

The Influence of Temperature on the Removal of Biodegradable Organic Carbon

Influence de la température sur l'élimination du carbone organique biodégradable

B. Welté et A. Montiel

Volume 9, numéro 2, 1996

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/705247ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/705247ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

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

ISSN

0992-7158 (imprimé)

1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Welté, B. & Montiel, A. (1996). The Influence of Temperature on the Removal of Biodegradable Organic Carbon. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 9(2), 163–187. <https://doi.org/10.7202/705247ar>

Résumé de l'article

Le suivi du carbone organique dissous (COD) et de sa fraction biodégradable (COBD) a été effectué à différentes températures comprises entre 5 à 15°C sur une chaîne de traitement d'eau de consommation comportant plusieurs étapes biologiques. L'influence de la température de l'eau brute est particulièrement importante pour les étapes biologiques telles que la filtration lente sur sable (FLS) et la filtration sur charbon actif en grains (CAG).

L'efficacité de la filtration lente est très bonne à 15°C avec une élimination de 76 % du COBD. À cette température, néanmoins, la concentration en COBD de l'eau issue des filtres lents est supérieure à celle observée à des températures inférieures. L'activité biologique des filtres lents produit du COBD. À la température de 5°C, l'élimination du COBD sur les filtres lents n'est que de 20 %. Il semble que l'optimum de température pour une efficacité optimale soit de 10°C.

Les résultats obtenus sur le charbon actif en grains sont très différents: à 8°C, l'élimination du COBD est de 35 %, alors que nous avons observé un maximum d'élimination de 55 % de COBD sur les filtres à charbon à une température de 9°C. L'efficacité de la filtration lente sur sable pour l'élimination du COBD semble supérieure à celle des filtres à CAG à des températures supérieures à 10°C. Pendant l'étape d'ozonation, une augmentation du carbone organique biodégradable a été observée. Cette hausse est fonction de la température et de la dose d'ozone appliquée. Quatre fractions du carbone organique biodégradable de l'eau ozonée ont été différenciées: le COBD libéré par l'activité biologique des filtres lents, le COBD particulaire redissous, le COBD attribuable à l'attaque du COD réfractaire par l'ozone et le bruit de fond du COBD libéré des filtres lents, constant quelle que soit la température.

Une augmentation du COBD libéré par l'activité biologique des filtres lents a été notée, ainsi qu'une augmentation du COBD particulaire redissous avec la hausse de la température. Par contre, une diminution du COBD provenant de l'attaque du COD réfractaire a été observée avec l'augmentation de la température.

The influence of temperature on the removal of biodegradable organic carbon*

Influence de la température sur l'élimination du carbone organique biodégradable

B. WELTÉ, A. MONTIEL¹

Reçu le 21 octobre 1994, accepté le 20 novembre 1995**.

SUMMARY

A study of the removal of dissolved organic carbon (DOC) and biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) has been performed in a water treatment plant where several biological steps are involved. The influence of the temperature of the raw water has been studied. The behaviour of slow sand filtration (SSF) differs from that of granular activated carbon (GAC) filtration : in the case of slow sand filtration, optimum efficiency is obtained at a temperature above or equal to 15°C, whereas optimum efficiency for GAC is obtained starting from a temperature of 10°C. Slow sand filtration seems to be more efficient in BDOC removal where high temperatures are present. For low temperatures, efficiency of the two methods is comparable. For medium temperatures (10°C), GAC seems to be more efficient.

Key words : *treatment, drinking water, BDOC, temperature, slow sand filtration, granular activated carbon*

RÉSUMÉ

Le suivi du carbone organique dissous (COD) et de sa fraction biodégradable (CODB) a été effectué à différentes températures allant de 5 à 15 °C sur une chaîne de traitement comportant plusieurs étapes biologiques. L'influence de la température de l'eau brute est particulièrement importante pour les étapes biologiques telles que la filtration lente et la filtration sur charbon actif en grains.

L'efficacité de la filtration lente est très bonne à 15 °C avec une élimination de 76 % du CODB. A cette température, néanmoins, la concentration en CODB

1. SAGEP, Eau de Paris, 9 rue Schoelcher, 75675 Paris, France.

* Communication présentée au Colloque International sur la « Matière Organique Biodégradable » Ecole Polytechnique de Montréal, juin 1994.

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

de l'eau issue des filtres lents est supérieure à celle observée à des températures inférieures. L'activité biologique des filtres lents produit du CODB. A la température de 5 °C, l'élimination du CODB sur les filtres lents n'est que de 20 %. Il semble que l'optimum de température pour une efficacité optimale soit de 10 °C.

Les résultats sur le charbon actif en grains sont très différents : à 8 °C, l'élimination du CODB est de 35 %, mais nous avons observé un maximum d'élimination de 55 % de CODB sur les filtres à charbon et ceci à une température de 9 °C. L'efficacité de la filtration lente pour l'élimination du CODB semble supérieure à celle des filtres à CAG à des températures supérieures à 10 °C. Pendant l'étape d'ozonation, nous avons toujours observé une augmentation du carbone organique biodégradable. Cette augmentation dépend de la température et de la dose d'ozone appliquée. Nous avons pu différencier 4 fractions dans le carbone organique biodégradable de l'eau ozonée : le CODB relargué par l'activité biologique des filtres lents, le CODB particulaire redissous, le CODB dû à l'attaque du COD réfractaire par l'ozone et le bruit de fond de CODB relargué des filtres lents, constant quelle que soit la température.

Nous avons observé une augmentation du CODB relargué par l'activité biologique des filtres lents ainsi qu'une augmentation du CODB particulaire redissous avec la température. Par contre, nous avons observé une diminution du CODB dû à l'attaque du COD réfractaire avec la température.

Mots clés: traitement, eau potable, CODB, température, filtration lente sur sable, charbon actif en grains.

GLOSSARY

- TOC : Total organic carbon
- DOC : Dissolved organic Carbon
- BDOC : Biodegradable Dissolved Organic Carbon
- RDOC : Refractory Dissolved Organic Carbon
- UV: Ultraviolet absorbance at 254 nm
- SSF : Slow Sand Filtration
- GAC : Granular Activated Carbon
- RW : Raw Water
- PW : Pretreated Water
- SSFW : Slow Sand Filtered Water
- OW : Ozonated Water
- GACW : GAC Filtered Water

Cet article, d'auteurs francophones, soumis en anglais est publié dans cette version, accompagné de sa traduction en français, selon les règles de la Revue des Sciences de l'Eau/Journal of Water Science. Les textes anglais d'auteurs non francophones sont acceptés dans une certaine proportion s'ils sont précédés d'un résumé français de 1 000 mots.

1 – INTRODUCTION

Assimilable or biodegradable organic carbon is an essential parameter which must be taken into account when one considers the degradation of water in distribution networks.

KAPLAN *et al.* (1992), CAPELLIER *et al.* (1992) and LEVI *et al.* (1992) have demonstrated that biodegradable organic carbon (BDOC) decreases when the residence time in the distribution network increases. RICE *et al.* (1991), HUCK (1990), LAURENT *et al.* (1993) and GIBBS *et al.* (1993) have established that there is correlation between BDOC levels and bacterial aftergrowth in distribution networks.

According to VAN DER KOOIJ (1992), there exists a maximum biodegradable (BDOC) or assimilable (AOC) dissolved organic carbon concentration for water entering the distribution network and this level must not be exceeded if bacterial aftergrowth is to be avoided. This has been confirmed in studies performed by SERVAIS *et al.* (1992) and HAMBSCH *et al.* (1992). Bacterial aftergrowth can lead to taste and odour problems and also accelerates corrosion.

During the renovation of its Ivry plant, Société Anonyme de Gestion des Eaux de Paris's (SAGEP) criteria were the production of water not only of an excellent quality (removal of all micropollutants and micro-organisms such as *Giardia* and *Cryptosporidium*) but also biologically very stable.

