

Note sur le calcul des apports ponctuels à prendre en compte dans les modèles Prose et Sénèque à partir des données disponibles sur les rejets de STEPs.

Pierre Servais ¹ et Gilles Billen ²

¹ ESA, Université Libre de Bruxelles (pservais@ulb.ac.be)

² Sisyphe, Université P&M Curie / CNRS (billen@ccr.jussieu.fr)

Introduction

Les données disponibles sur les rejets des stations d'épuration dans les bases de données de l'AESN comportent en général :

Type de traitement (code step)

Charge effective (equhab) (ou, le plus souvent, capacité de la step)

Pollution entrante en MES (PentMES, kgMES/j)

Pollution entrante en MO_x (PentMO, kgMO/j) (matières oxydables)

Pollution entrante en NR (PentNR, kgN/j)

Pollution entrante en MP (PentMP, kgP/j)

croMES (% de réduction lors du traitement)

croMO

croNR

croMP

Dans les cas des stations du SIAAP, la mesure précise des flux de **MES, DBO₅, d'NH₄ et de P_{tot}** est disponible.

Le modèle conceptuel RIVE, commun aux modèles Prose et Sénèque, représente la dynamique de la matière organique par les cinétiques des processus affectant les variables suivantes (Billen et Servais, 1989 ; Garnier et al, 1992b):

H1D : matière organique dissoute rapidement biodégradable

H2D : matière organique dissoute lentement biodégradable

H3D : matière organique dissoute réfractaire

H1P : matière organique particulaire rapidement biodégradable

H2P : matière organique particulaire lentement biodégradable

H3P : matière organique particulaire réfractaire

BP : biomasse des bactéries hétérotrophes autochtones (de petite taille)

BL : biomasse des bactéries hétérotrophes allochtones (de grande taille)

Ni les matières oxydables, ni la DBO₅ ne sont donc directement les variables utilisées pour le calcul de la dynamique dans le milieu naturel par les modèles Sénèque et Prose. Une conversion doit ainsi être effectuée pour traduire les données disponibles en conditions d'entrée pertinentes pour la modélisation.

L'objet de cette note est de faire le point sur les connaissances acquises par les travaux du PIREN sur cette question, et de proposer une procédure de conversion conforme à ces connaissances à utiliser dans les nouvelles applications des modèles.

1. Caractérisation du carbone organique des effluents urbains

Définitions opérationnelles

Parmi les mesures directes de la matière organique, on distingue celles qui s'expriment en oxygène équivalent, et celles qui s'expriment en carbone.

Si l'on admet que le carbone organique est globalement à l'état d'oxydation zéro, le rapport stoechiométrique entre ces deux modes d'expression devrait être simplement : $C/O_2 = 12/32 = 0.375$

En oxygène :

DBO5 : demande biologique en oxygène après 5 jours (oxydation biologique).

DCO : demande chimique en oxygène (oxydation chimique)

MOx : matière oxydable, concept purement administratif (= 2/3 DBO + 1/3 DCO)

En carbone :

COT : carbone organique total (oxydation d'un échantillon non filtré et analyse du CO₂ produit)

COP : carbone organique particulaire (oxydation de la fraction retenue sur filtre et analyse du CO₂)

COD : carbone organique dissous (oxydation d'un échantillon filtré et analyse du CO₂ produit)

CODB : carbone organique dissous biodégradable (différence de COD avant et après oxydation biologique de 30 à 45 j d'un échantillon filtré et inoculé en bactéries (Servais et al., 1987, 1989).

COTB : carbone organique total biodégradable (différence de avant et après oxydation biologique de 45 j d'un échantillon non filtré (Servais et al., 1995).

COPB : carbone organique particulaire biodégradable (= COTB – CODB)

CODR : carbone organique réfractaire (= COD – CODB)

COPR : carbone organique réfractaire (= COP – COPB)

Le modèle RIVE distingue en outre deux classes de biodégradabilité de la matière organique, qui ne peuvent être définies que par ajustement d'un modèle (Billen et Servais, 1989 ; Servais et al., 1995).

