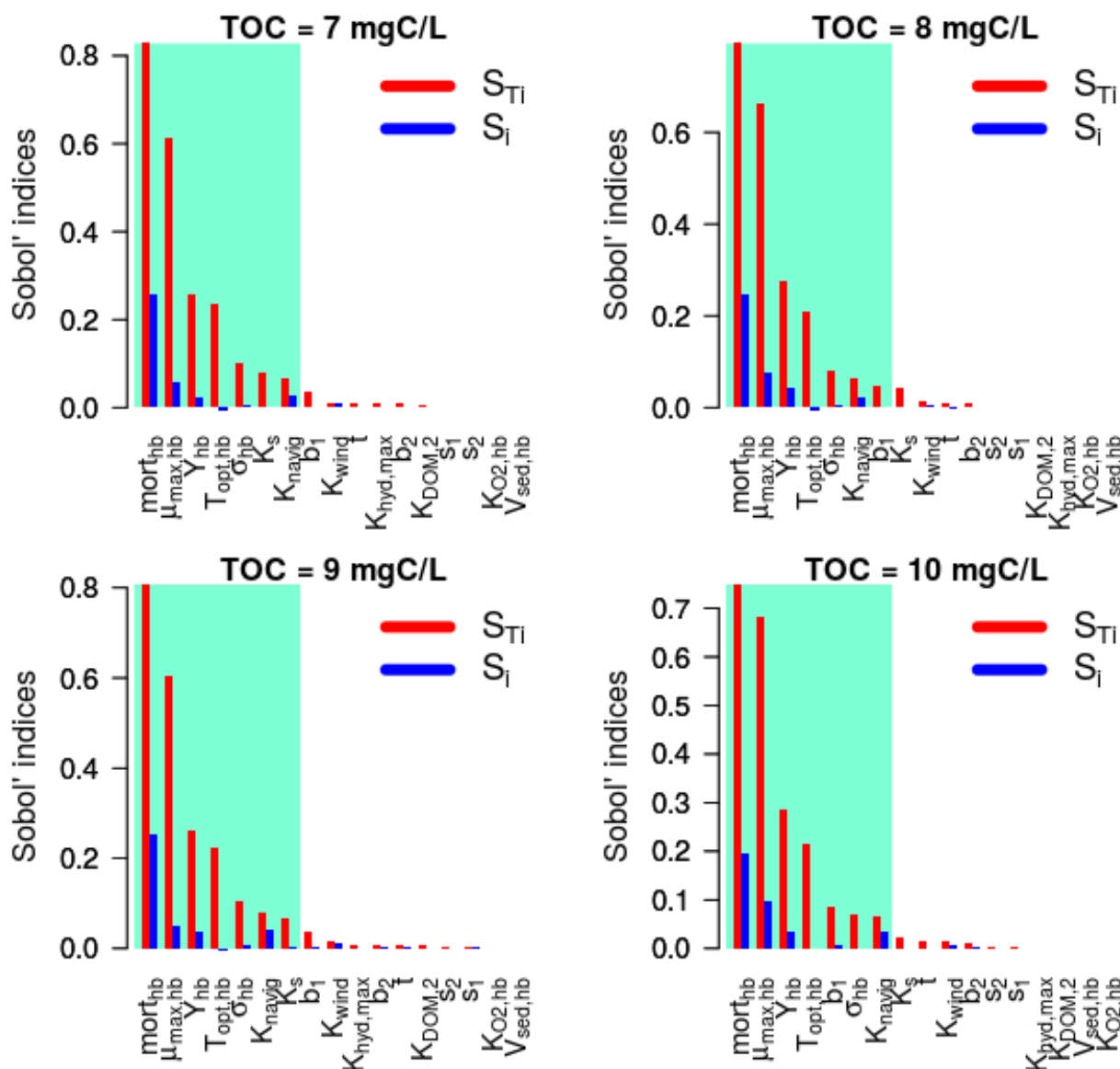


Figure 8. Résultats de la méthode de Sobol en période **hivernale** pour le **TOC = 7-10 mgC/L**; classements des paramètres basés sur S_{Ti} ; la partie en vert clair représente les paramètres influents qui comprennent 95% de la variance totale de la sortie du modèle

Par conséquent, les paramètres influents sont regroupés dans la région ayant un μ^* et un σ supérieurs aux valeurs de seuil mises en évidence par des lignes pointillées dans la Fig. 9 (les valeurs de seuil sont calculées en fonction des résultats de la méthode de Sobol). Bien qu'elle soit moins robuste avec une taille d'échantillon 10 fois plus petite, la méthode de Morris identifie le même ensemble de paramètres significatifs que la méthode de Sobol pour TOC = 7 mgC/L. Un fort accord existe donc entre les deux méthodes concernant l'identification des paramètres les plus influents.

2.3 Sélection des paramètres les plus influents à bas débit

Pour la période estivale, en situation de faible débit hors période de bloom, le modèle C-RIVE est considéré comme sensible à 6 paramètres sur la base des résultats de la méthode de Sobol. Il s'agit de 3 paramètres bactériens ($mort_{hb}$, $\mu_{max,hb}$ et Y_{hb}), 2 liés à la MO (b_1 et K_s) et 1 physique (K_{navig}). La Tab. 7 et la section 1.5 donnent leurs définitions et leurs gammes de variation.