MERLET *et al.* (1992) and LAFRANCE *et al.* (1992) have shown that there is good correlation between chlorine use and biodegradable organic carbon content. At the Ivry plant, the biological stability of water has been ensured with the successive biological treatment stages selected (contact bioflocculation, slow sand filtration granular activated carbon filtration). Thus, the chlorine demand of the water leaving Ivry plant is very low (0.2 mg/l) and the performance of this plant in the removal of biodegradable organic carbon has already been presented (BONNET *et al.*, 1991; BONNET *et al.*, 1992b; WELTÉ *et al.*, 1992).

The aim of this study was to investigate the efficiency of an essentially biological treatment chain in the removal of BDOC according to water temperature and in particular where sudden changes in temperature occur. It was possible to study one period only : the transition from summer to autumn.

2 – MATERIALS AND METHODS

This study was performed on the treatment chain at the Ivry treatment plant which supplies about 30% of drinking water to the city of Paris. The production capacity of this plant is 300 000 m³/day and its treatment network as described by MONTIEL *et al.* (1989) and BARBIER *et al.* (1992) is essentially biological. The treatment chain is shown in figure 1.

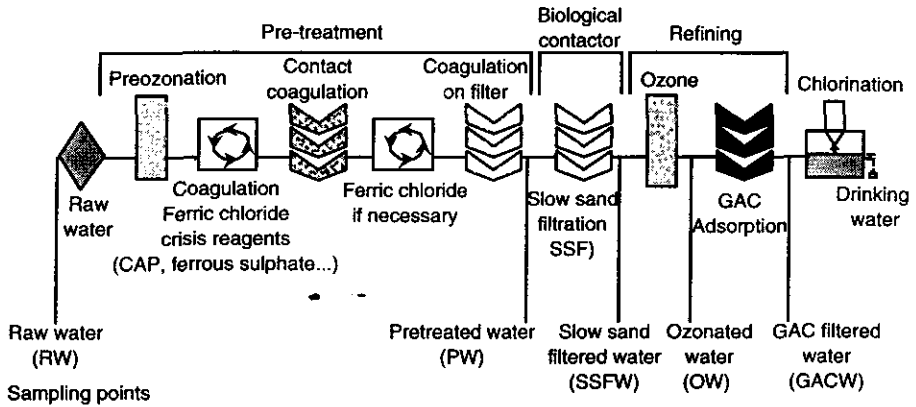


Figure 1 *Ivry water treatment plant.*
Filière de traitement d'Ivry.

The characteristics of each step are :

- Pre-ozonation in summer (0.25 mg of O_3 /mg of TOC [total organic carbon]). This step allows a better removal of algae and is carried out from May to September.

- Contact coagulation – bioflocculation on expanded clay (Biolite, Effective Size = 2.7 mm)

Coagulant used : ferric chloride at a dose of 5 – 10 g/m³ FeCl₃

Filtration rate = 8 – 10 m/hour

Height of material : 1 m

Crisis reagents can be used (powdered activated carbon, ferrous sulphate...) in this step.

- Coagulation on sand filter (Effective Size = 0.9 mm)

Filtration rate = 6 – 8 m/hour.

Height of material : 1 m

- Slow sand filtration (Effective Size = 0.6 mm). The size of the sand is relatively large for slow sand filtration but it reflects the different pretreatments.

Filtration rate = 0.2 – 0.4 m/hour

Height of sand : 0.7 m

Empty bed contact time (EBCT) : 6 – 10 hours

- Ozonation :

Ozone treatment dose is varied in order to have a constant residual of 0.4 mg/l where contact time is 10 minutes (real contact time : 4 minutes). This ensures virucidal conditions.

Ozone is produced from liquid oxygen.

- Granular activated carbon (GAC) filtration

Double layer of carbon : 0.6 m of microporous carbon + 0.4 m of macroporous carbon

Filtration rate : 6 – 12 m/h – Empty bed contact time (EBCT) : 5 to 10 mn

– Disinfection with sodium hypochlorite

Disinfection conditions : residual level of 0.5 mg/l following a contact time of 30 minutes.

2.1 Determination of total organic carbon (TOC), dissolved organic carbon (DOC) and biodegradable dissolved organic carbon (BDOC)

– Total organic carbon (TOC) has been measured using a DC80 Dohrmann analyser and this measurement involves the use of U.V. oxidation with persulphate followed by infra-red detection of the CO₂ formed.

– Dissolved organic carbon (DOC) has been measured following filtration of the sample across a polycarbonate membrane with 0.45 µm porosity. Membranes are rinsed and washed with 50 to 100 ml of distilled water before filtration.

– Biodegradable organic carbon (BDOC) was determined according to the AFNOR NF T 90 319 (official French method) method which is based on the Joret-Levi method (JORET *et al.*, 1988) : the sand used in these tests was sampled from biological filters. It was thoroughly washed with tap water then ground water. When the DOC level in effluent water was close to that of ground water, it was considered that the sand had been sufficiently rinsed.

The DOC levels before addition of sand and just after addition of sand were measured (DOC₀). If the DOC content just after addition of sand was much higher than that before addition of sand (a difference greater than 0.2 mg/l), the sand was washed again. Following contact with the sand inoculum, the DOC content was measured each day. The experiment was stopped once a minimum DOC level had been reached (DOC_m) and this level was taken to be that of refractory carbon (RDOC). The biodegradable organic carbon content was calculated using the formula : BDOC = DOC₀ - DOC_m. Assays were made in triplicate.

All glassware used was thoroughly washed in a sulphochromic mixture, rinsed in tap water then distilled water before being heated for 4 hours in an oven maintained at a temperature of 550°C.

2.2 Determination of UV absorbance

The UV 254 absorbance was measured using a UV visible spectrometer with a 1 cm quartz cell. The spectrophotometer was set at zero absorbance using filtered, distilled and deionized water sample.

2.3 Study design

Samples were collected from September to December at various stages in the treatment :

- raw water (RW)
- coagulated and rapid filtered water (following the first 2 stages of filtration which constitute "pre-treatment of water") (PW)
- slow sand filtered water (SSFW)
- ozonated water (OW)
- GAC filtered water (GACW)

Three temperatures were studied : 15°C, 9°C and 6°C.

During this study, ferric chloride dosage used in the pretreatment was constant (5 ppm). The rate of filtration on slow sand filters was the same (0.3 m/d) for the 3 periods studied as was the rate of GAC filtration (6 m/h).

3 - RESULTS

Accuracy and detection limit of DOC and BDOC

We have tried to determine the accuracy of the BDOC determinations. First, we have to know the accuracy of determining DOC because BDOC is obtained by difference between two values of DOC. Replicate measurements (25) were made on the same sample of sodium acetate (1 mg/l C). This yielded the accuracy and the reproductibility estimates that are presented in table 1.

Table 1 Precision and sensitivity of determination of DOC and BDOC ($n = 25$) as determined for a synthetic solution of sodium acetate.

Tableau 1 Précision et sensibilité de la méthode de dosage du COD et du COBD.

	Average	Standard deviation (σ)	Detection
DOC (mg/l)	1.07	0.05	0.1
BDOC (mg/l)	-	0.1	0.1

All the results of DOC will be given with a precision of ± 0.05 mg/l. For BDOC, we have estimated the precision to be ± 0.1 mg/l on the mean of three replicates. The detection limit for DOC is considered to be 0.1 mg/l (2σ) with a level of confidence of 0.05 mg/l. For BDOC, which is the difference of two values of DOC, we consider we have the same detection limit of 0.1 mg/l with an accuracy of 0.1 mg/l.

3.2. Water quality

The mean water characteristics at each stage in treatment are shown in table 2. In September, at a temperature of 15°C, preozonation was applied.

It can be seen that the quality of water (conductivity, oxidizability, TOC) varies and this is particularly true in the case of raw water. The difference is particularly important between 15°C and 9°C at the transition period (Summer to Autumn). The efficiency of the treatment chain is proven by the results shown in this Table for the usual physical and chemical parameters.