H1D + H2D = CODB

H1P + H2P = COPB

H3D = CODR

H3P = COPR

1.1. Relation entre DBO, DCO et matière oxydable

La DBO5 est une mesure de matière organique biodégradable, la DCO une mesure de matière organique totale. Le rapport entre DCO et DBO5 varie donc logiquement en fonction du degré d'épuration des eaux usées :

Dans les **eaux brutes**: le rapport DCO/DBO5 est voisin de 2.5

- 2.5 selon la définition légale de l'équivalent-habitant (135 g DCO et 54 g DBO) (J. O., 1984)
- 2 à 2.5 selon des mesures sur les STEPs du SIAAP (Servais et al., 1999a)
- 2.8 selon des mesures faites en réseau d'assainissement par temps sec (Servais et al., 1999b)
- 2.4 eaux de réseaux (temps de pluie) (Servais et al, 1999b)

Dans les **eaux traitées** : il est proche de 5

- 2.2 à 6 selon des mesures sur les STEPs du SIAAP (Servais et al., 1999)
- 2 à 20 avec une moyenne de 5.26 selon l'analyse des données des STEPs de la zone estuarienne (Even et al., 2006)

Il en résulte que pour estimer la DBO5 à partir de la matière oxydable, les relations suivantes doivent être utilisées :

$$\begin{aligned} \text{MO}_x &= 2/3 \text{ DBO}_5 + 1/3 \text{ DCO} = 1.5 \text{ DBO}_5 \text{ pour les eaux usées brutes} \\ &= 2.33 \text{ DBO}_5 \text{ pour les eaux traitées} \end{aligned}$$

Ou, en interpolant linéairement le rapport MO_x/DBO entre $\text{croMO}_x=0$ (rapport 1.5) et $\text{croMO}_x= 100$ (rapport 2.5) :

$$\text{DBO}_5 = \text{MO}_x / (1.5 + \text{croMO}_x/100)$$

1.2. Relation entre DBO5 et COTB

La différence de temps de biodégradation impliqué dans une mesure de DBO5 (5 jours) et de COTB (45 jours) entraîne une différence entre ces deux estimations de la matière organique biodégradable, qui vont au-delà de la conversion stœchiométrique attendue ($\text{COTB} = 0.375 \text{ DBO}_5$)

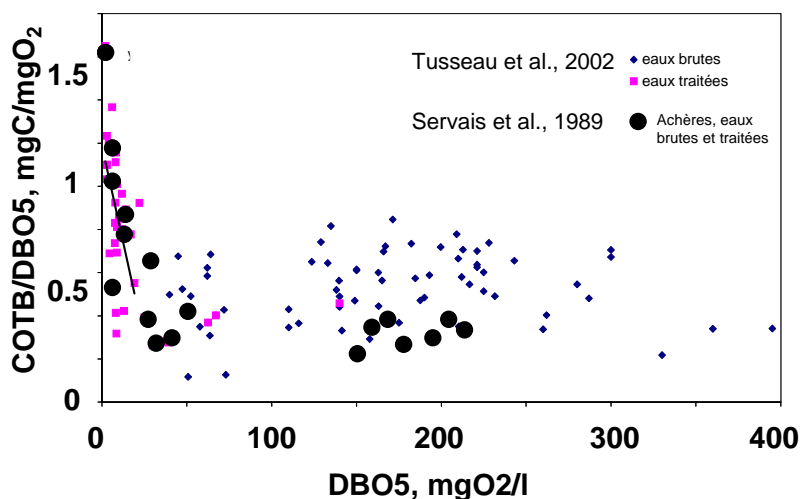


Figure 1. Rapport COTB/DBO5 dans des eaux usées brutes ou traitées à des degrés divers, en fonction de la concentration en DBO5. Données de Tusseau et al. (2002) sur un échantillon de petites STEP d'Ile de France et de Servais et al. (1999) sur les STEP du SIAAP.

