

Cinétiques de biodégradation par boues activées de la matière organique soluble d'un effluent synthétique

Biodegradation Kinetics by Activated Sludge of the Soluble Organic Matter of a Synthetic Medium

L. Galvez, Y. Hu, J. M. Audic and J. C. Block

Volume 9, Number 2, 1996

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/705249ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/705249ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (print)
1718-8598 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Galvez, L., Hu, Y., Audic, J. M. & Block, J. C. (1996). Cinétiques de biodégradation par boues activées de la matière organique soluble d'un effluent synthétique. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 9(2), 207–218. <https://doi.org/10.7202/705249ar>

Article abstract

The conventional activated sludge process used for wastewater treatment removes from 80 to 95% of the total organic matter. However, a quantity of "not well identified" (particular, colloidal and soluble) organic matter is always present in the treated effluent. Reducing this residual (and improving the treatment efficiency) requires knowledge of the origin of that organic matter and especially to determine the fraction originating from the influent and the fraction generated by the biomass.

This research has been conducted in batch conditions and studies the soluble COD (CODs) removal kinetics of a synthetic effluent (casein + starch + acetate + mineral salts), in contact with different activated sludge originating from six different wastewater treatment plants (loads varying from 0.06 to 1.14 kg BOD₅/kg VSS. d).

Experiments have been conducted with different S_0/X_0 values (ratio between CODs initial concentration and VSS initial concentration) in order that these values correspond to the CODs and VSS values found in the plants.

In accordance with GRAU et al. (1975), CECH and CHUDOBA (1983), PITTER and CHUDOBA (1990), CHUDOBA et al (1992), the S_0/X_0 ratio is a fundamental parameter governing the kinetics reactions.

Experiments have been conducted under continuous aeration at 20°C where the synthetic wastewater (500 ml) is in contact with activated sludge (200 ml) collected 24 h before and stored at 4°C until the batch is started. In this manner, the initial S_0 is due to the CODs of the synthetic effluent ($S_{0\text{eff}}=197\text{ mg/l}$) and to the CODs originating from the sludge (5 to 70% of the initial CODs). The initial VSS concentration (X_0) is between 0.6 and 2.5 g/l.

Kinetics of CODs removal are simulated by two functions: the first order function, where the initial rate is the maximal, and the sigmoidal function where the maximal rate is reached after a lag time (3 to 8 h).

Concerning the first order functions, the degradation rate is faster when the ratio is low (S_0/X_0 lower than 0.44). This is not the case for the sigmoidal functions. In the results of this study, the residual of COD is always lower when the degradation kinetic follows the exponential model.

Our experiments show that the type of degradation kinetics (first order or sigmoidal) is not only controlled by the S_0/X_0 parameter but also by the proportion of CODs brought by the sludge and that parameter can play a determinant role.

When the proportion of CODs brought by the sludge is very large (between 41% to 46%) the degradation reactions follow the sigmoidal type. These results can possibly be explained by the low biodegradability of the polymers or molecules originating from the inoculum which has been stored during 24 h, or by the low activity of the biomass after 24 h of storage on the biodegradation of the soluble organic matter

Cinétiques de biodegradation par boues activées de la matière organique soluble d'un effluent synthétique

Biodegradation kinetics, by activated sludge,
of the soluble organic matter
of a synthetic medium

L. GALVEZ^{1*}, Y. HU¹, J.M. AUDIC¹, J.C. BLOCK²

Reçu le 25 octobre 1994, accepté le 11 janvier 1996**.

SUMMARY

The conventional activated sludge process used for waste water treatment removes from 80 to 95% of the total organic matter. However, a quantity of "not well identified" (particular, colloidal and soluble) organic matter is always present in the treated effluent. Reducing this residual (and improving the treatment efficiency) requires knowledge of the origin of that organic matter and especially to determine the fraction originating from the influent and the fraction generated by the biomass.

This research has been conducted in batch conditions and studies the soluble COD (CODs) removal kinetics of a synthetic effluent (caseine + starch + acetate + mineral salts), in contact with different activated sludge originating from six different waste water treatment plants (loads varying from 0.06 to 1.14 kg BOD₅/kg VSS. d).

Experiments have been conducted with different So/Xo values (ratio between CODs initial concentration and VSS initial concentration) in order that, these values correspond to the CODs and VSS values found in the plants.

In accordance with GRAU *et al.* (1975), CECH and CHUDOBA (1983), PITTER and CHUDOBA (1990), CHUDOBA *et al.* (1992), the So/Xo ratio is a fundamental parameter governing the kinetics reactions.

