

La matière organique dans le continuum terrestre-aquatique du bassin de la Seine

Josette Garnier^{1*}, Lou Weidenfeld¹, Gilles Billen¹, Anun Martinez¹, Benjamin Mercier¹, Vincent Rocher², Jean-Pierre Tabuchi² et Sam Azimi².

¹ UMR 7619 METIS, Sorbonne Université, CNRS, EPHE, Paris

² SIAAP, Paris

* josette.garnier@sorbonne-universite.fr

Résumé

La matière organique de différents compartiments de l'hydrosystème Seine (aquifères, alluvions et berges, eaux de surface – rivières et milieux stagnants –, au total selon un continuum terrestre-aquatique), a été étudiée à différentes saisons. Les sites atelier du PIREN-Seine, la Bassée et l'Orgeval, ont été sélectionnés. Les apports allochtones aux eaux de surface des effluents traités des eaux usées de 6 stations d'épuration de petite à moyenne tailles ont également été caractérisés. Cette caractérisation est mise en perspective avec celle des stations d'épuration du SIAAP effectuée dès les années 1990 et dans les années récentes, après l'implémentation de traitements plus performants.

Des expériences en conditions contrôlées de laboratoire ou numériques ont été réalisées pour accéder aux différentes fractions de cette matière organique, dissoute (COD) ou particulaire (COP), biodégradable (CODB, COPB) ou réfractaire (CODR, COPR). Des incubations d'eau pendant une période de 45 jours permettent de différencier le carbone réfractaire de sa partie biodégradable. Le modèle HSB permet, par ajustement aux observations de la cinétique de dégradation de la matière organique et de la croissance des bactéries hétérotrophes associées, de séparer la matière organique biodégradable en deux fractions, rapidement ou plus lentement biodégradable (CODB = HD1 + HD2, COPB = HP1 + HP2, pour la matière organique dissoute et particulaire, respectivement).

Les résultats concernent ici surtout la matière organique dissoute, les analyses de la matière organique particulaire n'étant pas toutes réalisées.

Points clefs

- ✓ *Un gradient croissant de COD a pu être montré : aquifère < alluvions-berges < rivière-milieux stagnants, tout comme le COP dans les matières en suspension.*
- ✓ *Le carbone dissous dans les rejets traités des STEPs reste plus élevé que celui des eaux naturelles de l'hydrosystème, malgré une diminution d'un facteur de deux à quatre depuis les années 1990.*
- ✓ *Les fractions du CODB sont assez variables, et plus encore les fractions rapidement biodégradable (HD1).*

Abstract

The organic matter of different compartments of the Seine hydrosystem (aquifers, alluvium and banks, surface water - rivers and stagnant environments-, e.g. according to a terrestrial-aquatic continuum, has been studied at different seasons. The PIREN-Seine demo cases, the Bassée wetlands zone and the Orgeval catchment were selected. Allochthonous inputs to surface water, of treated wastewater effluents from 6 medium to small wastewater treatment plants were also characterized. This characterization is put in perspective with that of the SIAAP wastewater treatment plants carried out in the 1990s and in recent years, after the implementation of efficient treatments.

Experiments under controlled laboratory conditions as well as numerical ones have been performed to access the different fractions of this organic matter, from dissolved (DOC) to particulate (POC), from biodegradable (BDOC, BPOC) to refractory (RDOC, RPOC). Incubations of water during a period of 45 days allows to differentiate the refractory carbon from its biodegradable part. The HSB model makes it possible, thanks to adjustments to the shape of the curves of degradation of the organic matter and growth of heterotrophic bacteria responsible of this degradation, to separate the biodegradable organic matter in two fractions, quickly or more slowly biodegradable (HD1+HD2 =BDOC, HP1+HP2=BPOC, for the dissolved and particulate organic matter, respectively).

The results presented here are mainly for dissolved organic matter, as not all analyses of particulate organic matter were performed.

Key points

- ✓ An increasing gradient of DOC could be shown: aquifer<alluvium-bank <river-stagnant media, as well as COP content of suspended solids.
- ✓ The dissolved carbon in the treated discharges of the WWTPs remains higher than in the natural waters of the hydrosystem, despite a decrease by a factor of two to four since the 1990s.
- ✓ CODB fractions are quite variable, and even more so the rapidly biodegradable fractions (HD1).

Introduction

Les connaissances sur la matière organique (MO) se sont développées de manière conjointe avec les connaissances en microbiologie. Au milieu du XX^{ème} siècle, l'amélioration des techniques de microscopie a permis d'observer directement les bactéries en milieu aquatique naturel, alors qu'auparavant leur dénombrement n'était possible que par le comptage des colonies se développant sur gélose. Le microscope à fluorescence a donc conduit à des comptages directs de bactéries pour en déterminer leurs abondances et leurs biomasses (Jones, 1974; Daley et Hobbie, 1975 ; Porter et Feig, 1980 ; Pomeroy et al., 2007), et a permis de constater que la majorité d'entre elles ne se développent pas sur boîte de Petri (Servais et Laurent, 2005). Elles existent pourtant dans tous les milieux et sont les agents principaux de la biodégradation de la MO. Pour quantifier la dynamique des bactéries, des techniques plus précises de marquage ont également été développées, comme l'utilisation de méthodes de traçage radioactif (par exemple, thymidine et leucine ³H) pour quantifier les production et mortalité bactériennes (Hobbie et Crawford, 1969 ; Fuhrman et Azam, 1980; Azam et al., 1983 Servais et Billen, 1985). La caractérisation de la matière organique a aussi évolué, avec l'identification quantitative des fractions biodégradables du carbone dissous et particulaire (Servais et al., 1995), mais aussi par les méthodes de spectroscopie et de spectrofluorimétrie 3D (Goffin, 2017 ; Goffin et al., 2017 ; Fellman et al., 2010) et d'isotopie (¹³C) qui permettent de remonter aux origines de la MO et/ou à sa caractérisation.

Ces avancées scientifiques ont contribué à améliorer les connaissances sur la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes et à formaliser ces connaissances par une modélisation mathématique prenant explicitement en compte les bactéries et la matière organique (modèle mécaniste HSB, Billen et Servais, 1989 ; Billen, 1991). La formalisation mathématique des interactions entre les bactéries et la matière organique est surtout basée sur des équations cinétiques de type Monod-Michaelis-Menten. Une telle représentation était en rupture avec le modèle de Streeter et Phelps (1925), qui repose sur une représentation de la biodégradation de la matière organique (sous forme de DBO₅) selon une cinétique de premier ordre qui, correctement calibrée sur des données empiriques, permet de calculer la consommation d'oxygène associée à un rejet de matière organique. Il est à noter que ce modèle ne prend pas en compte d'autres processus consommateurs d'oxygène comme la nitrification.

Dès le début du PIREN-Seine en 1989, les paramètres du modèle tels que les taux maximums de croissance, de mortalité, de sédimentation des bactéries hétérotrophes, les constantes de demi-saturation par rapport à leur substrat qu'est la matière organique et leur relation à la température ont été déterminés pour la Seine. La quantification des biomasses bactériennes et des formes de la matière organique (dissoute ou particulaire, biodégradable ou réfractaire) a été effectuée dans les effluents traités des stations d'épuration (STEPS), pour implémenter la modélisation, ainsi que dans les eaux de surface, pour la validation du modèle, et notamment dans la Basse Seine soumise, en plus de la production autochtone, aux apports par les effluents alors incomplètement traités en provenance des STEPS.

Au début du programme PIREN-Seine, la MO était largement en excès dans la basse Seine, au point de conduire à des déficits d'oxygène préjudiciables à la vie aquatique. Dans les années 1990, des mortalités piscicoles massives (de l'ordre de plusieurs tonnes), notamment par temps de pluie, étaient encore observées à l'aval de l'agglomération parisienne. Les désoxygénations des eaux de surface étaient à cette période largement répandues avant les années 2000 et se sont améliorées grâce aux différentes directives (Directive des Eaux Urbaines Résiduelles, DERU n° 91/271 et la Directive Cadre sur l'Eau, DCE n° 2000/60/CE). Pourtant, la première loi relative à la lutte contre la pollution des eaux date de 1964 et fixait des normes de qualité des rejets déversés dans les systèmes aquatiques. En réalité, avec l'augmentation de la population parisienne au cours des derniers siècles, les effluents domestiques, d'abord déversés directement dans la Seine ou autres canaux, ont ensuite été épandus en dehors de Paris sur des espaces dédiés (champs d'épandages) (Esculier et Barles 2020; Barles 2007). Le XX^{ème} siècle a ensuite été marqué par la construction de STEPS, augmentant leur capacité de traitement à la mesure de l'augmentation de la population et de la collecte des eaux usées (Rocher et Azimi, 2017). En 1992, la collecte et l'épuration des eaux usées est renforcée par la loi sur l'eau (n° 92-3) qui impose l'installation de stations d'épuration pour les communes de plus de 2000 habitants. En effet, à cette époque, seulement 58 % de la population est raccordée à une STEP dont le rendement est encore assez faible (70 % d'abattement de la MO) (Sironneau, 1992).

Les traitements en station d'épuration ont largement été améliorés depuis les années 2000, avec une diminution de la charge en MO, en phosphore, mais aussi en azote avec la mise en place d'un traitement de nitrification et dénitrification (Aissa-Grouz et al., 2015 ; Romero et al., 2016 ; Rocher et Azimi, 2017 ; Garnier et al., 2019). Il est donc nécessaire, au cours de cette phase 8 du programme PIREN-Seine, de confirmer ou infirmer les valeurs du paramétrage du module HSB de la dégradation de la MO par les bactéries hétérotrophes. La qualité des eaux, de surface surtout (car les eaux souterraines ont des temps de résidence qui leur confèrent une grande inertie, de 30 à 50 ans dans le bassin de la Seine) a également été considérablement modifiée avec une diminution des phosphates, de l'ammonium et du carbone dans les effluents des stations d'épuration, entraînant une réduction spectaculaire de la biomasse algale dans les eaux de surface, ce qui doit normalement conduire à une baisse de la fraction biodégradable de la matière organique.

L'objectif de ce rapport est donc de synthétiser les investigations réalisées en termes de cinétiques de dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes et de caractérisation des différentes formes du carbone dans des environnements variés.

Ces travaux sur la matière organique seront au terme de la phase 8 pris en compte pour la modélisation des processus biogéochimiques RIVE (Billen et al., 1994 ; Garnier et Billen, 1994), RIVE étant lui-même introduit dans le modèle RIVERSTRAHLER de la plateforme de modélisation du PIREN-Seine en cours de construction pour cette fin de phase 8.

1. Sites d'études et stratégies d'échantillonnage

1.1. Le continuum terrestre-aquatique

La compréhension de la qualité de l'eau du réseau hydrographique de la Seine nécessite de prendre en compte ses sources diffuses provenant en partie des interactions entre les eaux de surface et les aquifères, eux-mêmes en interaction avec la dynamique des sols. Les processus biogéochimiques internes, autochtones, conditionnent également l'état des différents compartiments de l'hydrosystème (Figure 1). Les apports ponctuels issus des stations d'épuration influencent en outre la qualité des eaux de surface (Figure 1).

C'est sur cette base que la modélisation du réseau hydrographique (RIVERSTRAHLER) a été élaborée (Billen et al., 1994 ; Garnier et al., 2002). La matière organique n'échappe pas à ce schéma conceptuel, tout comme les autres variables de qualité de l'eau, les nutriments étant par exemple largement étudiés dans le continuum terrestre-aquatique.

Les investigations ont été focalisées ici sur deux sites-atelier du PIREN-Seine, le territoire de la Bassée et le bassin de l'Orgeval, tous deux justement instrumentés pour appréhender le fonctionnement des eaux de surface (rivières et milieux stagnants) et des eaux souterraines comprenant les zones d'interface (alluvions et berges). Des stations d'épuration, de petite capacité comparativement aux stations du SIAAP sur l'axe Seine, ont été nouvellement étudiées pour la qualité de leurs rejets traités (Figure 1).