Globalement, les relations suivantes résument ces données :

$$\begin{aligned} \text{COTB/DBO}_5 &= 0.45 && \text{si } \text{DBO}_5 > 20 \text{ mgO}_2/\text{l} \\ &= 1 - 0.0275 * \text{DBO}_5 && \text{si } \text{DBO}_5 < 20 \text{ mgO}_2/\text{l} \end{aligned}$$

Ou, en utilisant ici encore croMO_x comme indicateur du niveau de traitement et en interpolant :

$$\text{COTB} = (0.45 + \text{croMO}_x/100) * \text{DBO}_5$$

1.3. Partition du COTB entre fraction dissoute et particulaire

La fraction particulaire de la matière organique biodégradable des eaux usées est très variable. Typiquement, elle représente 60% dans les eaux brutes et moins de 40% dans les eaux traitées.

Elle peut être reliée à la concentration en MES (mg/l), dont la mesure est souvent disponible. La relation empirique trouvée par Tusseau et al. (2002) est:

$$\text{COPB/COTB} = 0.46 \log(\text{MES}) - 0.2 \quad \text{pour MES} > 3 \text{ mg/l et } < 400 \text{ mg/l}$$

1.4. Les fractions réfractaires du carbone organique total (COTR, CODR et COPR)

La relation trouvée entre COT et COTB dans les eaux usées domestiques (Tusseau et al., 2002) est proche de :

$$\text{COT} = 1.2 * \text{COTB} + 7 \text{ mgC/l} \quad (\text{Fig. 2})$$

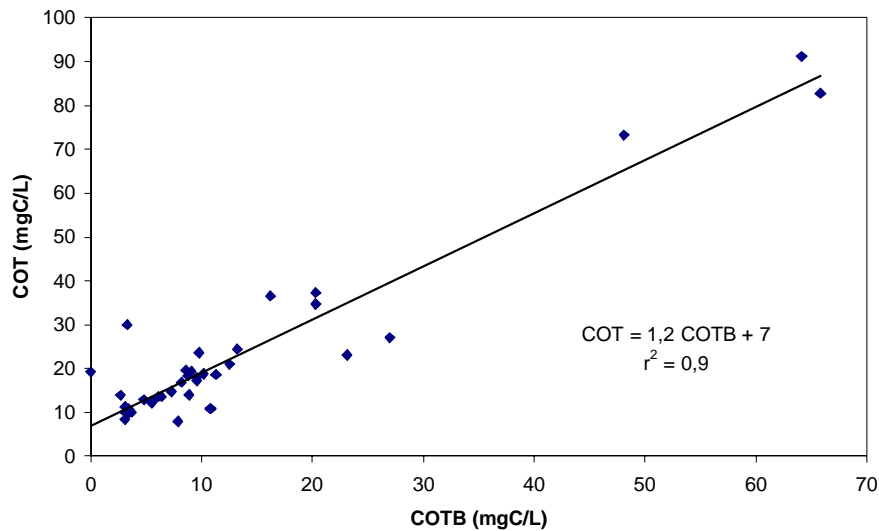


Figure 2. Relation entre le COT et le COTB dans les eaux usées domestiques (Tusseau et al., 2002)

Le CODR n'est pas affecté par le traitement des eaux usées. Il peut donc être considéré comme relativement constant (en concentration comme en flux produit par habitant). Il vaut en moyenne 7 - 8 mgC/l en concentration ce qui représente une valeur de 1.5 à 2 gCODR/hab/jour en considérant un volume d'eau rejetée de 200 à 250 l/hab/jour.

Le COPR, qui représente la différence entre le COTR et le CODR, est donc voisin de 0.2* COTB.

