

THEME No.3

WATER
INTERNATIONAL WATER
AND SEWERAGE SERVICE
COMMISSION
P.O. BOX 2000
GENEVA, SWITZERLAND

**INNOVATIONS IN THE CONTROL
OF WATER QUALITY**

71-16036

PRESENTATIONS

14h05 to 14h20

QUALITY OF RAW WATER AND COST OF POLLUTION IN THE PRODUCTION OF DRINKING WATER: APPLICATION THE CASE OF OUMERBIA BASIN IN MOROCCO.

By Mr FOUTLANE & ROUMAGNAC (ONEP/BRL Ing)

14h20 to 14h35

A REVIEW OF THE METHODS USED IN THE DETECTION OF CRYPTOSPORIDIUM AND GIARDIA IN WATER SAMPLES

By C. Jarmey-SWAN, M R de ROUBIN, I. W. BAILEY, M. GIBERT (UMGENI Water / CGE)

14h35 to 14h50

COMPACT TECHNOLOGIES FOR THE RECYCLING OF WASTEWATER

By Slim ZEGHAL, Marie Marguerite BOURBIGOT, Pier MONTOVANI, Jacques SIBONY, Nathalie BLANC (CGE)

14h50 to 15h05

EVOLUTION OF WATER QUALITY OF DRINKING WATER SUPPLY SYSTEMS: BOUZNIKA CASE IN MOROCCO (ONEP).

By BENABDALLAH, M. El MGHARI T. M, L. ECHIABI (ONEP)

15h05 to 15h20

AN INNOVATIVE AND ECONOMICAL PROCESS FOR THE TREATMENT OF DRINKING WATER.

By Marie Christine HUAU (SAUR)

LIBRARY IRC
PO Box 93190, 2509 AD THE HAGUE
Tel +31 70 30 689 80
Fax +31 70 35 899 64
BARCODE. 16036
IN LO. 71 UAW500

**QUALITY OF RAW WATER AND
COST OF POLLUTION IN THE
PRODUCTION OF DRINKING WATER
APPLICATION THE CASE OF
OUM ER RBIA BASIN IN MOROCCO**

*By Mr FOUTLANE & ROUMAGNA
(ONEP/BRL Ing)*

1.	FOREWORD	3
2.	METHOD AND APPLICATION TO THE OUM ER RBIA BASIN.....	4
2.1	Assessment of pollution.....	5
2.2	Study of water quality.....	5
2.3	Water quality assessment modelling.....	6
2.4	Proposal of treatment processes.....	8
2.5	Economic analysis of the extra cost generated by pollution in drinking water production	9
3.	ECOLOGY AND FINANCE - ARE THE TWO COMPATIBLE?.....	10

Water Quality and the Cost of Pollution in Drinking Water Production The Case of the OUM ER RBIA Basin, Morocco

Authors:

Mr FOUTLANE-ONEP

Mr AFDALI-ONEP

Mr ROUMAGNAC-BRL

Ms BURGAUD-BRL

Summary:

When producing drinking water, the quality of raw water has a strong impact on both investment costs and operating costs.

A specific approach highlighting the economic and financial impacts of water quality on drinking water production leads to the development of rational development at watershed level.

Combining the findings of:

- an examination of water quality and the impacts of the various types of pollution (agricultural and industrial pollution),
- simulations performed with a water resource quality model, and
- an economic and financial analysis of the different scenarios,

leads to some interesting conclusions regarding the scenarios and enables the development of a real decision aid.

Based on an actual case in Africa, this project is an innovative approach to the early treatment of point pollution.

1. Foreword

Nowadays, the degradation of surface water quality in certain catchment areas multiplies the number and the degree and stages of treatment in drinking water plants and has a strong effect on drinking water production costs.

There is therefore a strong relation between controlling pollution at watershed level and the economic interests of drinking water producers, in particular when water resource

To clarify the logic and facilitate the implementation of consistent policy at watershed level, ONEP (Office National d'Eau Potable), the Moroccan National Drinking Water authority, performed a study with the assistance of BRL ingénierie on funds from the AFD (Agence Française de Développement).

The purpose of this study was to analyse the economic advantages of treating pollution at the source. Up to what point is it best to treat pollution at the source, thus improving water quality and reducing the degree of treatment necessary to render water potable?

Several watersheds in Morocco were studied to this effect. This paper discusses the case of the upstream basin of Oued Oum Er Rbia, from its source to the town of Kasba Tadla.

2. Method and application to the oum er rbia basin

The method used to assess the various alternatives was based on a series of phases, namely:

- Assessment of pollution.
- Study of water quality.
- Set up of a model to assess water quality depending on the evolution of pollution.
- Proposal of various treatment processes according to water quality levels.
- Financial evaluation of each scenario.
- Economic analysis of the extra cost generated by pollution in drinking water production.
- Review of all conclusions.

The Oum Er Rbia, one of the largest rivers in Morocco, has its source in the Middle Atlas 26km Northeast of Khenifra where some forty Vaclusian springs emerge at the foot of the lower Lias limestone directly in contact with the clays of the Trias.

The springs dot the Oued with a **substantial low water discharge**, totalling around 12m³/s at Khenifra.

The study area itself includes the catchment area upstream of Kasba Zidania dam where several hydraulic structures are planned or under construction, e.g. **Dchar El Oued Dam** (see following map).

The climate in this region is continental with high temperature variations and a mean annual rainfall between 600 and 700mm (90% falling between October and May).

The study area mainly involves the provinces of Khénifra and Beni-Mellal and a population in the region of **320 000 inhabitants**, 54 % of them living in towns, mainly in the municipalities of **Khenifra, Kasba Tadla, El Ksiba and Zaouiat Cheikh**. Other towns in the area are Aït Ishaq, El Kebab, Tighassaline and Kerrouchen.

The other half of the population is rural and lives in a great number of scattered *douars*.

2.1 Assessment of pollution

The first task was to assess present and prospective flows of pollution having their source in the river basin. The points where contaminated flows are discharged into the environment were also located. In the entire upstream catchment of the Oum Er Rbia, five main pollution were identified, namely, from highest to lowest:

1. Urban pollution (domestic and industrial) from KHENIFRA.
2. Non-point pollution from agricultural activities generating nitrogen input.
3. Urban pollution (domestic and industrial) from KASBA TADLA.
4. Domestic pollution from ZAWYAT ECH CHEIK.
5. Domestic pollution from EL KSIBA.

The following map quantifies the different types of pollution per sub-basin.

2.2 Study of water quality

A map showing surface water quality in the current situation was drawn up. A tentative establishment of quality objectives also allowed us to produce a map showing the quality objectives to be attained for the different water usages.

It can be seen from the water quality map that, overall, as far as Khenifra, the quality of water is good (class 1B). The reference criteria used for classification are presented in the following table:

Quality criteria

	1A Very good	1B Good	2 Fair	3 Poor	Hc Beyond classification
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	< 3	3 to 5	5 to 10	10 to 25	> 25
DCO (mg O ₂ /l)	< 20	20 to 25	25 to 40	40 to 80	> 80
Oxidability (mg O ₂ /l)	≤ 3	3 to 5	5 to 8	> 8	
Dissolved oxygen (mg/l)	> 7	5 to 7	3 to 5	< 3	
NH ₄ (mg/l)	≤ 0.1	0.1 to 0.5	0.5 to 2	2 to 8	> 8
NTK mg/l	≤ 1	1 to 2	2 to 3	> 3	-
NO ₃ mg/l	< 5	5 to 25	25 to 50	50 to 80	> 80
PO ₄ ³⁻ mg/l	< 0.2	0.2 to 0.5	0.5 to 1	1 to 2	> 2
P _{tot} mg/l	< 0.1	0.1 to 0.3	0.3 to 0.6	0.6 to 1	> 1

Further on, the quality falls to Class 2 (fair) under the influence of:

- waste water from the town of KHENIFRA for the most part,
- the occurrence of erosion in the SROU basin, where there is a considerable amount of soil input during the rainy season,
- waste water from the town of KASBA TADLA.

According to the data observed, the quality of the water in the Oum Er Rbia is extremely sensitive to the hydraulic regime. The quantities of waste water discharged into the river shown on the following map are given in the following table:

Waste water discharge per reach of the river at different terms

Reach N°:	OER 1	2	3	4	5	6
Present	2.7	65.58	15.97	1.27	23.91	21.4
2005	3.0	119.2	25.3	1.4	49.3	48.3
2015	3.4	179.1	40.4	1.6	70.0	62.7

2.3 Water quality assessment modelling

On the basis of existing models and knowledge of the environment to be modelled, a simple, one-dimensional model was developed to assess the evolution of the main characteristic parameters of oued water quality:

- DBO₅,
- dissolved oxygen (O₂),
- Nitrogen (organic) (N_{org}),
- Nitrogen (ammonia) (NH₄),
- Nitrates (NO₃).

These are biodegradable contaminants.

The equations used take into account their degradation by self-treatment:

- biodegradation of organic matter,
- the nitrogen cycle.

Biodegradation of organic matter

The equations are based on the Streeter and Phelps model.

$$\frac{dL}{dT} = -K_1 L \quad (1)$$

K₁ = biodegradation coefficient in days⁻¹

L = ultimate BOD

$$\frac{d[O_2]}{dt} = K_1 L - K_2 [O_2] \quad (2)$$

K₂ = re-oxygenation coefficient in days⁻¹

[O₂]: oxygen deficit for saturation

Biodegradation of nitrogen

The reactions involved are:



K₃ = ammonification coefficient

K₄ = nitrification coefficient

The conversion of nitrates into nitrites requires anaerobic conditions which are not normally present in water courses. The equations used only cover the conversion of organic nitrogen and ammonia into nitrates.

The equations are:

$$A \left\{ \begin{array}{l} \frac{d[\text{NH}_4]}{dt} = K_3 [\text{N}_{\text{org}}] - K_4 [\text{NH}_4] \quad (4) \\ \frac{d[\text{N}_{\text{org}}]}{dt} = + K_3 [\text{NH}_4] \quad (3) \\ \frac{d[\text{NO}_3]}{dt} = K_4 [\text{NH}_4] \quad (5) \end{array} \right.$$

The solutions of these equations, considered as kinetic class 1, enable the following to be traced:

- (4) : evolution of NH_4 over time
- (3) : evolution of N_{org} over time
- (5) : evolution of NO_3 over time

Comments:

These equations are based on the theory developed in the frame of the elaboration of the QUASAR model, where the variation of the concentration of a non conservative variable over time is equal to the total of the source input of that element less the total of the output (degradation, conversion).

$$\frac{dX}{dt} = \sum \text{input} - \sum \text{output}$$

The model was set using the present oued water quality data. It enables the assessment of the quality of water one can expect to find at the treatment site planned in the ONE DWS from the future Dchar El Oued Dam (cf. map) in various scenarios of contamination and decontamination in the river basin.

4 scenarios were drawn up and examined using the assessments of pollution flow and the model quantifying their impacts on the quality of the Oum Er Rbia.

Scenario 1. No decontamination measures.

Scenario 2. Treatment of the urban waste water from Khenifra as planned in the aerated lagoon treatment project.

Scenario 3. Implementation of additional corrective measures: reuse of urban waste water from Khenifra and reduction of agricultural non-point pollution.

Scenario 4. Implementation of further corrective measures in addition to scenario 3: sewage systems in the main urban agglomerations: KASBA TADLA, ZAWYAT and EL KSIBA.

In each of these situations, the evolution of the resulting polluted water was estimated at various stages:

- reference stage or present conditions,
- 2005,
- 2015.

To assess the evolution of pollution in the water, assumptions had to be made as regards:

- demographic evolution,
- social and economic development in the study area (industrial, touristic, agricultural development, etc.).

The four scenarios translate very different evolutions of the quality of the water in the river.

Scenario 1

Considerable degradation of the water in the oued until 2015 reaching class 3 downstream of Khenifra and generating eutrophic to hyper-eutrophic water at the drinking water treatment plant which will have great difficulty treating the water.

Scenarios 2, 3 & 4

There is a very strong improvement in the quality of the water giving class 1B downstream of Khenifra with the reuse of waste water. It will be much easier to treat the water at the drinking water plant as eutrophication will be limited.

2.4 Proposal of treatment processes

Taking into account the previously determined water quality, the appropriate treatment processes were then proposed. The more degraded the water quality, the more complex the treatment process.

Not only does the evolution of water quality in the four scenarios modify the quality of the river water, it also generates problems due to eutrophication in the dam reservoir.

These problems can be greater or lesser depending on the level of contamination.

The treatment process will need to counter the following:

- Oxygen deficit,
- High organic matter contents,
- Production of hydrogen sulphide,
- Formation of taste and odour,
- Solubilisation of iron and manganese,
- Algae...

The process necessary to treat the water in the scenario without decontamination measures in the catchment area (scenario 1) will therefore comprise:

- aeration,
- pre-chlorination,
- pre-oxidation with potassium permanganate,
- activated carbon powder,
- coagulation, flocculation, clarifying,
- sand filters,
- ozonation,
- post-chlorination.

In scenarios 3 and 4, it can be simplified:

- pre-chlorination,
- coagulation, flocculation, clarifying,
- sand filters,
- disinfection.

Scenario 2 calls for a process situated between the two already quoted.

With such sophisticated treatment processes, the cost of the treatment plant is obviously higher both in terms of investment and operating costs. At this stage of the study, it was not possible to estimate the additional costs incurred.

At the same time, the cost of preventing the corresponding pollution was also assessed (wastewater treatment plants, industrial waste water treatment, etc.)

2.5 Economic analysis of the extra cost generated by pollution in drinking water production

The economic analysis targeted the estimation of the cost of producing drinking water in each of the scenarios considered.