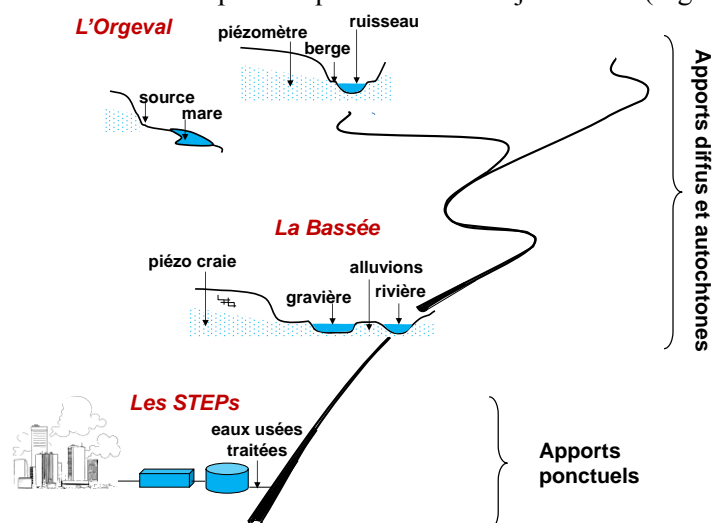


Figure 1. Les différents sites étudiés dans le continuum terrestre-aquatique pour appréhender les dynamiques du carbone organique dans le bassin de la Seine.

1.2. Les sites de la Bassée et de l'Orgeval

La réserve naturelle de la Bassée (Aube et Seine-et-Marne) est une plaine alluviale sujette aux inondations dont le territoire est fortement marqué par la présence d'innombrables gravières creusées pour l'exploitation du matériel alluvial déposé dans la vallée (Figure 2). L'aquifère est composé d'une nappe alluviale peu profonde et de la nappe de la craie sous-jacente. Les deux nappes communiquent entre elles, ainsi qu'avec les systèmes aquatiques de surface. En amont, les principaux apports sont d'origine agricole, alors que l'aval est plus densément peuplé. En aval, des gravières ont été creusées pour en extraire des matériaux de construction. L'agriculture y est également développée, avec des cultures céréalières intensives (Jost et al., 2017).

Les campagnes sur le site de la Bassée ont eu lieu à l'aval de Troyes sur la Seine. Les points de prélèvements (Figure 3) sont disposés, si possible, par triplets avec l'objectif d'échantillonner des eaux de rivière/des alluvions/de nappe. Les affluents (l'Aube à l'amont et l'Yonne en aval du secteur de la Bassée) sont également pris en compte. Les campagnes sur le site de la Bassée ont eu lieu les 5-7 octobre 2020, 23-25 mars 2021 et les 7-9 septembre 2021.

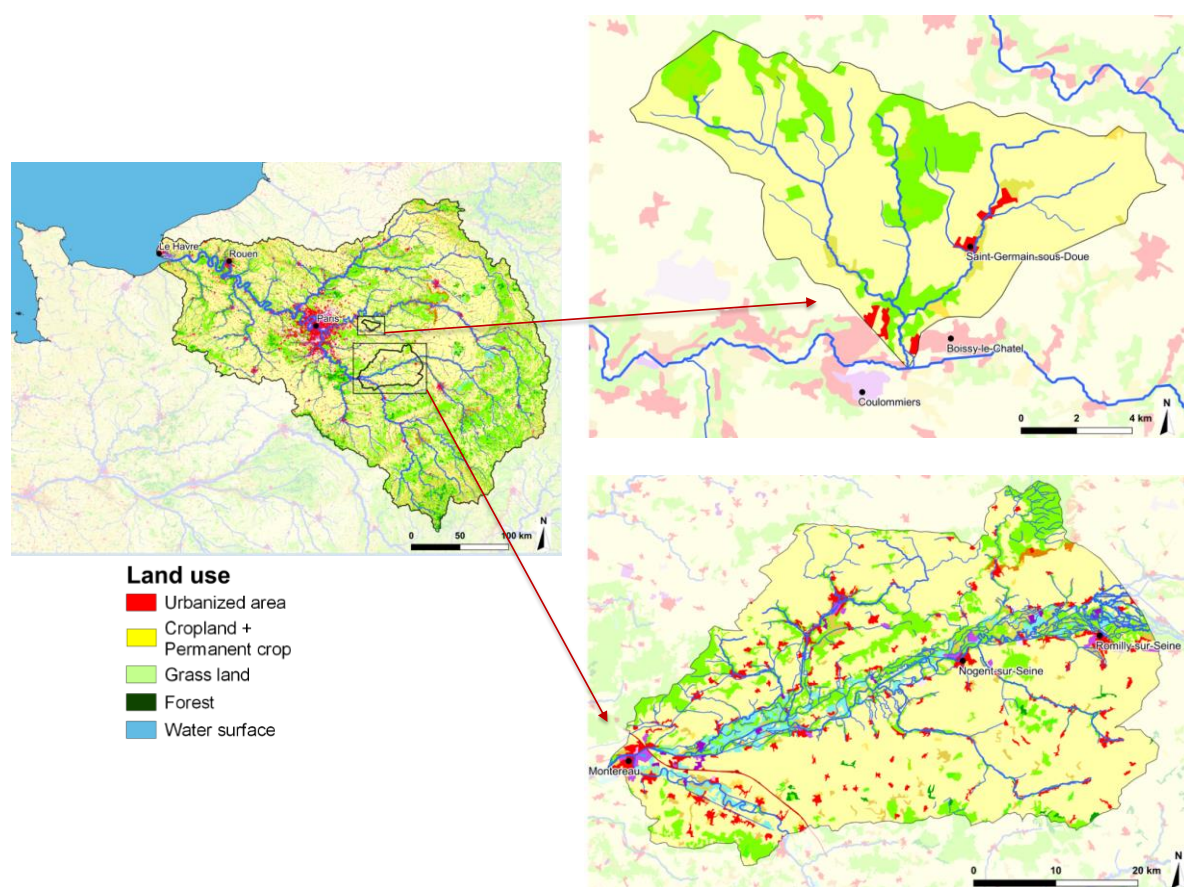


Figure 2. Carte de situation de la Bassée et de l'Orgeval dans le bassin de la Seine.

Le bassin de l'Orgeval (Seine-et-Marne) est un bassin expérimental depuis 60 ans (cf. observatoire ORACLE, <https://gisoracle.inrae.fr/>, Figure 2), qui a d'abord été étudié pour le drainage agricole (Arlot, 1999) et pour son agriculture intensive, représentative de celle du bassin de la Seine, et pour son système hydro-agro-alimentaire et les pollutions environnementales associées (Garnier et al., 2016).

Les stations échantillonnées sont également destinées à comprendre les interactions entre les eaux souterraines (via des piézomètres de plateau et de berges ainsi que les eaux souterraines des sources) et les eaux de surface (rivières et bassins de drainage) (Figure 4). Un collecteur de drains agricoles et ses mares de drainage ont aussi été étudiés. Le collecteur draine une surface de 35 ha dans le bassin de l'Orgeval.

Les campagnes sur le site de l'Orgeval ont eu lieu les 28-29 octobre 2020, les 7-8 avril 2021, les 19-20 juillet 2021 et les 22-23 octobre 2021. Des échantillons ont été collectés mensuellement au cours de l'année 2020 et 2021 aux 11 points indiqués dans les ellipses jaune de la Figure 4.

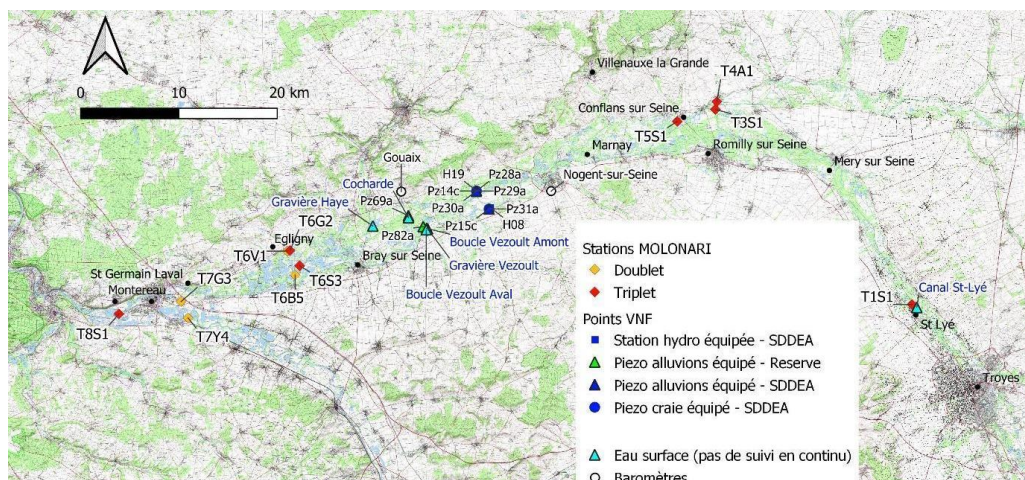


Figure 3. Points échantillonnés lors des campagnes sur le site de la Bassée.

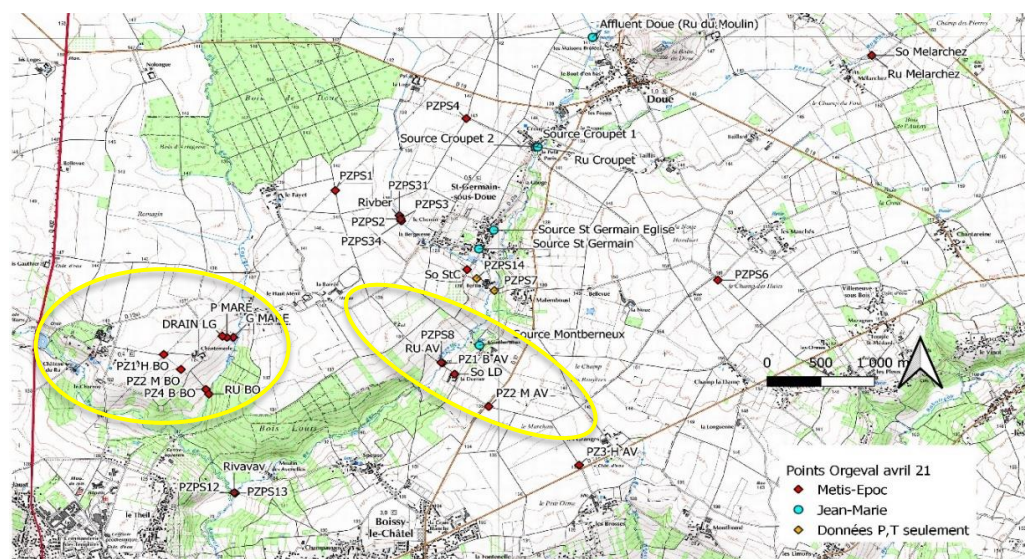


Figure 4. Points échantillonnés lors des campagnes sur le bassin de l'Orgeval.

NB : Dans les ellipses se situent les points échantillonnés mensuellement dont les résultats ne sont pas inclus dans ce rapport

1.3. Les stations d'épuration

Six stations d'épuration de relativement faible capacité en Ile-de-France ont été sélectionnées pour caractériser la qualité de leurs eaux traitées en termes de matière organique (Figure 5). Les données en matière organique des stations du SIAAP, étudiées dans les années 1990, puis ponctuellement au cours des années 2015, ont aussi été rassemblées.