2. Evaluation de la biomasse microbienne associée aux effluents urbains

Un des apports les plus importants du PIREN-Seine en matière de modélisation des processus de biodégradation de la pollution organique des rivières est d'avoir montré le rôle des apports de microorganismes accompagnant les rejets organiques dans l'oxydation de ceux-ci dans le milieu naturel (Garnier et al., 1992a, 1992b, Servais et Garnier, 1995). C'est ce qui a rendu possible une modélisation des processus d'autoépuration beaucoup plus précise et performante que les approches utilisées précédemment postulant des cinétique de biodégradation d'ordre 1 (type Streeter & Phelps). Cette approche nécessite cependant de renseigner pour chaque rejet la quantité rejetée de bactéries hétérotrophes et nitrifiantes.

2.1. Bactéries hétérotrophes

Sur base de l'analyse des eaux usées brutes et traitées des stations du SIAAP, Servais et al. (1999a) ont proposé les relations suivantes pour l'évaluation de la biomasse des bactéries hétérotrophes de petite taille (<1µm, BBs) et de grande taille (>1µm, BBl, allochtones) :

$$\text{BBs (mgC/l)} = 0.010 \text{ COTB} \quad (r^2 = 0.69, n = 22)$$

$$\text{BBl (mgC/l)} = 0.070 \text{ COTB} \quad (r^2 = 0.71, n = 22)$$

$$\text{Soit BB tot} = 0.080 \text{ COTB}$$

Dans une étude plus récente, Garnier et al. (2006) trouvent les relations :

$$\text{BBs (mgC/l)} = 0.012 \text{ BOD5} \quad (r^2 = 0.4, n = 50)$$

$$\text{BBl (mgC/l)} = 0.043 \text{ BOD5} \quad (r^2 = 0.5, n = 50)$$

En considérant un rapport moyen COTB/DBO5 de 0.45 (voir plus haut), ces relations sont équivalentes à :

$$\text{BBs (mgC/l)} = 0.026 \text{ COTB}$$

$$\text{BBl (mgC/l)} = 0.095 \text{ COTB}$$

$$\text{Soit BB tot} = 0.12 \text{ COTB}$$

Accessoirement, ces relations indiquent que la biomasse bactérienne représente plus de 10% de la charge organique biodégradable des eaux usées !

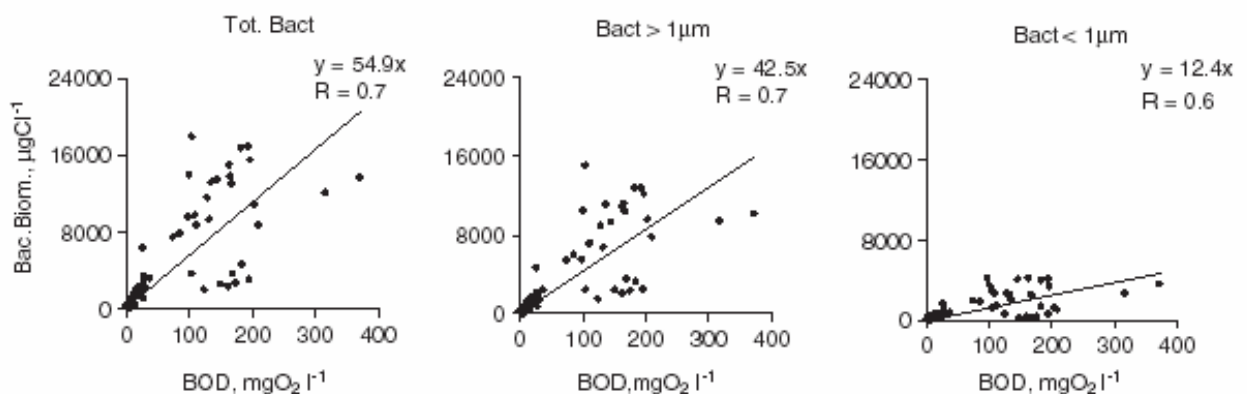


Figure 3. Relations observées entre la biomasse bactérienne hétérotrophe et la DBO5 dans les eaux usées des stations du SIAAP (Garnier et al., 2006).