The analysis was based on the comparison of the scenarios with a view to a single water production for drinking water production. The other direct or indirect effects of decontamination and waste disposal were not included in the first approach.

The costs were estimated using updating rates of 5, 10 and 15%.

The results for each scenario are given in the table below.

Table : Financial evaluation of scenarios and impact on the cost of water

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	
	No decontamination	Decontamination at KHENIFRA	With additional decontamination at KHENIFRA	With additional decontamination in towns	
Investment for DWS Q = 2.2 m ³ /s	326 MDH	283 MDH	258 MDH	258 MDH	
DWS operating costs	1 to 1.2 DH/m ³	0.77 DH/m ³	0.56 DH/m ³	0.56 DH/m ³	
Investment for sewerage (S)	0	79 MDH	110 MDH	152.6 MDH	
Sewerage operating costs	0	35 DH/EqH	50 DH/EqH		
Average cost updated by 10% DH/m ³	DWS+ S	2.38	1.68	1.59	1.86
	DWS	2.38	1.38	1.17	1.17
	S	0	1.66	2.36	2.99
Oued water quality	Poor	Fair	Good to fair	Good	

Whatever the updating rate, the scenario with the best unit cost for drinking water production is scenario 3. Nevertheless, as the cost of sewerage is particularly weighty, the optimal solution and the most realistic one is scenario 2 at short term. At medium and longer term, scenarios 3 and 4 could be implemented because of their advantages in terms of other water usages than drinking water production (irrigation, the environment, health, etc.) and for usages further downstream in the watershed.

3. Ecology and finance – Are the two compatible?

The examination of the Oum Er Rbia basin and the work method used show that it is financially preferable to treat pollution at the source. Indeed, the treatment of waste water before disposal, reduces the cost of the cubic metre of drinking water falls from DH2.38 to DH1.59 (1 US dollar = 9.8 Moroccan Dirhams) (updating rate 10%).

The analysis can differ in scope depending on the watershed studied.

It is also a fact that if the direct and indirect effects of improving water quality are also taken into account, it is even more obvious that eliminating pollution at the source is the best solution (vis-à-vis downstream usages, public health, the environment, etc.).

The implementation of such policy at watershed scale will be facilitated if water management is an overall, concerted issue.

Indeed, it is clear that the respect of mutual interests between upstream and downstream users enforced by a Basin Authority is fully justified in such event.

The October 1995 Moroccan Water Law, similar to the 3rd January 1992 European Water Law, will enable the introduction of this type of management in this watershed. A Basin Authority along the same lines as the French Water Agencies is currently being set up for the Oum Er Rbia basin.

The use of this work method to study this watershed enabled relevant development strategy to be elaborated and highlighted the surprising conclusion that ecological concerns and financial concerns are not necessarily incompatible.

The method is essentially based on a financial approach and no other more qualitative elements are taken into account. In this respect, it has its limits. It is therefore important to accompany this approach with a field survey that includes all the aspects involved in basin management.

**A REVIEW OF THE METHODS USED
IN THE DETECTION OF
CRYPTOSPORIDIUM AND GIARDIA
WATER SAMPLES**

*By C. Jarmey-SWAN, M R de ROO,
I. W. BAILEY, M. GIBERT (UMGENI Water)*

A REVIEW OF METHODS FOR THE DETECTION OF *Cryptosporidium* and *Giardia* from water samples

C. Jarney-Swan¹, M-R de Roubin², I.W Bailey¹, M Gibert³

¹Umgeni Water, PO Box 9, Pietermaritzburg, 3200, South Africa

²Anjou Recherche, Generale des Eaux, 1 Place de Turenne, 94417, Saint Maurice Cedex, France

³Generale des Eaux, 52 rue d'Anjou, 15009, Paris, France

ABSTRACT

Cryptosporidium parvum and *Giardia lamblia* are important waterborne pathogenic protozoa of man which cause diarrhoeal disease. It is therefore important that the water industry monitor waters for the presence of protozoa to ensure public health safety. Methods of concentration and detection are numerous and are generally notoriously laborious, inaccurate and expensive. Commonly used procedures include the filtration of large volumes of water through a cartridge filter but recoveries are variable and often poor depending on the matrix. Membrane filtration has been attempted but is not feasible for use with larger volumes of water, especially raw waters as the membranes are prone to blockages making this an expensive procedure. Flocculation techniques using calcium carbonate or ferric sulfate are inexpensive and simple and have been shown to have consistently high recoveries in filtered, tap and river water. Clarification of concentrated samples has been performed using sucrose density gradients and more recently immunomagnetic separation. Detection of the organisms has been by epifluorescence microscopy, flow cytometry or laser scanning. Molecular techniques have been used for research, but do not warrant themselves for use routinely due to the expense. The assessment of oocyst or cyst viability which is important in examining survival in the environment, treatment processes and public health risks can be measured by infectivity, excystation or dye inclusion or exclusion. Limitations in the detection methods, particularly the lack of information on infectivity, as well as the lack of epidemiological data, make it difficult for governments to impose parametric values at this time. This is probably the reason why few countries have regulations regarding the monitoring of these organisms in potable waters.

INTRODUCTION

Since the mid-1970s, both *Cryptosporidium parvum* and *Giardia lamblia* have been recognised as important waterborne pathogenic protozoa of man, with the potential to cause diarrhoeal disease, in developed and developing countries.

Faecal contamination of waterways has led to massive outbreaks such as that experienced in Milwaukee, Wisconsin, USA. Over 1.5 million consumers were exposed to the *Cryptosporidium* pathogen, of which 403 000 became ill and many of those who were immunocompromised died. In addition, this outbreak was estimated to cost the community millions of dollars (Lisle and Rose, 1995). More recently *Cryptosporidium* and *Giardia* made headline news in the wake of the award of the year 2000 Olympics when a water utility in Sydney, Australia was alerted to their presence in the potable water supply. Whilst the incidence did not lead to a major outbreak, it did result in the resignation of senior water utility management (Hayward, 1998).

Suspected sources of contamination in outbreaks have included raw sewage, runoff from cattle grazing areas or agricultural land, treated wastewater from boats, faults in operational procedure or mechanical and operational deficiencies at water treatment plants. Properly operated conventional treatment (coagulation, sedimentation and filtration) can remove 99.0% or more oocysts and cysts (Nieminski, 1994). The commonly used water treatment disinfectant, chlorine, has been shown to be ineffective against *Cryptosporidium* oocysts (Ransome *et al.*, 1993). Ozone has emerged as one of the most promising alternatives for inactivation of *Cryptosporidium* and *Giardia*, although disinfection by-products may form (Ozekin and Westerhoff, 1998).

It is therefore important that the water industry monitor waters for the presence of protozoa to ensure public health safety. Routine analysis for *Giardia* and *Cryptosporidium* in environmental samples includes: (1) a concentration step leading to a reduction of the volume from 10-1000 l to 80 ml, (2) a purification step which separates the (oo) cysts from the interfering particles and (3) a detection step. Speciation (usually by molecular biology techniques such as PCR) and viability assessment are more specialised techniques used at this time only by research laboratories; they are discussed in the second part of this paper.

Methods of concentration and detection are generally notoriously laborious, inaccurate and expensive. A review of recent advances is given below as there is no generally accepted standard method at present.

1. CONCENTRATION TECHNIQUES

A variety of different techniques have been evaluated for their ability to recover oocysts and cysts from potable and turbid water samples. Unlike conventional bacteriological techniques involve large volumes of water which can either be filtered on-site or collected and filtered or flocculated in the laboratory. The most popular methods are:

Cartridge filters

The most commonly used procedures include the filtration of large volumes (20 - 1000 l) through a cartridge filter, elution of the entrapped oocysts and protozoa from the filter matrix with further concentration and possibly clarification, prior to detection by microscopy. A number of different media type cartridge filters, namely polypropylene, cotton, borosilicate glass microfibre and Vokes polyfil, have been evaluated for their recovery efficiency of oocysts and cysts. Recoveries of oocysts from seeded tap water samples ranged from 0.4 to 129.0% (Gilmour *et al.*, 1991; Whitmore and Carrington, 1993; LeChevallier *et al.*, 1995; Nieminski *et al.*, 1995) while cyst recoveries from seeded tap water samples ranged from 9.8 - 68% (Gilmour *et al.*, 1991). Recovery of oocysts and cysts from seeded turbid water samples ranged from 3.9 - 14.2% and 9.8 - 20.4% respectively (Shepherd and Wyn-Jones 1996).

The Genera Crypto-Dtec filters are comprised of multiple layers of reticulated open foam discs, compressed to act as a filter. The elution of entrapped material from the filter is performed in a proprietary wash station which alone costs US\$ 1 400. Earlier cartridge filters however, have been shown to be suitable for a range of water matrices.

excellent recoveries. *Cryptosporidium* recovery from tap, synthetic turbid water and surface water samples averaged 91.8%, 74.0% and 55.0% respectively while the average recovery of *Giardia* was 89.5%, 95.0% and 67.0% for each water type analysed (Clancy *et al.*, 1997). Other authors reported an average recovery rate of 25% for *Cryptosporidium* in surface water samples (turbidity around 10 NTU) (Cervantes *et al.*, 1997).

Of the cartridge filters available, the Gelman Envirocheck cartridge had the best recovery of oocysts and cysts from a variety of water types although the cost (\$ 95.00) of these cartridges may hinder their routine use.

Membrane filters

In membrane filtration a certain volume of water is passed through a membrane medium of specified pore size and the retained material removed from the surface and collected for further processing. Differences in filter matrices have been noted to affect the elution of the (oo)cysts and their subsequent recovery from samples (Shepherd and Wyn-Jones, 1996). This method is not feasible for use with larger volumes of water (100 - 1 000 l) especially raw waters as the membranes are prone to blockages. In addition, each membrane costs approximately US\$4.00.

Polycarbonate membrane filters had recoveries of 27.2 - 101.1% depending on the pore size used and water matrix analysed. An optimum recovery of oocysts and cysts from seeded tap and synthetic turbid (five NTU) water was obtained by Clancy *et al.* (1997) using a 3.0 µm pore size polycarbonate membrane. Polyethylsulfone membranes (nominal porosity 0.8 µm) were found to have much lower recoveries (around 20% for oocysts and 40% for cysts), probably the membrane pore was too small or the membrane binding capacity had irreversibly attached many of the cysts and oocysts to the surface (Shepherd and Wyn-Jones, 1996).

Cellulose acetate membranes (1.2 µm pore size) were able to recover 32.0 – 87.0% of oocysts from three to 10 liters of seeded tap water (Aldom and Chagla, 1995; Shepherd and Wyn-Jones, 1996) whilst 4.5 – 51.3% of cysts were recovered from 10 l seeded tap water (Shepherd and Wyn-Jones, 1996). The material retained on the membrane was either eluted by scraping with a rubber policeman, sonication or dissolution, which resulted in a higher recovery range of 61.0 – 87.0% (Aldom and Chagla, 1995). Cellulose-nitrate (pore size 3.0 µm) and acrylic copolymer membranes had recoveries of 10.2 – 36.0% for oocysts and 22.4 – 77.6% for cysts from seeded tap water (10 l) (Shepherd and Wyn-Jones, 1996).

Other filtration technologies include Vortex Flow Filtration and tangential Flow Filtration which have been extensively studied by Whitmore and Carrington (1993) and Clancy *et al.* (1997).

Flocculation

Calcium carbonate flocculation (Vesey *et al.*, 1993) is gaining popularity as a means of routinely sampling and concentrating smaller volumes of water (10 - 20 l). It involves the addition of calcium chloride and sodium bicarbonate which produces a floc of finely dispersed calcium carbonate in the water sample. This floc settles over a period of time

(minimum of four hours), thereby causing oocysts, cysts and other particulate matter to settle to the sediment. Acid is used to dissolve the carbonate residue and the remaining debris is further concentrated by centrifugation.

This technique is simple, robust and economic (approx. US\$ 2.00 per sample), and is less labour intensive than other methods. It has been shown to have consistently high recoveries (71.3 - 76.0%) in deionised, tap and river water (Vesey *et al.*, 1993; Shepherd and Wyn-Jones, 1996). A difficulty with this technique is that it concentrates all particulates and can reduce oocyst viability (Campbell *et al.*, 1994) which may be of concern in potable water samples. Other flocculation techniques, namely ferric sulfate and aluminium sulfate, have been described by the same authors and later adapted and tested by Compagnon *et al.* (1999). Ferric sulfate gave the best results, with 100% recovery for *Cryptosporidium* for water samples between 6 and 15 NTU and 100% recovery for *Giardia* for water turbidities up to 30 NTU. Ferric sulfate flocculation could therefore be the method of choice for concentrating the cysts and oocysts from surface and waste water samples. The main drawback of the technique is that only a small volume of the pellet can subsequently be analyzed; it should thus be used in association with a purification technique allowing to reduce the volume of the concentrate.

2. Clarification of concentrated samples

The detection of *Cryptosporidium* and *Giardia* in water samples is hampered by extraneous debris which can mask the oocysts and cysts (Smith *et al.*, 1995) especially in concentrated samples. Immunomagnetic separation and density gradient centrifugation have been used to alleviate this problem.

Immunomagnetic separation (IMS) or antibody-magnetite, using small paramagnetic beads coated with antibodies against surface antigens of cells, has been shown to be efficient in isolating prokaryotic organisms such as bacteria, as well as viruses from different sources including water (Rossomando *et al.*, 1995). IMS allowed high recoveries of *Cryptosporidium*: 49 to 67% from raw water and 87 to 97.4% from turbid water (Stanfield *et al.*, 1999). The method is simple, fast, and reaches small volumes of concentrated samples. It is therefore possible to observe the totality of the concentrated sample by this technique, thus bringing the detection limit to 1 (oo) cyst in the sampled volume, and therefore today becoming the method of choice for purifying concentrates in routine analysis, although it is expensive (approx. US\$ 40.00 per sample).