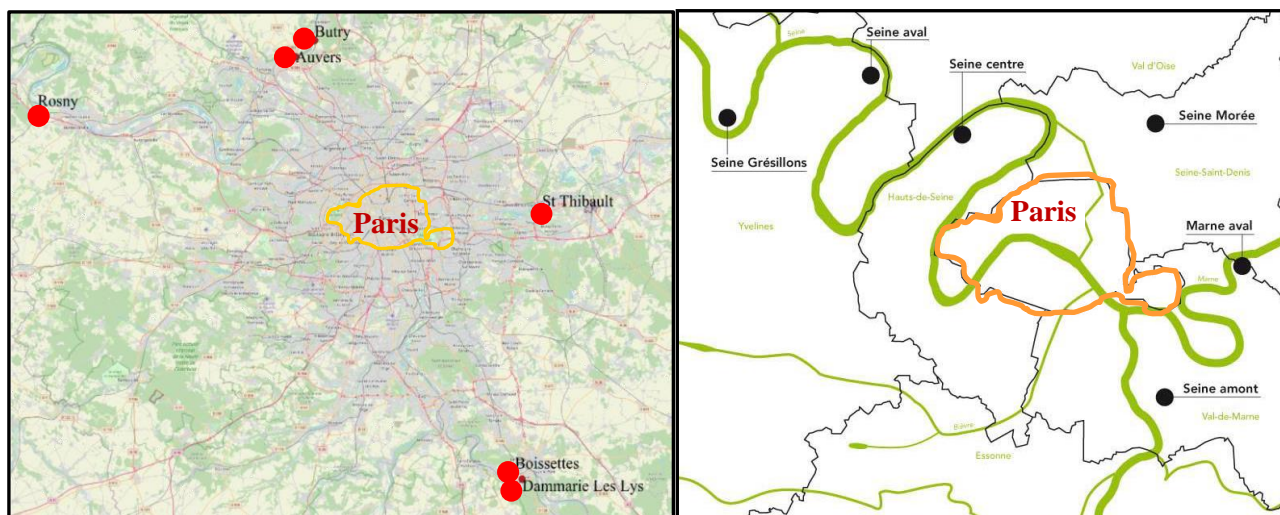


Figure 5. Localisation des différentes stations d'épurations échantillonnées en 2021 (gauche), et situation des celles du SIAAP (droite), étudiées à plusieurs périodes depuis le début du PIREN-Seine et pour lesquelles des chroniques de données ont été communiquées.

2. Matériel et méthodes

2.1. Prélèvements

Les prélèvements des eaux de surface (rivières, bassins de drainage, gravières) sont effectués au seau préalablement rincé avec l'eau de la rivière pour éviter toute pollution extérieure.

Concernant les piézomètres, deux modes de prélèvements ont été appliqués, avec une canne à prélèvement (1 L) sur la Bassée et une pompe péristaltique sur l'Orgeval, ce qui correspond aux habitudes de travail des équipes initialement impliquées sur les sites. Des tests comparatifs réalisés sur l'Orgeval permettent l'utilisation de l'un ou l'autre mode de prélèvements, sans modification des concentrations en gaz dissous dans l'échantillon (oxygène, CO₂). Dans tous les cas, on procède d'abord à une mesure de la hauteur d'eau à l'intérieur de l'ouvrage puis à une purge du piézomètre (environ 20 fois le volume d'eau que l'on rejette) et l'on attend la remontée de l'eau dans le piézomètre. L'eau alors échantillonnée (eau de surface ou souterraine) est versée doucement dans divers types de flacons bien rincés avec l'eau du point, et conservée à moins de 10°C jusqu'au traitement. On mesure enfin la conductivité, le pH, l'oxygène dissous et la température directement dans le piézomètre ou dans le seau.

Les prélèvements en STEPs sont effectués par les personnes affectées aux différents sites, qui recueillent 2 à 4 L d'eaux traitées mélangées à partir des différents flacons recueillis sur 24 h avec des préleveurs réfrigérés. Elles sont stockées quelques heures dans un réfrigérateur avant d'être récupérées et conservées à moins de 10°C en glacière jusqu'au traitement au laboratoire (une à deux heures suivant la distance de la STEP).

2.2. Traitements et analyses en laboratoire

2.2.1. Le carbone organique

Les eaux étudiées sont en général caractérisées par les concentrations en COP et COD, ainsi que par leur fraction biodégradable par la méthode d'incubation en batch (à 21°C, température du laboratoire, à l'obscurité et sous agitation) d'environ 200 ml pendant 45 j, durée pendant laquelle les bactéries consomment la matière organique en aérobiose (Servais et al., 1995). La différence entre la teneur en carbone au temps initial (T₀) et celle à 45 j (T_{45j}) représente la fraction biodégradable. Ces incubations sont réalisées à la fois sur des échantillons d'eau filtrée, ré-inoculée avec 1% d'eau brute en concentration finale (COD et BCOD), et sur l'eau brute (COP et COD, et COP et BCOP).

Les analyses de **carbone organique dissous** (T_0 , T_{45j}) sont réalisées à partir d'échantillons filtrés (GF/F, 25 mm de diamètre, calciné à 450°C pendant 5h). Le filtrat (30 ml) est versé dans un tube en verre (également calciné), fermé à l'aide d'un bouchon et d'un septum, auquel on a ajouté 500 μ L d' H_2SO_4 à 3 M pour stopper toute réaction avant l'analyse. Le tube est conservé au réfrigérateur jusqu'à l'analyse du COD par spectroscopie IR (analyseur Aurore 1030 avec attaque acide par l'acide phosphorique, oxydation de la MO par le peroxydisulfate de sodium, et analyse du CO_2 produit par spectrométrie infrarouge).

Les filtres GF/F calcinés de 25 mm, pré-pesés, sont utilisés après filtration (cf. ci-dessus) pour analyser le **carbone organique particulaire** (T_0 , T_{45j}) avec un appareil d'analyses élémentaires CHNS (VarioEl cube (Elementar)). Les analyses sont effectuées sur un échantillon brut et un échantillon décarbonaté à l'HCl fumant. Les filtres sont repesés, avant d'être soigneusement pliés dans une feuille d'étain pour former une boulette (de 3 mm de diamètre, adapté au passeur) prise en charge par l'appareil. La combustion de l'échantillon dans un four à haute température et dans un milieu riche en oxygène produit un mélange gazeux. Les molécules produites, véhiculées par l'hélium (He) traversent un tube de réduction. En sortie le mélange gazeux est composé de N_2 , CO_2 , H_2O , SO_2 et He. Ces molécules sont dirigées vers le détecteur thermoconductif pour être quantifiées.

Des cinétiques de dégradation de la matière organique en fonction du temps ont de plus été réalisées sur quelques échantillons d'eau brute (EB) et d'eau filtrée (EF) sur le même principe que les incubations pour les formes biodégradables (T_0 , T_{45j}), mais sur des volumes plus grands (2 L dans des bouteilles en Nalgène), pour tenir compte des volumes prélevés à une dizaine de temps différents (tous les jours pendant 5 j, puis deux fois par semaine pendant deux semaines, et chaque semaine ensuite). Ces cinétiques, associées au suivi des biomasses bactériennes, sont utilisées et ajustées avec le modèle HSB pour déterminer des fractions de biodégradabilité de la matière organique, difficile d'accès par la mesure directe.

2.2.2. La biomasse bactérienne

Au cours des cinétiques de dégradation de la matière organique, 10 mL d'échantillon (EB et EF) ont été prélevés dans un flacon en verre, auquel on ajoute 0,5 mL de formol filtré (0,45 μ m de porosité) à 2% en concentration finale pour la conservation des bactéries (pour plusieurs mois à une température de 4-20°C et à l'abri de la lumière).

Une préparation entre lame et lamelle est effectuée avec un volume d'1 mL d'échantillon formolé auquel on ajoute 80 μ L d'une solution de DAPI (4',6-diamidino-2-phenylindole) de concentration 2 μ g.mL⁻¹ conservée au congélateur. La solution réagit en 10 minutes avec l'échantillon à l'abri de la lumière. Les bactéries de l'échantillon colorées au DAPI sont retenues sur un filtre de porosité 0.2 μ m (Nucléopore, Noir) avec un sous-filtre humidifié (acétate de cellulose) pour s'assurer de l'homogénéité de la surface de la préparation. Une goutte d'huile à immersion est intercalée entre le filtre et la lamelle. Les préparations peuvent se conserver au réfrigérateur 24-48 h, mais il est préférable d'effectuer les déterminations rapidement car la fluorescence s'atténue.

Les comptages au microscope sont effectués par classes de taille et de forme des bactéries, chacune étant associée d'un biovolume calculé à partir de formes géométriques simples (sphère, cylindre et vibrios, cf. Garnier, 1989 ; Garnier et al., 1992a, b). Sur chaque préparation, 12 champs sont observés, sur lesquels on compte un certain nombre de carreaux de la grille (8, 16, 32... selon la quantité de bactéries). Les résultats sont moyennés par champ, puis ramenés à la surface du filtre et du volume filtré. Chaque échantillon est donc caractérisé par une valeur moyenne du nombre de bactéries de chaque classe de taille. Le biovolume est converti en poids frais considérant une masse spécifique de 1 g.cm⁻³ et une relation au contenu en carbone selon Simon et Azam (1989).

3. Caractérisation de la matière organique dans différents milieux

3.1. Matière organique dans les eaux des compartiments de l'hydrosystème

De nombreuses variables de qualité de l'eau ont été mesurées au cours des campagnes dans la région de la Bassée et sur le bassin de l'Orgeval telles que l'alcalinité totale (TA, mmol L⁻¹), le pH, la conductivité électrique (EC, $\mu\text{S cm}^{-1}$), la température de l'eau (T, °C), les nutriments (nitrates, NO₃⁻, mgN L⁻¹, nitrites, NO₂⁻, mgN L⁻¹, ammonium, NH₄⁺, mgN L⁻¹, silice dissoute, DSi, mg Si L⁻¹, orthophosphates, PO₄³⁻, mgP L⁻¹) mais seules celles de l'oxygène dissous, O₂, mg L⁻¹, le carbone organique dissous (DOC, mgC L⁻¹), et sa fraction biodégradable dissoute (BDOC, % ou en mg C L⁻¹) et la fraction du carbone organique particulaire (POC, %) des matières en suspension (MES) seront présentées dans ce rapport (Figure 5). Toutes les analyses n'ont pas été effectuées à ce jour, de sorte que nous avons choisi de les présenter en moyennes, assorties de leur écart-types respectifs, sans distinguer les saisons.

Si les eaux de surface (rivières et gravières, mais aussi celles de sortie de drain agricole et sources) sont bien oxygénées (autour de 10 mg O₂ L⁻¹), celles des eaux souterraines profondes, alluvionnaires ou de berges, sont de l'ordre de 4 mg O₂ L⁻¹, mais parfois proches de la désoxygénation (Figure 5). Quoiqu'il en soit, la matière organique est dégradée en aérobiose dans les eaux de surface par les bactéries hétérotrophes et parfois en anaérobiose par les bactéries dénitrifiantes dans les eaux souterraines. Les concentrations en carbone organique dissous sont les plus élevées dans les eaux de rivières et eaux stagnantes, en moyenne 3 mgC L⁻¹ (et jusqu'à 5 mgC L⁻¹ dans les gravières échantillonnées en septembre 2021). Les concentrations en COD des eaux souterraines sont plutôt de l'ordre de 1-2 mgC L⁻¹, toutefois plus élevées dans les nappes d'alluvions ou de berges, où la matière organique s'accumule le plus en raison de la végétation des berges ou d'échanges d'eau entre la rivière et sa zone riparienne. La fraction du carbone dissous biodégradable est variable, entre 20 et 40 %, la plus haute dans les eaux souterraines de la Bassée, la plus faible dans les sources du bassin de l'Orgeval. Le contenu en carbone particulaire des MES est le plus élevé dans les eaux de surface (rivières et mares/gravières) sièges d'une production primaire autochtone, mais peut-être aussi réceptacles de particules érodées. Les MES des eaux souterraines sont relativement pauvres en carbone organique, contrairement à celles des drains et des sources, peut-être contaminées par des particules de sols organiques.