Experiments have been conducted under continuous aeration at 20°C where the synthetic waste water (500 ml) is in contact with activated sludge (200 ml) collected 24 h before and stored at 4°C until the batch is started. In this manner, the initial So is due to the CODs of the synthetic effluent (So eff = 197 mg/l)

1. Centre International de Recherche Sur l'Eau et l'Environnement (CIRSEE), Lyonnaise des Eaux, 38 rue du Président Wilson, 78 230 Le Pecq, France.

2. Laboratoire Santé et Environnement, Université de Nancy, 5 rue Albert Lebrun, 54001 Nancy, France.

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 13 décembre 1996.

** Communication présentée au Colloque International du Gruttee « Les sous-produits de traitement et d'épuration des eaux » les 29 et 30 septembre 1994 à Poitiers.

and to the CODs originating from the sludge (5 to 70 % of the initial CODs). The initial VSS concentration (X_0) is between 0.6 and 2.5 g/l.

Kinetics of CODs removal are simulated by two functions : the first order function, where the initial rate is the maximal, and the sigmoidal function where the maximal rate is reached after a lag time (3 to 8 h).

Concerning the first order functions, the degradation rate is faster when the ratio is low (S_0/X_0 lower than 0.44). This is not the case for the sigmoidal functions. In the results of this study, the residual of COD is always lower when the degradation kinetic follows the exponential model.

Our experiments show that the type of degradation kinetics (first order or sigmoidal) is not only controlled by the S_0/X_0 parameter but also by the proportion of CODs brought by the sludge and that parameter can play a determinant role.

When the proportion of CODs brought by the sludge is very large (between 41 % to 46 %) the degradation reactions follow the sigmoidal type. These results can possibly be explained by the low biodegradability of the polymers or molecules originating from the inoculum which has been stored during 24 h, or by the low activity of the biomass after 24 h of storage on the biodegradation of the soluble organic matter.

Key words : *so/xo, sb/so biodegradation, kinetics, activated sludge, synthetic waste water, so/xo- sb/so.*

RÉSUMÉ

L'approche expérimentale choisie pour cette étude a eu pour objet de mesurer en conditions batch, les cinétiques d'élimination de la demande chimique en oxygène soluble d'un effluent synthétique mis en contact avec des boues activées d'origine différente.

Les essais conduits en laboratoire ont été réalisés en faisant varier le rapport S_0/X_0 (mg de DCO initiale par mg de matières volatiles initiales) telles que les concentrations en S_0 et en X_0 correspondent aux concentrations en DCO soluble (DCOs) et en matières volatiles (MV) rencontrées sur les stations d'épuration.

Les essais ont été effectués sous aération continue à 20 °C en mettant en contact l'effluent synthétique et de la boue activée prélevée depuis 24 h et stockée à 4 °C dans l'attente de l'essai. De ce fait, la valeur de S_0 mesurée au début de l'essai représente la concentration en DCO amenée par l'effluent synthétique (S_{eff}) et celle amenée par l'inoculum de boue activée (S_b) représentant selon les essais de 5 à 70 % de la DCO de l'essai.

Les profils de cinétique d'élimination de la DCO soluble obtenus pour différentes conditions d'essai s'ajustent, selon les valeurs de S_0/X_0 (S_0/X_0 variant de 0,15 à 2,17) à une fonction du premier ordre par rapport au substrat ou à une fonction sigmoïde. Le type de fonction cinétique d'élimination est également contrôlé par la proportion de la DCO amenée par l'inoculum.

Mots-clés : *biodégradation, cinétique, boues activées, effluent synthétique.*

1 – INTRODUCTION

L'épuration biologique des eaux usées urbaines par le procédé dit à boues activées élimine en moyenne entre 80 et 95 % de la charge totale. Une fraction organique (particulaire, colloïdale et soluble) complexe et relativement mal connue (PITTER et CHUDOBA, 1990) est toujours observée dans l'effluent épuré. Réduire ce résiduel (et améliorer de ce fait l'efficacité du traitement) exige de déterminer l'origine et la nature de cette matière organique et en particulier de tenter de différencier la part non éliminée de l'effluent brut de celle relarguée par la biomasse.

La présente étude vise à caractériser par des tests laboratoire et dans des conditions standard (système batch avec effluent synthétique), le comportement des boues activées des stations d'épuration dans différentes conditions (concentrations en substrat et en biomasse variables). Afin de déterminer si les conditions de charge massive de la station ont une influence sur les cinétiques de dégradation de la demande chimique en oxygène soluble (DCOs), les tests batch ont été menés en faisant varier les conditions initiales caractérisées par le rapport S_0/X_0 (mg de DCO initiale par mg de matières volatiles initiales) qui représente selon GRAU *et al.* (1975), CECH et CHUDOBA (1983), SIMKINS et ALEXANDER (1984), PITTER et CHUDOBA (1990), CHUDOBA *et al.* (1992), le paramètre clé contrôlant la cinétique des réactions.