A number of *Cryptosporidium* and *Giardia* concentration procedures include a density gradient to separate oocysts or cysts from debris in the concentrated sample. The specific gravity of the gradient is chosen so that the microorganisms will float on the top of the gradient while heavier debris will be centrifuged to the bottom (LeChevallier *et al.*, 1995). They found the 1.15 specific gravity Percoll-sucrose gradient efficient in the recovery of oocysts (100.0%) and of cysts (110.0%) from seeded tap water. The same specific gravity recovered 67.0% of oocysts and 96.0% of cysts from seeded environmental samples.

Other researchers found recoveries of oocysts were low when sucrose flotation techniques were used with seeded tap water (0.7 - 16.0%) and river water samples (0.4 - 16.0%).

compared to higher recoveries without the use of the density gradient (Shepherd and Wyn-Jones, 1995). Other researchers also found that oocysts and cysts were lost during the sucrose gradient flotation step and recommend that this process be avoided when processing treated water samples (Nieminski *et al.* 1995). These differences in recovery may, however, be affected by the concentration method used (Compagnon *et al.*, 1999), density of the gradient used (LeChevallier *et al.*, 1995) or the viability status of the (oo)cysts (LeChevallier *et al.*, 1995). Although sucrose flotation removes interfering debris which may make microscopy easier, the discrepancy in recoveries highlights the need to evaluate the use of this technique with various concentration procedures.

3. Detection methods for *Cryptosporidium* and *Giardia* in water:

Microscopic observation, flow cytometry and laser scanning cytometry

Detection of oocysts and cysts in the water sample concentrates is generally performed by fluorescence microscopy using monoclonal antibodies bound to fluorogenic dyes thereby highlighting the oocyst or cyst wall (Smith *et al.*, 1995).

Commercially available direct immunofluorescence (the antibody conjugated to the fluorochrome)(approx. US\$14.00 per sample) assays use fluorescein isothiocyanate (FITC) labelled monoclonal or polyclonal antibodies specific to *Cryptosporidium* or *Giardia* antigen. The stained preparation is examined by epifluorescence microscopy and oocysts and cysts are identified using the following criteria: (a) distinct apple green fluorescence of the (oo) cyst wall; (b) shape: *Cryptosporidium* spherical; *Giardia* oval; (c) size: *Cryptosporidium* 2 - 6 μm ; *Giardia* 8 - 18 μm in length and 5 - 15 μm in width; (d) (optional) the presence of internal structures under DIC. In a *Cryptosporidium* oocyst one to four crescent shaped sporozoites (motile infective stage) and a granular residual body (contains ribosomes, endoplasmic reticulum and micronemes) may be present. *Giardia* has the following internal structures: axoneme (a bundle of fibres at the centre of a flagellum), two to four nuclei and median bodies (claw-hammer shaped paired organelles found in the posterior half of the cyst).

Confirmation by differential interference contrast (DIC) or phase contrast is required when examining environmental samples to avoid false positives which may occur with algae, which are similar in size, shape and fluorescence to *Cryptosporidium* and *Giardia*, due to cross-reactivity (Nieminski *et al.*, 1995). IFA results are very dependant on the quality of the monoclonal antibodies (Zanelli *et al.*, 1999). IFA is also labour intensive and requires an experienced microscopist while debris in environmental samples may also lead to false negatives as putative (oo)cysts can be occluded (Johnson *et al.*, 1993). To reduce the likelihood of this occurring, the nucleic acid stain 4', 6-diamidino-2-phenylindole (DAPI) used in conjunction with the IFA to provide an easy, reproducible method for the detection and identification of sporulated oocysts as sporozoite nuclei are stained sky-blue (Grimason *et al.*, 1994).

Flow cytometers, which cost approximately US\$ 100 000 to purchase, measure the amount of light scattered in the forward and in the 90° angle directions (side scatter). These measurements correlate to size and internal complexity respectively; in addition the instrument

measures the fluorescent light emitted by each particle. Detection of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts by flow cytometry requires labelling with fluorescein which, when excited by laser light, emits energy which is detected by the flow cytometer's detector. The signal is converted to electrical energy, quantitated and plotted (Hoffman *et al.*, 1995). Cameron *et al.* (1993) have used flow cytometry to separate oocysts from contaminating debris in water samples. Confirmation of the oocyst identity was by a cooled charge couple device (CCD) connected to a fluorescent microscope with the appropriate excitation and emission filter. This computer controlled CCD system allowed three-dimensional visualization of individual oocysts and could map the detailed morphology and exact size of the oocysts, thereby eliminating the need for visual confirmation by fluorescence microscopy.

As flow cytometry is unable to distinguish between oocysts and some auto-fluorescent plants, algae or mineral particles in water samples combinations using flow cytometry and cell sorting (FCCS) have been used to separate oocysts and cysts from background debris (Vesey *et al.*, 1993). This resulted in the recovery of oocysts and cysts seeded into river and reservoir water samples in excess of 92% (Vesey *et al.*, 1993) or 100% in river and partially treated water samples (Compagnon *et al.*, 1997). They found that the technique enabled large volumes of sample to be tested rapidly and actual quantification. Confirmation of sorted particles by microscopy was rapid and easy. In addition, fluorescent antibodies are well suited to flow cytometry and could be used simultaneously with fluorescent antibodies to detect oocysts and cysts and to determine viability (Vesey *et al.*, 1993). Disadvantages of flow cytometry include the personnel requirements for the running of a flow cytometer, the need to preconcentrate, the difficulty in obtaining the equipment due to its expense (100 000 to 150 000 US \$) and the need for confirmation of oocyst and cyst identity by microscopy.

Laser scanning cytometry allows the rapid automated analysis of an entire oocyst membrane within three minutes. A special machine has been developed by the Chemscan Company for the detection of FITC labelled *Cryptosporidium* from water samples. The data are analyzed on line to determine if the fluorescent signal originates from *Cryptosporidium* oocysts or from some other fluorescent particles. At the end of the run the results are displayed on a map, which identifies the position of the presence of the oocyst on the membrane surface. Each event is then confirmed by observation under epifluorescence microscopy. The Chemscan has proved to detect more oocysts than direct microscopic observation or flow cytometry (Fricker, 1998). This application is compatible with the existing concentration (flocculation, cartridge filtration) and purification (percoll-sucrose gradient, IMS) methods and is being evaluated for the enumeration of *Giardia* cysts (Zanelli *et al.*, 1999). Although the price of the equipment (125 000 US \$) still prevents wide spread utilization, laser-scanning cytometry greatly facilitates microscopic observations, reducing the time of observation by four to six times and rendering the enumeration more reliable.

The techniques described above for concentration, purification of the concentrate and detection do not allow the differentiation between human pathogenic and non-pathogenic species, and do not give information on the viable/infectious state of the (oo)cysts.

however the most commonly routinely used techniques for the enumeration of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts from environmental samples. At this time, there is no clear consensus on which technique/combination of techniques would be the most suitable for routine water analysis, in terms of: yield of recovery of the parasites, repeatability, ease of practice and time needed for the analysis. This is probably the reason why no method has yet been standardized at an international level. At the European (CEN) level, a pre-standardization project involving partners from four different countries aims at comparing the existing methods for concentration, purification and enumeration of the parasites, and their combinations, in order to make recommendations for a standard method (Stanfield *et al.*, 1999). CEN recently resolved (1999) to initiate work for a standard method including sampling, detection, viability and quality control to be issued.

Polymerase chain reaction and fluorescent in-situ hybridisation

Polymerase chain reaction (PCR) is based on enzymatic amplification to detectable levels of target nucleic acid sequences that may be present in low numbers in water samples. Recent advances in molecular techniques have included nested PCR primers, double PCR with primers to increase the chance of detecting *Giardia* cysts in wastewater samples which contain high amounts of the inhibitory factors humic and fulvic acid (Mayer and Palmer, 1996). Simultaneous running of *Cryptosporidium* and *Giardia* in one piece of equipment, which is made possible with PCR technology, would save significant amounts of time, expense and analyst fatigue in most laboratories (Swabby-Cahill *et al.*, 1994).

Viability determination has also been performed using a reverse transcription (RT)-PCR, which can detect the presence of a single viable oocyst in treated or turbid waters by the detection of mRNA from *C. parvum* heat shock protein (hsp) (Stinear *et al.*, 1996) while a similar approach to that of Stinear *et al.* has been developed by Rochelle *et al.* (1997), while Di Giovanni *et al.* (1997), using a cell culture/PCR approach were able to detect less than five infectious oocysts. Limitations of PCR include the removal of inhibitors such as humic compounds which interfere with the activity of enzymes in the reaction and the fact that oocysts numbers can only be estimated by visual comparison of the intensities of the sample bands produced with the band produced by one viable oocyst (Stinear *et al.*, 1996). The sensitivity of this step can be improved by using an ELISA test to detect the PCR products. The advantages of PCR are the decreased time and cost and increased sensitivity which allows for the detection of low numbers of target DNA and RNA usually found in environmental samples while the major disadvantages are the need for preconcentration and purification. Unlike monoclonal antibodies, which are not specific to the pathogenic species of *Giardia* and *Cryptosporidium*, PCR detection can target the pathogenic species *Cryptosporidium parvum* and *Giardia duodenalis*. It may be however difficult to differentiate between *C. parvum* and *C. meleagridis*, as shown by the cross-reaction of most described *C. parvum* directed primers with the latter species (Champlaud *et al.*, 1998).

The fluorescent *in-situ* hybridization (FISH) technique employs fluorescently labelled oligonucleotide probes targeted to specific sequences of ribosomal 18S RNA. The labelled microorganism can subsequently be visualised by epifluorescence microscopy. The FISH technique has recently been applied to the specific detection of *Cryptosporidium parvum* oocysts from water samples. This technique gives an indication of viability since ribosomal

RNA is degraded in non-viable oocysts, and no fluorescent signal can be detected in this case (Vesey *et al.*, 1998).

4. Viability determination of *Cryptosporidium* and *Giardia* in environmental waters

The assessment of oocyst or cyst viability becomes important in examining survival in the environment, treatment processes and public health risks. Viability of oocysts or cysts may be measured by infectivity, excystation or dye inclusion or exclusion (Lisle and Rose, 1995).

Schupp and Erlandsen (1987) evaluated the efficacy of the fluorescein diacetate (FDA)-propidium iodide (PI) method for determining cyst viability by using animal infectivity as an *in vivo* indicator of the viability of the fluorogenic dye stained cysts. Their study demonstrated that FDA positive cysts which fluoresce green are viable as determined by infectivity while PI-positive cysts which fluoresce bright red were nonviable and incapable of producing infection. PI has also been combined with the immunofluorescence assay (FITC) for confirmation of (oo)cyst identity (Dowd and Pillai, 1997). Although this conclusion is not suitable for determining the efficacy of chlorine or monochloramine disinfection at the sites into which PI intercalates are masked or destroyed by these chemicals, it is useful for the determination of cyst viability in raw water or treated water supplies prior to the addition of chlorine or monochloramine (Sauch *et al.*, 1991).

Campbell *et al.* (1992) developed a viability assay for *Cryptosporidium* oocysts based on the inclusion or exclusion of two fluorogenic dyes namely 4', 6-diamidino-2-phenylindole (DAPI) and propidium iodide. The results of the study demonstrated that oocyst walls were permeable to DAPI and not to PI following incubation, were viable and excysted *in vitro*. Thiriat *et al.* (1998) used FITC labelled antibodies to quantify *Cryptosporidium* oocysts and the fluorogenic dyes DAPI and PI and differential interference contrast (DIC) to determine cyst viability. The DIC optics made it possible to compare the morphology of oocysts with strictly defined morphological criteria indicative of viability (intact cytoplasm) or lack of viability (granulous and retracted cytoplasm or empty oocysts). They found this method more accurate than FDA or PI, as only non-viable cysts were not stained after warming at 60°C for 20 minutes to ensure cyst death. FITC, as mentioned before, had false positives for viability under these conditions (Thiriat *et al.*, 1998).

Animal studies have long been considered the method of choice for determining the infectivity of oocysts and cysts. However, infectivity studies fail to provide useful quantitative data for low concentrations as the 50% infectious dose (ID₅₀) for *Cryptosporidium* oocysts ranges from 60 to 1 000 (Lindsay, 1997). In recent studies, Brasseur *et al.* (personal communication) considerably increased the repeatability and sensitivity of this model. Animal infectivity models are generally expensive, laborious and require special accommodations.

The cell culture technique is able to detect oocysts and cysts by inducing them to pass through their respective developmental stages thereby determining infectivity and possibly speciation of oocysts or cysts. The disadvantages of this technique are that purified concentrates, optimal conditions for excystation, growth has to be

microscopically or by nucleic acid methods and special facilities and equipment are necessary for routine maintenance of tissue cultures. Advantages of excystation include its ease of use, low cost and resemblance to the process of pathogenesis. Correlation of excystation with the viability stains DAPI and PI was shown to be statistically significant (Campbell *et al.*, 1992). Disadvantages include the need for concentration and purified samples, extended incubation periods and experimental variability. In addition, the estimation of *Giardia* cyst viability determined by excystation includes the free-swimming trophozoites and the partially emerged trophozoites. Many of the partially emerged forms appear never to complete the excystation process therefore counting partially emerged forms as viable cysts may overestimate the viability of the population (Deregnier *et al.*, 1989). This method is not practical for application to environmental samples because large numbers of oocysts or cysts are necessary for conducting the assay and because they do not always correlate with infectivity estimated by the animal models.