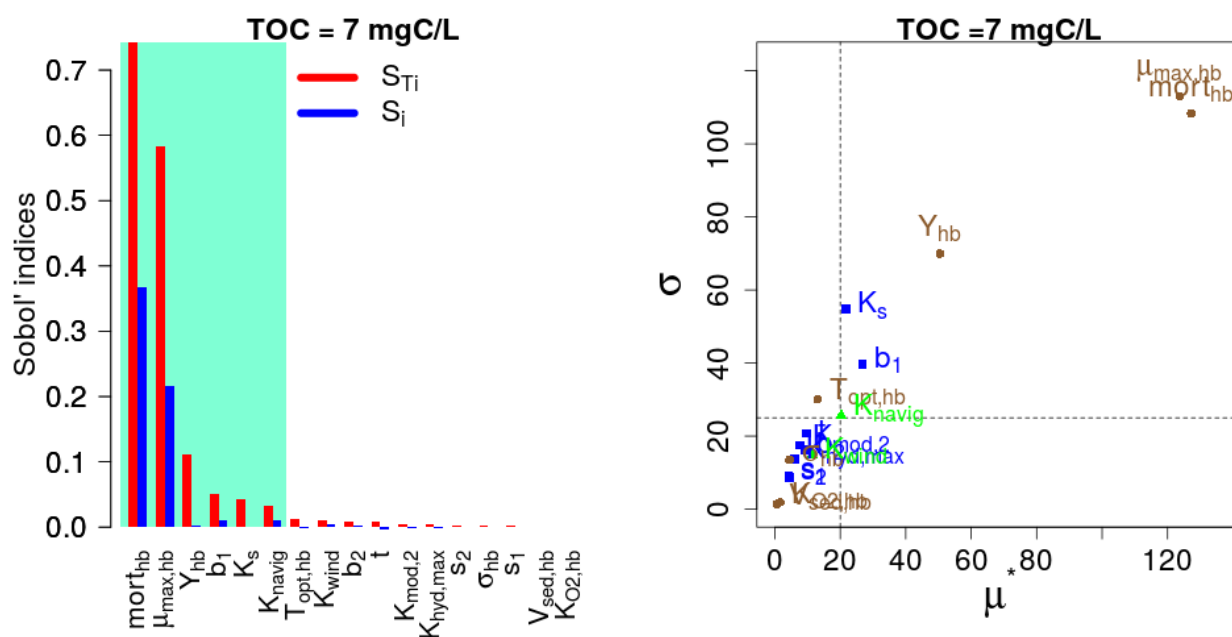


Figure 9. Comparaison des résultats de la méthode Sobol (à gauche) avec la méthode de Morris (à droite) pour TOC = 7 mgC/L en été ; la partie en vert dans les résultats de la méthode de Sobol représente les paramètres influents ; Couleur du point et de l'étiquette dans les résultats de la méthode de Morris : paramètres bactériens (marron), paramètres liés à la MO (bleu), paramètres physiques (vert)

Pour la période hivernale, en situation de faible débit hors période de bloom, il y a toujours au moins 7 paramètres influents, mais puisque K_s et b_1 sont interchangeables dans la région verte des Fig. 7 et 8, 8 paramètres sont retenus. Il s'agit de 5 paramètres bactériens ($mort_{hb}$, $\mu_{max,hb}$, Y_{hb} , $T_{opt,hb}$ et σ_{hb}), 2 liés à la MO (b_1 et K_s), et 1 physique (K_{navig}). A l'exception de σ_{hb} , les 4 paramètres bactériens restants en plus de K_{navig} se sont également avérés influents dans l'étude de Wang et al. (2018).

3 Discussion

La réalisation de l'AS a fourni les paramètres influençant l'évolution de la teneur en O_2 dans le cours d'eau pendant les périodes de faible débit hors bloom. Parmi ces paramètres, deux paramètres liés à la MO, K_s et b_1 , affectent non seulement l' O_2 , mais ils apparaissent également comme les paramètres les plus importants régissant la dégradation et la répartition de la MO dans la rivière. b_1 caractérise la fraction biodégradable de la matière organique dissoute : son importance signifie qu'il est essentiel d'avoir une estimation précise de ce paramètre de partage de MO (par rapport aux quatre autres paramètres) lors d'observations sur le terrain, et que cette information est susceptible de significativement améliorer la modélisation de l'oxygène dans le cours d'eau. L'augmentation de l'importance de b_1 avec la concentration de TOC suggère une augmentation de son influence sur le métabolisme fluvial sous l'afflux de MO provenant de SRU et de STEP.

Le rôle de K_s dans le cours d'eau correspond au prélèvement du substrat par les bactéries, en particulier à des concentrations de TOC plus faibles, qui s'approchent de la MO apportée par des affluents. Comme indiqué dans la Tab. 5, K_s présente une très grande gamme de variation selon le type de substrat, l'habitat ou l'origine de l'échantillonnage. De plus, Owens and Legan (1987) détaillent différentes gammes de K_s en fonction des espèces de bactéries, alors qu'actuellement les bactéries de la Seine ne sont classées qu'en fonction de leur taille en petites et grandes bactéries (Garnier et al., 1992). Ceci illustre la nécessité d'une spécification plus détaillée des bactéries afin d'être en mesure d'identifier ou d'estimer l'intervalle précis de variation des paramètres bactériens.

3.1 Impact de la saison (température) sur l'analyse de sensibilité

Pendant les saisons d'hiver et d'été, les paramètres bactériens sont les plus dominants et constituent la majorité des paramètres influents. Cela confirme la condition hétérotrophique de la rivière à faible débit hors bloom, où l'activité bactérienne régit les concentrations globales d' O_2 . D'autre part, deux paramètres liés à la MO (b_1 et K_s) et un paramètre physique (K_{navig}) ont également une influence moyenne sur l'évolution de l' O_2 . Comme K_s représente le prélèvement de la MO dissoute rapidement biodégradable (DOM_1) et que b_1 est la part de MO dissoute biodégradable, on peut en déduire que la MO dissoute est plus importante que la MO particulaire car il s'agit de la fraction de la MO qui est plus facilement utilisable par les bactéries.

Au cours des deux saisons, les quatre groupes de paramètres (fortement influents, modérément influents, légèrement ou moyennement influents et non influents) sont observés. L'importance de $T_{opt,hb}$ et σ_{hb} en hiver est le principal contraste entre les deux saisons, à cette exception près, le même ensemble de paramètres prédomine dans les deux périodes. En considérant le prélèvement de la MO (Eq. 6), la gamme de $T_{opt,hb}$ (15-30 °C dans le Tab. 7) et la température moyenne de 9.8 °C comparé à 22.4 °C en été (Tab. 9), l'écart de température $T - T_{opt,hb}$ diminue le taux de prélèvement en hiver davantage qu'en été. Par conséquent, l'influence de $T_{opt,hb}$ augmente tandis que celle de $\mu_{max,hb}$ et $mort_{hb}$ diminue. Ceci souligne l'importance d'estimer correctement la gamme de variance de $T_{opt,hb}$.