Dans les conditions de l'étude, S_0 et X_0 varient de manière à ce que leurs valeurs correspondent aux valeurs de DCO soluble et des matières volatiles (MV) rencontrées dans les stations d'épuration. Les valeurs de S_0/X_0 sont de ce fait inférieures aux valeurs rencontrées jusqu'à présent dans la littérature.

Les essais visent aussi à déterminer le temps de contact optimal entre les boues et l'effluent à traiter de manière à obtenir un rejet en DCO résiduelle le plus faible possible. De plus, au cours des tests de laboratoire, la DCO relarguée par les boues (S_b) au cours de leur stockage a été testée afin d'en déterminer l'influence sur la dégradation de la matière organique.

2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Echantillonnage et préparation des boues

Les échantillons de boues sont prélevés dans les bassins de boues activées de six différentes stations d'épuration choisies à faible, moyenne et forte charge. Un volume d'environ 2l de boues est centrifugé (2 661g, 10 min., 10 °C). Le surnageant est éliminé et le culot de centrifugation est remis en suspension dans 500 ml de tampon phosphate (KH_2PO_4 et K_2HPO_4 , PROLABO, 0,1M, pH = 7,15). Les boues traitées sont conservées dans un réfrigérateur à 4 °C pendant 24 heures au plus et ramenées à 20°C préalablement à toute expérimentation.

2.2 Milieu synthétique concentré

Un milieu synthétique concentré de 500 ml comprenant une fraction organique et une fraction minérale est préparé avec de l'eau déminéralisée, en mélangeant 1 000 mg/l d'amidon (LABOSI), 500 mg/l de saccharose (PROLABO), 600 mg/l de caséine (PASTEUR), 150 mg/l de méthionine (MERCK), 300 mg/l d'urée (PROLABO), 250 mg/l d'acétate de sodium (PROLABO), 50 mg/l de dodécyl sulfate de sodium (PROLABO), 500 mg/l de dihydrogéné-phosphate d'ammonium (PROLABO) et 1 250 mg/l de chlorure d'ammonium (PROLABO). Ce milieu synthétique concentré est conservé à 4 °C pendant 24 heures au plus et ramené à une température de 20 °C préalablement à toute expérimentation.

2.3 Dosages des matières sèches totales (MS) et des matières volatiles (MV) des boues

Les matières sèches sont mesurées sur un échantillon de boues activées de 50 ml par gravimétrie avec séchage à 105 °C. La concentration en matières volatiles (MV) est ensuite obtenue par chauffage à 550 °C, Standard Methods for the examination of water and waste water (1992).

2.4 Mesure de la demande chimique en oxygène (DCO) du milieu d'essai

Les échantillons (20 ml) de boues activées sont acidifiés (pH < 2) immédiatement après chaque prélèvement, par de l'acide sulfurique concentré (H₂SO₄, Riedel-deHaen) à 98 % afin d'inhiber toute activité biologique. Des essais non rapportés ici ont montré que l'acidification n'entraînait aucun relargage de DCO (au contraire, les valeurs de DCO mesurées sur des échantillons acidifiés étaient inférieures à celles des échantillons non acidifiés). Les échantillons sont ensuite centrifugés (31 186 g, 10 min., 10 °C) et le surnageant de l'échantillon est filtré au travers de filtres (membranes en acétate et nitrate de cellulose – MILLIPORE, 0,22 µm). Les filtrats sont utilisés pour les analyses de DCO.

La DCO est mesurée par la méthode colorimétrique au dichromate de potassium combinée avec un dosage spectrophotométrique à 600 nm (Spectrophotomètre BECKMAN modèle DU-64) (Standard Methods for the examination of water and waste water, 1992). Les résultats sont exprimés en mgO₂/l.

2.5 Essais de biodégradation (batch)

Les essais en batch sont effectués dans un fermenteur (BIOLAFITTE, BLO6/1) de 6L équipé d'un agitateur et d'un diffuseur d'air, et avec un régulateur de température : T = 20 ± 2 °C, (HAAKE D8) Environ 200 ml de boues en tampon phosphate (pH = 7,0 ± 0,2) sont placés dans le réacteur avec 4 litres d'eau Millipore et agités pendant 2 minutes (Vrot = 300 rpm) pour homogénéiser l'ensemble, puis complétés avec 500 ml de milieu synthétique concentré et de l'eau Millipore qsp 5 litres. Le mélange ainsi préparé permet d'obtenir selon les essais une concentration finale de MS entre 1,5 et 3 g/l (MV = 0,6 à 2,5 g/l) et pour la fraction soluble du milieu synthétique des essais batchs, DCO : 197 ± 4 mg/l, COT : 72 ± 6 mg/l et protéines totales (PROT) : 57 ± 3 mg/l.