Table 3 shows the various TOC, DOC, BDOC and RDOC values according to the temperature of the raw water. A positive linear correlation between BDOC and the Seine river temperature water exists as shown in Figure 3 with a correlation

Table 2 Characteristics of the Seine water during the study.

Tableau 2 Caractéristiques de l'eau de Seine durant la période d'étude aux différentes étapes de traitement.

	Raw water			Pretreated water			Slow sand filtered water			Ozonated water			GAC filtered water		
	6°C	9°C	15°C	6°C	9°C	15°C	6°C	9°C	15°C	6°C	9°C	15°C	6°C	9°C	15°C
Turbidity (NTU)	14	30	34	0.40	0.35	0.37	0.14	0.12	0.16				0.08	0.09	0.07
pH (u. pH)	8.01	8.10	8.03	7.84	7.76	7.76	7.84	7.77	7.72				7.82	7.73	7.72
Conductivity ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	445	445	375	460	441	385	459	435	384				461	438	384
Oxidizability KMnO_4 (mg/l O_2)	4.0	3.65	3.80	3.50	3.06	3.75	2.90	2.85	2.70				2.00	2.00	2.10
TOC (mg/l)	2.40	4.50	2.95	1.92	2.60	3.00	1.83	2.50	1.75				1.84	2.10	1.70
O_3 applied treatment (mg/l)											1.05	2.10	0.85		
Residual ozone (mg/l)											0.40	0.40	0.45		
UV absorption (cm^{-1})	0.078	0.157	0.378	0.044	0.077	0.036	0.039	0.067	0.031				0.019	0.034	0.010

coefficient of 0.9988. The high BDOC values recorded at a temperature of 15°C reflect the fact that the period in question was late summer (September) and that during this period, the growth of algae released byproducts from their metabolism. These compounds are very biodegradable. BONNET *et al.* (1992a) noted in a previous study that particularly high levels of BDOC were present during periods during which high levels of algae were also present. The UV/DOC ratio shows the reactivity of organic matter and yields information about its nature. In this case, the UV/DOC ratio shows a high percentage at 15°C, meaning the presence of compounds released by algae.

We observed a high concentration of TOC at a temperature of 9°C. This concentration can be explained by the rainy period in November when organic matter in the river comes from the leaching of the earth and consists essentially of humic acids. These compounds are more refractory, which explains the lowest percentage of BDOC to DOC at this temperature (*fig. 2*).

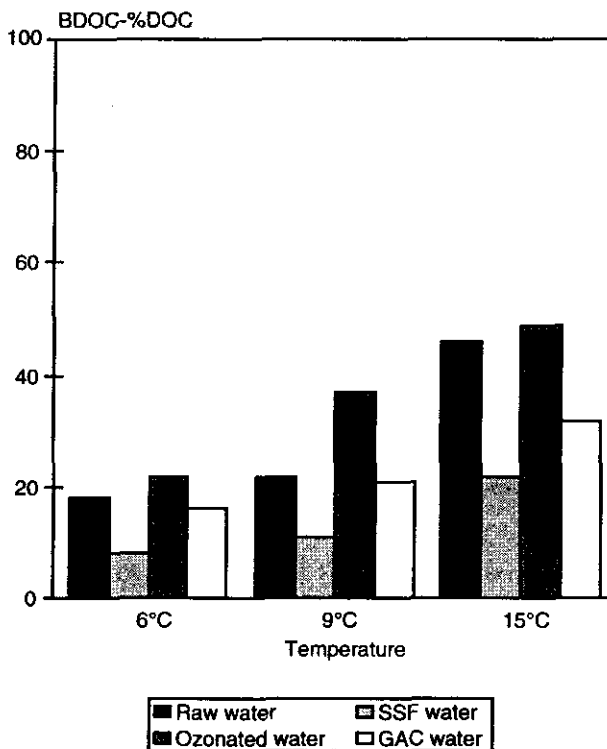


Figure 2 Evolution of the BDOC as a percentage of DOC at various stages of the treatment process, as related to temperature.

Influence de la température sur l'évolution du CODB exprimé en pourcentage du COD à différentes étapes du traitement.

Table 3 Average values of TOC, DOC, BDOC and RDOC in raw water relating to water temperature.

Tableau 3 Valeurs moyennes du COT, COD, CODB et CODR dans l'eau brute en fonction de la température.

Température	6°C	9°C	15°C
TOC (mg/l)	2.40 (± 0.05)	4.50 (± 0.05)	2.95 (± 0.05)
DOC (mg/l)	2.40 (± 0.05)	3.10 (± 0.05)	2.95 (± 0.05)
BDOC (mg/l)	0.40 (± 0.1)	0.70 (± 0.1)	1.35 (± 0.1)
RDOC (mg/l)	1.95 (± 0.1)	2.40 (± 0.1)	1.60 (± 0.1)
% $\frac{\text{BDOC}}{\text{DOC}}$	18	12	46
% $\frac{\text{BDOC}}{\text{TOC}}$	18	15	46
UVIDOC	0.032	0.053	0.128

3.2 Removal of BDOC along the treatment chain

Table 4 shows all the results obtained concerning the treatment network under differing temperature conditions.

3.3 Pretreatment

Removal of DOC is around 20% and is of the same order as what has been published by BONNET *et al.* (1992b). The ratio of BDOC to DOC is only 11% which means that this pretreatment is efficient to remove these compounds.

At the temperature of 15°C, we observe an increase of BDOC compared to the BDOC in raw water, as DOC stays stable. This comes from the step of preozonation which was efficient at that time. This step produces a lysis of algae giving biodegradable compounds. At that time, the water quality was the same as at the other temperatures (ammonia, nitrates, phosphates). But, we observed, in the raw water, an important algal bloom (20,000 algae/ml). Preozonation allows a better removal of compounds which can absorb UV but the great increase of BDOC produces a very low ratio of UV/BDOC.

During the pretreatment, BDOC removal is constant at a temperature under 10°C (55% removal). However, at a temperature of 15°C, pre-ozonation was functioning in the plant and it was seen that DOC became stable while BDOC increased; this led us to consider the possibility of the presence of biodegradable matter (lysis of algae) due to the action of ozone during pre-oxidation. The influence of temperature is then observed only during biological stages.

Table 4 Values of DOC, BDOC and RDOC for the 3 sets of samples on the treatment line.

Tableau 4 Evolution du COD, COBD et CODR pour les 3 températures sur la chaîne de traitement.

	6°C						9°C						15°C					
	TOC	DOC	BDOC	RDOC	UV/DOC	UV/BDOC	TOC	DOC	BDOC	RDOC	UV/DOC	UV/BDOC	TOC	DOC	BDOC	RDOC	UV/DOC	UV/BDOC
Raw water	2.40	2.40	0.40	2.00	0.032	0.19	4.50	3.15	0.70	2.45	0.053	0.24	2.95	2.95	1.35	1.60	0.128	0.28
Prefiltered water	1.90	1.90	0.19	1.70	0.023	0.23	2.60	2.60	0.30	2.30	0.030	0.26	3.00	3.00	1.55	1.45	0.012	0.023
Slow sand filtered water	1.80	1.80	0.15	1.65	0.022	0.26	2.50	2.45	0.25	2.20	0.027	0.27	1.75	1.75	0.35	1.35	0.018	0.088
Ozonated water		1.85	0.40	1.45	-	-	-	2.85	1.05	1.80	-	-	-	2.30	1.10	1.15	-	-
GAC filtered water	1.85	1.70	0.25	1.45	0.011	0.076	2.10	2.10	0.45	1.65	0.016	0.075	1.70	1.70	0.55	1.15	0.007	0.022

3.4 Slow sand filtration

Table 5 Removal of BDOC and DOC (percent) after slow sand filtration and GAC filtration.