As a conclusion, the most widely accepted method for infectivity determination is inoculation to the animal. The cell culture model is also regarded as reliable.

5. *Cryptosporidium* and *Giardia* regulations

No drinking water regulations in the USA specifically address *Cryptosporidium* in potable water supplies although a number of related regulations provide some protection (Rose *et al.*, 1997). The Enhanced Surface Water Treatment Rule (ESWTR) draft includes a watershed control program for *Cryptosporidium* and *Giardia*, a sanitary survey of public water systems every three to five years and 3 - 6 log treatment based on raw water levels with a minimum treatment of 2 log removal of *Cryptosporidium* and 3 log removal for *Giardia* (99.9%) (USEPA, 1994). Proposals have been put forward in England and Wales for a legal requirement to ensure treated water contains no more than one oocyst per ten liters. Failure to maintain this standard may result in unlimited fines against the water supplier (WQI, 1998). Regulatory authorities did not publish any parametric value for these parasites in other European countries. In South Africa, the Department of Water Affairs and Forestry (DWAFF) recommend < 1 (oo)cysts per 10 litres in potable water (DWAFF, 1996)

REFERENCES

- Aldom, JE and Chagla, AH (1995) Recovery of *Cryptosporidium* oocysts from water by a membrane filter dissolution method. *Letters Appl. Microbiol.* **20** 186-187.
- Campbell, AT, Robertson, LJ and Smith, HV (1992) Viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts: correlation of in vitro excystation with inclusion or exclusion of fluorogenic vital dyes. *Appl. Environ. Microbiol.* **58** 3488-3493.
- Campbell, A, Robertson, L and Smith, H (1993) Novel methodology for the detection of *Cryptosporidium parvum*: a comparison of cooled charge couple devices (CCD) and flow cytometry. *Wat. Sci. Tech.* **27** 89-92.
- Campbell, AT, Robertson, LJ, Smith, HV and Girdwood, RWA (1994) Viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts concentrated by calcium carbonate flocculation. *J. Appl. Bacteriol.* **76** 638-639.
- Cervantes P, Robert C, Mennecart V, Compagnon B and Joret JC (1997) Impact de trois types de cartouches de filtration sur le rendement de la méthode de détection quantitative de *Cryptosporidium* et *Giardia*. *J. Europ. d'Hydrol.* **28** 155-172
- Champlaud D, Gobet P, Naciri M, Vagner O, Lopez J, Buisson JC, Varga I, Harly G, Mancassola R and Bonnin A (1998) Failure to differentiate *Cryptosporidium parvum* from *C. meleagridis* based on PCR amplification of eight DNA sequences. *Appl. Environ. Microbiol.* **64** 1454-1458

- Clancy, JL, Hargy, TM and Schaub, S (1997) Improved sampling methods for the recovery of *Giardia* and *Cryptosporidium* from source and treated water. P 79-85. In Fricker, CR, Clancy, JL and Rochelle, PA (eds.) *International Symposium on Waterborne Cryptosporidium* Proceedings. American Water Works Association, Denver, CO, 79-85.
- Compagnon B, Robert C, Mennecart V, de Roubin MR, Cervantes P, Joret JC (1997) Improved detection of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in water by flow cytometry. Proceedings *AWWA Water Quality Technology Conference*, Denver, U.S.A., Nov. 1997
- Compagnon B, Petzoldt H, Ferveur E, Hamsch B and de Roubin MR (1999) Enhanced recovery and detection of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in surface water samples by flocculation. *AWWA Water Quality Technical Conference 1999*, Tampa U.S.A., Oct 31- Nov 4 1999.
- DeRegnier, DR, Cole, L, Schupp, DG and Erlandsen, SL (1989) Viability of *Giardia* cysts suspended in lake, river and tap water. *Appl. Environ. Microbiol.* **55** 1223-1229.
- Di Giovanni G, Le Chevallier M, Battigelli D, Campbell A and Abbaszadegan M (1997) Detection of *Cryptosporidium parvum* by enzyme immunoassay and the Polymerase Chain reaction. *Proceedings AWWA Water Quality Technology Conference*, Denver, U.S.A., Nov. 1997
- Dowd, SE and Pillai, SD (1997) A rapid viability assay for *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts for use in conjunction with indirect fluorescent antibody
- DWAF (1996) *South African Water Quality Guidelines Vol. 1. Domestic Use*. Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria. 97-99.
- Fricker, CR (1998) Detection of *Cryptosporidium parvum*: Using a new laser flow cytometry device to speed-up the process. *Water conditioning and purification*, February 1998, 20-22.
- Gilmour, RA, Smith, HV, Smith, PG, Morris, GP and Girdwood, RWA (1991) Occurrence and viability of *Giardia* spp. cysts in UK waters. *Wat. Sci. Technol.* **24** 179-182.
- Grimason, AM, Smith, HV, Parker, JFW, Bukhari, Z, Campbell and Robertson, LJ (1997) Application of DAPI and immunofluorescence for enhanced identification of *Cryptosporidium* spp. oocysts in water samples. *Wat. Res.* **28** 733-736.
- Hayward, K (1998) Sydney facing management reforms. *WQI Sept/Oct* 4.
- Hoffman, RM, Standridge, JH, Prieve, AF, Cucunato, JC and Bernhardt, M (1995) The use of flow cytometry for detection of *Cryptosporidium* and *Giardia* in water samples. In: *1995 Water Quality Technology conference*, New Orleans, LA.
- Johnson, DW, Pieniazek, NJ and Rose, JB (1993) DNA probe hybridization and PCR for detection of *Cryptosporidium* compared to immunofluorescence assay. *Wat. Sci. Technol.* **27** 77-84.
- LeChevallier, MW, Norton, WD, Siegel, JE and Abbaszadegan, M (1995) Evaluation of an immunofluorescence procedure for detection of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in water. *Appl Environ. Microbiol.* **61** 690-697.
- Lindsay, DS (1997) Laboratory models of cryptosporidiosis. In: Fayer, R (ed.) *Cryptosporidium and cryptosporidiosis*. CRC Press, New York. 209-223.
- Lisle, JT and Rose, JB (1995) *Cryptosporidium* contamination of water in the US and UK: a mini-review. *J Water SRT- Aqua* **44** 103-117.
- Mayer, CL and Palmer, CJ (1996) Evaluation of PCR, nested PCR and fluorescent antibodies for detection of *Giardia* and *Cryptosporidium* species in wastewater. *Appl. Environ. Microbiol.* **62** 2081-2085.
- Nieminski, EC (1994) *Giardia* and *Cryptosporidium* cyst removal through direct filtration and conventional treatment. P463-476. In *proceedings AWWA annual conference*, New York, NY, American Public Health Association, Washington, DC.
- Nieminski, EC, Schaefer III, FW and Ongerth, JE (1995) Comparison of two methods for detection of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in water. *Appl. Environ. Microbiol.* **61** 1714-1719.
- Ozekin, K and Westerhoff, P (1998) Bromate formation under *Cryptosporidium* disinfection conditions. *WQI May/June* 16-17.
- Ransome, ME, Whitmore, TN and Carrington, EG (1993) Effects of disinfectant on the viability of *Cryptosporidium parvum*. *Water Supply* **11** 75-89.

- Rochelle PA, Ferguson DM, Handojo TJ, De Leon R, Stewart MH and Wolfe RL (1997) An assay combining cell culture with reverse transcriptase PCR to detect and determine the infectivity of waterborne *Cryptosporidium parvum*. *Appl. Environ. Microbiol.* **63** 2029-2037
- Rose, JB, Lisle, JT, and LeChevallier, M (1997) Waterborne cryptosporidiosis: incidence, outbreaks and treatment strategies. In: Fayer, R (ed.) *Cryptosporidium and cryptosporidiosis*. CRC Press, New York. 93-110.
- Rossomando, Hesla, HA, Olson, E, Thomas, F, Gilbert, DC and Herlihy, JJ (1995) "Continuous" immunomagnetic capture of *Cryptosporidium* and *Giardia* from surface water. *In Proceedings 1995 AWWA Water Quality Technology Conference*, New Orleans, LA.
- Sauch, JF, D Flanigan ML Galvin D Berman and W Jakubowski (1991) Propidium iodide as an indicator of *Giardia* cyst viability *Appl & Environ Micro* **57** 3243-3247.
- Schaefer III, F, Rice, EW and Hoff, JC (1984) Factors promoting *in vitro* excystation of *Giardia muris* cysts. *Trans. Roy. Soc. Trop. Med. Hyg.* **78** 795-800.
- Schupp, DG and Erlandsen, SL (1987) A new method to determine *Giardia* cyst viability: correlation of fluorescein diacetate and propidium iodide staining with animal infectivity. *Appl. Environ. Microbiol.* **53** 704-707.
- Shepherd, KM and Wyn-Jones, AP (1995) Evaluation of different filtration techniques for the concentration of *Cryptosporidium* oocysts from water. *Wat. Sci. Tech.* **31** 425-429.
- Shepherd, KM and Wyn-Jones, AP (1996) An evaluation of methods for the simultaneous detection of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts from water. *Appl. Environ. Microbiol.* **62** 1317-1322.
- Smith, HV, Robertson, LJ and Ongerth, JE (1995) *Cryptosporidiosis* and giardiasis: the impact of waterborne transmission. *J Water SRT-Aqua* **44** 258-274.
- Stanfield G., Carrington E., Albinet F., Compagnon B., Dumoutier N., Hamsch B., Medema G., Petzoldt H., de Roubin M.R., de Savornin Lohman A. and Whitmore T., (1999) An optimised and standardised test to determine the presence of the protozoa *Cryptosporidium* and *Giardia* in water. *IAWQ conference: Minimising the risk from Cryptosporidium and other waterborne particles*, Paris, France, April 19-23, 1999
- Stinear, T, Matusan, A, Hines, K and Sandery, M (1996) Detection of a single viable *Cryptosporidium parvum* oocyst in environmental water concentrates by reverse transcription-PCR. *Appl. Environ. Microbiol.* **62** 3385-3390.
- Swabby-Cahill, KD, Clark, GW, Pasha, RE, Sullivan, E and Cahill, AR (1994) Polymerase Chain Reaction (PCR) detection of *Cryptosporidium* and *Giardia* in finished municipal water samples compared to immunofluorescence assay (IFA) detection. *Proc. AWWA Water Quality Technology conference*, San Francisco, CA.
- Thariat, L, Sidaner and Schwartzbrod, J (1998) Determination of *Giardia* cyst viability in environmental and faecal samples by immunofluorescence, fluorogenic dye staining and differential interference contrast microscopy. *Letters in Appl. Microbiol.* **26** 237-242.
- USEPA (1994) National Primary Drinking Water Regulations: Enhanced Surface Water Treatment Requirements; Proposed Rule. *Federal Register* **59** (159) 38832-38858.
- Vesey, G, Slade, JS, Byrne, M, Shepherd, K, and Fricker, CR (1993). A new method for the concentration of *Cryptosporidium* oocysts from water. *J. Appl. Bacteriol.* **75** 82-86.
- Vesey, G, Hutton, A, Champion, N, Ashbolt, KL, Williams, A, Warton and Veal, D (1994) Application of flow cytometric methods for routine detection of *Cryptosporidium* and *Giardia* in water. *Cytometry* **16** 1-6.
- Vesey, G, Ashbolt, KL, FRICKER, EJ, DEERE, D, Williams, KL, Veal, DA and DORSCH M (1998). The use of ribosomal rRNA targeted oligonucleotide probes for fluorescent labelling of viable *Cryptosporidium parvum* oocysts. *J. Appl. Microbiol.* **85** 429-440
- Whitmore, TN and Carrington, EG (1993) Comparison of methods for recovery of *Cryptosporidium* from water. *Wat. Sci. Tech.* **27** 69-76.
- WQI (1998) UK proposes unlimited fines for *Cryptosporidium* failure. *WQI May/June* **6**
- Zanelli, F, Compagnon B, de Roubin, MR (1999) Enumeration of *Cryptosporidium* oocysts from water samples by laser-scanning cytometry *IAWQ conference: Minimising the risk from Cryptosporidium and other waterborne particles*, Paris, France, April 19-23, 1999.

COMPACT TECHNOLOGIES FOR THE RECYCLING OF WASTEWATER

*By Slim ZEGHAL, Marie Marguerite BOU BIDA
Pier MONTOVANI, Jacques SIBONY
Nathalie BLANC (CGE)*

Compact Technologies for Urban Wastewater Recycling

Slim Zeghal¹, Marie-Marguerite Bourbigot¹, Pier Mantovani¹,
Jacques Sibony², Nathalie Blanc¹

1 - Générale des Eaux, 52, rue d'Anjou - 75 008 Paris - FRANCE

2 - OTV, l'Aquarène, Place Montgolfier - 94 417 St Maurice - FRANCE

TABLE OF CONTENTS

ABSTRACT.....	25
1. INTRODUCTION.....	26
2. ENHANCED SEDIMENTATION.....	26
3. BIOFILTRATION.....	28
3.1 DOWN-FLOW FILTRATION.....	28
3.2 FLOATING-BED BIOFILTER.....	28
3.3 ANOTHER UP-FLOW BIOFILTER.....	31
3.4 MEMBRANE BIOREACTOR.....	32
4. CONCLUSIONS.....	33
REFERENCES.....	34

Abstract

Wastewater treatment regulations are getting much more stringent. The need for more efficient and reliable treatment technologies is increasing. Treated water quality and reliability of operation requirements lead to the development of new treatment technologies. On the other hand, site constraints, a sensitive neighborhood, and a limited available construction space urge for technologies that can be easily integrated in their environment.