Après 1 minute d'agitation, le premier échantillon (20 ml pour le dosage de la DCO et 50 ml pour le dosage des MS et MV) est prélevé et l'aération est mise en route (débit d'air du diffuseur = 1l/min). Pendant la durée du batch (> 30 heures),

les échantillons (20 ml pour les DCO, COT, PROT) sont prélevés ponctuellement avec une fréquence variable de façon à suivre précisément la cinétique de biodégradation de la matière organique.

Tableau 1 Comparaison de la DCO mesurée pour les échantillons avec et sans acidification.

Table 1 Comparison of COD measured for samples with and without acidification.

Temps (heures)	DCO (mg/l) sans (H ₂ SO ₄)	DCO (mg/l) (avec H ₂ SO ₄)
0	339,6	303,8
1	346,1	313,6
2	352,6	315,2
3	355,8	341,2
4	372,0	321,7

3 – RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les essais de biodégradation de la matière organique ont été réalisés en laboratoire, en système batch avec des boues activées issues de six stations d'épuration différentes dont la charge massique (Cm) se situe entre 0,06 et 1,14 kg DBO₅/kg MV. j. La matière organique initiale (So) de chaque essai est constituée par la matière organique soluble de l'effluent synthétique (Seff) et par la matière organique soluble relarguée par les boues au cours du stockage préalable (Sb). A l'instant t = 0 : So = Seff + Sb. La concentration en biomasse initiale (Xo) exprimée en termes de matières volatiles (MV) varie entre 0,6 et 2,5 g/l selon les essais.

Les très bonnes corrélations linéaires entre les trois paramètres DCO, COT et protéines totales (PROT) mises en évidence au cours des essais, ($r^2 > 0,88$ entre DCO et PROT (n = 26) et environ 0,97 entre DCO et COT (n = 26, résultats non rapportés) a permis de simplifier l'expression de la matière organique soluble (So) et de la traduire par le seul paramètre DCO soluble (DCOs) tel que : $So = DCO_{s,0} = DCO_{s,eff} + DCO_{s,b}$. Dans ces essais, le rapport So/Xo (concentration initiale en DCOs,0 sur la concentration initiale en MV) varie de 0,15 à 2,17 et la proportion de DCOs, b initiale apportée par les boues dans la DCOs, 0 totale a varié de 29 à 46 %.

Les cinétiques de biodégradation de la matière organique obtenues au cours de ces essais en batch sont parfaitement simulées par 2 fonctions mathématiques : la fonction d'ordre 1 et la fonction sigmoïde. Lorsque la cinétique de dégradation de la DCOs est du premier ordre par rapport au substrat, la vitesse maximale de dégradation est la vitesse initiale. En revanche, lorsque le

profil de la cinétique de dégradation est du type sigmoïde, la vitesse maximale n'est atteinte qu'après un temps dont la durée varie de 3 h à 8 h selon les essais.

La figure 1 montre à titre d'exemple six profils de dégradation de la DCOs de l'effluent synthétique au cours de six essais batch effectués à l'aide de 6 échantillons de boue activée issus d'une même station d'épuration (C_m de la station d'épuration d'origine = 0,5 à 1 kg DBO_5 /kg MV. j). Les six essais ont été réalisés dans des conditions de S_o/X_o variant de 0,15 à 2,17, avec X_o constant ($X_o = 0,94$) et S_o variable (en modifiant la concentration de la DCO liée à l'effluent synthétique, $DCOs_{eff}$). Lorsque S_o/X_o varie de 0,15 à 2,17 mg DCO/mg MV, le rapport S_b/S_o diminue de 34 % à 2 %.

La réaction de dégradation de la DCOs, o est du premier ordre lorsque S_o/X_o est faible : de 0,15 à 0,44 (essais 1, 2, 3). Dans ces trois cas, les valeurs de $DCOs_{o}$ sont respectivement 151 ; 293 ; 430 mgO_2/l , concentrations rencontrées dans les eaux résiduaires urbaines. La dégradation de la DCOs est immédiate et la vitesse de réaction initiale est d'autant plus importante que le rapport initial S_o/X_o est faible. La valeur de la vitesse initiale de dégradation de la DCO vaut respectivement 60 mg DCO/h, 48 mg DCO/h et 45 mg DCO/h lorsque S_o/X_o vaut 0,15 mg DCO/mg MV, 0,29 mg DCO/mg MV et 0,44 mg DCO/mg MV. La matière organique soluble résiduelle ($DCOs_r$) est de l'ordre de 42 à 48 mg/l après 30 h de contact à 20 °C et même après 50 h.