Tableau 5 Élimination du CODB et du COD sur les filtres lents et les filtres à charbon actif en grains

	6°C		9°C		15°C	
	BDOC	DOC	BDOC	DOC	BDOC	DOC
Slow sand filtration	21	4.7	19	6.1	76	42
GAC after ozonation	34	7	56	25	51	26

The results shown in table 5 show the evolution of DOC and BDOC content after slow sand filtration : for temperatures under 9°C, BDOC removal by slow sand filters is low (20%). However, BDOC levels are very low (0.15 – 0.20 mg/l) in a slow sand filtered water. At these temperatures, removal of DOC is only 5 to 10% but the ratio of BDOC to DOC is very low (5%). It seems that at these temperatures, the UV/DOC ratio in the water flowing out of slow sand filters is constant. Thus, the removal of organic compounds on slow sand filtration may involve adsorption.

Conversely, at a temperature of about 15°C, BDOC removal is much higher (75%) and DOC removal is also high. This confirms findings of previous studies indicating that pre-ozonation has a synergetic action – the efficiency of slow sand filtration is greater where a pre-ozonation stage is present. Preferential removal of readily biodegradable organic matter occurs.

However, given the intense biological activity occurring at this temperature, it is likely that re-release of other biodegradable substances occurs at the slow sand filter level; this would explain why BDOC levels are relatively higher following slow sand filtration at a temperature of 15°C. The compounds released do not absorb UV light and we can speculate that they are easily biodegradable. The ratio BDOC/DOC (*fig. 2*), as the UV/DOC and UV/BDOC ratios (*tabl. 5*), is lower than in the previous steps, showing efficient biodegradation on slow sand filters. This process has been observed in the past (BONNET *et al.*, 1992b; WELTÉ *et al.*, 1992) and figure 3 demonstrates that there does exist a linear relationship between BDOC content of the slow sand filtered water and raw water temperature.

In any case, minimum removal of biodegradable carbon is at a level of about 20% and this occurs even at low temperatures.

Of course, removal increases with increasing temperature. Naturally, the removal at 15°C is a superposition of 3 phenomena : preozonation, biodegradation and adsorption. Other studies must be done to detect the optimum of temperature for maximum efficiency of slow sand filters.

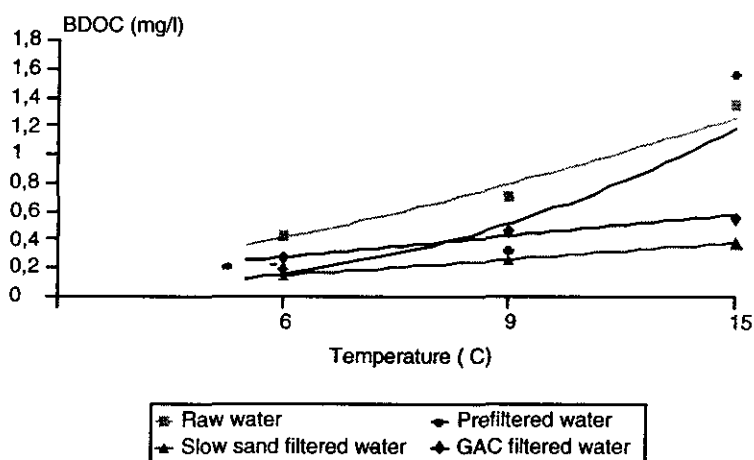


Figure 3 Evolution of BDOC according to the temperature at every step of treatment.

Evolution de la teneur en CODB des différentes eaux de la chaîne de traitement en fonction de la température.

3.5 Ozonation

The ozonation step induces a large increase in BDOC content and also markedly raises dissolved organic carbon levels from temperatures of 9°C upwards (tbl. 6). This was shown previously by JORET *et al.* (1988) and RIBAS *et al.* (1992).

Table 6 Evolution of DOC and BDOC during ozonation as related to temperature.

Tableau 6 Evolution du COD et du CODB pendant l'étape d'ozonation en fonction de la température.

	6°C	9°C	15°C
O ₃ treatment rate (mgO ₃ /mg DOC)	0.57	0.85	0.49
BDOC increase (mg/l)	0.26	0.80	0.75
DOC increase (mg/l)	0	0.39	0.56
% of BDOC variation	+ 1.7	+ 308	+ 200
% of DOC variation	0	+ 16	+ 32

We have tried to differentiate four fractions of BDOC in the ozonated water :

– Firstly, as we have said before, we have always a low level of BDOC after the slow sand filter, whatever the temperature. We will name this fraction the bac-

kground. In several previous studies (BONNET *et al.*, 1992b, WELTÉ *et al.*, 1992, MONTIEL *et al.*, 1989) we always found a minimum of 0.15 ± 0.1 mg/l BDOC, which corresponds to a slow biological activity.

– Secondly, we consider BDOC released by the biological activity of slow sand filters. We calculate the fraction of BDOC by difference between the BDOC of slow sand filtered water at 15°, 9°C and the BDOC in SSFW at 6°C.

– Thirdly, BDOC from particulate carbon which is dissolved by ozonation. We calculate this fraction as the difference between DOC of ozonated and slow sand filtered waters.

– Fourthly, BDOC from the transformation of refractory DOC to easier biodegradable compounds under the influence of ozone. The increase in BDOC depends on the ozone treatment dose (VOLK *et al.*, 1993). We can explain the equivalent increase of BDOC in the samples at 9° and 15°C. At 9°C, the ozone treatment dose is 0.85 mg O₃/mg DOC. At 15°C, we have only a dose of 0.49 mg O₃/mg DOC and so, we have more BDOC from the attack of refractory DOC at 9°C.

Table 7 shows different fractions of BDOC according to the temperature. We observe :

- an increase in BDOC released by slow sand filters with temperature;
- an increase in release of particulate carbon with the temperature.

Table 7 Evolution of different BDOC fractions after ozonation as related to temperature after ozonation.

Tableau 7 Evolution des différentes fractions de CODB de l'eau ozonée en fonction de la température.

	6°C		9°C		15°C	
	BDOC (mg/l)	% BDOC Total BDOC	BDOC (mg/l)	% BDOC Total BDOC	BDOC (mg/l)	% BDOC Total BDOC
BDOC released by slow sand filter	0	0	0.11	10	0.23	19
Particulate BDOC released to solution	0	0	0.39	37	0.56	47
Dissolved BDOC produced from refractory DOC by ozonation	0.26	63	0.41	39	0.26	22
Background noise	0.15	36	0.15	14	0.15	12
Total	0.41		1.06	0	1.20	0

3.6 GAC filtration

Figure 3 shows that there exists a linear relationship (as is the case for slow sand filtration) between BDOC in GAC filtered water and temperature.

Table 5 shows that where temperatures are equal to or higher than 9°C, BDOC removal is about 55%. However, observed DOC removal reaches a maximum of 25% while in previous studies (BONNET *et al.*, 1992a; WELTÉ *et al.*, 1992), we observed levels as high as 60%. This can be attributed to aging of the carbon. We did not observe BDOC removal reaching levels beyond 50% where activated carbon was used. This differs from the findings of BOUILLLOT *et al.* (1992) and LECHEVALLIER *et al.* (1992) who observed maximum removal levels of 70 – 80%. Nevertheless, we observe a good removal of compounds absorbing UV. The maximum removal is obtained for a temperature lower than those given by BOUILLLOT *et al.* (1992) (9°C rather than 18°C). This confirms the results of LECHEVALLIER *et al.* (1992) and LAFRANCE *et al.* (1992).

Today, at the Ivry plant, we have biological activated carbon. The efficiency of this step of treatment is good even at low temperatures : 55% BDOC removal at 9°C and 19% BDOC removal on slow sand filtration at the same temperature.

If we compare slow sand filtration and GAC filtration, which are two biological steps, we can see a parallelism between BDOC in the slow sand filtered water and in the GAC filtered water. The concentration of BDOC generated between slow sand filtration and GAC filtration remains constant whatever the temperature and the ozone treatment dose. This must be confirmed by studies involving other temperatures and other periods of temperature changes (particularly in Spring).