En revanche, K_{navig} semble plus influent en hiver qu'en été, étant dans le deuxième groupe de paramètres modérément influents pour $TOC \leq 4$ mgC/L, où il montre également un effet linéaire considérable (Fig. 7). L'importance de K_{navig} à des températures plus basses a été confirmée dans l'analyse de sensibilité de Wang et al. (2018, Fig. 8) et elle a été identifiée par l'outil d'assimilation de données (PROSE-PA) pendant la saison hivernale (Wang et al., 2019, Fig. 6). b_1 et K_s semblent plus influents en été qu'en hiver. En moyenne, la somme des indices e Sobol ($\sum S_{Ti}$) est plus élevée en hiver (1,84) qu'en été (1,56). Cela peut être attribué à l'existence d'un plus grand nombre de paramètres influents en hiver (8) qu'en été (6), ce qui signifie davantage d'interactions entre les paramètres.

3.2 Impact des concentrations en TOC sur l'analyse de sensibilité

L'intervalle de $TOC = 1-4$ mgC/L représente les apports des bassins amont (Seine et Marne), alors que l'intervalle de $TOC = 5-10$ mgC/L représente l'entrée de STEP et de SRU. Afin d'observer comment le TOC affecte la sensibilité du modèle, les paramètres les plus influents des saisons d'été et d'hiver sont tracés en fonction de leurs indices de sensibilité totale cumulatifs correspondants normalisés par leur $\sum S_{Ti}$ (Figs. 10).

Les paramètres bactériens de $mort_{hb}$ et $\mu_{max,hb}$ présentent des indices de sensibilité très élevés quelles que soient la saison et les concentrations de TOC. Cependant, leur importance diminue pour la saison hivernale, ce qui peut être attribuée aux deux nouveaux paramètres influents ($T_{opt,hb}$ et σ_{hb}) par rapport à l'été. En parallèle, $mort_{hb}$ et $\mu_{max,hb}$ sont également la principale différence entre les petites et les grandes bactéries, ce qui, à ce stade, souligne l'importance de leur modélisation séparée dans les travaux futurs. Lorsque le TOC augmente pendant l'été, l'influence de $mort_{hb}$ et $\mu_{max,hb}$ continue de diminuer progressivement, alors que celle de b_1 et Y_{hb} augmente. Cela démontre clairement le rôle de la partie biodégradable de la MO à des concentrations plus élevées de TOC. K_s semble plus influent à $TOC = 1-2$ mgC/L qu'à des concentrations plus élevées.

L'évolution de $mort_{hb}$ est stable en hiver alors que $\mu_{max,hb}$ diminue légèrement et Y_{hb} augmente. K_{navig} semble beaucoup plus influent en hiver qu'en été, particulièrement à $TOC \leq 4$ mgC/L, ce qui est en accord avec d'autres études (Wang et al., 2018). b_1 et K_s ne présentent aucune tendance particulière avec le TOC en hiver. Toutefois, K_s semble plus élevé autour de $TOC = 1-3$ et $5-7$ mgC/L. b_1 montre une hausse soudaine de son influence à $TOC = 10$ mgC/L, ce qui indique qu'il pourrait y avoir un décalage dans l'influence de b_1 en hiver par rapport à l'été.

Pour $TOC \geq 6$ mgC/L en hiver, tous les paramètres connaissent une augmentation soudaine de leurs indices

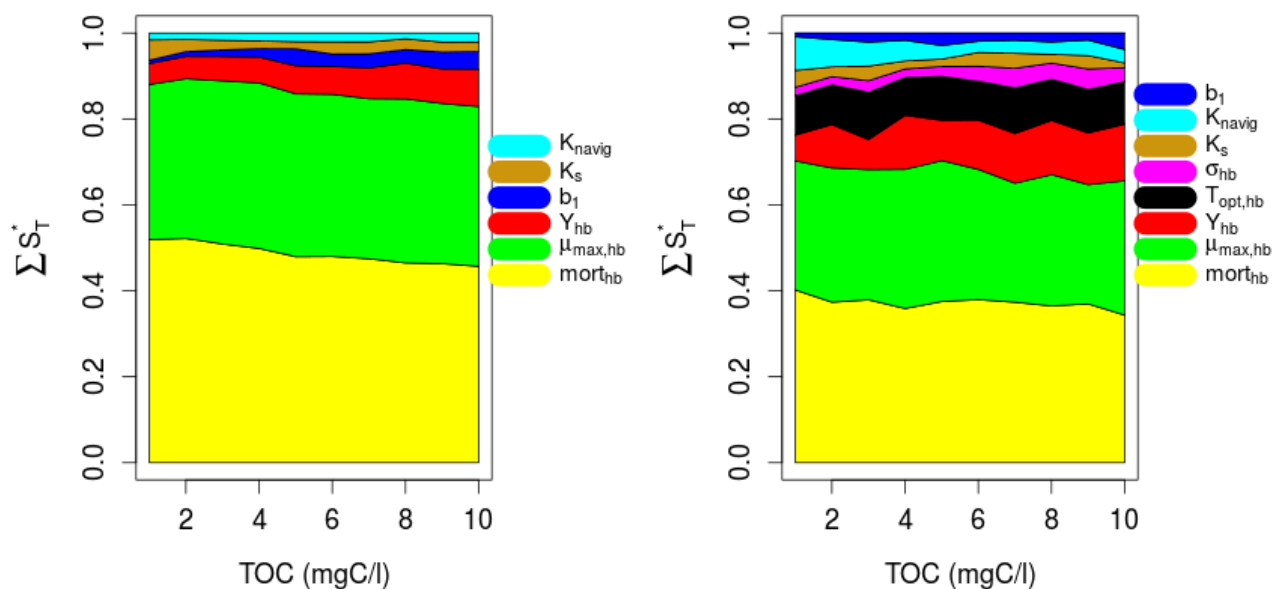


Figure 10. Évolution de l'indice total normalisé en fonction du TOC pour les paramètres influents lors des périodes estivale (à gauche) et hivernale (à droite)