2.2. Bactéries nitrifiantes

Les travaux de Brion et Billen (2000) avaient montré que les eaux usées, dès l'amont des collecteurs, contiennent une biomasse significative de bactéries nitrifiantes qui, lors du rejet dans le milieu naturel, y jouent un rôle d'ensemencement.

Ceci a été confirmé par Cébron et al. (2003, 2004) pour la station d'épuration d'Achères à l'aide de techniques de biologie moléculaire.

Les données de Servais et al. (1999a) sur les eaux usées brutes et traitées des stations du SIAAP permettent de proposer la relation suivante :

$$B \text{ Nit (mgC/l)} = 0.001 \text{ COTB,}$$

quasiment indépendante du type de traitement (en particulier, les stations équipées d'une étape de nitrification ne semblent pas relarguer plus de bactéries nitrifiantes que les autres).

Sur les eaux usées du SIAAP, Garnier et al. (2006) trouvent une relation entre la biomasse des bactéries nitrifiantes et la concentration en MES (mg/l), indiquant la forte propension à l'attachement de ces bactéries.

$$B \text{ Nit (mgC/l)} = 0.025 + 0.0002 \text{ MES}$$

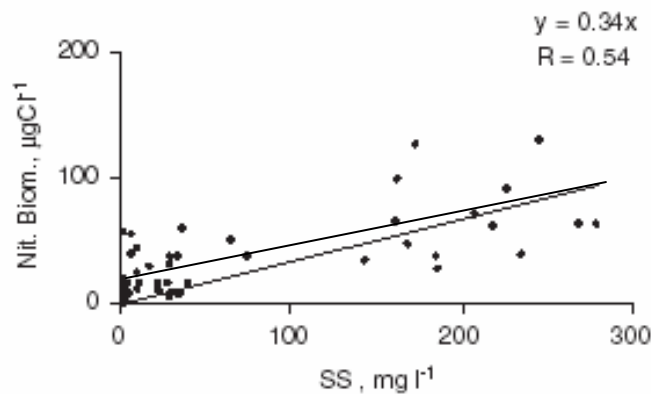


Figure 4. Relation observée entre la biomasse des bactéries nitrifiantes et les MES dans les eaux usées des stations du SIAAP (Garnier et al. 2006).

3. Procédures proposées pour SENEQUE

Dans l'applicatif SENEQUE, le calcul des apports ponctuels des différentes variables se fait en deux étapes :

(1) Après définition du découpage du domaine en axes et bassins et définition du scénario, l'applicatif calcule, à partir de la base de donnée des rejets domestiques et industriels, un fichier .APC pour chaque ordre des bassins et chaque pK des axes. Ces fichiers comportent les éléments suivants pour chaque pK et chaque ordre :

Equhab : nombre d'équivalent habitant

rMES (kg/jour) : rejet effectif de MES

rCorg (kgC/jour) : rejet effectif de carbone organique total biodégradable (COTB)

rNO3 (kgN/jour) : rejet effectif d'azote nitrique

rNH4 (kgN/jour) : rejet effectif d'azote ammoniacal

rPO4 (kgP/jour) : rejet effectif d'orthophosphate

(2) C'est ce fichier qui est lu et interprété par Riverstrahler. Les valeurs des 6 variables synthétiques ci-dessus servant à renseigner toutes les variables de RIVE.

3.1 Procédure pour l'établissement des fichier .APC par SENEQUE

Dans un souci de généricité et de souplesse du modèle, deux options ont maintenant été prévues pour le calcul des fichiers .APC.