If we compare slow sand filtration and GAC filtration, slow sand filtration seems better to remove BDOC at high temperatures. This can be explained by a higher empty bed contact time (EBCT). In contrast, at colder temperatures, GAC filtration seems better. It is well known that GAC is a very good support for different bacteria. We see an increase in the BDOC/DOC ratio between slow sand filtration and GAC filtration, whatever the temperature.

The concentration of BDOC in GAC filtered water is always higher than in slow sand filters. We can consider that we have a background contribution of 0.25 mg/l C. The compounds responsible for BDOC do not increase chlorine demand of the water (*tabl. 8*). They do not absorb UV and we see a great difference in the UV/BDOC ratios of GAC filtered water in relation to temperature. But, at high temperature of the raw water, we have an increase in BDOC of GAC filtered water and it is important to monitor closely the water in the network during this period.

Table 8 Evolution of BDOC, BODC/DOC ratio and the chlorine demand after GAC as related to temperature.

Tableau 8 Evolution du CODB, du rapport CODB/COD et de la demande en chlore de l'eau filtrée sur CAG en fonction de la température.

	6°C	9°C	15°C
BDOC (mg/l)	0.27	0.46	0.55
$\frac{\text{BDOC ratio}}{\text{DOC}}$	0.16	0.21	0.32
Chlorine demand (mg Cl ₂ /L)	0.47	0.44	0.29

4 – CONCLUSION

This study has demonstrated the influence of temperature, particularly during a seasonal change, on the biodegradable organic carbon removal in a biological water treatment plant near Paris. In this plant, we have observed a total dissolved organic carbon removal of 28% at 6°C and 43% at 15°C. The efficiency of every treatment step is different according to the temperature. Slow sand filtration is very efficient for DOC removal. We have noticed very high removal rates (76%) at 15°C. But, at these temperatures, the biological activity is very important, inducing a rise of BDOC from slow sand filters. This study has to be confirmed for other temperatures in order to determine if there is an optimum temperature for BDOC removal.

Ozone always produces an increase in BDOC: either by attack of refractory compounds according to the applied ozone rate or by attack of particulate organic carbon and transformation into dissolved organic carbon. In accordance with temperature, the transformation of particulate carbon into biodegradable dissolved carbon increases with the temperature while the production of BDOC derived from refractory compounds seems to decrease in relation with temperature.

Naturally, the study has to be carried on with other seasonal and temperature changes corresponding to different water qualities. We have observed a efficiency parallelism between slow sand filtration and granular activated carbon filtration. Nevertheless, granular activated carbon has a lower removing efficiency than slow sand filtration at 15°C. But, at 5°C, GAC filtration is better for BDOC removal. It seems that efficiency optimum of GAC filters for BDOC reduction is at a temperature between 5 and 10°C. In every case, BDOC levels after GAC filtration are higher than the recommended levels to prevent bacterial post-proliferation. This study should be extended to other temperatures in order to confirm these results and check the correlation with temperature, in particular for the seasonal changes with waters of different quality.

REFERENCES

- BARBIER J.M., RICCI O., MONTIEL A., WELTÉ B., 1992. Paris improves its drinking water treatment plants. *Jivem*, 6, 2-12.
- BONNET M.C., WELTÉ B., MONTIEL A., 1992a. Elimination des précurseurs de composés organohalogénés et du CODB par coagulation de contact. *Environ. Technol. Lett.*, 13, 707-718.
- BONNET M.C., WELTÉ B., MONTIEL A., 1992b. Removal of biodegradable dissolved organic carbon in a water treatment plant. *Wat. Res.*, 26, 1673-1680.
- BONNET M.C., WELTÉ B., MONTIEL A., DORÉ M., 1991. Elimination du CODB par les procédés de traitement biologique sur les filières de production d'eau potable. *Environ. Technol. Lett.*, 12, 217-229.
- BOUJILLOT P., SERVAIS P., BILLEN G., LEVI Y., 1992. Elimination du CODB durant la filtration biologique sur CAG. *Rev. Sci. Eau*, 5, 33-49.
- CAPELLIER M., PICOCHÉ C., DEGUIN A., 1992. Devenir du CODB dans les réseaux de distribution. *Rev. Sci. Eau*, 5, 51-67.

- GIBBS R.M., CROLL B.T., SCUTT J.E., 1992. AOC and bacteria numbers in a water distribution system. *Wat. Sci. Technol.*, 27, 159-166.
- HAMBSCH B., WERNER P., FRIMMEL F.H., 1992. Bakterien vermehrungs-messungen in aufbereiteten Wässer verschiedener Herkunft. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, 20, 9-14.
- HUCK P., 1990. Measurements of BDOC and bacterial growth potential in drinking water. *Jawwa*, 82, 78-86.
- JORET J.C., LEVI Y., DUPIN T., GIBERT M., 1988. Rapid method of estimating bioeliminable organic carbon in water. *AWWA Annual Conference*, Orlando, FL.
- KAPLAN L.A., REASONER D.J., RICE E.W., BOTT T.L., 1992. A survey of assimilable organic carbon, biodegradable organic carbon and coliform growth response in US drinking waters. *Rev. Sci. Eau*, 5, 207-224.
- LAFFRANCE P., PREVOST M., DESJARDINS R., ARCOUETTE N., DUCHESNE D., 1992. La filtration sur charbon actif biologique pour relever le défi des normes de qualité de l'eau potable. *Symposium charbon actif* 13-14 septembre 1992 Rennes, 23-50.
- LAURENT P., SERVAIS P., RANDON G., 1993. Bacterial development in distribution networks - Study and modelling. *Proceedings congrès IWSA Berlin*, 1-12.
- LECHEVALLIER M.W., BECKER W.C., SCHORR P., LEEN R.G., 1992. Evaluating the performance of biologically active rapid filters. *Jawwa*, 136-146.
- LEVI Y., RANDON G., DONOJEAN L., DAGLIARDINI A., VAJENTE G., CHAMPSAUR H., 1992. Etude d'un réseau à très faible teneur en matière organique biodégradable : le réseau de la ville de Nice. *Rev. Sci. Eau*, 5, 225-245.
- MERLET N., PREVOST M., MERLET Y., COAILLIER J., 1992. Enlèvement de la matière organique dans les filtres CAB. *Revue des Sciences de l'Eau*, 5, 143-164.
- MONTIEL A., WELTÉ B., BARBIER J.M., 1989. Improvement of slow sand filtration. *Environ. Technol. Lett.*, 10, 29-40.
- Norme AFNOR T 90 319 : Evaluation en milieu aqueux du carbone organique biodégradable. Méthode par bactéries fixées.
- RIBAS F., FRIAS J., HUGUET J.M., LUCENA F., 1992. Monitoring of the BDOC in a water treatment plant with sand GAC filtration ozonation using a fixed biomass reactor. *AWWA/WQTC Toronto*.
- RICE E.W., SCARPINO P.V., REASONER D.J., LOGSDON G.S., WILD D.K., 1991. Correlation of coliform growth response with other water quality parameters. *Jawwa*, 83, 98-102.
- SERVAIS P., BILLEN G., LAURENT P., LEVI Y., RANDON G., 1992. *Studies of BDOC and bacterial dynamics in the drinking water distribution system of the Northern Parisian suburbs*. *Rev. Sci. Eau*, 5, 69-89.
- VAN DER KOOIJ D., 1992. Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth. *Jawwa fev 1992*, 57-65.
- VOLK L., RENNER C., ROCHE P., PAILLARD H., JORET J.C., 1993. Effects of ozone on the production of BDOC during water treatment. *Ozone Science and Engineering*, 15, 389-404.
- WELTÉ B., MONTIEL A., 1992. Elimination du CODB par une combinaison de traitements biologiques dont la filtration lente dans une filière d'eau potable. *Rev. Sci. Eau*, 5, 165-176.