de sensibilité globale (S_{Ti}) (de 1,45 à 2,23 en moyenne dans le $\sum S_{Ti}$ de chaque cas de TOC) et une diminution de leur effet principal (S_i) (de 0,72 à 0,39 en moyenne dans le $\sum S_i$ de chaque cas de TOC). Le rapport S_i / S_{Ti} diminue de 0,50 à 0,17 pour $TOC \geq 6$ mgC/L, cependant, cette diminution du rapport est graduelle pour la saison estivale (de 0,50 pour $TOC = 1$ mgC/L à 0,32 pour $TOC = 10$ mgC/L). Cela souligne, d'une part, l'augmentation de l'interaction ou de la non-linéarité entre les paramètres, et d'autre part, l'augmentation de la non-additivité du modèle qui se traduit par une augmentation de l'interdépendance des paramètres. Puisqu'une valeur de $TOC \geq 5$ mgC/L est censée représenter le rejet de STEP et de SRU, cela indique l'importance de concentrations en TOC plus élevées et la nécessité d'avoir une modélisation appropriée et indépendante de leurs rejets car ils n'augmentent pas seulement le TOC, mais augmentent également la concentration de la biomasse.

Conclusion et perspectives

L'objectif principal de cette étude était d'étudier le rôle de la matière organique (MO) dans le métabolisme des rivières pendant les faibles débits hors bloom en été et en hiver. Par conséquent, de nouveaux paramètres ont été introduits pour tenir compte de la répartition et de la dégradation de la MO. Ensuite, la sensibilité du modèle C-RIVE, le module biogéochimique de PROSE-PA, a été analysée pour les paramètres bactériens introduits et déjà existants sous des conditions de faible débit. Les conclusions suivantes peuvent être tirées de cette étude :

- Tout d'abord, la méthode de Sobol s'est avérée très efficace dans l'identification des paramètres influents sur l'évolution de l' O_2 dans le modèle C-RIVE.
- Pendant la période estivale, 6 paramètres se sont avérés influents, dont 3 paramètres bactériens ($mort_{hb}$, $\mu_{max,hb}$ et Y_{hb}), 2 paramètres liés à la MO (b_1 et K_s) et un paramètre physique (K_{navig}). Pendant la période hivernale, 8 paramètres influents ont été identifiés : 5 paramètres bactériens ($mort_{hb}$, $\mu_{max,hb}$, Y_{hb} , $T_{opt,hb}$ et σ_{hb}), 2 paramètres liés à la MO (b_1 et K_s), et un paramètre physique (K_{navig}).
- Le cours d'eau semble être le siège d'une activité bactérienne dominante à faible débit pendant les deux périodes.
- $mort_{hb}$ et $\mu_{max,hb}$ sont les paramètres les plus influents en hiver et en été. Cela implique l'importance

de considérer séparément les petites et les grandes bactéries lors de la modélisation des entrées de STEP et de SRU, car elles présentent des gammes de variation différentes pour les paramètres mentionnés.

- Seuls 2 paramètres liés à la MO (b_1 et K_s) sur les 8 paramètres introduits ont été jugés influents et jouent un rôle dans l'évolution de l' O_2 et de la MO dans la rivière. Le modèle s'est avéré plus sensible à b_1 et K_s en été qu'en hiver. K_s est plus important pour les concentrations de TOC plus faibles (1-4 mgC/L) qui représentent l'apport en MO des bassins en amont de Seine, alors que b_1 n'est pas influent pour les concentrations de TOC plus faibles. En revanche, il est influent pour $TOC \geq 4$ mgC/L et son effet augmente avec les concentrations de TOC. Par conséquent, on peut conclure que la biodégradabilité de la MO dissoute devient plus importante en cas d'apport de TOC provenant de SRU et de STEP.
- K_{navig} s'est avéré plus influent pendant la saison hivernale, en particulier, pour des valeurs de TOC correspondant aux apports des bassins en amont (affluents).

En perspective :

- une modélisation indépendante des rejets de STEP et de SRU est nécessaire afin de tenir compte de leur TOC et de leur apport bactérien. En outre, des considérations doivent être prises en compte pour inclure la cinétique distincte des petites et les grandes bactéries afin que l'impact de leurs rejets sur le métabolisme fluvial puisse être correctement étudié.
- Les résultats de cette étude nous fournissent la liste des paramètres influents et non-influents. Ces derniers pourront être fixés à leurs valeurs moyennes ou indiquées dans la littérature, et les premiers pourraient être introduits dans l'outil d'assimilation de données PROSE-PA où l'évolution temporelle de chaque paramètre pourrait être estimée grâce aux données observées d' O_2 .
- L'interdépendance des paramètres influents qui démontrent une forte interaction entre eux doit être étudiée par l'outil d'assimilation de données.

Bibliographie

- Artifon, V., E. Zanardi-Lamardo, and G. Fillmann (2019). Aquatic organic matter : Classification and interaction with organic microcontaminants. *The Science of the Total Environment* 649, 1620–1635.
- Bailey, R. T. and M. Ahmadi (2014). Spatial and temporal variability of in-stream water quality parameter influence on dissolved oxygen and nitrate within a regional stream network. *Ecological Modelling* 277, 87–96.
- Besemer, K., B. Luef, S. Preiner, B. Eichberger, M. Agis, and P. Peduzzi (2009). Sources and composition of organic matter for bacterial growth in a large European river floodplain system (Danube, Austria). *Organic Geochemistry* 40(3), 321–331.
- Billen, G. (1984). Heterotrophic Utilization and Regeneration of Nitrogen. In J. E. Hobbie and P. J. leB. Williams (Eds.), *Heterotrophic Activity in the Sea*, pp. 313–355. Boston, MA : Springer US.
- Billen, G. (1991). Protein Degradation in Aquatic Environments. In T. D. Brock and R. J. Chróst (Eds.), *Microbial Enzymes in Aquatic Environments*, pp. 123–143. New York, NY : Springer New York.
- Billen, G., J. Garnier, A. Ficht, and C. Cun (2001). Modeling the Response of Water Quality in the Seine River Estuary to Human Activity in Its Watershed over the Last 50 Years. *Estuaries* 24(6), 977.
- Billen, G., J. Garnier, and P. Hanset' (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks : The RIVERSTRAHLER Model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia* 289, 119–137.
- Billen, G., C. Lancelot, E. Becker, and P. Servais (1988). Modelling microbial processes (phyto- and bacterio-plankton) in the Schelde estuary. *Hydrobiological Bulletin* 22(1), 43–55.