3.1.1. à partir des informations de pollution entrante et des coefficients d'abattement :

Cette option valorise au mieux les informations disponibles dans les fichiers de l'Agence de l'Eau.

rCorg est calculé à partir des données de pollution entrante en matières oxydables (PentMO) et de son coefficient de réduction (croMO).

On considère la relation établie ci-dessus entre DBO5 et MOx : $DBO5 = MOx / (1.5 + croMOx/100)$

Puis celle entre COTB et DBO5 : $COTB = (0.45 + croMO/100) * DBO5$

Pour les rejets industriels, on considère simplement l'équivalence moyenne des eaux usées domestiques : $COTB = 0.45 * 2.3 * MOx = 1.0 * MOx$

$$rCorg = \sum [PentMO (1 - croMO/100) * (0.45 + croMO/100) / (1.5 + croMO/100)] + \sum [MOrejetéindust]$$

rNH4 est calculé à partir des données relatives à l'azote réduit (NTK) en considérant que le contenu en azote de la matière organique est C/N mat.org. = 7 gC/gN.

$$rNH4 = \sum [PentNR.(1 - croNR/100) - PentMO(1 - croMO/100) * (0.45 + croMO/100) / (1.5 + croMO/100) / 7] + \sum [NRrejetéindust - MOREjetéindust / 7]$$

rPO4 est calculé à partir des données relatives à la matière phosphorée totale en considérant que le contenu en phosphore de la matière organique est C/P mat.org. = 40 gC/gP.

$$rPO4 = \sum [PentMP.(1 - croMP/100) - PentMO(1 - croMO/100) * (0.45 + croMO/100) / (1.5 + croMO/100) / 40] + \sum [MPrejetéindust - MOREjetéindust / 40]$$

rNO3 et rFEC. Aucune donnée directe n'est disponible dans les fichiers originaux transmis par l'AESN sur les rejets de nitrates des step ou des industriels, ni sur leur rejet de bactéries fécales. Ces rejets doivent donc être estimés à partir de la connaissance du type de traitement appliqué. Cette information n'étant pas disponible en ce qui concerne les industriels, les rejets de nitrates et de bactéries fécales des industriels sont négligés.

Pour les rejets de STEPs, on fait appel à un fichier paramètres (apponct.cle) qui renseigne les rejets spécifiques de nitrates et de bactéries fécales par équivalent habitant pour chaque type de traitement renseigné par le champ 'code step' (ou 'cote') de la base de donnée des stations d'épuration (voir plus loin) :

$$rNO3 = \sum [\text{equhab} * \text{rspNO3}(\text{code})]$$

$$rFEC = \sum [\text{equhab} * \text{rspFEC}(\text{code})]$$

3.1.2. à partir de l'information sur la charge en équivalent habitant et le type de traitement :

La nouvelle version de SENEQUE (v 3.4) propose une alternative aux traitements décrits ci-dessus.

Il s'agit de calculer les fichiers .APC uniquement à partir des informations de code step et de capacité effective (equhab), comme il est fait de toute façon pour les nitrates et les bactéries fécales:

$$rVAR = \sum [\text{equhab} * \text{rspVAR}(\text{code})]$$

Le fichier paramètre '**apponct.cle**' qui renseigne les rejets spécifiques par équivalent habitant est modulable par l'utilisateur, pour autant qu'il respecte la nomenclature des step utilisée dans le jeu de données correspondant. Il peut contenir autant de classes que nécessaire.