3.2. Matière organique dans les eaux traitées de stations d'épuration

Tout comme les eaux des compartiments de l'hydrosystème Seine, les apports de matière organique et leurs caractéristiques en fonction de traitements clé doivent être déterminées pour appréhender et modéliser l'ensemble du système Seine. Au cours de l'année 2021, quelques stations d'épuration ont été sélectionnées dans le bassin de la Seine et les eaux traitées échantillonnées à deux occasions. De nouveau, toutes les analyses ne sont pas disponibles et les résultats présentés en moyenne. Certains des résultats acquis en 2021 sont par ailleurs mis en perspective avec des résultats antérieurs obtenus avant les années 2000. Pour situer ces différents résultats dans un contexte d'évolution de traitements des eaux usées, des chroniques fournies par le SIAAP ont été analysées. Dès le début du PIREN-Seine, des relations entre la DBO₅ et les formes du carbone ont d'ailleurs été recherchées (Servais et al., 1999). Ces relations ont permis de traduire les valeurs de DBO₅ mesurées en STEPs en termes de carbone organique plus ou moins rapidement biodégradable, comme pris en compte dans le module HSB du modèle biogéochimique RIVE (Wang et al., 2020).

3.2.1. Evolution d'indicateurs de la matière organique sur le long terme

Les stations d'épuration de Seine Aval, Seine Amont et Marne Aval permettent d'analyser l'effet des traitements en examinant l'évolution de variables indicatrices de la qualité des effluents en sortie entre 1992 et 2020 (Tableau 1). La demande biologique en oxygène (DBO₅) est notamment un indicateur de la charge polluante d'une station et plus spécifiquement de la concentration en carbone organique (et en azote réduit) qui sont oxydés en aérobiose par les bactéries présentes dans l'échantillon en 5 jours.

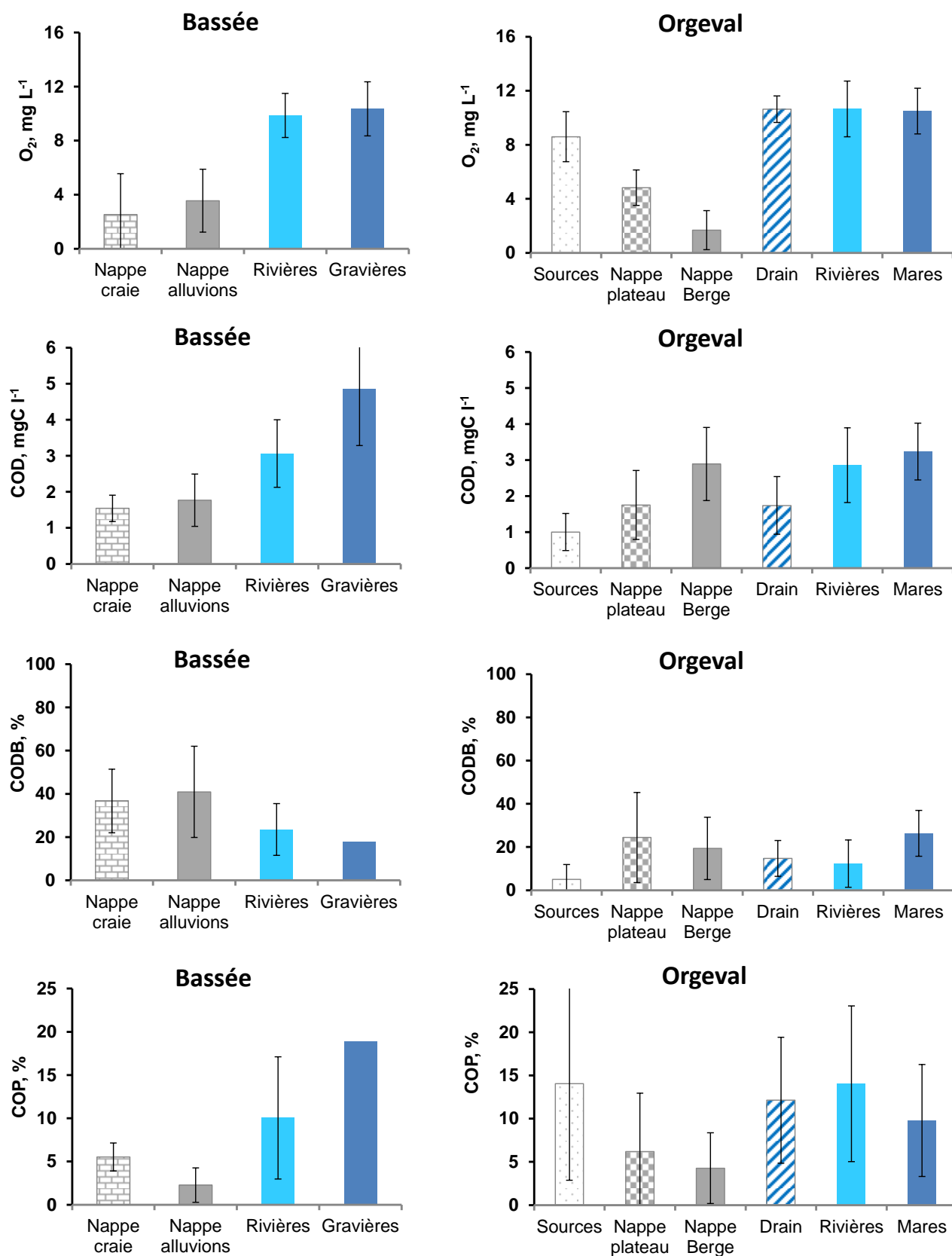


Figure 5. Variations des concentrations moyennes en oxygène, en carbone organique dissous et sa fraction biodégradable, ainsi que celles du contenu en carbone particulaire des matières en suspension. La figure représente les différents types d'eaux analysés sur le territoire de la Bassée (à gauche) et sur le bassin de l'Orgeval (à droite).

Tableau 1. Traitements d'épuration des eaux usées dans les usines du SIAAP et évolution des volumes traités et des concentrations moyennes en DBO₅ dans les eaux de sortie des effluents des stations du SIAAP en fonction de l'année étudiée. E.H. pour équivalent-habitant.

| Stations d'épuration | Années étudiées | Traitements | Capacité (10 ⁶ E.H) | Concentrations moyennes en DBO ₅ (mg O ₂ .L ⁻¹) |
|----------------------|-----------------|---|--------------------------------|---|
| Seine Aval | 1992 | Boues activées (BA) | 6 | 55 |
| | 2019 | BA + Biofiltration (BF) + ultrafiltration membranaire | 4.6 | 9 |
| Seine Amont | 2001 | BA | 2.6 | 9 |
| | 2019 | Idem | 2.6 | 3.5 |
| Marne Aval | 1994 | BA | 0.1 | 22.7 |
| | 2019 | BF (dénitrification-nitrification/post-dénitrification) | 0.5 | 6.7 |
| Seine Centre | 2006 | BF (nitrification/dénitrification) | 0.9 | 4.3 |
| | 2019 | Idem | 0.9 | 4.1 |
| Seine Grésillons | 2007 | BF (pré-dénitrification/nitrification/dénitrification) | 1 | 6 |
| | 2019 | Idem | 1 | 5.3 |

De manière générale, le traitement du carbone a été amélioré grâce à une évolution importante des installations du SIAAP qui ont été soit étendues (cas de Seine-Valenton), soit totalement reconstruites. La station de Seine-Aval a connu plusieurs changements importants, avec en 1999 l'implémentation d'une unité de traitement physico-chimique de clarifloculation, puis en 2007 la mise en place d'une unité de traitement de l'azote par biofiltration (nitrification/dénitrification partielle), suivi en 2011 de la mise en place du complément de dénitrification pour atteindre les 70% de d'élimination de l'azote total, et enfin la mise en service complète en 2017 de la nouvelle filière de traitement des eaux conduisant à l'arrêt des boues activées historiques ; cette nouvelle unité comprend une unité de boues activées faible charge avec une filtration membranaire pour environ un quart du flux. Une unité identique a été mise en service à la station de Seine-Morée. A la suite de ces travaux, pour les STEP s renseignées depuis les années 1990 (Seine-Aval et Marne Aval), les concentrations moyennes en DBO₅ ont diminué de manière spectaculaire. Le traitement conventionnel par boues activées, efficace mais extensif, est aujourd'hui utilisé uniquement à Seine-Amont qui a vu sa capacité doublée en 2006. Seine –Amont). L'ensemble de ces évolutions a permis une baisse significative des rejets polluants, notamment en DBO₅ mais aussi en azote et phosphore. Cette évolution s'est aussi traduite par une nouvelle répartition des flux entre les usines. Ainsi, la station de Seine-Aval, qui traitait 2,1 Mm³/j en 1997, n'en traite plus que 1,4 Mm³.j⁻¹.

L'azote total Kjeldahl (NTK), qui correspond à la somme de l'azote ammoniacal et de l'azote organique, peut aussi être considéré comme un indicateur des formes à oxyder dans le milieu récepteur. Cette oxydation, par nitrification en particulier, est accompagnée d'une consommation d'oxygène importante avec un risque d'anoxie, qui s'est manifesté dans l'estuaire de Seine notamment, avant la mise en place de la nitrification à la station de Seine-Aval en 2007 (Garnier et al., 2007 ; Romero et al., 2016).

L'efficacité des procédés de traitement sur les eaux de sortie d'effluents apparaît nettement sur l'évolution des valeurs journalières de NTK et DBO₅ pour l'usine de Seine-Aval (Figure 7). Si, avant la mise en place de la nitrification en 2007, les valeurs de NTK, d'abord stables, ont augmenté au début des années 2000, les valeurs de DBO₅ ont clairement diminué à la fin des années 1990 avec la mise en place de la clarifloculation. A partir de 2007, avec les traitements de nitrification et de dénitrification par biofiltration, les deux paramètres NTK et DBO₅ continuent de diminuer ensemble, notamment le NTK. Les mêmes tendances sont observées aux stations de Seine-Amont (à partir de 2010) et de Marne-Aval (à partir de 2006) (cf. Annexe).

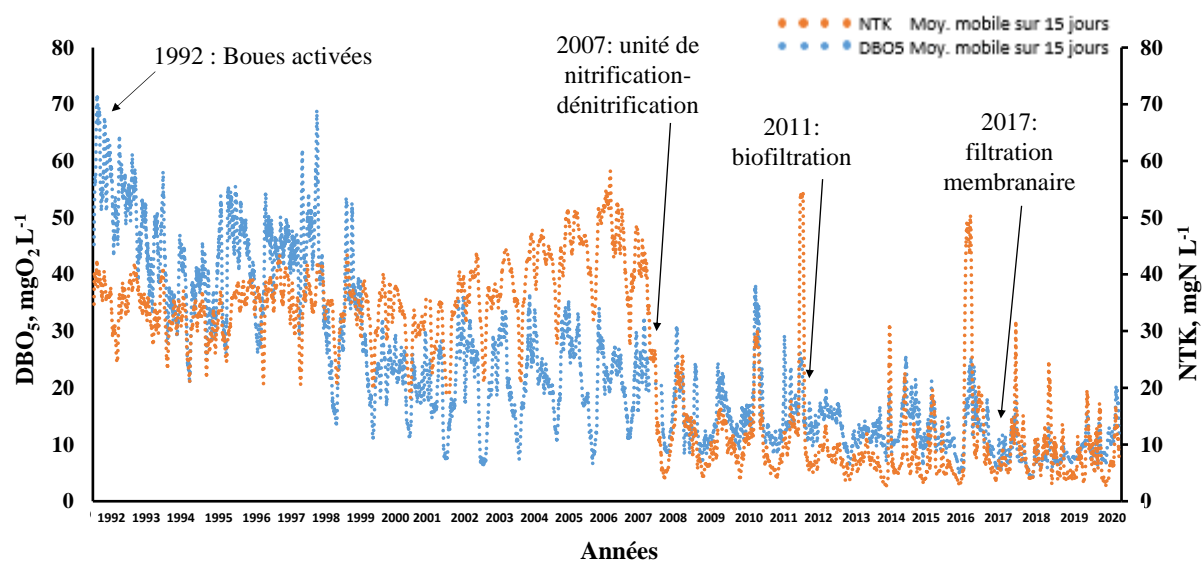


Figure 7. Variations interannuelles des concentrations en DBO_5 et en NTK dans les rejets traités de la station Seine-Aval (données SIAAP).