- Billen, G. and M. Somville (1982). Utilization of primary products by planktonic and benthic bacteria. Concerted Actions Oceanography. Final Report. Technical Report 3, Biological Oceanography Committee.
- Block, J., L. Mathieu, P. Servais, D. Fontvieille, and P. Werner (1992). Indigenous bacterial inocula for measuring the biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) in waters. *Water Research* 26(4), 481–486.
- Boudreau, B. P. (1997). *Diagenetic Models and Their Implementation*, Volume 134. Springer.
- Brailsford, F. L., H. C. Glanville, P. N. Golyshin, P. J. Johnes, C. A. Yates, and D. L. Jones (2019). Microbial uptake kinetics of dissolved organic carbon (DOC) compound groups from river water and sediments. *Scientific Reports* 9(1), 11229.
- Brookes, V. J., D. Jordan, S. Davis, M. P. Ward, and J. Heller (2015). Saltelli Global Sensitivity Analysis and Simulation Modelling to Identify Intervention Strategies to Reduce the Prevalence of Escherichia coli O157 Contaminated Beef Carcasses. *PLoS ONE* 10(12), 1–22.
- Campolongo, F., J. Cariboni, and A. Saltelli (2007). An effective screening design for sensitivity analysis of large models. *Environmental Modelling & Software* 22(10), 1509–1518.
- Catalán, N., J. P. Casas-Ruiz, D. von Schiller, L. Proia, B. Obrador, E. Zwirnmann, and R. Marcé (2017). S1_Biodegradation kinetics of dissolved organic matter chromatographic fractions in an intermittent river : Biodegradation Dynamics of DOM Fractions. *Journal of Geophysical Research : Biogeosciences* 122(1), 131–144.
- Crawford, C. C., J. E. Hobbie, and K. L. Webb (1974). The Utilization of Dissolved Free Amino Acids by Estuarine Microorganisms. *Ecology* 55(3), 551–563.
- Dyer, K. R. (1991). Biogeochemistry of Major World Rivers, Scope 42 edited by E.T. Degens, S. Kempe, and J.E. Richey, John Wiley, Chichester, 1991. 356 pp. Price : £85.00. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems* 1(2), 189–190. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/aqc.3270010209>.
- Escoffier, N., N. Bensoussan, L. Vilmin, N. Flipo, V. Rocher, A. David, F. Métivier, and A. Groleau (2016). Estimating ecosystem metabolism from continuous multi-sensor measurements in the Seine River. *Environmental Science and Pollution Research* 25(24), 23451–23467.
- Etcheber, H., A. Taillez, G. Abril, J. Garnier, P. Servais, F. Moatar, and M.-V. Commarieu (2007). Particulate organic carbon in the estuarine turbidity maxima of the Gironde, Loire and Seine estuaries : Origin and lability. *Hydrobiologia* 588(1), 245–259.
- Even, S., M. Poulin, J. Garnier, G. Billen, P. Servais, A. Chesterikoff, and M. Coste (1998). River ecosystem modelling : Application of the PROSE model to the Seine river (France). *Hydrobiologia* 373(0), 27–45.
- Even, S., M. Poulin, J.-M. Mouchel, M. Seidl, and P. Servais (2004). Modelling oxygen deficits in the Seine River downstream of combined sewer overflows. *Ecological Modelling* 173(2), 177–196.
- Flipo, N., S. Even, M. Poulin, M.-H. Tusseau-Vuillemin, T. Ameziane, and A. Dauta (2004). Biogeochemical modelling at the river scale : Plankton and periphyton dynamics : Grand Morin case study, France. *Ecological Modelling* 176(3), 333–347.
- Flipo, N., J.-M. Mouchel, C. Fisson, S. Wang, and M. Le Gall (2018). *Les Effets de La Crue de Juin 2016 Sur La Qualité de l'eau Du Bassin de La Seine*. Fascicule #17 Du PIREN-Seine. ARCEAU-IdF.
- Flipo, N., C. Rabouille, M. Poulin, S. Even, M.-H. Tusseau-Vuillemin, and M. Lalande (2007). Primary production in headwater streams of the Seine basin : The Grand Morin river case study. *Science of The Total Environment* 375(1), 98–109.