Nø	cote	type de traitement	rspMES g/hab/j	rspCorg gC/hab/j	rspNO3 gN/hab/j	rspNH4 gN/hab/j	rspPO4 gP/hab/j	rspFEC 109 b/hab/j
1	NT	Non traite	80	24	0	9	1.5	80
2	D	decantation	16	18	0	9	1.5	50
3	PC	traitement physico-chimique	10	12	0	9	1	50
4	B0	traitement biologique classique	10	4	0.1	8	1.6	5
5	B1	lagunage	4	1.8	5	4	0.7	0.02
6	B2	traitmt biologique + nitrification	8	2.4	8	2	1.7	0.5
7	B3	traitmt biol + nit + dénitrification	8	2	4	1	1.7	0.3
8	B4	traitmt biol + dephosph. biol.	8	3	0.1	8	0.2	0.5
9	B5	traitmt biol + dephosph. ph-ch.	8	3	0.1	8	0.2	5
10	B6	traitmt biol + nit + dephosph. biol.	8	2.4	8	2	0.2	0.3
11	B7	traitmt biol + nit + dephosph. ph-ch.	8	2.4	8	2	0.2	0.5
12	B8	traitmt biol + nit + denit + dephosph. biol.	8	2	4	1	0.18	0.3
13	B9	traitmt biol + nit + denit + dephosph. ph-ch.	8	2	4	1	0.18	0.3
14	EE	epandage	4	1.8	1.5	1.5	0.25	0.02
15	U0	traitement biologique classique + UV	10	4	0.1	8	1.6	0.002
16	U1	lagunage + UV	4	1.8	5	4	0.7	0.002
17	U2	traitmt biologique + nitrification + UV	8	2.4	8	2	1.7	0.002
18	U3	traitmt biol + nit + dénitrification + UV	8	2	4	1	1.7	0.002
19	U4	traitmt biol + dephosph. biol. + UV	8	3	0.1	8	0.2	0.002
20	U5	traitmt biol + dephosph. ph-ch.+ UV	8	3	0.1	8	0.2	0.002
21	U6	traitmt biol + nit + dephosph. biol.+ UV	8	2.4	8	2	0.2	0.002
22	U7	traitmt biol + nit + dephosph. ph-ch.+ UV	8	2.4	8	2	0.2	0.002
23	U8	traitmt biol + nit + denit + dephosph. biol.+ UV	8	2	4	1	0.18	0.002
24	U9	traitmt biol + nit + denit + dephosph. ph-ch.+ L	8	2	4	1	0.18	0.002

3.2 Procédure pour le calcul des apports ponctuels des diverses variables de RIVE

Les fichiers .APC ne renseignent pas toutes les variables impliquées dans la dynamique de la matière organique telle que représentée dans RIVE. Certaines hypothèses sont donc encore faites au niveau du code de Riverstrahler pour renseigner les apports ponctuels de ces variables.

3.2.1. Partition du carbone organique biodégradable en classes de biodégradabilité

Fractions particulières :

La concentration en MES est d'abord évaluée comme $MES (mg/l) = rMES * 10^6 / (200 * eqhab)$
(sur base de 200 l.hab/jour)

Elle permet de calculer la fraction particulière du COTB :

if $MES > 3$ et < 400

$$fPart = \{ 0.46 * \log [rMES / (0.2 * equhab)] - 0.2 \}$$

else if $MES < 3$

$$fPart = 0$$

else if $MES > 400$

$$fPart = 1$$

$$rHP1 = 0.5 * fPart * rCorg$$

$$rHP2 = 0.5 * fPart * rCorg$$

$$rHP3 = 0.2 * rCorg$$

Fractions dissoutes:

$$rHD1 = 0.5 * (1 - fPart) * rCorg$$

$$rHD2 = 0.5 * (1 - fPart) * rCorg$$

$$rHD3 = 0.00175 * equhab \quad (1.75 \text{ gCorg réfract / hab / jour})$$

Ces relations sont utilisées dans le calcul des apports ponctuels à chaque pK pour les objets axes. Pour les bassins amont, pour le calcul desquels les apports ponctuels sont regroupés par ordre, on se contente des relations approchées :