3.2.2. Les formes de la matière organique des effluents traités

Outre les stations d'épuration du SIAAP échantillonnées en 2021 (cf. Rapport PIREN-Seine, Varrault et al., comm. pers.) pour des mesures directes des différentes composantes de la matière organique), des STEP's plus petites ont été explorées, en février-mars et en été 2021 (Tableau 2). Deux types de traitements (boues activées et biofiltration) ont été choisis dans un gradient de capacité de traitement - Cf Tableau 2).

Tableau 2. Liste des stations d'épuration dont les effluents traités ont été analysés en 2021. E.H. pour équivalent-habitant.

| Stations d'épuration | Traitement utilisé | Capacité (E.H) |
|--------------------------|-------------------------|----------------|
| Rosny-sur-Seine | boues activées | 120000 |
| Boissettes | boues activées | 77000 |
| Butry | boues activées | 6700 |
| Lagny_St Thibault | biofiltration (biostyr) | 350000 |
| Dammarie-Les-Lys | biofiltration (biostyr) | 80000 |
| Auvers | biofiltration (biostyr) | 32000 |

Les concentrations en oxygène au moment du conditionnement au laboratoire varient entre et 8 et $10 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ quelles que soient les stations et les deux saisons analysées (Figure 8).

Les concentrations en COD sont plus faibles dans les stations avec boues activées avec environ 6 mgC L^{-1} contre environ 13 mgC L^{-1} pour les traitements en biofiltration, sauf à la STEP de Lagny_St Thibault, dont les concentrations en COD sont plus proches de celles que l'on observe pour les boues activées ($7,5 \text{ mgC L}^{-1}$, les valeurs étant similaires pour les deux dates (Figure 7). Les fractions en CODB présentent les mêmes tendances, 18 % pour les eaux traitées par boues activées, 57 % pour les traitements avec biofiltration, sauf pour les eaux de Lagny_St Thibault (15 %). Les teneurs en COP des MES sont en revanche plutôt stables quels que soient les traitements, d'environ 40 %.

3.2.3. Relations entre la matière organique dissoute biodégradable et la DBO₅

Bien que la DBO₅ soit habituellement analysée sur l'eau brute (non filtrée) des effluents bruts et traités, nous avons rassemblé les couples de valeurs CODB et DBO₅ des effluents traités de diverses stations d'épuration depuis 1994 (Servais et al., 1999 : STEP_s du SIAAP ; Tusseau et al., 2002 : STEP_s de Seine-et-Marne ; Garnier et al., non publiées : STEP_s du SIAAP, cette étude : STEP_s en Ile-de-France). Les valeurs de DBO₅ en mg O₂ L⁻¹ ont été converties en unité carbone pour une comparaison plus directe avec le CODB, considérant qu'une molécule d'oxygène est consommée par atome de carbone dégradé.

La relation rassemblant toutes les eaux traitées (Figure 9, gauche) montre que la consommation d'oxygène est supérieure à la quantité de carbone biodégradable, ce qui pourrait indiquer que cette consommation d'oxygène n'est pas seulement liée au carbone, mais peut-être également à la nitrification de l'ammonium. Toutefois, à travers ce nuage de points qui ne regroupe que les données de l'année 2000 ou avant, il semble apparaître des conditions avec un traitement du carbone plus ou moins performant, ce qui caractérise justement cette période.

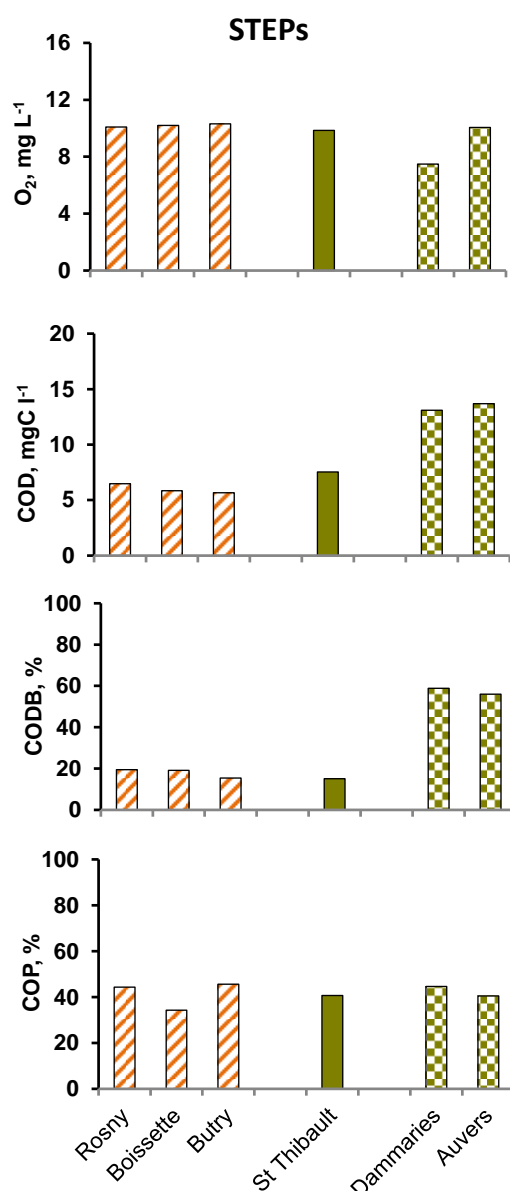


Figure 8. Variations des concentrations moyennes en oxygène, en carbone organique dissout et leur fraction biodégradable, ainsi que celles du contenu en carbone particulaire des matières en suspension. La figure représente les différents types de traitements en stations d'épuration.

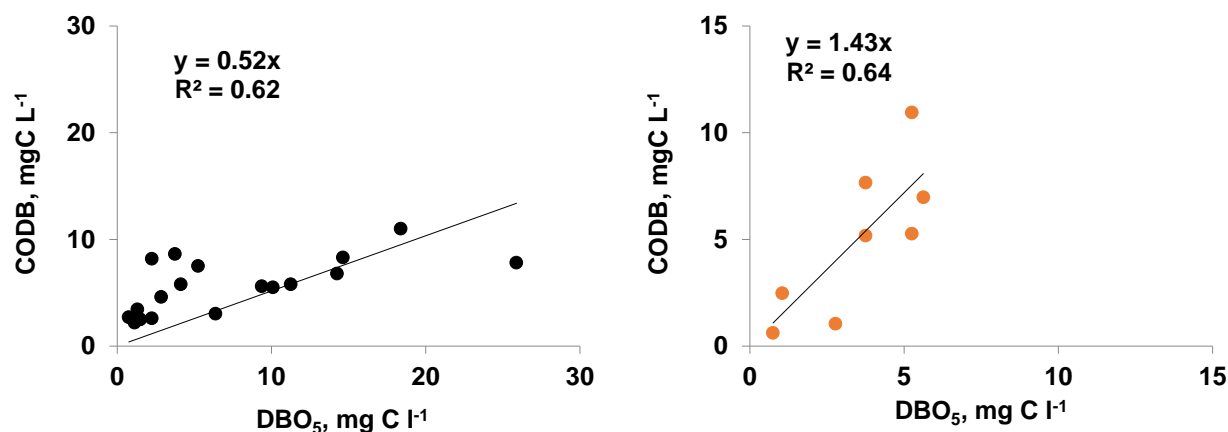


Figure 9. Relations entre les concentrations CODB (mgC L⁻¹) et les valeurs de DBO₅ (mg O₂ L⁻¹ converties en mgC L⁻¹ par le rapport 12/32) : à gauche, pour tous les couples de valeurs depuis 1994 à 2000, à droite, pour des valeurs depuis 2013.

En sélectionnant les données des eaux traitées récentes (Figure 9, droite), l'équivalent carbone de consommation d'oxygène est au contraire plus faible que le CODB, montrant ainsi que le CODB ne serait pas majoritairement dégradé sur 5 jours (durée de l'incubation pour la BDO₅) mais au-delà (jusqu'à 45 j d'incubation pour les CODB). Ces résultats pourraient indiquer une modification des proportions des différentes fractions, c'est-à-dire une matière organique moins facilement biodégradable.

4. Détermination de la matière organique rapidement biodégradable

Les expériences de suivi de la dégradation de la matière organique en batch sont destinées à déterminer indirectement et plus finement, via le modèle HSB à 7 variables (Wang et al., 2020), les classes de biodégradabilité du carbone dissous, le CODB pouvant en effet être décomposé en deux fractions, outre la matière organique réfractaire.

Le modèle HSB (cf. Annexe et Wang et al., 2021) prend en compte trois variables : la matière organique (et ses trois classes de biodégradabilité), les substrats directement assimilables par les bactéries et la biomasse bactérienne. Les cinétiques des processus qui déterminent la dynamique de ces variables ont fait l'objet de nombreux travaux expérimentaux qui ont permis d'en déterminer les paramètres (cf. Annexe 2 et Wang et al., 2021). Le modèle HSB est donc appliqué avec les mêmes valeurs de paramètres sur des cinétiques en eau naturelle comme dans les effluents de stations d'épuration. Sept cinétiques ont été réalisées au total, dont trois sont montrées ici. Le carbone organique particulaire n'a pas encore été analysé, de sorte que seules les cinétiques de la matière organique dissoute ont été analysées (Figure 10).

Globalement, le modèle HSB permet de reproduire correctement l'évolution du carbone organique dissous et de la biomasse bactérienne, avec des valeurs de paramètres dans la gamme de leur détermination (Figure 10).

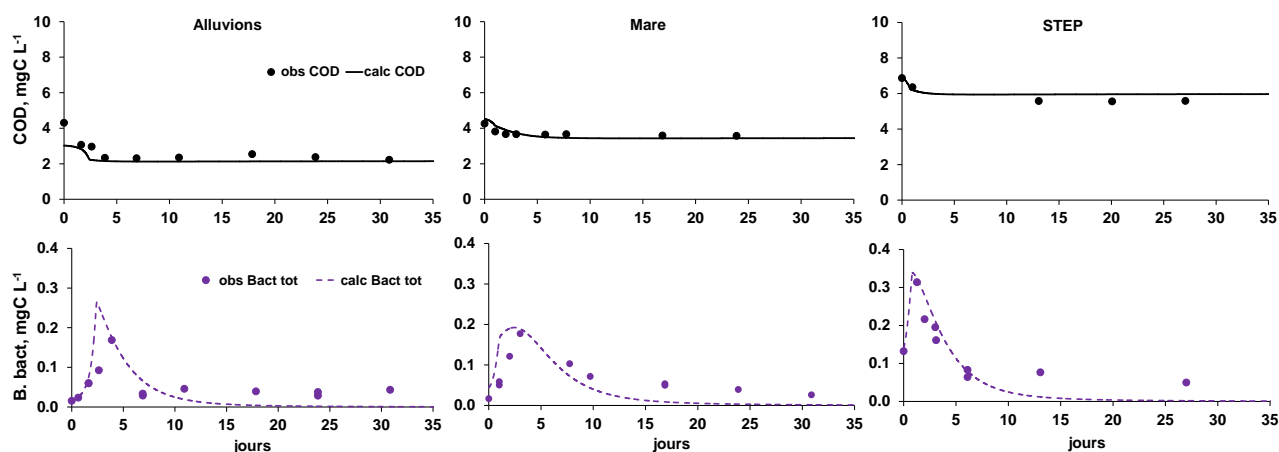


Figure 10. Applications du modèle HSB aux cinétiques de dégradation de la matière organique en batch pendant 45 j (à noter qu'au cours des 10 derniers jours, les concentrations en carbone organique dissous (COD) et biomasse bactérienne (B. Bact) sont stables, de sorte que seuls les 35 premiers jours sont montrés. L'eau des alluvions a été prélevée en octobre 2021 (T1S1), celle de la mare et de la station d'épuration (STEP) en février 2021.