Primary sedimentation has seen several developments in recent years. The Actiflo process, combining the benefits of lamella sedimentation with enhanced coagulation around microsand particles, allows upflow velocities higher than 100 m/h, to be compared to a few m/h in conventional sedimentation. Several biofilter reactors with fixed biomass, used at an industrial scale, are presented to illustrate the most recent developments in wastewater treatment. Down-flow aerated biofilters consist of a single compact process associating a biological reactor and a liquid-solids separator. A floating bed biofilter has also been developed. It offers the possibility to completely eliminate nitrogen in a single reactor cell. Another biofilter design has been developed adding a further simplification of the treatment train by eliminating the primary sedimentation. In all cases, the system offers a reliable secondary treatment that does not suffer bulking or mixed liquor losses, lending itself to a good further chlorine disinfection, or being an excellent pre-treatment to a tertiary process unit. This tertiary process unit can rely on membranes microfiltration. Another compact design was developed by combining the secondary biological step with the membranes separation. This compact system can easily perform nutrients removal and deliver a treated water with turbidity values less than 1 NTU.

In order to achieve various treatment goals for wastewater, various innovative technologies have been proposed, allowing the optimization of treatment plants. The use of compact treatment technologies allows bringing the plants close to urban centres where the pollution is produced and where treated water is needed, thus cutting on infrastructure costs related to collection systems. This offers the advantage of allowing an easier integration of the plants in their environment, reducing their footprint and providing a better control of their odor and noise emissions.

Key Words

Wastewater reuse; reclamation; Sedimentation; Actiflo; Biofilters; Nutrients removal; Biostyr; B2A; Membranes; BioSep

I. Introduction

The concept of deriving beneficial uses from treated municipal and industrial wastewater coupled with increasing pressures on water resources has prompted the emergence of wastewater reclamation, recycling, and reuse as integral components of water resource management. The inherent benefits associated with reclaiming treated wastewater for supplemental applications prior to discharge or disposal include preservation of higher quality water resources, environmental protection, and economic advantages. (Asano and Levine, 1995). Several technologies are now available to suit various reuse needs and standards. They need to be reliable and designed for the various applications. Compactness is a favourable characteristic as well. Indeed, such technologies would allow to treat the wastewater close to its production and potential application sites. Treatment systems can be landscaped and perfectly integrated into the environment.

2. Enhanced Sedimentation

Mexico City's population is exceeding 20 million. The water authorities have been considering wastewater reuse as a potential new water resource for agriculture as well as an improvement of the environment conditions by lowering the discharges of organic pollution and nutrients. Due to various constraints and after a significant analysis process, it has been concluded that advanced primary treatment is the best suited solution to treat the considerable amount of wastewater Mexico city produces ($74.5 \text{ m}^3/\text{s}$ - 1 700 MGD).

The novelty about the approach adopted here is to consider that there is benefit in leaving the organics (BOD) and nutrients (Nitrogen and Phosphorus) into the treated water in order to preserve its fertilizing capacity and to focus mainly on helminth eggs removal (recommendation of below 1 egg per litre) and pathogenic bacteria indicated by the fecal coliforms count (below 1000 coliforms in 100 ml).

Starting with a raw sewage with concentrations higher than 107 Coliforms / 100 ml, an activated sludge or a biofiltration system alone will not be sufficient to cope with the bacterial standard, leading to only 2 to 3 Log units removal. Disinfection would then be required, but neither chlorination nor UV would have any effect on helminth eggs, and ozone would not be sufficient either. The best option for the helminth eggs is to physically remove them from the system through sedimentation, filtration at a sufficient threshold or other physico-chemical processes.

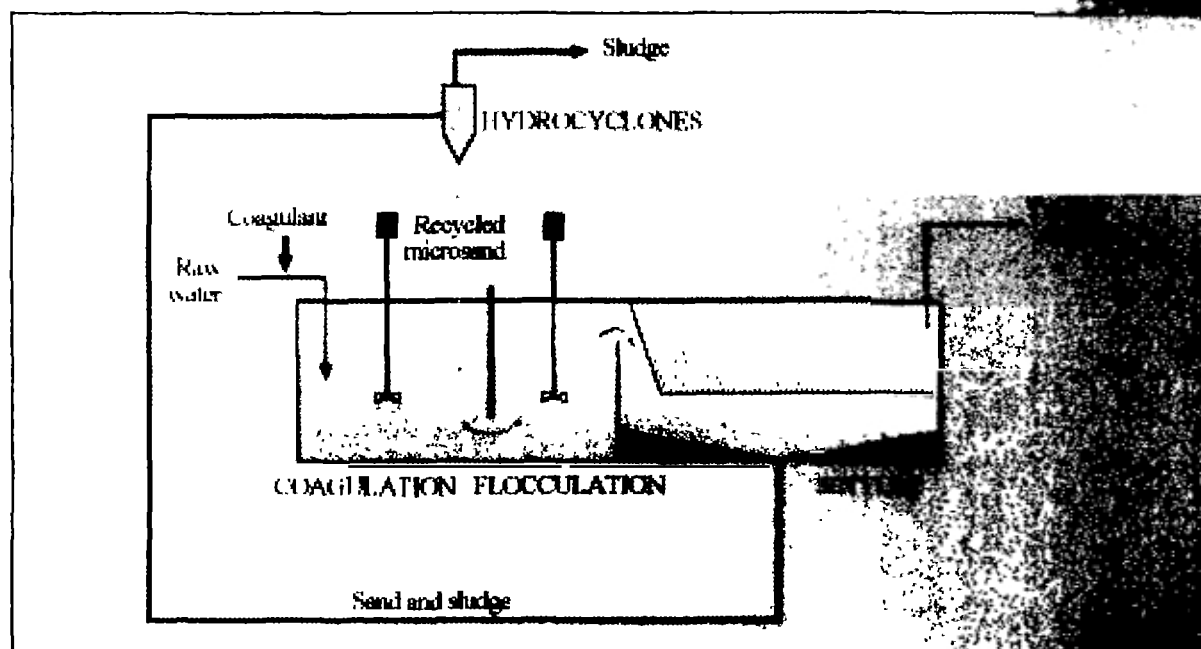
The treatment line that allows to deal with the objectives of microbiological decontamination and low BOD and nutrient removals at an acceptable cost is composed of :

- Advanced primary physico-chemical treatment to remove most of helminth eggs and suspended solids.
- Rapid sand filtration if the removal of helminth eggs is not sufficient on the first step
- Disinfection with Chlorine or UV radiation.

Conventional primary treatment is effective for removal of particulate matter larger than about 50 μm from wastewater. In general, about 50 % of the suspended solids and 25 % of the BODs are removed from the untreated wastewater by primary treatment processes (Crittenden & Eddy, 1991). The Actiflo process is an optimized physico-chemical treatment process specifically suited for the particular application described above. Initially developed for domestic wastewater treatment, it has been progressively adapted to various wastewater applications, ranging from storm-water treatment in combined sewer overflows to tertiary treatment and filter backwash water reject and eventually to high rate primary sedimentation.

The principle is that micro-sand is added to the influent at the coagulation-flocculation stage. This has two major advantages :

- The initiation of the reaction is improved by the presence of micro-sand, which increases the number of free particles. The retention time can be shortened and the size of flocculation tank minimized;
- The resulting floc is heavier, and therefore settles more easily so that higher upflow velocities are allowed.



An Actiflo prototype plant (130 m^3/h - 0.8 MGD) has been used during 6 months in order to demonstrate the ability of the process to treat Mexico city wastewater. The results on SS and helminth eggs show the efficiency and reliability of this process even at high upflow rates up to 200 m/h (Le Poder et al., 1998). The helminth eggs concentration in the treated water is almost always below the 1 egg/l threshold and certainly below 5 eggs/l at all times. These results obtained together with an average 25 mg/l SS in the treated effluent could be consistently monitored at high upflow rates and low chemical dosing ($< 60 \text{ mg}/\text{l}$).

The combination of the Actiflo system and a rapid sand filtration followed by disinfection allows to comply with World Health Organization recommendations (< 1 egg/l Fecal Coliforms / 100 ml).

The very compact size of the Actiflo system minimizes the footprint and land requirements. It allows less expensive construction than in classical lamellar systems to treat comparable flow-rates. Operation costs depend on local conditions. However, here is some operating data that enables one to approach them:

- Electricity consumption: around 20 Wh/ m³ of treated water.
- FeCl₃ : from 30 to 80 g/m³ of treated water, depending on requirements on SS and especially on P.
- polymer: around 1g/m³ of treated water
- micro-sand: around 3 g/m³ of treated water (micro-sand is also often recovered from raw water)

3. Biofiltration

3.1 Down-flow filtration

The Biocarbone filter is a down flow process using expanded clay media for biomass attachment and particle retention. During operation, the filtering media is not fluidised because filtration is carried out in the direction of the media compression. This feature allows very low suspended solids residuals. A periodic counter current backwash removes the accumulated excess biomass and the retained solids. The backwash gives priority to the highly loaded part of the bed in contact with the incoming solids. This process has been widely used in various sensitive locations where it has allowed a good integration of the wastewater treatment plant into the urban environment. Examples from the French Riviera include the Antibes facility, the first in the world to obtain an ISO 14001 certification and the Monaco plant. The Biofilters, loaded between 5 and 7 kg COD/m³.d, provide excellent carbon removal after primary sedimentation using lamella settlers. The plant is conveniently located downtown, close to the pollution production centre. Designing the complete treatment system including the plant and the collection pipes leads therefore to an optimized solution.

3.2 Floating-bed Biofilter

The Biostyr filter is an up flow process using a floating polystyrene media for biomass attachment and particle retention. The floating media allows an aeration within the filter, therefore leading to the creation of an aerated zone above an anoxic zone, which enables both nitrification and denitrification to be carried out within a single reactor. Denitrification, being the first stage in the process, lowers the carbonaceous load of the water prior to entering the nitrifying stage, an essential requirement for the development of autotrophic nitrifiers. This also ensures that water entering the denitrification stage has the highest possible carbon content. A certain percentage of the nitrified water exiting the reactor is recycled back to the denitrifying stage to achieve the required nitrate removal. Filtration and backwash advantages from the Biocarbone are further enhanced here by the gravity backwash and lightweight media in use.

For a carbon and secondary nitrification application, the Cergy treatment plant (200 000 p.e.) combines deep tank high load activated sludge with lamella clarification and 15 m² Biostyr cells of 63 m² each. COD is lowered from an inlet value of 800 mg/l on average to 350 mg/l out of the lamella settlers and down to 50 to 60 mg/l in the effluent. Daily ammonia loads which can reach up to 1.8 kg/m³.d on peak, the average daily load of ammonia is 5 mg/l and total TKN below 7 mg/l. The average outlet SS is 120 mg/l. As a tertiary nitrification application, in Evreux (France, 70 000 p.e.), the initial medium load activated sludge has been upgraded by the addition of Biostyr cells treating an average flow of 10 250 m³/d in 1995. This tertiary treatment refines COD from 86 mg/l down to less than 50 mg/l. N-NH₄ is oxidised from 34 mg/l to 1 mg/l in the outlet. Excellent nitrification performance is achieved due to the low inlet organic matter to the biofilters. The Saint-Jean d'Illac treatment plant is composed mainly of a lamellae settler followed by 5 Biostyr cells of 16 m² each used for nitrification/denitrification. It serves a population equivalent of 14000, corresponding to a maximum flow rate of 2100 m³/d. Mean water characteristics are shown on table 1.

Parameters (mg/l)	SS	COD	N-NH ₄	TKN	NO ₃	TN
Inlet	250	750	65	80	0	80
Outlet settler	120	500	65	75	0	75
Outlet Plant	8	55	1-2	4-6	12	15-20

Table 1: Average characteristics of waters at St Jean d'Illiac plant

An effluent standard of 20 mg/l TN, 30 mg/l SS and 90 mg/l COD is respected as can be seen from the previous table.

Pre-precipitation using ferric chloride is currently carried out at the Nyborg treatment plant which serves 60000 p.e. in Denmark. The biological stage is composed of 8 Biostyr cells of 63 m² for nitrification-denitrification. The Biofilter building covers the same area as the existing conventional primary settlers. Table 2 shows the average design flow and effluent requirements, Up to now, 3 years of experience has been gained in running the plant. The mean effluent quality values, which meet the discharge standards, appear in table 3.

Parameters		Inlet Design data	Outlet requirement
COD	mg/l	230	
BOD ₅	mg/l	90	15
TN	mg/l	46	8
NH ₄ -N	mg/l		3
P	mg/l	2	1,5
SS	mg/l	50	10

Table 2: characteristics of waters at Nyborg plant

Total-P effluent of less than 1.5 mg/l could be continuously achieved with an average inlet around 8 mg/l. Despite an increasing inlet concentration, the effluent ammonia is around 2 mg/l and the nitrate concentration less than 6 mg/l. This could be achieved by methanol addition and more recycle. The results remain steady and meet the Danish standards. It should be pointed out however that high molar ratios of Metal ion/P were used for the chemical dosage, and precipitation degrades the C/N ratio of the biological stage by eliminating more carbon in the primary settler, which then requires carbon addition to denitrify.