The following article, submitted in English by francophone authors, is published both in the original language and in French translation, according to the publication policy of the Journal of Water Science/Revue des Sciences de l'Eau. Manuscripts in English from non-francophone authors are published in the original language only, preceded by an extended abstract (1000 words) in French.

Les figures et tableaux de cet article sont présentés dans la version anglaise p. 163-178.

GLOSSAIRE

COT	Carbone organique total
COD	Carbone organique dissous
COA	Carbone organique dissous assimilable
CODB	Carbone organique dissous biodégradable
CODR	Carbone organique dissous réfractaire
UV	Absorbance Ultraviolet à 254 nm
FLS	Filtration lente sur sable
CAG	Charbon actif en grains
EB	Eau brute
EP	Eau pré-traitée
EFLS	Eau traitée par filtration lente sur sable
EO	Eau ozonée
ECAG	Eau traitée par filtration sur charbon actif en grains

1 - INTRODUCTION

Le carbone organique biodégradable ou assimilable est un paramètre essentiel dont il faut tenir compte lorsque l'on considère la dégradation de l'eau dans les réseaux de distribution.

KAPLAN *et al.* (1992), CAPELLIER *et al.* (1992) et LEVI *et al.* (1992) ont démontré que le carbone organique dissous biodégradable (CODB) diminue lorsque le temps de séjour dans les réseaux de distribution s'accroît. RICE *et al.* (1991), HUCK (1990), LAURENT *et al.* (1993) et GIBBS *et al.* (1993) ont établi une corrélation entre les niveaux de CODB et la recroissance bactérienne dans les réseaux de distribution.

Selon VAN DER KOOIJ (1992), il existe une concentration maximale de carbone organique dissous biodégradable (CODB) ou assimilable pour l'eau entrant dans le réseau de distribution qui ne doit pas être dépassée afin d'éviter la croissance bactérienne ultérieure. Cela a été confirmé par les études réalisées par SERVAIS *et al.* (1992) et HAMBSCHE *et al.* (1992). La recroissance bactérienne peut causer

des problèmes de goûts et d'odeurs de même qu'une accélération du processus de corrosion.

Durant la rénovation de l'usine Ivry, les critères de la Société Anonyme de Gestion des Eaux de Paris (SAGEP) étaient la production d'une eau non seulement d'une qualité excellente (élimination de tous micropolluants et micro-organismes tels que *Giardia* et *Cryptosporidium*) mais aussi biologiquement très stable.

MERLET *et al.* (1992) et LAFRANCE *et al.* (1992) ont montré qu'il y a une bonne corrélation entre l'utilisation du chlore et le contenu en carbone organique dissous biodégradable. À la station d'Ivry, la stabilité biologique d'eau a été assurée grâce aux étapes successives de traitement biologique choisies (biofloculation de contact, filtration lente sur sable et filtration sur charbon actif en grains). Ainsi, la demande en chlore de l'eau sortant de l'usine d'Ivry est très faible (0,2 mg/l), alors que la performance de cette usine pour l'élimination du carbone organique biodégradable a déjà été présentée (BONNET *et al.*, 1991 ; BONNET *et al.*, 1992b ; WELTÉ *et al.*, 1992).

L'objectif de cette étude était donc d'étudier l'efficacité d'une chaîne de traitement essentiellement biologique pour l'élimination du CODB en fonction de la température de l'eau et en particulier lorsque des changements brusques de température surviennent. Il a été possible d'étudier une période seulement, soit la transition de l'été à l'automne.

2 – MATÉRIELS ET MÉTHODES

La présente étude a été réalisée sur la chaîne de traitement d'eau potable de la station d'Ivry, laquelle fournit environ 30 % de l'eau de consommation de la ville de Paris. La capacité de traitement de l'usine est de 300 000 m³/jour. La chaîne de traitement montrée à la figure 1, déjà décrite par MONTIEL *et al.* (1989) et BARBIER *et al.* (1992), est principalement de type biologique.

Les caractéristiques principales de chacune des étapes de traitement sont les suivantes :

- Pré-ozonation en été
Taux de traitement : 0.25 mg O₃/mg COT ;
Cette étape permet une meilleure élimination des algues et est effectuée durant la période de mai à septembre.
- Coagulation – biofloculation de contact sur argile expansée
Coagulant utilisé : chlorure ferrique à une dose de 5 à 10 g/m₃ FeCl₃ ;
Vitesse de filtration : 8 à 10 m/heure ;
Hauteur du matériau : 1 m (biolite – taille effective 2,7 mm) ;
Des réactifs d'appoint (charbon actif en poudre, sulfate ferreux) peuvent être employés à cette étape.
- Coagulation sur filtre à sable
Taille effective du sable : 0,9 mm ;
Vitesse de filtration : 6 à 8 m/heure ;
Hauteur du matériau : 1 m.

– Filtration lente sur sable

Taille effective du sable : 0,6 mm ; La taille des particules de sable est relativement grosse pour une filtration lente sur sable mais elle a été choisie en fonction des différentes étapes de pré-traitement ;

Vitesse de filtration : 0,2 à 0,4 m/heure ;

Hauteur du sable : 0,7 m ;

Temps de contact : 6 à 10 heures.

– Ozonation

La dose de traitement à l'ozone est ajustée pour maintenir une teneur résiduelle constante de 0,4 mg/l avec un temps de contact de 10 minutes (temps de contact réel de quatre minutes). Ces conditions assurent une destruction des virus ;

L'ozone est produit à partir d'oxygène liquide.

– Filtration sur charbon actif en grains (CAG)

Double couche de charbon : 0,6 m de charbon microporeux + 0,4 m de charbon macroporeux ;

Vitesse de filtration : 6 à 12 m/heure ;

Temps de contact : 5 à 10 minutes.

– Désinfection à l'hypochlorite de sodium

Conditions de désinfections : teneur résiduelle de 0,5 mg/l avec un temps de contact de 30 minutes.

2.1 Détermination du carbone organique total (COT), du carbone organique dissous (COD) et du carbone organique dissous biodégradable (CODB)

Le carbone organique total (COT) a été mesuré sur un analyseur Dorhmann DC80. Cette mesure comprend une oxydation à l'UV avec persulfate suivie par une détection à l'infrarouge du CO₂ produit.

Le carbone organique dissous (COD) a été mesuré après filtration des échantillons sur une membrane en polycarbonate de 0,45 µm de porosité. Les membranes ont été rincées et lavées avec 50 à 100 ml d'eau distillée avant filtration.

Le carbone organique dissous biodégradable (CODB) a été mesuré selon la méthode AFNOR NF T 90 319 (méthode officielle Française), laquelle est basée sur la méthode de Joret-Levi (JORET *et al.*, 1988). Le sable employé lors de ces tests a été prélevé des filtres biologiques. Celui-ci a été lavé minutieusement avec de l'eau souterraine. Le sable est considéré suffisamment rincé lorsque la teneur en COD de l'eau de lavage se rapproche de celle de l'eau souterraine.

Les teneurs en COD avant et juste après l'addition de sable ont été déterminées (COD₀). Lorsque le contenu en COD juste après l'addition de sable est nettement supérieur à celui avant l'addition (une différence supérieure à 0,2 mg/l), le sable est lavé de nouveau. À la suite du contact avec l'inoculum du sable, le contenu en COD est évalué quotidiennement. L'expérimentation est arrêtée lorsqu'une teneur minimale en COD est atteinte (COD_m), ce niveau étant considéré comme le carbone réfractaire (CODR). Le contenu en carbone organique biodégradable est calculé à l'aide de la formule : CODB = COD₀ - COD_m. Les essais ont été effectués en triplicata.

L'ensemble de la verrerie utilisée a été lavé avec soin dans un mélange sulfochromique, rincé à l'eau distillée et chauffé pendant quatre heures dans un four maintenu à une température de 550 °C.