Les courbes montrent bien une augmentation du carbone organique dissous (COD) selon un gradient Alluvions < Eau de surface < Eaux traitées des STEPs (cf. Figures 5 et 8). Au cours des 35 jours, les valeurs de COD tendent vers une valeur stable considérée comme le carbone organique dissous réfractaire (CODR), ses valeurs suivant un même gradient (Figure 10 ; Tableau 3). La consommation assez rapide du COD permet une croissance des bactéries qui meurent rapidement avec l'épuisement de la fraction du carbone biodégradable (CODB). Le pourcentage de matière organique dissoute dans les eaux traitées des STEPs est relativement faible, une possible diminution de cette qualité de la matière organique avec l'évolution des traitements en STEPs devant cependant être confirmée.

La méthode de caractérisation des deux fractions du CODB (HD1 et HD2) repose sur l'ajustement du modèle sur les résultats du suivi expérimental de la cinétique de décroissance du COD et de croissance des bactéries (Tableau 3). Le pourcentage de HD1 par rapport au CODB est très variable, de 10 à 70 %. L'étude de la variabilité, tant en CODB qu'en proportion de HD1, sera poursuivie avec des expériences similaires sur des eaux échantillonnées à différentes saisons. Des tests de sensibilité du modèle HSB en termes de répartition des fractions non accessibles par l'expérimentation devront par ailleurs être réalisés.

Tableau 3. Récapitulatif des différentes composantes de la matière organique dissoute pour les différentes eaux analysées en cinétiques en fonction du temps.

| | | COD mgC L ⁻¹ | CODR mgC L ⁻¹ | CODB mgC L ⁻¹ | CODB % | HD1 % |
|------------------------------|---------|----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------|----------|
| Eau de l'hydrosystème | | | | | | |
| Alluvion | oct-21 | 3.0 | 2.0 | 1.0 | 33 | 70 |
| Rivière | oct-21 | 4.4 | 3.2 | 1.2 | 27 | 17 |
| Mare | mai-21 | 7.1 | 5.5 | 1.6 | 23 | 25 |
| Mare | févr-21 | 4.5 | 3.3 | 1.3 | 28 | 20 |
| STEPS | | | | | | |
| Rosny | févr-21 | 6.9 | 5.8 | 1.1 | 16 | 45 |
| Boisette | févr-21 | 5.7 | 4.7 | 1.0 | 18 | 10 |
| St Thibault | févr-21 | 7.1 | 5.9 | 1.2 | 16 | 17 |

Conclusion et perspectives

La matière organique étudiée dans un continuum terrestre-aquatique dans le territoire de la Bassée, vaste zone humide, et le bassin agricole de l'Orgeval montre un comportement similaire avec les concentrations en COD plus faibles dans les aquifères (profonds ou berges et alluvions) que dans les eaux de surface (rivières et milieux stagnants). En revanche, la fraction biodégradable est étonnamment plus élevée dans les alluvions. Ces tendances doivent toutefois être confirmées en analysant les tendances saisonnières, ce qui n'a pas été fait ici malgré trois campagnes réalisées sur la Bassée et quatre sur l'Orgeval, faute d'avoir pu effectuer toutes les analyses des formes du carbone au laboratoire. Il est en effet probable qu'un échantillonnage des eaux de surface au printemps et en été puisse conduire à une plus forte proportion de carbone biodégradable dans les eaux de surface, en particulier dans les milieux stagnants, lorsque la production primaire est la plus élevée. Au contraire, en milieu d'automne, une phase de dégradation de la biomasse formée en période de production domine, tant à l'interface eau-sédiment des rivières/gravières qui alimente possiblement en eau leurs zones ripariennes que sur les sols qui reçoivent les résidus de culture ou les feuilles de la ripisylve.

Les apports en matière organique des effluents traités des eaux usées ont considérablement diminué durant les dernières décennies, d'un facteur 2 à 4, comme le montrent les longues séries de mesure des stations d'épuration du SIAAP en DBO₅ et NTK, deux indicateurs majeurs de la matière organique. Durant cette période d'environ 1990 à 2020, durée sur laquelle s'est prolongé le programme PIREN-Seine, les investigations du SIAAP ont été complétées ponctuellement par une caractérisation de la matière organique avec des approches analytiques directes, ce qui permet d'établir des relations entre la DBO₅ et les formes du carbone telles que prises en compte dans le modèle HSB.

Les expériences de dégradation de la matière organique en laboratoire pendant 45 j, sur de l'eau filtrée (matière organique dissoute) et sur de l'eau brute (matière organique dissoute et particulaire) ont permis d'appréhender les différentes fractions de la partie dissoute ($COD = CODB + CODR$). Des expériences ont été suivies au cours du temps en lien avec l'évolution de la biomasse bactérienne, et la matière organique biodégradable dissoute a pu être séparée en deux fractions, rapidement ou plus lentement biodégradable ($CODB = HD1 + HD2$) avec le modèle HSB. La fraction biodégradable CODB montre une certaine variabilité, de sorte qu'une analyse plus fine des résultats, en tenant compte (i) de la fraction particulaire, (ii) des compartiments (apports) aux eaux de surface (contraintes aux modèles), voire d'un facteur saisonnier, sera nécessaire pour enrichir les approches de modélisation. Par ailleurs, la fraction HD1 montre une variabilité encore plus grande que le CODB, ce qui peut gêner la paramétrisation du modèle HSB. Le modèle HSB à 5 compartiments (proposé par Wang et al., 2021, et testé sur des eaux qui soit ne sont pas issues du bassin de la Seine, soit ne correspondent plus à la qualité d'aujourd'hui, cf. Annexe 2) devra être testé sur ces nouveaux jeux de résultats.

Enfin, ces travaux ont été menés en parallèle à des investigations sur la matière organique en mettant en œuvre une approche de spectrofluorescence 3D, qui pourra renseigner plus finement la qualité de la matière organique, sa saisonnalité et son origine (Eckward et al., 2017 ; Goffin, 2017 ; Goffin et al., 2017 ; Varrault et al., 2019a, b).

Bibliographie

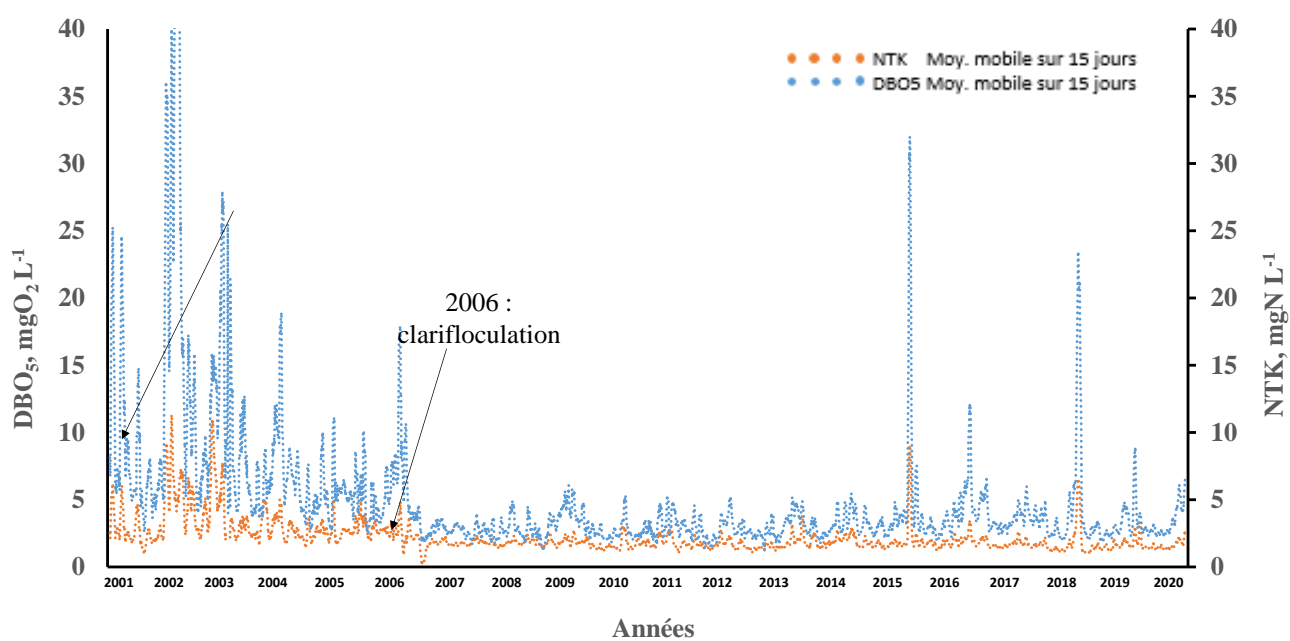
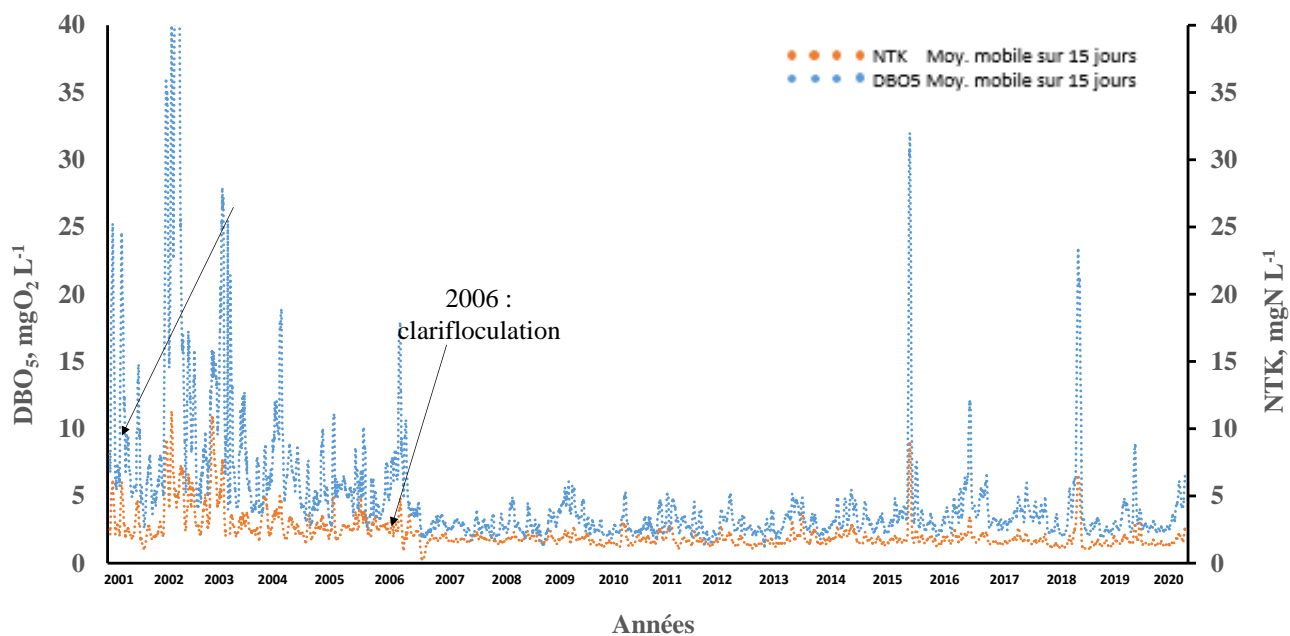
- Aissa-Grouz, N., Garnier, J., Billen, G., Mercier, B., Martinez, A., 2015. The Response of River Nitrification to Changes in Wastewater Treatment (The Case of the Lower Seine River Downstream from Paris). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 51 (4): 351–64. <https://doi.org/10.1051/limn/2015031>
- Arlot, M.P. (1999). Nitrates dans les eaux, Drainage acteur, drainage témoin ?, Thèse de l'Université Paris VI, Géologie appliquée, spécialité "Hydrologie, hydrogéologie, géostatistiques et géochimie des eaux", 374 pp.
- Azam, F., Fenchel, T., Field, J., Gray, J., Meyer-Reil, L., & Thingstad, F. (1983). The Ecological Role of Water-Column Microbes in the Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 10(3), 257-263. <http://www.jstor.org/stable/24814647>
- Barles, S., 2007. Feeding the city: food consumption and flow of nitrogen, Paris, 1801–1914. *Sci. Total Environ* 375:48–58. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.003>
- Billen G., Garnier J., Hanset P. 1994. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER Model applied to the Seine river system. In: Descy JP., Reynolds C.S., Padisák J. (eds) *Phytoplankton in Turbid Environments: Rivers and Shallow Lakes. Developments in Hydrobiology*, vol 100. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2670-2_11
- Billen, G., Servais, P. 1989. Modélisation Des Processus de Dégradation Bactérienne de La Matière Organique En Milieu Aquatique. In : *Micro-organismes dans les écosystèmes océaniques*, Masson, Paris, p. (219-245)
- Billen, G., 1991. Protein degradation in Aquatic Environments. In : *Microbial Enzyme in Aquatic Environments*. R. Chrost, ed., Springer Verlag, Berlin, pp. 123-143.
- Daley, R. J., Hobbie, J. E. 1975. Direct counts of aquatic bacteria by a modified epifluorescence technique. *Limnology and Oceanography* 20: 875-82. <https://doi.org/10.4319/lo.1975.20.5.0875>
- Eckard, R., Pellerin, B., Bergamaschi, P., Bachand, S., Spencer, R and Hernes, P. 2017. Dissolved Organic Matter Compositional Change and Biolability During Two Storm Runoff Events in a Small Agricultural Watershed: DOM Change Following Agricultural Storms. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 122 (10): 2634–50. <https://doi.org/10.1002/2017JG003935>.
- Esculier, F., Barles, S., 2020. Past and future trajectories of human excreta management systems: Paris in the nineteenth to twenty-first centuries », p. 117-140, in : *In: Flipo N, Labadie P, Lestel L (2020). The Seine River basin, Handbook of Environmental Chemistry*, Springer Verlag, 2021
- Fellman, J.B., Hood, E., Spencer, R.G.M., 2010. Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review. *Limnol. Oceanogr.* 55, 2452–2462 (intro). <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.6.2452>
- Flipo, N, Baratelli, F, Parlanti, E, Guillon, S, Varrault, G, Jost, A, Sourzac, M, Rivière, A, Mouchel, J-M. 2018. Caractérisation hydro-géochimique d'une plaine alluviale en période de crue : cas de la Bassée. *I.S. Rivers* 2018
- Fuhrman, J.A., Azam, F., 1982. Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterio-plankton production in marine surface waters: Evaluation and field results. *Mar Biol* 66:109-120.