- Franczyk, A. (2019). Using the Morris sensitivity analysis method to assess the importance of input variables on time-reversal imaging of seismic sources. *Acta Geophysica* 67(6), 1525–1533.
- Garnier, J. and D. Benest (1990). Seasonal coupling between phyto- and bacterioplankton in a sand pit lake (Creteil lake, France). *Hydrobiologia* 207, 71–77.
- Garnier, J., G. Billen, and L. Palfner (1999). Understanding the oxygen budget and related ecological processes in the river Mosel : The RIVERSTRAHLER approach. In J. Garnier and J.-M. Mouchel (Eds.), *Man and River Systems*, pp. 151–166. Dordrecht : Springer Netherlands.
- Garnier, J., G. Billen, P. Servais, and P. Servais (1992). Physiological characteristics and ecological role of small and large sized bacteria in a polluted river (Seine River, France). *Arch. Hydrobiol. Beih.* 37, 83–94.
- Garnier, J., A. Marescaux, S. Guillon, L. Vilmin, V. Rocher, G. Billen, V. Thieu, M. Silvestre, P. Passy, M. Raimonet, A. Groleau, S. Théry, G. Tallec, and N. Flipo (2019). Ecological Functioning of the Seine River : From Long-Term Modelling Approaches to High-Frequency Data Analysis. In *The Handbook of Environmental Chemistry*, pp. 1–28. Springer Berlin Heidelberg.
- Garnier, J., J. Némery, G. Billen, and S. Théry (2005). Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River system : Modelling the role of exchangeable phosphorus. *Journal of Hydrology* 304(1), 397–412.
- Garnier, J., P. Servais, and G. Billen (1992). Bacterioplankton in the Seine River (France) : Impact of the Parisian urban effluent. *Canadian Journal of Microbiology* 38(1), 56–64.
- Garnier, J., P. Servais, G. Billen, M. Akopian, and N. Brion (2001). Lower Seine River and Estuary (France) Carbon and Oxygen Budgets during Low Flow. *Estuaries* 24(6), 964.
- Garvey, J. E., M. R. Whiles, and D. Streicher (2007). A hierarchical model for oxygen dynamics in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64(12), 1816–1827.
- Geeraert, N., F. O. Omengo, G. Govers, and S. Bouillon (2016). Dissolved organic carbon lability and stable isotope shifts during microbial decomposition in a tropical river system. *Biogeosciences* 13(2), 517–525.
- Gocke, K., R. Dawson, and G. Liebezeit (1981). Availability of dissolved free glucose to heterotrophic microorganisms. *Marine Biology* 62(2-3), 209–216.
- Gupta, L., V. SUBRAMANIAN, and V. ITTEKKOT (1997). Biogeochemistry of particulate organic matter transported by the Godavari River, India. *Biogeochemistry* 38(2), 103–128.
- Hamilton, R. D. and J. E. Preslan (1970). OBSERVATIONS ON HETEROTROPHIC ACTIVITY IN THE EASTERN TROPICAL PACIFIC1 : HETEROTROPHIC ACTIVITY IN THE PACIFIC. *Limnology and Oceanography* 15(3), 395–401.
- He, B., M. Dai, W. Zhai, L. Wang, K. Wang, J. Chen, J. Lin, A. Han, and Y. Xu (2010). Distribution, degradation and dynamics of dissolved organic carbon and its major compound classes in the Pearl River estuary, China. *Marine Chemistry* 119(1-4), 52–64.
- Herman, J. and W. Usher (2017). SALib : An open-source python library for sensitivity analysis. *Journal of Open Source Software* 2(9), 97.
- Hill, J. and P. Wheeler (2002). Organic carbon and nitrogen in the northern California current system : Comparison of offshore, river plume, and coastally upwelled waters. *Progress in Oceanography* 53(2-4), 369–387.

- Hobbie, J. E. and C. C. Crawford (1969). Respiration Corrections for Bacterial Uptake of Dissolved Organic Compounds in Natural Waters. *Limnology and Oceanography* 14(4), 528–532.
- Holmes, R. M., J. W. McClelland, P. A. Raymond, B. B. Frazer, B. J. Peterson, and M. Stieglitz (2008). S1_Lability of DOC transported by Alaskan rivers to the Arctic Ocean. *Geophysical Research Letters* 35(3), L03402.
- Hoppe, H.-G. (1978). Relations between active bacteria and heterotrophic potential in the sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 12(1), 78–IN4.
- Hutchins, M., G. Harding, H. Jarvie, T. Marsh, M. Bowes, and M. Loewenthal (2020). Intense summer floods may induce prolonged increases in benthic respiration rates of more than one year leading to low river dissolved oxygen. *Journal of Hydrology X* 8, 100056.
- Iooss, B. and P. Lemaître (2015). A review on global sensitivity analysis methods. In C. Meloni and G. Del-lino (Eds.), *Uncertainty Management in Simulation-Optimization of Complex Systems : Algorithms and Applications*. Springer.
- Ittekkot, V. (1988). LPAC_Global trends in the nature of organic matter in river suspensions. *Nature* 332(6163), 436–438.
- Jolliffe, I. T. and J. Cadima (2016, April). Principal component analysis : A review and recent developments. *Philosophical Transactions of the Royal Society A : Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 374(2065), 20150202.
- Kang, P.-G. and M. J. Mitchell (2013). Bioavailability and size-fraction of dissolved organic carbon, nitrogen, and sulfur at the Arbutus Lake watershed, Adirondack Mountains, NY. *Biogeochemistry* 115(1-3), 213–234.
- Kim, J.-K., S. Jung, J.-s. Eom, C. Jang, Y. Lee, J. S. Owen, M.-S. Jung, and B. Kim (2013). Dissolved and particulate organic carbon concentrations in stream water and relationships with land use in multiple-use watersheds of the Han River (Korea). *Water International* 38(3), 326–339.
- Larsson, U. and A. Hagstrom (1979). Phytoplankton exudate release as an energy source for the growth of pelagic bacteria. *Marine Biology* 52, 199–206.
- Lobbes, J. M., H. P. Fitznar, and G. Kattner (2000). Biogeochemical characteristics of dissolved and particulate organic matter in Russian rivers entering the Arctic Ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 64(17), 2973–2983.
- Lønborg, C., K. Davidson, X. A. Álvarez-Salgado, and A. E. Miller (2009). Bioavailability and bacterial degradation rates of dissolved organic matter in a temperate coastal area during an annual cycle. *Marine Chemistry* 113(3-4), 219–226.
- Martin, L. (2001). *Ecological functioning of the Seine river downstream the wastewater treatment plant "Seine Aval" : experimental datas and bidimensional modeling*. Ph. D. thesis, École Nationale Supérieure des Mines de Paris, Sciences of the Universe [physics].
- Martin-Mousset, B., J. P. Croue, E. Lefebvre, and B. Legube (1997). Distribution et caractérisation de la matière organique dissoute d'eaux naturelles de surface. *Water Research* 31(3), 541–553.
- Maurice, L. (1993). *Maurice Thesis : MODELISATION DU CYCLE DE DEGRADATION BACTERIENNE DE LA MATIERE ORGANIQUE APPLICATION A LA ZONE DE TURBIDITE MAXIMALE DE L'ESTUAIRE DE LA LOIRE*. Ph. D. thesis, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Meybeck, M. (1982). Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.; (United States)* 282 :4, 401–450.