Parameters		Mean value	Standard deviation
BOD ₅	mg/l	7	(2)
TN	mg/l	6,5	(1,0)
NH ₄ -N	mg/l	1,8	(1,3)
P	mg/l	0,8	(0,4)
SS	mg/l	11*	(5)

Table 3: Mean effluent values at Nyborg plant (official analyses 1994)

* SS value in influent 150% of the design basis (76 mg/l SS instead 50mg/l)

Co-precipitation of phosphorus has been demonstrated at an industrial scale demonstration filter with a surface area of 22 m² and an average flow rate of 800 m³/d that was constructed at the Rambouillet treatment plant. The waste water treated by the reactor comes from a combined urban sewer which has undergone preliminary treatment and primary settling. Chemical precipitation was carried out using Alton P1, an alkaline mineral reagent. Sammut et al. (1992) report removal rates of 70 to 80% on PO₄-P for a water with 10 to 12 mg/l PO₄-P at the inlet. The addition of Alton P1 does not appear to have any effect on nitrification rate (0.9 kg NH₄N/m³ aerated zone/d), which would agree with the findings of Kraft and Seyfried (1990). It only slightly reduces denitrification rates, unlike the case of pre-precipitation, as colloidal organic matter seems to remain available to the denitrifying bacteria as a carbon source. Headloss build-up is slightly faster and of a more linear nature during the addition of chemical.

Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal has been achieved on fixed film reactors. As described by Goncalves et al. (1993), a pilot unit consisting of 5 Biostyr columns (0.2 m diameter, 1.5 to 2.6 m material height) was used for these experiments. It was operated in the following conditions: of the 5 biofilters, one will be temporarily under anaerobic conditions. The anaerobic phase moves from one biofilter to the following, once maximum P release is achieved. Aeration then starts up again in the biofilter previously under anaerobic conditions. The total influent settled waste water flow to the pilot (rich in organic substrate) is forwarded to the filter under anaerobic conditions. After the anaerobic filter, it is then equally divided among the aerobic filters placed in parallel downstream. At the end of a filter's anaerobic phase, a short aeration period (30 min) takes place with the objective of purifying the volume of phosphorus-rich water remaining in the reactor and minimizing its impact on the effluent quality. Filter backwash takes place at the end of an aerobic phase when the biomass is saturated in phosphorus .

Parameters (mg/l)	SS	COD	NH ₄ -N	TKN	NO _x -N	tot-P	PO ₄ -P
Inlet	126	359	44.1	52.6	0	11.3	2.9
Outlet	7.3	39	2.6	4.4	10.5	3	1

Table 4: Influent/effluent characteristics for nitrification/denitrification

Between 8 and 9 mg P total/l were eliminated (Table 4), reaching P removal efficiencies of 60 to 70 %. The efficiency of the anaerobic phase was strongly dependent on the influent characteristics and the carbon substrate present. Nitrification is not affected by this operational mode. Denitrification is improved by introducing an anaerobic contact time to the system, confirming observations made by other authors when working with an activated sludge system (Clayton et al., 1991).

Using a 300 mm diameter, 2.3 m bed height pilot column, Zeghal et al. (1995) researched the maximum removal capacities of the floating biofilter for post denitrification. The effects of different inlet nitrate concentrations and temperatures were investigated. It was found that the Biostyr filter could totally remove loads from 1.2 kg of N-NO₃ per cubic metre of reactor per day (kg N-NO₃/m³.d) at 10 mg/l N-NO₃ inlet concentration and 16°C to 2.5 kg N-NO₃/m³.d at 20 mg/l N-NO₃ inlet and 20°C. The carbon addition needs were around 5 to 7 mg carbon per mg N-NO₃, including the consumption due to dissolved oxygen. The suspended solids removal allowed an average outlet of 6 mg/l SS with an average inlet of 55 mg/l. In situations of unfavourable inlet COD/N ratios where low outlet residuals are desired on a consistent basis it is wise to use a treatment train combining pre and post denitrification. Pre-nitrification ensures that the waste water carbon is used as much as possible. Post-denitrification on the other side of the flow relieves the hydraulics on the previous stages of treatment by lowering the flow for recycle.

3.3 Another up-flow Biofilter

The B2A process is another up-flow filter. It has been developed using variable media, which enables it to take pre-treated raw sewage without primary sedimentation. It is particularly suited for small-medium wastewater treatment plants, providing long cycle times, minimal maintenance, simplified process train and high reliability. As with the Biostyr, the B2A offers the possibility to nitrify and denitrify in a single cell.

Some results are presented here from the Gratentour (France) treatment plant, designed for a pollution of 3000 population equivalent. The daily average COD in the effluent is below 40 mg/l for an inlet concentration of around 500 mg/l in average and a load of 5 kg COD/m³.d. Under a loading of 0.8 kg-NH₄/m³.d, total nitrogen is consistently below 20 mg/l which was the target. Co-precipitation of phosphorus was also trialled at this plant, eventough the results were not as good. Residuals as low as 1 mg/l were achievable without disturbing the other biological processes within the system.

3.4 Membrane Bioreactor

Microfiltration membranes can be used as a tertiary treatment in lieu of a sand filtration step for effluent polishing. In this case, they are fed with secondary treated water of suspended solids generally below 20 to 30 mg/l and act as a polishing step. They have also been used as a solids separation step in the activated sludge process. Initial developments used the membranes into an external recirculation loop. The process delivered high quality water with however a significant energy consumption.

The use of immersed membranes as biomass separators in secondary treatment systems is an innovative approach which holds interesting promises in the context of wastewater reclamation or plants rehabilitation (Buisson et al., 1998). The membranes used in such configurations replace the secondary clarifier in conventional systems. They allow to work with high biomass concentrations (up to 25 g/l), high sludge retention times (higher than 20 days), and to effectively decouple mass loading and volumetric loading. The resulting systems are compact and lead to a good nitrification and a low sludge production. The following table gives a results summary of two pilot studies conducted in the USA and France:

<i>Parameter</i>	<i>Units</i>	<i>Feed</i>		<i>Permeate</i>		<i>Reduction</i>	
		USA	FR	USA	FR	USA	FR
COD	mg/l	237	482	16	10	93 %	98 %
TSS	mg/l	96	120	ND	ND	> 99 %	> 99 %
Turbidity	NTU	---	148	0.12	0.24	---	99.8 %
Ammonia-N	mg/l	25	39	0.8	0.4	97 %	99 %
TkN-N	mg/l	38	54	1.8	2	95 %	99 %
Nitrate-N	mg/l	---	---	26	9.9	---	---
Total-N	mg/l	38	54	28		26 %	80 %
Total Coliform	MPN/100 ml	5.6 x 10 ⁷	5.9 x 10 ⁷	20	43	6.4 log	6.1 log
Bacteriophages	N/ml	3.7 x 10 ⁴	1.48 x 10 ³	---	---	> 4.5 log	> 3.8 log
Temperature	°C	26 - 33	17 - 21	---	---	---	---

Table 4 – Biosep process performance (immersed membranes)

The immersed membrane activated sludge process offers the advantages of simplicity and compactness. The treatment does not require chemicals and leads to a low sludge production with a high effluent quality (COD, SS, N). The membranes provide an efficient barrier for microbes and an excellent pretreatment to reverse osmosis, should the latter be necessary to remove salinity.

4. Conclusions

The successful implementation of wastewater reuse options into a water resources management program requires careful planning; economic and financial analyses; and efficient operation and management of wastewater reclamation, storage, and distribution systems. Technologies for wastewater reclamation and purification have developed to the point where it is technically feasible to produce water of almost any quality and advances continue to be made. Current water reclamation strategies incorporate multiple measures to minimize health and environmental risks associated with various reuse applications. A combination of source control, advanced treatment process flowschemes, and other engineering controls provides a sound basis for increased implementation of water reuse applications. The feasibility of producing reclaimed water of a specified quality to fulfill multiple water use objectives is now a reality due to the progressive evolution of technologies and risk assessment procedures. However, the ultimate decision to harvest reclaimed wastewater is dependent on economic, regulatory, and public policy factors reflecting the demand and need for dependable water supply.

References

- Asano, T. and Levine, A.D. (1995). Wastewater Reclamation, Recycling, and Reuse: Past, Present and Future. *Water Science and Technology*, 33(10-11), 1-14.
- Asano, T. and Tchobanoglous, G. (1995). Drinking Repurified Wastewater. *Journal of Environmental Engineering (ASCE)*, 121(8).
- Baron J, B. Langlais, J. Perez-Parra, E. Del Castillo and A. Vallverdu (1998). The use of Ozone as tertiary treatment in wastewaters before reuse – Practical application in Almeria (Spain). Accepted for Water Reuse 98, Feb 1-4, Orlando, FL, USA.
- Buisson H., P. Côté, C. Pound, P. Mantovani and S. Zeghal (1998). Compact Membranes reactor for wastewater reuse. Accepted for Water Reuse 98, Feb 1-4, Orlando, FL, USA.
- Metcalf & Eddy (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*. McGraw-Hill, Inc, New York, New York.
- Brøgaard, E., Andersen V., (1995). Grosstechnische erfahrungen mit der Biofiltration zur nitrifikation und denitrifikation in Dänemark. ATV Seminare Für Abwasserpraxis Einsatz von Biofilm-Reaktoren am 15/16 november 1995. Magdeburg.
- Clayton, J. A., G. A. Ekama, M. C. Wentzel, and G. v. R. Marais (1991). Denitrification kinetics in BPR activated sludge systems treating municipal waste waters. *Wat. Sci. Tech.*, 23,4/6,1025 - 1035.
- Goncalves R.F., L. Le Grand and F. Rogalla (1993): Biological phosphorus uptake in submerged biofilters with nitrogen removal. 2nd int. spec. conf. on biofilm reactors, Paris France 29-30 Sept. 93
- Kraft, A, Seyfried, C.F.: Ammonia and phosphate elimination by biologically intensified flocculation filtration process, 4th Gothenburg Symposium (1990): Chemical water and wastewater treatment, Madrid, Spain. H. H. Hahn and R. Klute (Eds), pp.471 - 481
- Rogalla F., M. Badard, F. Hansen and P. Dansholm (1992) Up-scaling a compact nitrogen removal process. *Wat. Sci. Tech.*, Vol.26, no.5-6, pp 1067-1076.
- Sammut, F., Rogalla, F., Goncalves, R.F.: Phosphorus and nitrogen removal on industrial scale upflow biofilters, Aqua Enviro Technology Transfer Conference, Nutrient Removal from Waste waters, September 1992, Leeds, UK
- Zeghal S, C. Durden and F. Rogalla (1995) Post-denitrification using an upflow floating medium biofilter. New & emerging env. tech. & products conf., Toronto, June 4-7, 1995

**EVOLUTION OF WATER QUALITY
OF DRINKING WATER SUPPLY
SYSTEMS: BOUZNIKA
CASE IN MOROCCO (ONEP).**

*By BENABDALLAH, M. EL MGHARI
T. M, L. ECHIABI (ONEP)*

SUMMARY

Many research works are currently reserved to study the evolution of the physical-chemical and biological quality of drinking water during its transit in the water supply networks. This evolution is mainly due to the bacterial proliferation at the expense of the dissolved organic matter. This causes inevitably modifications in the physical-chemical and biological characteristics of water according to the conditions prevailing in the water's supply network. Thus, the appearance of tastes, smells and colours is the expression of these modifications caused by the proliferation of varied micro-organisms which is brought about in the network mainly at the pipes surfaces level. The constitution of the fixed biomass called biofilms is checked by three factors: the bacterial cells flow in the outlet of the processing station, the biodegradable organic matter's flow and the concentration of the residual oxidizer. In this context, and in order to improve its knowledge about the quality of water, of which he assures the management, and so as to cover a new experimentation field about a biofilm, National Office of Drinking Water (ONEP) has carried out, in Morocco in collaboration with the International Water Center of Nancy (NAN.C.I.E-France) a study on the water quality evolution in the supply networks.

The site selected for the study includes three main parts : a non processed water resource, the Bouregreg processing station and the water conveyance and supply network of the City of Bouznika. Two campaigns of water samples and biofilm intakes have been realized. For each water intake, measures of temperature, pH, free residual chlorine, turbidity, dissolved and biodegradable organic matter (DOC and BDOC) and bacterial density have been taken out. As regards some punctual samples, analysis of trihalometane (THM) and metal (Fe, Mn, Al) has been realized.

The obtained results analysis have shown that:

- 1-The processing path has allowed a moderate decrease of the turbidity of bacteria and of the DOC and the BDOC contents for the two study phases.
- 2- An evolution of the physical-chemical and biological quality of water during its transit. The free residual chlorine decreases, the turbidity is more important than in the outlet of the processing station, the DOC and the BDOC are irregular in time and space, the total flora and the revivable herterotrophic bacteria (RHB) are more important than in the outlet of the processing station.
- 3- Biofilm study : the obtained results indicate that all the collected pastilles present a fixed biomass and this, whatever is the concentration of the free residual chlorine. The counting technique by epifluorescence gives out a quantity of bacteria by surface unit which is able to reach values until 1.10^7 cells/cm².

In conclusion, and in conformity with the studies realized in the same context on pilot networks, this study has allowed to emphasize the variability of the water quality within the water supply network.

During water transit, the bacterial proliferation is significantly noted at the expense of dissolved organic matter with presence of a considerable free residual chlorine concentration (0.5 mg/L). This study has shown the existence of irregular and heterogeneous biofilm within the canalization surfaces of an effective grid.

I - Introduction

Many research works are currently reserved to study the evolution of the physical-chemical and biological quality of the drinking water during its transit in the water supply network. This evolution is mainly due to the bacterial proliferation at the expense of the residual chlorine and organic matter which causes inevitably modifications in the physical-chemical and biological characteristics of water according to the conditions prevailing in the water supply network. Pipes corrosion, appearance of tastes and smells (1), (2), (3) are the expression of these modifications.