$$rHP1 = 0.25 * rCorg$$

$$rHP2 = 0.25 * rCorg$$

$$rHP3 = 0.2 * rCorg$$

$$rHD1 = 0.25 * rCorg$$

$$rHD2 = 0.25 * rCorg$$

$$rHD3 = 0.00175 * equhab$$

3.2.2. Apports de biomasse bactérienne liés aux rejets d'eaux usées

$$rBAG \text{ (biomasse bactéries allochtones, kgC/j)} = 0.095 * rCorg$$

$$rBAP \text{ (biomasse bactéries autochtones, kgC/j)} = 0.026 * rCorg$$

$$rNIT \text{ (biomasse bactéries nitrifiantes, kgC/j)} = 0.001 * rCorg$$

Références

- Billen, G. & P. Servais, 1989. Modélisation des processus de dégradation bactérienne de la matière organique en milieu aquatique. In : Micro-organismes dans les écosystèmes océaniques. Bianchi et coll. Masson. p. 219-245.
- Brion N. & Billen G. (2000) Wastewater as a source of nitrifying bacteria in river systems: the case of River Seine downstream from Paris. *Water Research* 34: 3213-3221.
- Cébron A., Berthe T. & Garnier J. (2003). Nitrification and Nitrifying bacteria in the lower Seine River and estuary. *Applied Envir. Microb.*, 69: 7091-7100.
- Cébron A., Coci M., Garnier J. & Laanbroek H.J. (2004). DGGE analysis of the Ammonia Oxidizing Bacterial Community structure in the lower Seine River: impact of the Paris wastewater effluents. *Applied Envir. Microb.* 70: 6726-6737.
- Even, S., Bacq, N., Thouvenin, B., Garnier, J., Servais, P., Lafitte, R. & Le Hir, P. 1006. Validation de SiAM3D pour le cycle de la matière organique et bilans de carbone. Rapport Programme Seine Aval. Mars 2006.
- Garnier, J., Servais, P. & Billen, G., 1992a. Dynamics of bacterioplankton in the river Seine (France) : Impact of the Parisian effluents. *Can. Journ. Microbiol.*, 38 : 56-64.
- Garnier, J., Billen, G. & Servais, P., 1992b. Physiological characteristics and ecological rôle of small and large sized bacteria in a polluted river (Seine River, France). *Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol.*, 37 : 83-94.
- Garnier, J., Laroche, L & Pinault, S., 2006. Determining the domestic specific loads of two wastewater plants of the Paris conurbation (France) with contrasted treatments: A step for exploring the effects of the application of the European Directive. *Water Research* 40 : 3257 – 3266.
- 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., Anzil, A. & C. Ventresque, 1989. A simple method for the determination of biodegradable dissolved organic carbon in water. *Appl. Environ. Microbiol.* , 55 : 2732- 2734.
- Servais, P. & Garnier, J., 1993. Contribution of Heterotrophic Bacterial Production to the Carbon Budget of the River Seine (France). *Microbial Ecology* 25 : 19-33.
- Servais P., A. Barillier & J. Garnier. 1995. Determination of the biodegradable fraction of dissolved and particulate organic carbon in waters. *Annales de Limnologie*, 1995, 31(1) : 75-80.
- Servais, P., P. Laurent & D. Gatel. 1995. Characterization of dissolved organic matter biodegradability in waters : impact of water treatment and bacterial regrowth in distribution systems. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*, 1995 : pp. 2175-2190.
- Servais, P., J. Garnier, N. Demarteau, N. Brion & G. Billen. 1999a. Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through waste water effluents. *Water Research*. 33 : 3521-3531.
- Servais, P., M. Seidl & J.M. Mouchel. 1999b. Comparison of parameters characterising organic matter in a combined sewer during rain events and dry weather. *Water Environmental Research*. 71 : 408-417.
- Tusseau-Vuillemin, M.H., Garnier, J. Servais, P. & Laroche, L. 2002. Charges domestiques spécifiques et rejets de station d'épuration. Rapport de synthèse Piren Seine Phase 3. Mai, 2002.