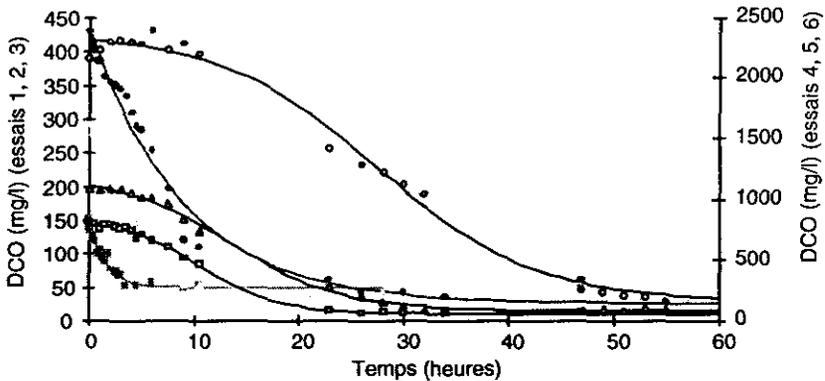


Figure 1 Dégradation de l'effluent synthétique (DCOs) en contact avec une boue activée (6 essais à $X_o = 0,94$ g MV/l).

Degradation of synthetic influent (CODs) in contact with activated sludge (6 experiments with $X_o = 0.94$ g VSS/l).

Lorsque le rapport S_o/X_o est élevé : de 0,82 à 2,17 (essais 4, 5, 6) la réaction de dégradation de la DCOs est du type sigmoïde. Pour ces essais, les valeurs de $DCOs_{o}$ sont 822 ; 1091 et 2166 mg/l, valeurs extrêmes pour les effluents urbains. La dégradation de la DCOs de ces trois essais commence après un temps d'une durée de 3 à 4 heures pour les séries 4 et 5 et un temps plus long (8 h) lorsque S_o/X_o vaut 2,17.

Les valeurs de DCO résiduelle ($DCO_{s,r}$) pour ces trois séries sont plus élevées que celles obtenues avec des rapports So/Xo faibles, (respectivement 58, 86 et 208 mg/l).

Dans nos essais, la frontière entre fonction du premier ordre (biodégradation immédiate) et la fonction sigmoïde se situe pour So/Xo entre 0,44 et 0,87. Une telle observation est nettement différente des conclusions de CHUDOBA (1985a, b) et CHUDOBA *et al.* (1991) pour qui les deux domaines des deux fonctions se situent de part et d'autre d'un $So/Xo = 3$. *A priori*, les conditions expérimentales différentes (nature du substrat, affinité K_s pour le substrat, type de boue, DCO relarguée par les boues...) peuvent expliquer une telle différence.

Les valeurs de DCO résiduelle (S_r) correspondant à la figure 1 (valeurs minimales de DCO mesurées au cours des essais), nous ont permis d'établir une relation entre le rapport S_r/So ($DCO_{s,r}/DCO_{s,o}$) en fonction du rapport So/Xo , ce dernier paramètre variant de 0,15 à 2,17 (fig. 2). Lorsque So/Xo augmente de 0,15 à 0,82, le rapport $DCO_{s,r}/DCO_{s,o}$ diminue de 32 % à 8 %. Au delà de $So/Xo = 0,82$ et jusqu'à 2,17, le rapport $DCO_{s,r}/DCO_{s,o}$ reste constant.

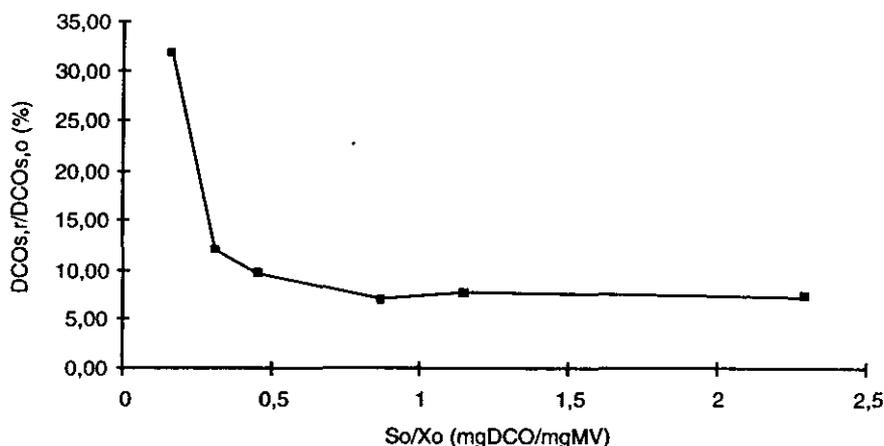


Figure 2 Evolution du rapport $DCO_{s,r}/DCO_{s,o}$ en fonction de So/Xo .
Evolution of the $COD_{s,r}/COD_{s,o}$ ratio versus So/Xo .