These modifications are caused by the proliferation of varied micro-organisms occurred in the network mainly at the pipes surfaces level. The constitution of the fixed biomass called biofilms is checked by three factors : the bacterial cells flow in the outlet of the processing station, the biodegradable organic matters flow and the concentration of residual oxidizer. In this context, and in order to improve its knowledge about the water quality, which he assures the management, and so as to cover a new experimentation field about biofilm, ONEP has carried out, in Morocco in collaboration with the International Water Center of Nancy (NAN.C.I.E-France) a study on the evolution of quality of water within the water supply networks of which the major objectives are :

- Follow up the evolution of chlorine
- Evaluate the efficiency of the processing path
- Follow up the evolution of the quality of drinking water from the outlet of the processing station to its arrival to the consumer.
- emphasize the biofilm's formation
- evaluate the quantity of fixed bacteria (biofilm)
- try to establish the relation between chlorine and biofilm

II - MATERIALS AND METHODS

II.1 - Materials

The site selected for carrying out the study is composed by three materials :

- A non processed water resource

A non processed water resource is constituted by the Sidi Mohamed Ben Abdellah man made lake situated at about twenty kilometers from the city of Rabat.

This man made lake presents an intense thermal stratification during the hot months with a proliferation of an algae within the upper layers and with water desoxygenation of deep layers during several months of the year.

- The Bouregreg processing station

This station (see photo1) is constituted of 3 units S1, S2 and S3 of processing capacity respectively of 1, 3 and 5m³/s. These units are of a classic standard type that includes a chlorination, a coagulation, a flocculation, a rapid filtering upon sand and a post-chlorination.



Photo 1: Overall view of the 3 units of the Bouregreg processing station.

Water conveyance and supply network

The water produced by the 3 units (S1, S2, S3) goes through a reservoir called starting work with a capacity of 1500 m³. From this reservoir, water is conveyed within a prestressed concrete canalization called BR1 with a diameter of 1400 mm, linking Rabat and Casablanca. The flow is of a gravitational type and the transit speed is of 1.1m/s. A break through made on the canalization in the BC2 point allows the supply of a reservoir of 2000 m³ which provides the city of Bouznika with water.

Furthermore, the city of Bouznika which has counted more than 21.000 inhabitants in 1994, equipped with a water supply grid of about 32 Km.

This network includes 2 main parts: a city sector which is constituted of 5 lots called Amal, Nbichette, Othmane, Habitat, Communal and a beach sector.(see Graph 1).

Water intakes have been made at different water transit levels (see photo 1) from the outlet of the processing station up to the consumer level in Bouznika, and the biofilm intakes have been realized only at the level of the water supply network (see photo 2).



Photo 2: Biofilm intakes system established within the Bouznika canalizations.

The operating periods have been scheduled according to the capacity of non process water which changes through seasons. In fact, two analysis campaigns of one month each have been carried out respectively from April 5, 93 up to May 5, 93 and from November 15, 93 to December 12, 93.

II.2 - Methods

The sampling and analysis methods are the standard methods in use within the Central Laboratory of ONEP.

During 2 analysis campaigns, 280 water samples and 108 biofilm samples have been analysed. For each water intake, we have practiced the measures of temperature, pH, free residual chlorine, turbidity, dissolved and biodegradable organic's matter (DOC and BDOC) and bacterial density (total flora counted by epifluorescence and revivable heterotrophic bacteria). For some punctual samples, the chloration (trihalometane THM) by-products and metals (Fe, Mn, Al) analysis has been realized. Only analysis methods relating to the main specific parameters used in the framework of the study are developed.

II.2.1 - Counting of cultivable aerobic bacteria

• within the water

After sample's homogenization, a test taking of 1 ml- of pure sample and its dilution 10^{-1} and 10^{-2} are melted together with about 15 ml of nutritive agar-agar maintained in suspension at 44°C (+or- 2°C). The 2 boxes placed in culture (pure and diluated samples) are made at incubation at 22°C + or- 1°C . The results are expressed in an average number of units which formed colonies per sample's ml (UFC/ml) at 3 and 10 days.

• within the biofilm

The polyethylene pastilles aseptically taken from water supply network are put in sterile distilled and pre-filtered water over a membrane of $0,22\ \mu\text{m}$ of porosity. After processing by ultrasonics like Sonicateur Vibra cell equipped with microprocessor, bacteria are taken. Thus, dilutions of 10^{-1} and 10^{-4} are made, cultivable bacteria are counted after putting up in culture by incorporation method of 1ml of the sample within 15 ml of agar-agar as above described for water. The results are expressed in an average number of units which formed colonies / cm^2 .

II.2.2 - Counting of dead and living bacteria

• within the water

We have added with test taking of 9 ml of pure sample, 1 ml of DAPI ($0.5\ \mu\text{g}/\text{ml}$) and 1ml of Triton X 100 (0.1%) within sterile tubes, which are previously cleaned with Apyrogen free sterile distilled water (ASDW) and then dried out. After homogenization with Vortex during 20 seconds and a contact of about 10 minutes in an ambient temperature, the sample is filtrated under vacuum through a membrane with black polycarbonate of porosity equal to $0.22\ \mu\text{m}$.

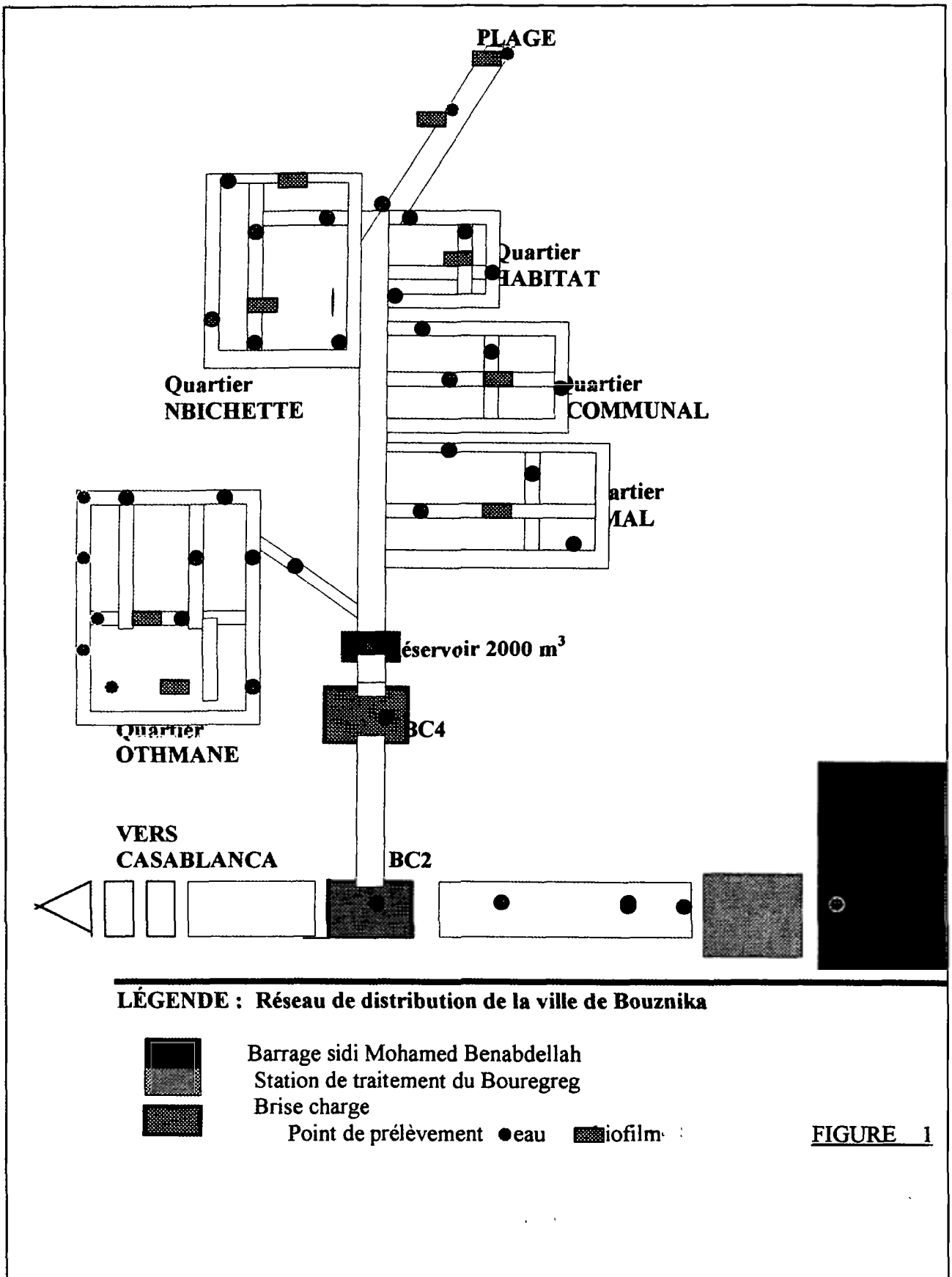


FIGURE 1

Then, this membrane is rinsed out through ASDW filtration of 2X50 mL, drained under warm airstream, then sent up between strip and small strip and in the end, rehydrated with a drop of tamponated glycerine.

For each test realized, reactive sterility markers are been processed replacing sample volume by ASDW.

Microscopic observation is carried out at the objective's immersion x 100 on a epifluorescent microscope. The DAPI sends out a blue fluorescence when it is excited under an ultra violet light at 365 nm.

The number of fields counted through membranes is calculated according to the number of the present bacteria : for a number of bacteria inferior to 30, we count 30 fields, and for a number of bacteria between 30 and 70 only 20 fields are counted.

The results are expressed in cells by ml. The calculation of the number of bacteria is carried out according to the following formula :

$$N/V = N' \times 13,85 \times 105/7$$

- N : Number of bacteria for the filtered volume
- N' : Number of bacteria by field (average)
- 13,85 : Filtration surface
- 105/7 : Inverse of the field's surface (cm²)
- V : Filtered Volume

* within the biofilm

As described previously the polyethylene pastilles aseptically taken from the distribution network are placed in 25 ml of pre-filtered distilled water over a membrane (0,22 µm porosity). The fixed bacteria are taken after 2 minutes of processing by ultrasonic. The sample diluted with 7 mL of ASDW are melted together with 1 ml of DAPI (0.5%) and 1 mL of triton x 100 (0.1%) in sterile tubes, previously cleaned with ASDW and dried out.

The counting method is then identical to that previously described for water. The number of the bacteria number is issued according to the aforementioned formula and the results are expressed in cells by cm².

II.2.3 - Measuring out of the organic matter

The mixture of dissolved organic carbon (DOC) is issued by means of a total carbon analyzer. The biodegradable part (BDOC) is measured out according to the Joret and Levy method 1986 (8).

The mixture composed of 300 ml sample and 100 g of sand, coming out from the processing station paths is put in incubation in aerated erlenmeyers in obscurity. The mixture of the DOC is issued after an incubation period of 3 to 6 days. The content in BDOC is evaluated by the difference between the initial DOC and the minimal DOC obtained after incubation.

III - RESULTS

III.1 - Efficiency of the path's processing

The processing path has allowed during the two periods of study (see Chart 1) an average decrease quite superior to 90% for the turbidity as well as for the revivable heterotrophic bacteria.

Concerning the contents in DOC and BDOC, the processing path has allowed respective average decreases of 20% and 32% in November, whereas in April no change of the DOC content has been recorded after treatment.

III.2 - Treated water's quality in the outlet of the processing station

The treated water in the outlet of the processing station at a temperature of 15,6 °C and 21,5°C respectively in April and November, contains a great number of dead, live, stressed and active bacteria. We may count a number of 44000 to 110 000 cells, of which a small fraction is live and active even though there are considerable contents of residual chlorine. (0,45 to 0,90 mg/L).

As regards biodegradable dissolved organic carbon, the main source of micro-organisms nutriments, considerable contents of 0,44 to 0,46 mg/L are observed as from the outlet of the station. These 0,40 mg/L are quite sufficient to allow a bacterial proliferation in the outlet of the station and during the transit of water in the networks.

In conclusion, water in the outlet of the processing station, even if it meets the standards of being a drinking water, contains all the nutritive elements that allow the bacterial proliferation, and this in spite of the presence of a considerable content of free residual chlorine. During the water transit process we notice the evolution of all the controlled parameters. The pH receives on its part a slight modification that may be explained through the water tampon power.

***Chlorine evolution:**

As from the first transit hours, free residual chlorine concentration decreases quickly. Consumption speeds are respectively of 0,035 and 0,06 mg Cl₂/L/H for the first and second test campaign at the conveyance level.

III.3 - Evolution of the physical-chemical and biological quality of water during transit (see chart 1)

	APRIL 1993			NOVEMBER 1993		
	PSO	BC5	END OF NETWORK	PSO	BC5	END OF NETWORK
TEMPERATURE IN °C	15.6	16.3	17.3	21.5	21.0	20.1
pH	7.30	7.40	7.46	7.44	7.35	7.37
Turbidity in NTU	0.30	0.50	0.77	0.29	0.25	0.33
Free Residual Chlorine in mgC12/L	0.68	0.54	0.13	0.89	0.65	0.32
Total bacterial flora in cell/ml	110 000	220 000	150 000	44 000	41 400	74 500
RHB 22°C/ 3 days in UFC/ml	126	412	1890	7	134	51
R.H.B 22°C/10 days in UFC/ml	469	3650	2660	30	135	126
D.O.C. in mg/L	2.83	2.75	2.64	2.57	2.56	2.51
B.D.O.C. in mg/L	0.44	0.67	0.62	0.46	0.64	0.49

Chart 1 : average evolution of the physical-chemical and biological quality of water

PSO : Processing Station Outlet

R.H.B : Revivable Herterotrophic Bacteria

D.O.C. : Dissolved Organic Carbon

B.D.O.C. : Biodegradable Dissolved Organic Carbon

BC5 : Weight break N°5

***Turbidity**

In April, turbidity has generally been more significant on the overall studied network than in the processing station outlet. In November, turbidity has been virtually similar to that in the outlet of the processing station during the first water transit hours, whereas it has doubled at the level of the grid. Turbidity increase may be explained as well by a viable and non viable bacteria supply, by the presence of suspending particles, as by the biofilm pulling up during water circulation...