2.2. Détermination de l'absorbance à l'UV

L'absorbance à l'UV a été mesurée à une longueur d'onde de 254 nm sur un spectrophotomètre UV-visible avec une cellule de 1 cm en quartz. Le spectrophotomètre a été calibré à zéro d'absorbance avec un échantillon d'eau filtrée, distillée et déionisée.

2.3 Prélèvement

Les échantillons ont été prélevés de septembre à décembre à diverses étapes du traitement :

- eau brute (EB) ;
- eau coagulée et filtrée rapide (issue des deux premières étapes de filtration lesquelles constituent le pré-traitement de l'eau) (ET) ;
- eau traitée par filtration lente sur sable (EFLS) ;
- eau ozonée (EO) ;
- eau filtrée sur charbon actif en grains (ECAG).

Les trois températures étudiées sont : 15 °C, 9 °C et 6 °C.

Au cours de cette étude, le taux de traitement en chlorure ferrique a été maintenu constant (5 ppm). La vitesse de filtration sur les filtres lents à sable était similaire pour les trois périodes étudiées, soit 0,3 m/jour, alors que celle de la filtration CAG était maintenue à 6 m/h.

3 – RÉSULTATS

3.1 Précision et limite de détection du COD et du CODB

Nous avons essayé de déterminer la précision des mesures de CODB. Dans un premier temps, nous devons connaître la précision des mesures en carbone organique dissous parce que le CODB est obtenu par la différence entre deux valeurs de COD. Des analyses répétitives (25) ont été effectuées sur le même échantillon d'acétate de sodium (1 mg/l C). Ces essais présentés au tableau 1 ont permis d'établir la précision et d'estimer la reproductibilité de ces mesures.

L'ensemble des résultats de COD est donné avec une précision de 0,05 mg/l. Pour le CODB, nous avons estimé la précision à 0,1 mg/l sur la moyenne de trois répétitions. La limite de détection du COD est considérée être de 0,1 mg/l avec un niveau de confiance de 0,05 mg/l. Pour le CODB, qui est la différence entre deux valeurs de carbone organique dissous, nous considérons avoir la même limite de détection de 0,1 mg/l avec une précision de 0,1 mg/l.

3.2 Qualité de l'eau

Les caractéristiques moyennes de l'eau à chaque étape du traitement sont présentées au tableau 2. En Septembre, à une température de 15 °C, la pré-ozonation était utilisée.

Il a été observé que la qualité de l'eau (conductivité, oxydabilité, COT) varie, ceci étant particulièrement vrai dans le cas de l'eau brute. La différence est particulièrement importante entre 15 °C et 9 °C lors de la période de transition (été à automne). L'efficacité de la chaîne de traitement est démontrée par les résultats montrés dans ce tableau pour les paramètres physiques et chimiques courants.

Le tableau 3 montre les diverses valeurs de COT, COD, CODB et CODR en fonction de la température de l'eau brute. Une corrélation linéaire positive entre le CODB et la température de la Seine existe, tel que montré à la figure 3 avec un coefficient de corrélation de 0.9988. Les valeurs élevées de CODB enregistrées à une température de 15 °C correspondent à une période de fin d'été (Septembre) : durant cette période, la croissance des algues libère des sous-produits de leur métabolisme qui sont très biodégradables. BONNET *et al.* (1992a) ont noté dans une étude antérieure que des niveaux particulièrement élevés de CODB étaient associés à des périodes durant lesquelles des quantités importantes d'algues étaient aussi observées. Le rapport UV/COD montre la réactivité de la matière organique et apporte des informations sur la nature de la matière organique. Dans ce cas, le rapport UV/COD montre un pourcentage élevé à 15 °C, signalant ainsi la présence de composés libérés par les algues.

Nous avons observé une concentration élevée de COT à une température de 9 °C. Cette concentration peut être expliquée par la période pluvieuse observée en Novembre quand la matière organique retrouvée dans le fleuve provient de la lixiviation des sols et consiste essentiellement en des acides humiques. Ces composés sont plus réfractaires, ce qui explique le pourcentage plus bas de CODB par rapport au COD à cette température (*fig. 2*).

3.2.1 Élimination du CODB dans la chaîne de traitement

Le tableau 4 montre l'ensemble des résultats obtenus sur la chaîne de traitement à différentes températures.

3.3 Pré-traitement

L'élimination du COD se situe au environ de 20 % et est similaire à ce qui a été publié par BONNET *et al.* (1992b). Le rapport CODB/COD est seulement de 11 % ce qui signifie que ce pré-traitement est efficace pour enlever ces composés. À la température de 15 °C, nous avons observé un accroissement du CODB en comparaison au CODB présent dans l'eau brute, alors que le COD demeure stable. Ce phénomène est attribuable à l'étape de pré-ozonation qui était utilisée à ce moment. Cette étape produit une lyse des algues produisant des composés biodégradables. À ce moment, la qualité de l'eau était la même que celle des autres températures (ammoniacque, nitrates, phosphates). Mais, nous avons observé, dans l'eau brute, une importante présence d'algues (20 000 algues/ml). La pré-ozonation permet une meilleure élimination des composés qui peuvent absorber les UV, mais l'accroissement notable du CODB produit un très bas rapport UV/CODB.

Durant le pré-traitement, l'élimination du CODB est constante à une température inférieure à 10 °C (55 % élimination). Cependant, à une température de 15 °C, la pré-ozonation étant fonctionnelle dans l'usine, il a été observé que le COD demeurait stable tandis que le CODB s'accroissait ; ceci nous conduit à considérer la possibilité de la présence de matières biodégradables (lyse des algues) attribuable à l'action de l'ozone durant la pré-oxydation. L'influence de la température est, dès lors, observée seulement durant les étapes biologiques.

3.4 Filtration lente sur sable

Les résultats présentés au tableau 5 montrent l'évolution du COD et du CODB après la filtration lente sur sable : pour des températures inférieures à 9 °C, l'élimination du CODB par filtration lente sur sable est faible (20 %). Cependant, les niveaux de CODB sont très bas (0.15-0,20 mg/l) dans l'eau traitée par filtration lente sur sable. À ces températures, l'élimination du COD est seulement de 5 à 10 %, alors que le rapport CODB/COD est très bas (5 %). Il semble qu'à ces températures, le rapport UV/COD dans l'eau issue des filtres lents soit constant. Ainsi, l'élimination des composés organiques par la filtration lente sur sable pourrait être attribuable en bonne partie au processus d'adsorption.

Inversement, à une température voisine de 15 °C, l'élimination du CODB, tout comme celle du COD, est beaucoup plus élevée (75 %). Cela confirme les résultats d'études précédentes indiquant que la pré-ozonation a une action synergique ; l'efficacité de la filtration lente sur sable est plus grande lorsqu'une étape de pré-ozonation est présente. L'élimination préférentielle de la matière organique facilement biodégradable survient dès lors.

Cependant, étant donné l'activité biologique intense survenant à cette température, il est vraisemblable qu'une libération d'autres substances biodégradables survienne au niveau de la filtration lente sur sable. Ce fait expliquerait pourquoi, à une température de 15 °C, les teneurs en CODB sont relativement plus élevées après une filtration lente sur sable. Les composés libérés n'absorbent pas les UV, nous pouvons alors spéculer qu'ils sont aisément biodégradables. Le rapport CODB/COD (fig. 2), comme ceux de UV/COD et de UV/CODB (tabl. 5), est plus bas que dans les étapes précédentes, montrant ainsi une biodégradation efficace sur les filtres à sable. Ce fait a été observé dans le passé (BONNET *et al.*, 1992b ; WELTÉ *et al.*, 1992). La figure 3 démontre qu'il existe une relation linéaire entre le contenu en CODB de l'eau filtrée sur filtres lents à sable et la température de l'eau brute.

Dans tous les cas, l'élimination minimum de carbone biodégradable se situe à un niveau près de 20 % et ce, même aux basses températures.