Nos observations divergent partiellement de celles de CHUDOBA (1985a, b) pour qui lorsque So/Xo augmente de 1 à 100 (en diminuant Xo) la fraction de DCO résiduelle ($DCO_{s,r}/DCO_{s,o}$) augmente. Nos fortes valeurs de fraction résiduelle (10 à 30 % plus élevées que celles de GAFFNEY et HEUKELEKIAN, 1961) s'expliquent par la forte quantité de biomasse introduite dans nos essais et par la présence de polymères organiques peu biodégradables provenant du stockage préalable des boues.

Afin de tenter d'apprécier l'influence sur la cinétique de biodégradation de la fraction de DCO relarguée par la boue (S_b) au début des tests de biodégradation, deux groupes de 2 essais ont été conduits à So/Xo constant mais S_b/So variable (fig. 3 et 4). Dans tous ces essais, la fraction relarguée par les boues (S_b/So)

était relativement importante de 29 % à 46 % résultant du stockage des boues plusieurs heures avant leur utilisation (cf. matériel et méthodes) et d'une possible diminution de la fraction active de la biomasse. Dans ces essais, pour deux boues activées différentes (fig. 3) ou pour deux boues activées issues d'une même station (fig. 4), la fonction sigmoïde représente le meilleur ajustement des points mesurés lorsque S_b/S_0 est le plus élevé tandis que la fonction d'ordre 1 est obtenue avec S_b/S_0 plus faible.

Tableau 2 Valeurs de S_b/S_0 en fonction de S_0/X_0 pour les manipulations des figures 1 et 2.

Table 2 Values of S_b/S_0 versus values of S_0/X_0 for the experimentations of figures 1 and 2.

S_0/X_0 (mg DCO/mg MV)	S_b/S_0 (%)
0,15	34
0,29	18
0,44	12
0,82	6
1,09	5
2,17	2

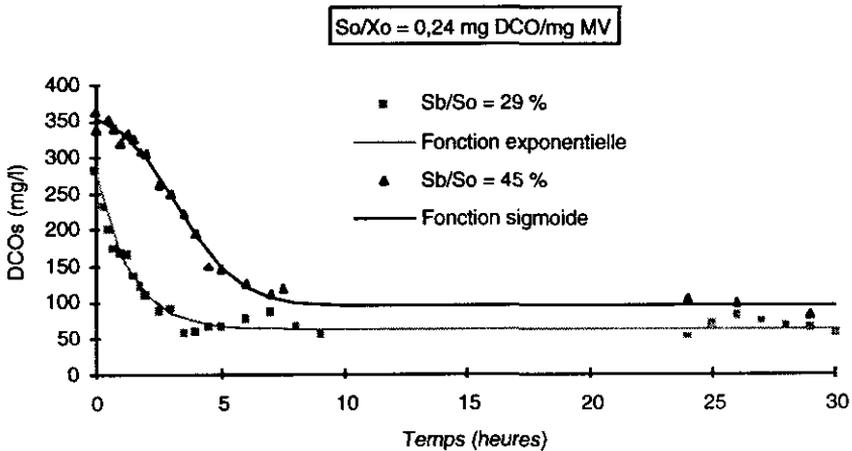


Figure 3 Dégradation de la DCOs de l'effluent synthétique en contact avec deux boues activées d'origines différentes.

Degradation of the synthetic influent in contact with two different sludges.

Au delà d'une valeur critique de S_b/S_o qui se situe entre 40 % et 46 %, les profils de dégradation de la $DCO_{s,o}$ sont du type sigmoïde et la DCO résiduelle plus élevée. Ces résultats pourraient s'expliquer par la faible biodégradabilité des molécules ou des polymères amenés par l'inoculum vieilli pendant 24 h au laboratoire (HEJZLAR et CHUDOBA, 1986 a, b) ou par la faible activité de certaines biomasses du fait de leur stockage de 24 h au laboratoire nécessitant une adaptation préalable ou enfin par l'effet inhibiteur de ces polymères sur la biodégradation de la matière organique soluble (HEJZLAR et CHUDOBA, 1986 a, b).