- Garnier, J., 1989. Peuplement phytoplanctonique et bactéries hétérotrophes d'un lac peu profond (Lac de Créteil, région parisienne). Production, fonctionnement, évolution. Thèse Doct. ès Science, (Habilitation equ.) Univ. Paris 6, 331 p
- Garnier J., Servais P, Billen G. 1992a. Bacterioplankton in the Seine River: impact of the parisian urban effluents. *Can. J. Microbiol.*, 38: 56-64. <https://doi.org/10.1139/m92-009>.
- Garnier, J., Billen G., Servais S. 1992b. Physiological characteristics and ecological role of small and large sized bacteria in a polluted river (Seine river, France). *Archiv. Hydrobiol. Ergebn. Limnol.* 37:83-94.
- Garnier, J., Billen, G., 1994. Ecological interactions in a shallow sand-pit lake (Lake Créteil, Parisian Basin, France): a modelling approach. In: Mortensen E., Jeppesen E., Søndergaard M., Nielsen L.K. (eds) *Nutrient Dynamics and Biological Structure in Shallow Freshwater and Brackish Lakes. Developments in Hydrobiology*, vol 94. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2460-9_9
- Garnier, J., Billen, G., Hannon, E., Fonbonne, S., Videnina, Y., Soulie, M., 2002. Modelling the Transfer and Retention of Nutrients in the Drainage Network of the Danube River. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54 (3): 285–308. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0648>.
- Garnier, J., G. Billen, A. Cébron (2007). Modelling nitrogen transformations in the lower Seine river and estuary (France): impact of wastewater release on oxygenation and N₂O emission. *Hydrobiologia*, 588: 291-302
- Garnier, J., Anglade, J., Benoit, M., Billen, G., Puech, T., Ramarson, A., Passy, P., Silvestre, M., Lassaletta, L., Trommenschlager, J.-M, Schott, C., Tallec, G., 2016. Reconnecting crop and cattle farming to reduce nitrogen losses in river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France). *Environmental Science and Policy*. 63: 76–90. doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.019
- Garnier J., Marescaux A., Guillon S., Vilmin L. Rocher V., Billen G., Thieu V., Silvestre M., Passy P., Groleau A., Tallec G., Flipo N. (2019). Ecological functioning of the Seine River: from long-term modelling approaches to high-frequency data analysis. In: *Flipo N, Labadie P, Lestel L (2020). The Seine River basin, Handbook of Environmental Chemistry, Springer. DOI 10.1007/698_2019_379*.
- Goffin, A, Guérin,S, Rocher, V, Varrault, G. 2017. Caractérisation de l'évolution de la matière organique dissoute de l'amont à l'aval de l'agglomération parisienne pendant une année hydrologique par spectrométrie de fluorescence 3D, 25. PIREN-Seine phase VII. Rapport 2017
- Goffin, A. Potentiel d'utilisation de la spectrofluorimétrie 3D pour la caractérisation en ligne de la matière organique dissoute : de la station d'épuration au milieu récepteur. Ingénierie de l'environnement. Université Paris-Est, 2017. Français. (NNT : 2017PESC1218).
- Hobbie, J, Crawford, C .1969. Bacterial uptake of organic substrate: new methods of study and application to eutrophication. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Limnologie* 17: 725-30. <https://doi.org/10.1080/03680770.1968.11895909>
- Jones, J.G, 1974. A method for observation and enumeration of epilithic algae directly on the surface of stones. *Oecologia* 16, 1–8. <https://doi.org/10.1007/BF00345084>
- Jost, A, Wang, S, Labarthe, B, Flipo, N. 2017. Impacts hydrodynamiques des gravières dans la plaine alluviale de la Bassée. PIREN-Seine phase VII - rapport 2017
- Pomeroy, L, Williams, P, Azam, F, Hobbie, J. 2007. The Microbial Loop. *Oceanography* 20 (2): 28–33. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2007.45>.

- Porter, K, Feig, Y, 1980. The Use of DAPI for Identifying and Counting Aquatic Microflora. *Limnology and Oceanography* 25 (5): 943–48. <https://doi.org/10.4319/lo.1980.25.5.0943>.
- Romero, E., Le Gendre, R., Garnier, J., Billen, G., Fisson, C., Silvestre, M., Riou, Ph., 2016. Long-term water quality in the lower Seine: lessons learned over 4 decades of monitoring. *Environmental Science and Policy*, 58: 141–154. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.01.016>
- Rocher, V., Azimi, S. 2017. Evolution de la qualité de la Seine en lien avec les progrès de l’assainissement. Editions Johannet, Paris.
- Servais, P., Barillier, A., Garnier, J. 1995. Determination of the biodegradable fraction of dissolved and particulate organic carbon. *Annls Limnol.* 31: 75-80. <https://doi.org/10.1051/limn/1995005>
- Servais, P., Billen, G., Hascoët M.C. 1987. Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters, *Wat Res.* 21 : 445-450
- Servais, P, Garnier, J, Demarteau, N, Brion, N, Billen, G. 1999. Supply of Organic Matter and Bacteria to Aquatic Ecosystems through Waste Water Effluents. *Water Research* 33 (16): 3521–31. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00056-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00056-1).
- Sironneau, J.1992. La nouvelle loi sur l'eau ou la recherche d'une gestion équilibrée. In: *Revue Juridique de l'Environnement*, n°2, pp. 137-233. <https://doi.org/10.3406/rjenv.1992.2801>
- Streeter, H and Phelps E. 1925. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River, U.S. Public Health Service, Bulletin n°146, February.
- Tusseau-Vuillemin, M.-H., Garnier, J., Servais, P., Laroche, L., 2002. Charges domestiques spécifiques et rejets de station d’épuration. Tech. rep., PIREN Seine.
- Varrault, E. Parlanti ,A. Goffin ,A. Huguet ,S. Guillon ,S. Wang. 2019a. Sources et dynamique de la matière organique dans le bassin de la Seine. Rapport de synthèse du PIREN-Seine phase VII –Vol 5
- Varrault, G., E. Parlanti, Z. Matar, J. Garnier, P. T. Nguyen, S. Derenne, V. Rocher, et al. 2019b. Aquatic Organic Matter in the Seine Basin: Sources, Spatio-Temporal Variability, Impact of Urban Discharges and Influence on Micro-Pollutant Speciation. In : *The Handbook of Environmental Chemistry*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/698_2019_383.
- Wang, S, Thieu, V, Flipo, N, Silvestre, M, Weidenfeld, L, Billen, G. 2020. Dégradation de la matière organique dans le modèle de biogéochimie aquatique RIVE: exploration des codes et expérimentation numérique en conditions contrôlée. PIREN-Seine phase 8 -Rapport 2020

Annexes

1. Variations interannuelles des concentrations en DBO₅ et en NTK dans les rejets traités des stations Seine-amont (haut) et Marne-Aval (bas), (données du SIAAP)



Modèle HSB pour la dégradation de la MO dans RIVE : 7 formes de matière organique

La matière organique est conceptuellement découpée pour chaque phase, dissoute et particulaire, en trois pôles correspondants chacun à une cinétique de biodégradabilité : (1) rapide à 5 jours, (2) moyenne à lente en 35-45 jours, (3) réfractaire.