- Meyer, J. L., R. T. Edwards, and R. Risley (1987). Bacterial growth on dissolved organic carbon from a blackwater river. *Microbial Ecology* 13(1), 13–29.
- Morris, M. D. (1991). Factorial Sampling Plans for Preliminary Computational Experiments. *Technometrics* 33(2), 161–174.
- Muylaert, K., R. Dasseville, L. De Brabandere, F. Dehairs, and W. Vyverman (2005). Dissolved organic carbon in the freshwater tidal reaches of the Schelde estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64(4), 591–600.
- Nguyen, H. T. M., G. Billen, J. Garnier, T. P. Q. Le, Q. L. Pham, S. Huon, and E. Rochelle-Newall (2018). Organic carbon transfers in the subtropical Red River system (Viet Nam) : Insights on CO₂ sources and sinks. *Biogeochemistry* 138(3), 277–295.
- Nossent, J., P. Elsen, and W. Bauwens (2011). Sobol' sensitivity analysis of a complex environmental model. *Environmental Modelling & Software* 26(12), 1515–1525.
- Ochiai, M. and T. Nakajima (1991). Distribution of organic matter and bacteria in river water. *SIL Proceedings, 1922-2010* 24(3), 2040–2043.
- Owens, J. and J. Legan (1987). Determination of the Monod substrate saturation constant for microbial growth. *FEMS Microbiology Letters* 46(4), 419–432.
- Pettine, M., L. Patrolecco, M. Camusso, and S. Crescenzo (1998). Transport of Carbon and Nitrogen to the Northern Adriatic Sea by the Po River. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46(1), 127–142.
- Qi, W. (2014). Organic micropollutants in the Yangtze River : Seasonal occurrence and annual loads. *Science of the Total Environment* 472, 789–799.
- Qualls, R. G. and B. L. Haines (1992). S1_Biodegradability of Dissolved Organic Matter in Forest Throughfall, Soil Solution, and Stream Water. *Soil Science Society of America Journal* 56(2), 578–586.
- Ran, L. (2013). Spatial and seasonal variability of organic carbon transport in the Yellow River, China. *Journal of Hydrology* 498, 76–88.
- Reschke, S., V. Ittekkot, and N. Panin (2002). The Nature of Organic Matter in the Danube River Particles and North-western Black Sea Sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54(3), 563–574.
- Ribas, F., J. Frías, J. Huguet, and F. Lucena (1997). Efficiency of various water treatment processes in the removal of biodegradable and refractory organic matter. *Water Research* 31(3), 639–649.
- Riemann, B., P. K. Bjørnsen, S. Newell, and R. Fallon (1987). Calculation of cell production of coastal marine bacteria based on measured incorporation of [3H]thymidine_{1,2}. *Limnology and Oceanography* 32(2), 471–476. _eprint : <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.4319/lo.1987.32.2.0471>.
- Saltelli, A., P. Annoni, I. Azzini, F. Campolongo, M. Ratto, and S. Tarantola (2010). Variance based sensitivity analysis of model output. Design and estimator for the total sensitivity index. *Computer Physics Communications* 181(2), 259–270.
- Seidl, M., P. Servais, M. Martaud, C. Gandouin, and J. M. Mouchel (1998). Organic carbon biodegradability and heterotrophic bacteria along a combined sewer catchment during rain events. *Water Science and Technology* 37(1), 25–33.
- Seidl, M., P. Servais, and J. Mouchel (1998). Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after a combined sewer overflow. *Water Research* 32(12), 3569–3580.

- Seki, H., S. H. Y. Y., and I. S. (1975). TURNOVER RATE OF DISSOLVED ORGANIC MATERIALS IN A COASTAL REGION OF JAPAN AT SUMMER STAGNATION PERIOD OF 1974. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 75, 297–305.
- Seki, H., T. NAKAI, and H. OTOBE (1972). REGIONAL DIFFERENCES ON TURNOVER RATE OF DISSOLVED MATERIALS IN THE PACIFIC OCEAN AT SUMMER OF 1971. *Arch. Hydrobiol.* 71, 79–89.
- Seki, H., T. Nakai, and H. Otohe (1974). Turnover rate of dissolved materials in the Philippine Sea at winter of 1973. *Archiv für Hydrobiologie* 73(2), 238–244.
- Sempéré, R., B. Charrière, F. Van Wambeke, and G. Cauwet (2000). Carbon inputs of the Rhône River to the Mediterranean Sea : Biogeochemical implications. *Global Biogeochemical Cycles* 14(2), 669–681.
- Sepers, A. B. J. (1977). The utilization of dissolved organic compounds in aquatic environments. *Hydrobiologia* 52(1), 39–54.
- Servais, P. (1986). *Etude de la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes en rivière. Développement d'une démarche méthodologique et application à la Meuse belge*. Ph. D. thesis, Université Libre de Bruxelles, Faculté des Sciences.
- Servais, P. (1989). Modélisation de la biomasse et de l'activité bactérienne dans la Meuse belge. *Revue des sciences de l'eau* 2(4), 543–563.
- Servais, P., A. Barillier, and J. Garnier (1995). Determination of the biodegradable fraction of dissolved and particulate organic carbon in waters. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 31(1), 75–80.
- Servais, P., G. Billen, and M.-C. Hascoet (1987). DETERMINATION OF THE BIODEGRADABLE FRACTION OF DISSOLVED ORGANIC MATTER IN WATERS. *Water Research* 21(4), 445–450.
- Servais, P. and J. Garnier (1993). Contribution of heterotrophic bacterial production to the carbon budget of the river Seine (France). *Microbial Ecology* 25(1), 19–33.
- Servais, P. and J. Garnier (2006). Organic carbon and bacterial heterotrophic activity in the maximum turbidity zone of the Seine estuary (France). *Aquatic Sciences* 68(1), 78–85.
- Servais, P., J. Garnier, N. Demarteau, N. Brion, and G. Billen (1999). Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through waste water effluents. *Water Research* 33(16), 3521–3531.
- Shang, P., Y. Lu, Y. Du, R. Jaffé, R. H. Findlay, and A. Wynn (2018). Climatic and watershed controls of dissolved organic matter variation in streams across a gradient of agricultural land use. *Science of The Total Environment* 612, 1442–1453.
- Shin, Y., E.-J. Lee, Y.-J. Jeon, J. Hur, and N.-H. Oh (2016). Hydrological changes of DOM composition and biodegradability of rivers in temperate monsoon climates. *Journal of Hydrology* 540, 538–548.
- Sobol, I. M. (1993). Sensitivity Estimates for Nonlinear Mathematical Models. *Mathematical modelling and computational experiments* 1(4), 407–414.
- Søndergaard, M. and M. Middelboe (1995). A cross-system analysis of labile dissolved organic carbon. *Marine Ecology Progress Series* 118, 283–294.
- Stanley, P. M. and J. T. Staley (1977). Acetate uptake by aquatic bacterial communities measured by autoradiography and filterable radioactivity 1 : Acetate uptake by bacteria. *Limnology and Oceanography* 22(1), 26–37.