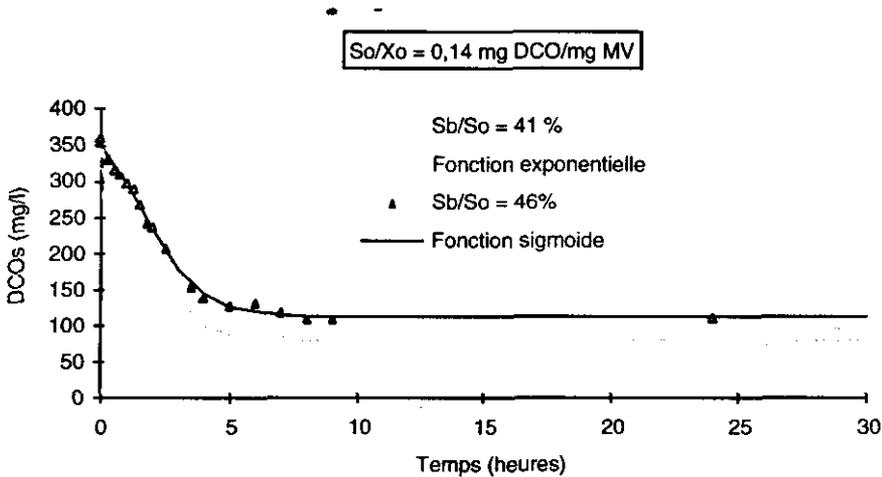


Figure 4 Dégradation de la DCO_s de l'effluent synthétique en contact avec deux boues activées de la même station.

Synthetic influent degradation, in contact with two sludges originating from the same plant

Tableau 3 Coefficient de corrélation (r^2) de la fonction d'ordre 0 en fonction du temps.

Table 3 Correlation coefficient (r^2) of the zero order function versus time.

Période	r^2
0 - 1 h	0,94
0 - 2 h	0,88
0 - 3 h	0,88
0 - 4 h	0,92
0 - 5 h	0,94
0 - 9 h	0,97

Le coefficient de corrélation (r^2) de la fonction d'ordre 1/S est de 0,97 (0 - 30 h).

La figure 5, obtenue après 28 essais mettant en œuvre 6 boues d'origine différente, montre la relation entre la DCO résiduelle à la fin de l'essai (S_r) en fonction de la DCO relarguée initialement par les boues (S_b). Lorsque la DCO relarguée par les boues augmente, selon les essais de 20 à 280 mg/l, la DCO résiduelle augmente de 30 à 180 mg/l. Le coefficient de corrélation linéaire entre ces deux paramètres (r^2) est de 0,76.

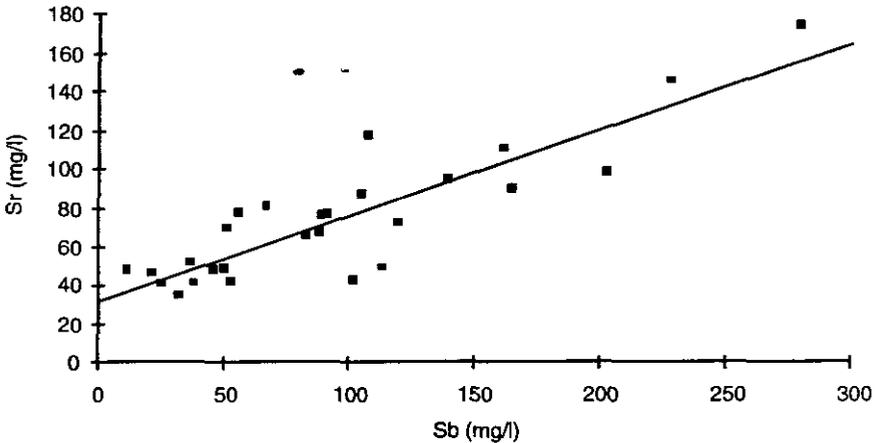


Figure 5 Valeurs de S_b (DCO relarguée par stockage préalable des boues à 4 °C) et de S_r (DCO résiduelle après essai de biodégradation en batch) mesurées au cours de 28 essais.

S_b (COD generated by the prior sludge storage at 4°C) and S_r (residual COD after biodegradation batch experiment) values measured during 28 experiments.

4 – CONCLUSION

Cette étude a été menée dans des conditions de système batch avec un rapport S_o/X_o variant de 0,15 à 2,17 (mg DCO/mg MV) correspondant à des valeurs de demande chimique en oxygène soluble (DCOs) et à des concentrations en matières volatiles MV rencontrées sur les stations d'épuration d'eaux résiduaires urbaines (DCOs = 300 à 2170 mg/l et MV = 0,6 à 2,5 g/l). Les valeurs des rapports S_o/X_o sont de ce fait plus faibles que celles existant dans la littérature.