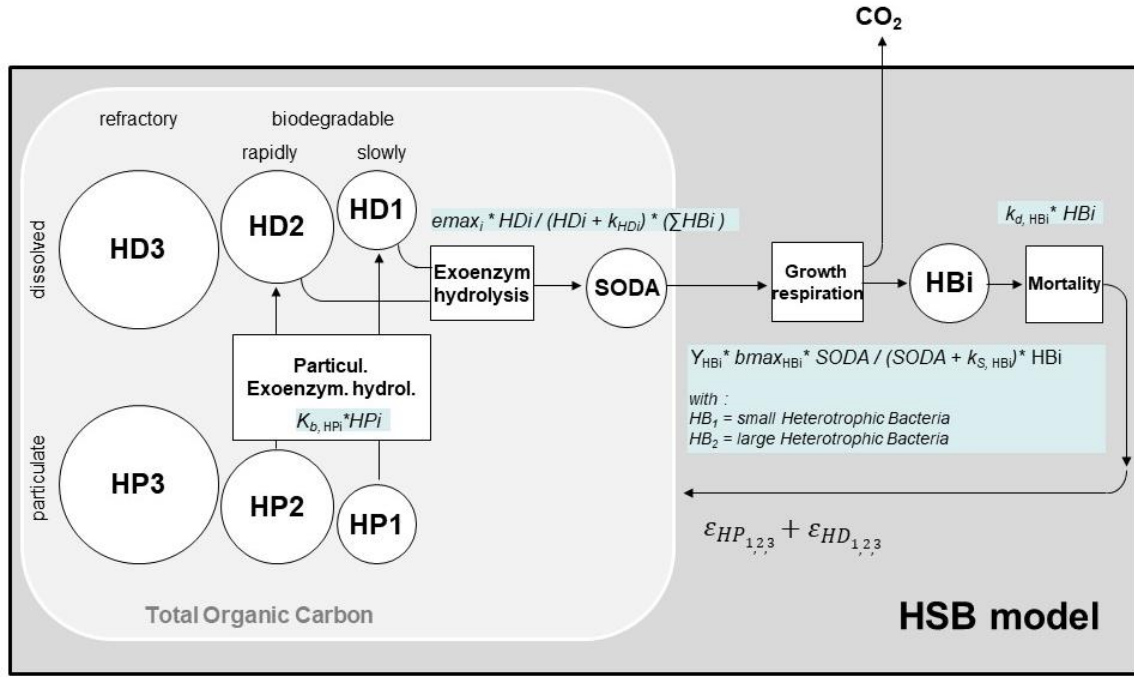


Figure a. Le modèle HSB de la dégradation de la matière organique en milieu aquatique dans RIVE. Deux populations de microorganismes hétérotrophes distinctes par leur taille (petites et grandes) sont prises en compte dans cette version ; les premières correspondent aux bactéries autochtones, les secondes à une population spécifique des stations d'épuration, apportées avec les rejets de ces dernières. L'excrétion et la lyse du phytoplancton ne sont pas représentées dans la figure.

Les bactéries hétérotrophes (HB) :

$$\frac{dHB_i}{dt} = Y_{HB_i} * b_{max_{HB_i}} \left(\frac{SODA}{SODA + K_{S, HB_i}} \right) * HB_i - k_{d, HB_i} * HB_i - k_{sed, HB_i} * HB_i \quad (2)$$

où :

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

$b_{max_{HB_i}}$: taux maximal de prélèvement de SODA par les bactéries hétérotrophes HB_i , [h^{-1}]

K_{S, HB_i} : constante de demi-saturation du prélèvement de SODA pour HB_i , [mgC/L]

$k_{d, HB}$: taux de mortalité pour des bactéries hétérotrophes HB_i , [h^{-1}]

k_{sed, HB_i} : taux de sédimentation des bactéries hétérotrophes HB_i , [h^{-1}], $k_{sed, HB_i} = \frac{v_{sed, HB_i}}{depth}$

v_{sed, HB_i} : vitesse de sédimentation des bactéries hétérotrophes HB_i , [$m h^{-1}$]

$depth$: hauteur d'eau, [m]

Les substrats monomériques directement assimilables (SODA) :

$$\frac{dSODA}{dt} = \sum_{i=1}^2 hydr_{HD_i} - \sum uptake_{HB_i} + \sum excr_{PHY_i} \quad (3)$$

$$hydr_{HD_i} = e_{max_{HD_i}} \left(\frac{HD_i}{HD_i + K_{HD_i}} \right) (\sum HBi) \quad (4)$$

$$\text{uptake}_{\text{HB}_i} = \text{bmax}_{\text{HB}_i} \left(\frac{\text{SODA}}{\text{SODA} + K_{s,\text{HB}_i}} \right) * \text{HB}_i \quad (5)$$

où :

$\text{hydr}_{\text{HD}_i}$: hydrolyse des matières organiques dissoutes biodégradables (HD_i), [$\text{mgC L}^{-1} \text{h}^{-1}$]

$\text{uptake}_{\text{HB}_i}$: prélèvement des substrats SODA par les bactéries HB_i , [$\text{mgC L}^{-1} \text{h}^{-1}$]

$\text{excr}_{\text{PHY}_i}$: excrétion des différentes espèces de phytoplanctons PHY_i , 0 $\text{mgC L}^{-1} \text{h}^{-1}$ dans cette étude

$\text{emax}_{\text{HD}_i}$: taux d'hydrolyse maximal des matières organiques dissoutes HD_i , [h^{-1}]

K_{HD_i} : constante de demi-saturation pour l'hydrolyse des matières organiques dissoutes HD_i , [mgC/L]

Les matières organiques polymériques biodégradables (dissoutes HD et particulaires HP) :

$$\frac{d\text{HD}_i}{dt} = -\text{hydr}_{\text{HD}_i} + (\sum k_{d,\text{HB}_i} * \text{HB}_i) * \varepsilon_{\text{HD}_i} + k_{\text{HP}_i} * \text{HP}_i \quad (6)$$

$$\frac{d\text{HP}_i}{dt} = -k_{\text{HP}_i} * \text{HP}_i + (\sum k_{d,\text{HB}_i} * \text{HB}_i) * \varepsilon_{\text{HP}_i} - k_{\text{sed},\text{HP}_i} * \text{HP}_i \quad (7)$$

où :

$\varepsilon_{\text{HD}_i}$: fraction de HD_i dans les produits des lyses des microorganismes, [-]

$\varepsilon_{\text{HP}_i}$: fraction de HP_i dans les produits des lyses des microorganismes, [-]

k_{HP_i} : taux d'hydrolyse des matières organiques particulaires HP_i , [h^{-1}]

$k_{\text{sed},\text{HP}_i}$: taux de sédimentation des matières organiques particulaires, HP_i , [h^{-1}], $k_{\text{sed},\text{HP}_i} = \frac{v_{\text{sed},\text{HP}_i}}{\text{depth}}$

$v_{\text{sed},\text{HP}_i}$: vitesse de sédimentation des matières organiques particulaires, HP_i , [m h^{-1}]

depth : hauteur d'eau, [m]

Ce modèle comporte un grand nombre de paramètres, dont les valeurs ont cependant pu être définies de manière assez générique (Tab. X) : il n'y a donc pas de procédure de calage lors de l'application de ce modèle dans un milieu aquatique nouveau.

Tableau X. Paramètres cinétiques du modèle HSB (py-RIVE)

| Processus cinétique | Param | Signification | Small Bact | Large Bact | Unités |
|-------------------------|-------------------------------|--------------------------------|------------|------------|-----------------------|
| HPi production by lysis | ε_{HP1} | HP1 fraction in lysis products | 0.2 | - | - |
| | ε_{HP2} | HP2 fraction in lysis products | 0.2 | - | - |
| | ε_{HP3} | HP3 fraction in lysis products | 0.1 | - | - |
| Enzym. HPi hydrolysis | k_{HP1} | HP1 lysis rate | 0.005 | - | h^{-1} |
| | k_{HP2} | HP2 lysis rate | 0.00025 | - | h^{-1} |
| HPi sedimentation | $V_{\text{sed}, \text{HP}_i}$ | HPi sinking rate | 0.05 | - | m h^{-1} |
| HDi production by lysis | ε_{HD1} | HD1 fraction in lysis pdcts | 0.2 | - | - |
| | ε_{HD2} | HD2 fraction in lysis pdcts | 0.2 | - | - |
| | ε_{HD3} | HD3 fraction in lysis pdcts | 0.1 | - | - |
| Enzym. HDi hydrolysis | emax_{HD1} | max. rate of HD1 hydrolysis | 0.75 | 0.75 | h^{-1} |
| | emax_{HD2} | max. rate of HD2 hydrolysis | 0.25 | 0.25 | h^{-1} |
| | K_{HD1} | 1/2 sat cst for HD1 hydrol. | 0.25 | 0.25 | mgC l^{-1} |
| | K_{HD2} | 1/2 sat cst for HD2 hydrol. | 2.5 | 2.5 | mgC l^{-1} |
| Direct substrate uptake | $\text{bmax}_{\text{HB}_i}$ | max. S uptake rate | 0.16 | 0.6 | h^{-1} |
| | K_s | 1/2 sat cst for S uptake | 0.1 | 0.1 | mgC l^{-1} |
| Bact. growth | Y_{HB_i} | growth yield | 0.25 | 0.25 | - |
| Bact. mortality | k_{d,HB_i} | bact. lysis rate | 0.02 | 0.05 | h^{-1} |
| Bact. sedimentation | $V_{\text{sed},\text{HB}_i}$ | bacteria sinking rate | 0 | 0.02 | m h^{-1} |
| Ammonification | cn | bact. C:N ratio | 7 | - | gC (gN)^{-1} |
| PO4 production | cp | bact. C:P ratio | 40 | - | gC (gP)^{-1} |
| Temperature dependency | T_{opt} | optimal temperature | 20 | 22 | $^{\circ}\text{C}$ |
| | d_{ti} | range of temperature | 17 | 12 | $^{\circ}\text{C}$ |

Modèle HSB avec 5 groupes matières organiques

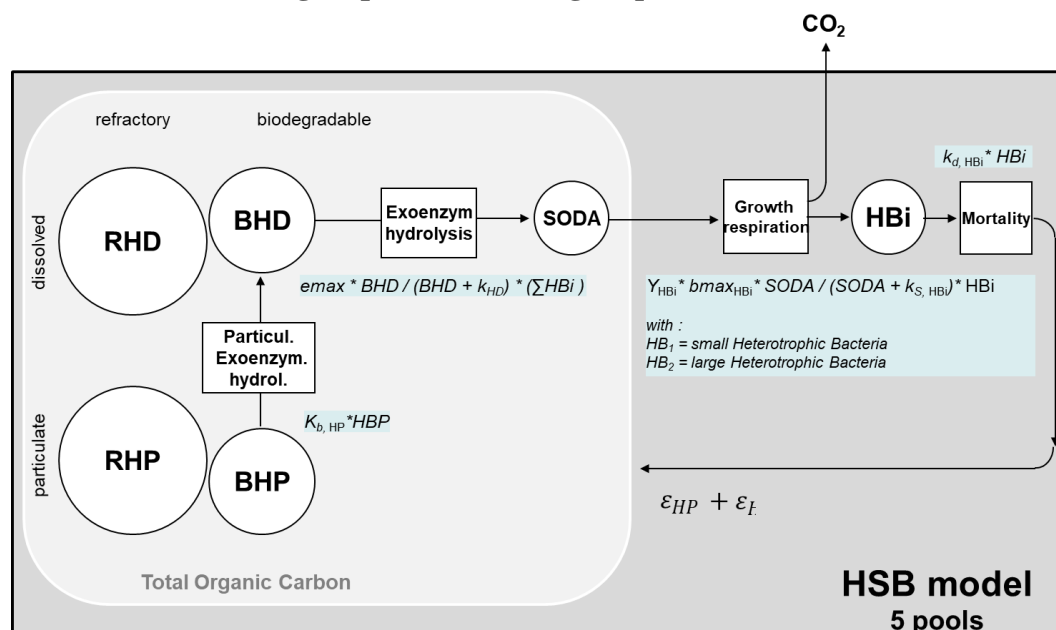


Figure b. Le modèle HSB modifié, représentant la matière organique en 5 pools (groupes) et sa dégradation dans le milieu aquatique. L'excrétion et la lyse du phytoplancton ne sont pas représentées dans la figure.