- Takahashi, M. and S. Ichimura (1971). Glucose uptake in ocean profiles with special reference to temperature. *Marine Biology* 11(3), 206–213.
- Thibodeaux, L., M. Poulin, and S. Even (1994, June). A model for enhanced aeration of streams by motor vessels with application to the Seine river. *Journal of Hazardous Materials* 37(3), 459–473.
- Thieu, V., G. Billen, and J. Garnier (2009). Nutrient transfer in three contrasting NW European watersheds : The Seine, Somme, and Scheldt Rivers. A comparative application of the Senegalese/Riverstrahler model. *Water Research* 43(6), 1740–1754.
- Tusseau-Vuillemin, M.-H., J. Dispan, J.-M. Mouchel, and P. Servais (2003). Biodegradable fraction of organic carbon estimated under oxic and anoxic conditions. *Water Research* 37(9), 2242–2247.
- Vaccaro, R. F. and H. W. Jannasch (1966). STUDIES ON HETEROTROPHIC ACTIVITY IN SEAWATER BASED ON GLUCOSE ASSIMILATION I : GLUCOSE ASSIMILATION IN SEAWATER. *Limnology and Oceanography* 11(4), 596–607.
- Vaccaro, R. F. and H. W. Jannasch (1967). Variations in Uptake Kinetics for Glucose by Natural Populations in Seawater. *Limnology and Oceanography* 12(3), 540–542.
- Varrault, G., P. T. Nguyen, Z. Matar, and C. Bonnot (2016). La matière organique dans le bassin de la Seine : Variabilité, sources et influence sur la spéciation des micropolluants. In *Biogéochimie de l'axe Fluvial* (Rapport de synthèse 2011 – 2015 ed.), Rapport de Synthèse 2011 – 2015, pp. 84–129. PIREN-Seine.
- Vilmin, L. (2014). *Modélisation Du Fonctionnement Biogéochimique de La Seine de l'agglomération Parisienne à l'estuaire à Différentes Échelles Temporelles*. These de doctorat, Paris, ENMP.
- Vilmin, L., N. Aissa-Grouz, J. Garnier, G. Billen, J. M. Mouchel, M. Poulin, and N. Flipo (2015b). Impact of hydro-sedimentary processes on the dynamics of soluble reactive phosphorus in the Seine River. *Biogeochemistry* 122, 229–251.
- Vilmin, L., N. Flipo, C. de Fouquet, and M. Poulin (2015a). Pluri-annual sediment budget in a navigated river system : The Seine River (France). *Science of The Total Environment* 502, 48–59.
- Vilmin, L., N. Flipo, N. Escoffier, and A. Groleau (2018). Estimation of the water quality of a large urbanized river as defined by the European WFD : What is the optimal sampling frequency? *Environmental Science and Pollution Research* 25(24), 23485–23501.
- Vilmin, L., N. Flipo, N. Escoffier, V. Rocher, and A. Groleau (2016). Carbon fate in a large temperate human-impacted river system : Focus on benthic dynamics. *Global Biogeochemical Cycles* 30(7), 1086–1104.
- Volk, C. J., C. B. Volk, and L. A. Kaplan (1997). Chemical composition of biodegradable dissolved organic matter in streamwater. *Limnology and Oceanography* 42(1), 39–44.
- Wang, S. (2019). *Simulation Du Métabolisme de La Seine Par Assimilation de Données En Continu*. These de doctorat, Paris Sciences et Lettres.
- Wang, S. and N. Flipo (2020). Influence des flux de sédimentation-érosion sur les flux de carbone dans la Seine. Technical report, PIREN Seine.
- Wang, S., N. Flipo, and T. Romary (2018). Time-dependent global sensitivity analysis of the C-RIVE biogeochemical model in contrasted hydrological and trophic contexts. *Water Research* 144, 341–355.
- Wang, S., N. Flipo, and T. Romary (2019). Oxygen data assimilation for estimating micro-organism communities' parameters in river systems. *Water Research* 165, 115021.

- Wang, S., V. Thieu, N. Flipo, M. Silvestre, L. Weidenfeld, and G. Billen (2020). Dégradation de la matière organique dans le modèle de biogéochimie aquatique rive : exploration des codes et expérimentation numérique en conditions contrôlées. Technical report, PIREN Seine.
- Wang, X., X. Chen, S. Liu, and X. Ge (2010). Effect of molecular weight of dissolved organic matter on toxicity and bioavailability of copper to lettuce. *Journal of Environmental Sciences* 22(12), 1960–1965.
- Wiegner, T. N., R. L. Tubal, and R. A. MacKenzie (2009). Bioavailability and export of dissolved organic matter from a tropical river during base- and stormflow conditions. *Limnology and Oceanography* 54(4), 1233–1242.
- Wold, S., K. Esbensen, and P. Geladi (1987). Principal Component Analysis. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 2(1-3), 37–52.
- Wright, R. T. and N. M. Shah (1975). The trophic role of glycolic acid in coastal seawater. I. Heterotrophic metabolism in seawater and bacterial cultures. *Marine Biology* 33(2), 175–183.
- Yang, C.-P., W.-S. Lung, J.-T. Kuo, and J.-H. Liu (2010, April). Water Quality Modeling of a Hypoxic Stream. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management* 14(2), 115–123.