Cette étude a permis de mettre en évidence l'influence du rapport S_o/X_o sur la cinétique de dégradation de la matière organique soluble et a montré que pour un même type de boue ($X_o = 0,94$ g MV/l et C_m de la station d'origine = 0,5 à 1 kg DBO5/kg MV. j), il existe une frontière comprise entre $S_o/X_o = 0,44$ et $S_o/X_o = 0,87$ en deçà de laquelle la réaction de dégradation de la DCOs est immédiate et du premier ordre par rapport au substrat et au delà de laquelle la cinétique de dégradation s'ajuste au modèle sigmoïde.

Nos essais ont montré également que le type de fonction cinétique de dégradation (sigmoïde ou ordre 1) semble être contrôlé non seulement par le paramètre S_0/X_0 mais aussi par le paramètre S_b/S_0 , proportion de DCO amenée par l'inoculum au début des essais.

Ainsi, la fonction d'ordre 1 est obtenue pour des valeurs de S_b/S_0 faibles et il semblerait qu'au delà d'une valeur critique de S_b/S_0 située autour de 41 à 46 %, les profils de dégradation soient du type sigmoïde et la DCO résiduelle soit plus élevée. Ceci s'expliquerait par la faible biodégradabilité des molécules ou polymères amenés par les boues vieilles pendant 24 h au laboratoire ou par la faible activité de certaines biomasses du fait de leur stockage de 24 h au laboratoire ou enfin par l'effet inhibiteur de ces polymères sur la biodégradation de la matière organique. Rappelons que les essais rapportés ici ont été effectués dans des conditions statiques (système batch) et avec un substrat synthétique, c'est pourquoi la transcription directe des résultats, à un système dynamique (station d'épuration) reste à démontrer.

REMERCIEMENTS

La présente étude s'inscrit dans le cadre d'un projet appelé « Grand Programme Qualité Epuration des Eaux » financé en partie par le Ministère de la Recherche et de l'Enseignement Supérieur et par le Ministère de l'Environnement et auquel sont associés le CEMAGREF, l'IFREMER, la Générale des Eaux et la Lyonnaise des Eaux.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- CECH J.S., CHUDOBA J., 1983. Influence of accumulation capacity of activated sludge microorganisms on kinetics of glucose removal. *Wat. Res.*, 17, (6) : 659-666.
- CHUDOBA J., 1985a. Inhibitory effect of refractory organic compounds produced by activated sludge microorganisms on microbial activity and flocculation. *Wat. Res.*, 19 (2) : 197-200.
- CHUDOBA J., 1985b. Quantitative estimation in COD units of refractory organic compounds produced by activated sludge microorganisms. *Wat. Res.*, 19 (1) : 37-43.
- CHUDOBA P., CHANG J., CAPDEVILLE B., 1991. Synchronized division of activated sludge microorganisms. *Wat. Res.*, 25 (7) : 817-822.
- CHUDOBA P., CAPDEVILLE B., CHUDOBA J., 1992. Explanation of biological meaning of the S_0/X_0 ratio in batch cultivation. *Wat. Sci. Tech.*, 26, (3-4) : 743-752.
- GAFFNEY P.E., HEUKELEKIAN H., 1961. Biochemical oxidation of the lower fat acids. *J. Water. Poll. Control Fed.*, (11) : 1169-1184.
- GRAU P., DOHANYOS M., CHUDOBA J., 1975. Kinetics of multicomponent substrate removal by activated sludge. *Wat. Res.*, (9) : 637-642.
- HEJZLAR J., CHUDOBA J., 1986 a. Microbial polymers in the aquatic environment - I - Production by activated sludge microorga-

- nisms under different conditions. *Wat. Res.*, 20, (10), 1209-1216
- HEJZLAR J., CHUDOBA J., 1986 b. Microbial polymers in the aquatic environment -II- Isolation from biologically non-purified and purified municipal waste water and analysis. *Wat. Res.*, 20 (10) : 1217 - 1221.
- PITTER P., CHUDOBA J., 1990. *Biodegradability of organic substances in the aquatic environment*. CRC Press 5, 14-18-Boca., Raton, Ann Arbor.
- SIMKINS S., ALEXANDER M., 1984. Models for mineralization kinetics with the variables of substrate concentration and population density. *Appl. Env. Microbiol.*, 47, (6) : 1299-1306.
- STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTE WATER, 1992. 18th edit., Greenberg, A.E., Clesceri, L.S., Eaton A.D. (American Publ. Health Ass.)