Bien sûr, l'élimination s'accroît avec l'augmentation de la température. Naturellement, l'élimination à 15 °C est une résultante de 3 phénomènes : pré-ozonation, biodégradation et adsorption. D'autres études doivent être menées afin de déterminer la température optimale pour l'opération des filtres lents à sable.

3.5 Ozonation

L'étape d'ozonation entraîne un accroissement important du contenu en CODB et augmente également visiblement les concentrations de carbone organi-

que dissous à des températures supérieures à 9 °C (tabl. 6). Ce fait a été montré auparavant par JORET *et al.* (1988) et RIBAS *et al.* (1992).

Nous avons essayé de différencier quatre fractions de CODB dans l'eau ozonée :

– Premièrement, tel que mentionné précédemment, nous avons toujours, quelle que soit la température, une basse teneur en CODB après la filtration lente sur sable. Nous appellerons cette fraction « bruit de fond ». Dans plusieurs études précédentes (BONNET *et al.*, 1992b, WELTÉ *et al.*, 1992, MONTIEL *et al.*, 1989) nous trouvons toujours un minimum de $0.15 \pm 0,1$ mg/l de CODB, ce qui correspond à une faible activité biologique.

– Deuxièmement, nous considérons le CODB libéré par l'activité biologique des filtres lents à sable. Nous calculons cette fraction de CODB par la différence entre le CODB issu de l'eau traitée par filtration lente sur sable à 15 °C, 9 °C et le CODB de l'EFLS à 6 °C.

– Troisièmement, le CODB provenant du carbone particulaire qui est dissous lors de l'ozonation. Nous calculons cette fraction par la différence entre le COD de l'ozonation et celui de l'EFLS.

– Quatrièmement, le CODB issu de la transformation du COT réfractaire en composés plus facilement biodégradables sous l'influence de l'ozone. L'accroissement du CODB dépend de la dose de traitement d'ozone (VOLK *et al.*, 1993). Nous pouvons expliquer l'accroissement équivalent de CODB dans les échantillons à 9 °C et 15 °C. À 9 °C, la dose de traitement en ozone est de 0,85 mg O₃/mg COD. Alors qu'à 15 °C, nous avons seulement une dose de 0,49 mg O₃/mg COD, ce qui explique que nous avons davantage de CODB issu de l'attaque du COD réfractaire à 9 °C.

Le tableau 7 montre les différentes fractions de CODB en fonction de la température. Nous observons :

– un accroissement avec la température du CODB libéré par les filtres lents à sable ;

– un accroissement avec la température de la libération de carbone particulaire.

3.6 Filtration CAG

La figure 3 montre qu'il existe une relation linéaire (comme pour le cas de la filtration lente sur sable) entre le CODB dans l'eau filtrée sur CAG et la température.

Le tableau 5 montre que lorsque les températures sont égales ou supérieures à 9 °C, l'élimination du CODB est voisine de 55 %. Cependant, l'élimination du COD atteint un maximum de 25 %, alors que dans de précédentes études (BONNET *et al.*, 1992a ; WELTÉ *et al.*, 1992), nous avons observé des rendements aussi élevés que 60 %. Cela peut être attribué au vieillissement du charbon actif. Nous n'avons pas observé d'élimination du CODB supérieure à 50 % sur le charbon actif. Ces résultats diffèrent de ceux obtenus par BOUILLOT *et al.* (1992) et LECHEVALLIER *et al.* (1992) qui ont observé des niveaux maximums d'élimination de 70 à 80 %. Néanmoins, nous observons une bonne élimination des composés absorbant l'UV. L'élimination maximum est obtenue pour une plus basse température que celle décrite par BOUILLOT *et al.* (1992) (9 °C plutôt que 18 °C). Cette observation confirme les résultats de LECHEVALLIER *et al.* (1992) et LAFRANCE *et al.* (1992).

Aujourd'hui, la filtration sur charbon actif en grains à l'usine d'Ivry est totalement biologique. L'efficacité de cette étape de traitement est bonne même aux températures basses : 55 % d'élimination du CODB à 9 °C et 19 % d'élimination du CODB pour la filtration lente sur sable à la même température.

Si nous comparons la filtration lente sur sable et la filtration CAG, lesquelles sont deux étapes biologiques de traitement, nous pouvons voir un parallélisme entre les CODB de l'eau traitée par filtration lente sur sable et par filtration CAG. En effet, la concentration du CODB généré par la filtration lente sur sable et la filtration sur CAG demeure constante quelles que soient la température et la dose d'ozone utilisée. Cette observation doit être confirmée par d'autres études impliquant d'autres températures et d'autres périodes de changements de température (particulièrement au printemps).

Si nous comparons la filtration lente sur sable et la filtration sur CAG, la filtration lente sur sable semble meilleure pour enlever le CODB aux températures élevées. Ce fait peut être expliqué par un temps de contact plus élevé. Au contraire, aux températures plus froides, la filtration sur CAG semble plus performante. Il est bien connu que le CAG est un très bon support bactérien. Nous voyons un accroissement du rapport CODB/COD entre la filtration lente sur sable et la filtration sur CAG, et ce, peu importe la température.

La concentration de CODB dans l'eau filtrée sur CAG est toujours plus élevée que dans des filtres lents à sable. Nous pouvons considérer que nous avons une contribution de base de 0,25 mg/l C. Les composés responsables de ce CODB ne contribuent pas à augmenter la demande en chlore de l'eau (*tabl. 8*). Ces composés n'absorbent pas les UV. Nous observons une grande différence dans les rapports UV/CODB de l'eau filtrée sur CAG avec la température. De plus, à des températures élevées de l'eau brute, nous constatons un accroissement du CODB de l'eau filtrée sur CAG, il est donc important de surveiller étroitement la qualité de l'eau dans le réseau durant cette période.

4 – CONCLUSION

Cette étude a montré l'influence de la température, particulièrement durant un changement saisonnier, sur l'élimination du carbone organique biodégradable dans une usine biologique de traitement de l'eau de Paris. Dans cette usine, nous avons observé une élimination du carbone organique dissous total de 28 % à 6 °C et de 43 % à 15 °C. L'efficacité de chaque étape de traitement est différente selon la température. La filtration lente sur sable est très efficace pour l'élimination du COD. Nous avons observé des pourcentages d'élimination très élevés (76 %) à 15 °C. Cependant, à ces températures, l'activité biologique est très importante, induisant une hausse du CODB issu des filtres lents. Cette étude doit être confirmée pour d'autres températures, afin de déterminer s'il y a une température optimale pour l'élimination du CODB.

L'ozonation produit toujours un accroissement du CODB : soit par l'attaque de composés réfractaires selon la quantité d'ozone appliquée ou par l'attaque du carbone organique particulaire et leur transformation en carbone organique dis-

sous. Selon la température, la transformation du carbone particulaire en carbone dissous biodégradable s'accroît avec la température, alors que la production de CODB à partir de composés réfractaires semble diminuer en fonction de la température.

Naturellement, cette étude devra être effectuée pour d'autres saisons et changements saisonniers correspondant à différentes qualités d'eau. Nous avons observé une efficacité parallèle entre la filtration lente sur sable et la filtration sur charbon actif en grains. Cependant, à 15 °C la filtration sur charbon actif en grains (CAG) présente un taux d'élimination moindre que la filtration lente sur sable. Toutefois, à 5 °C la filtration sur CAG est meilleure pour l'élimination du CODB. Il semble que l'efficacité optimale pour la réduction du CODB des filtres sur CAG se situe à une température comprise entre 5 et 10 °C. Dans tous les cas, les niveaux de CODB après la filtration sur CAG sont plus élevés que les teneurs recommandées pour empêcher la post-prolifération bactérienne. Cette étude devrait être étendue à d'autres températures afin de confirmer ces résultats et de vérifier la corrélation avec la température, particulièrement pour les changements saisonniers avec des eaux de qualités différentes.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

voir p. 177.