***Dissolved Organic Carbon:**

In a general way, and while the organic matter is irregular in time and space, we may notice nevertheless, a tendency of Dissolved Organic Carbon consumption for the two periods. On the other hand, Biodegradable Dissolved Organic Carbon (BDOC) has been increased in April and has not followed a special tendency in November. This increase in BDOC may be a result of the production by metabolites bacteria biofilm.

***Iron, manganese and aluminium:**

The average values of these parameters are virtually identic to those of the processing station outlet.

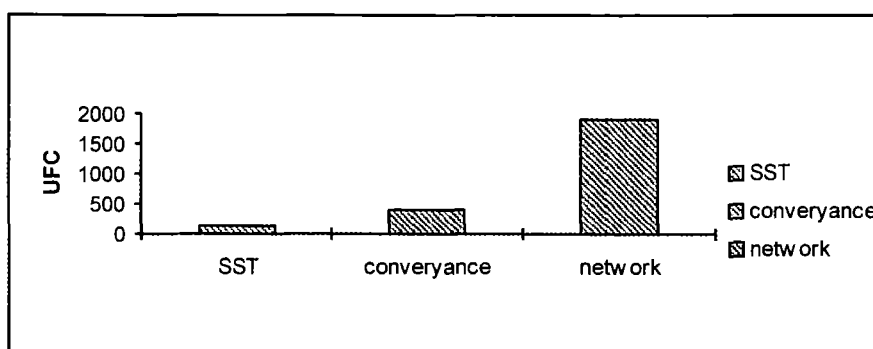
***Trihalomethanes (THM):**

During the water transit in canalizations, THM concentration is very variable in time and space. Concentrations remain generally higher to those in the processing station outlet.

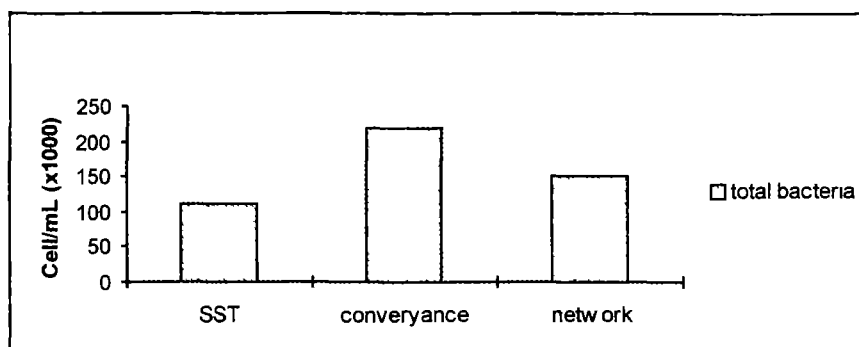
***Bacterial counting:**

In a general way, as from the first hours of the water transit, the total flora and the revivable herterotrophic bacteria (RHB) are very considerable in the processing station outlet. (see histogram 1 and 2).

Histogram 1 : Evolution of the revivable herterotrophic bacteria during the water transit



Histogram 2 : Evolution of total bacteria during water transit

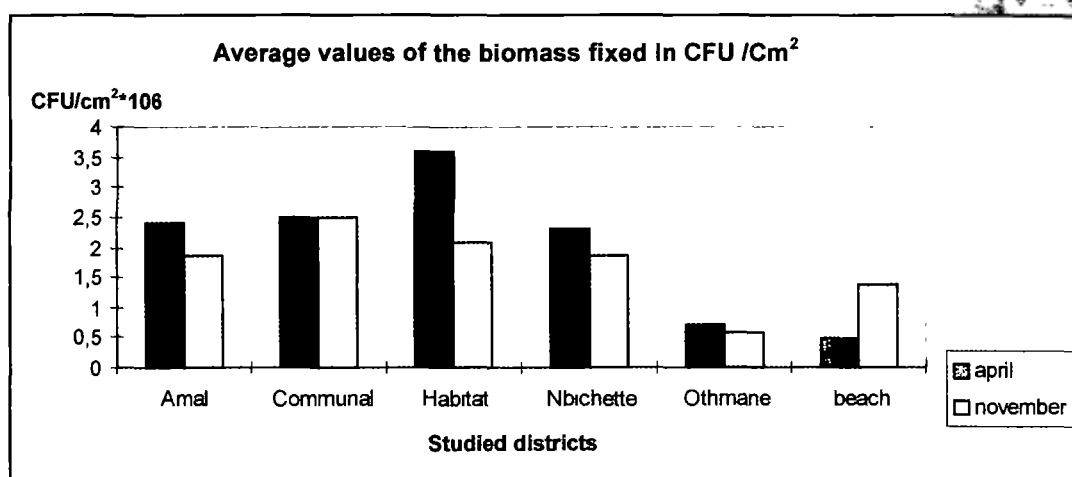


SST : Processing Station Outlet

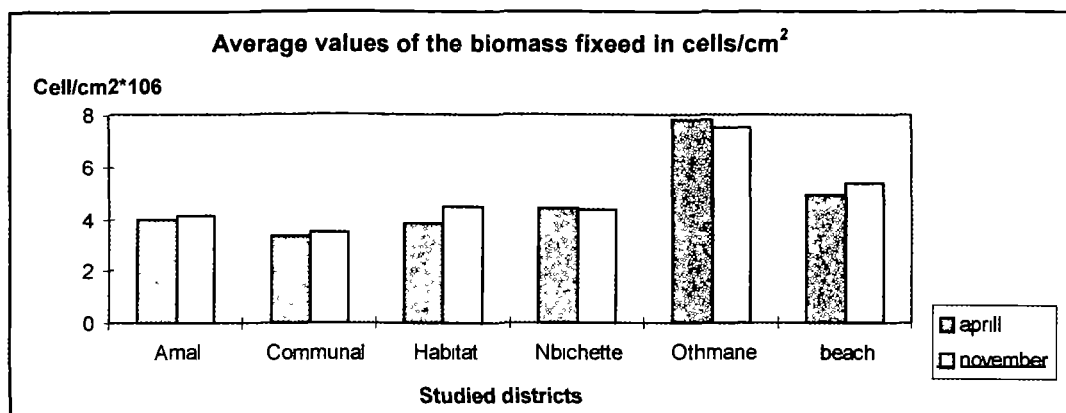
A proliferation of bacteria is noticed at the level of all the districts of the city of Bouznika in comparison with the processing station outlet. Moreover, contents of 150 000 cells/ml are recorded, a fraction of which is alive. Increase of bacteria in water is noticeable in spite of the presence of an oxidizing agent. According to Block and coll (6), the presence of BHB as we go further from the processing station outlet is the sign of a recent contamination of the network or of a pulling up of the biofilm near to the point of the intake.

As regards the study of the biofilm, (see histogram 3 and 4) the obtained results point out that all the collected pastilles lay out a fixed biomass, whatever is the free residual chlorine concentration.

The counting technique by epifluorescence gives out a quantity of bacteria by surface which is able to reach values of 1.10^7 cells/cm². About 0,10 % of them are resistant after an incubation period of 10 days at 22°C. The biomass fixed at the distribution pipes surface is distributed in an heterogeneous manner according to the studied districts. This heterogeneity comes probably from the cutting forces exerted on the surfaces which are different according to the water circulation speed into the pipes (7).



Histogram 3 : Biofilm in UFC/cm²



Histogram 4 : Biofilm in cells /cm²

IV - CONCLUSIONS

To conclude up, compared with studies realized within the same context on pilot networks (Nancy Water General Company - CGE) this experience carried out on an effective distribution network has allowed to emphasize the variability of the water quality within the distribution network.

Concentrations of free residual chlorine, bacterial density, the charge of the organic matter and turbidity, these are the major parameters involved in this phenomenon. Proliferation of revivable heterotrophic bacteria at 22°C is noticed considerably during the water transit, at the expense of the dissolved organic matter even in the presence of a significant concentration of free residual chlorine.

This study has allowed to show the existence of an irregular and heterogeneous biofilm on the pipes surface of an effective grid. We have noticed that the presence of free residual chlorine with contents sometimes superior to 0,50 mg/l does not prevent the formation of a biofilm. Paquin and coll. have shown that the diffusion of an oxidizer within the fixed biomass is weak.

BIBLIOGRAPHY :

1. Coallier J. et al. La recroissance bactérienne dans les réseaux de distribution d'eau potable (Bacterial re-growth within the drinking water distribution networks) Sciences and Techniques of water. 22, 63-72 (1989).
 2. Dollard M.A et al. Diversités des populations bactériennes d'un réseau de distribution publique. (Diversities of the bacterial populations of a public distribution network). French Newspaper of hydrogeology 16, 287-299 (1985)
 3. Bourbigot M.M. et al. La flore bactérienne dans un réseau de distribution. (The bacterial flora within a distribution network) Water Res 18, 585-591 (1984).
 4. Mathieu et al. Paramètres gouvernant la prolifération bactérienne dans les réseaux de distribution. (Parameters ruling the bacterial proliferation within the distribution networks). Sciences and water magazine 5, 91-112 (1992)
 5. Mathieu et al. Control of biofilm accumulation in drinking water distribution system. Water Supply 11, 365-376.
 6. Block et al. Indigenous Bacterial Inocula for measuring the biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) in Water. Water Res 26, 481-486 (1992).
 7. Paquin et al. Effet du chlore sur la colonisation bactérienne d'un réseau expérimental de distribution d'eau. (Chlorine effect on the bacterial colonization of an experimental water distribution network). Sciences and water magazine (1992)
- Joret J.C and Levi Y. Méthode d'évaluation du carbone éliminable des eaux par voie biologique (Method of evaluation of carbon eliminated from waters through a biological way). Trib. Cebedeau, 510 · 39-3

**AN INNOVATIVE AND ECONOMIC
PROCESS FOR THE TREATMENT
DRINKING WATER.**

By Marie Christine HUAI (SAC)

Abstract

The Carboflux is a new competitive process with a large range of performance compared to the classical granular activated carbon (GAC) filtration. The basic process is a simple unique reactor using powder activated carbon operating in optimized operational conditions. Carboflux has been compared to a classical GAC filtration showing significant results for pesticides and by-products removal, nitrification, organic matter removal and quality of treated water with a stable residual turbidity. High performance has been demonstrated within two years of pilot scale unit and completed with a first full-scale unit in south part of France in Beaumont de Lomagne (capacity of 200m³/h) with the following results :

- residual turbidity keeping widely stable under 0,5NTU and usually under 0,2 NTU;
- biological nitrification in the reactor;
- pesticides and by-products of pesticides removal under the water quality standards such as under 0,1 microg/l for the atrazine and under 0,5microg/l for the total pesticides;
- 75% of organic matter removal keeping high efficiency in case of primary clarification disturbance.

Carboflux is a new innovative process able to substitute the GAC filter with a new recommended drinking process line as follows – clarification-Carboflux-sand filtration –.

Carboflux marks an interesting breakthrough in the drinking water treatment offering a tool optimizing the use of activated carbon, reducing cost of operation and providing to the operation a flexible and reactive process fighting on line against micropolluants peaks of pollution.

Easy to operate and to built, Carboflux requires a simple automation and minimum of maintenance on site which opens a large range of application everywhere around the World.

Key-words:

fluidized activated carbon; GAC substitution; optimisation of use of powder activated carbon; micropolluants removal; stable water quality, flexibility.

Introduction

Activated carbon is an adsorbant material which can be used to remove a number of micropollutants and to allow the biodegradation of organic matter. With particle size on the order of a few ten of micrometers for the powder carbon and 1 mm for the granular carbon diameter, this product enhances the "comfort" aspects of drinking water for consumers and treatment plant operators alike, notably by removing taste.

Until the 1970s, only the powdered form of activated carbon (PAC) was utilized in drinking water treatment applications. However, because of the problems associated with its use (inconsistent dosage) and the constraints of maintenance of PAC systems, performance was far from optimal. Moreover, the activated carbon was used as a "once-through" reagent.

Subsequently, granular activated carbon (GAC) emerged as the easiest and most convenient option for plant operators, as it needs backwashing and regeneration only every 3-6 months depending on the level of micro-pollutants and organic matter contained in the water. However, recent factors such as the deterioration of source water quality have shown the limitations of granular activated carbon filtration. GAC filters no longer suffice to remove high organic loadings and produce treated water that complies with quality standards applicable in many countries. The only solution is to add powdered activated carbon to the settling step, but that is costly and creates new and significant constraints for the operator.

To keep step with the increasing stringency of water quality standards, resolve issues of deteriorating source water quality and meet operator needs for a consistently effective, flexible and easy-to-operate process that will not affect the price of water, Saur has developed, patented and installed a new process called Carboflux on a commercial scale. The innovative aspect of the process pertains to the optimization of PAC use by recycling through the system.

The Carboflux process

A new treatment line was designed incorporating the Carboflux process. It ensures the best conditions for use and the performance potential of powdered activated carbon by exploiting the advantage of flexibility in dosage, the large specific surface of the finely-powdered carbon and the contact time in the reactor.

This innovative technique was patented in 1998. It has already shown itself to be a suitable substitute for GAC filtration by meeting the following performance requirements: removal of micro-pollutants, biodegradation of organic matter, biological nitrification and improvement of filtered water quality at the plant outlet. This process results in a more reliable water production system by allowing sustained high performance of sand filters, avoiding breakthrough due to particulates, since the sand filter is located downstream from the Carboflux reactor at the end of the treatment line, ensuring consistently high quality of filtered water regardless of system disruptions upstream.

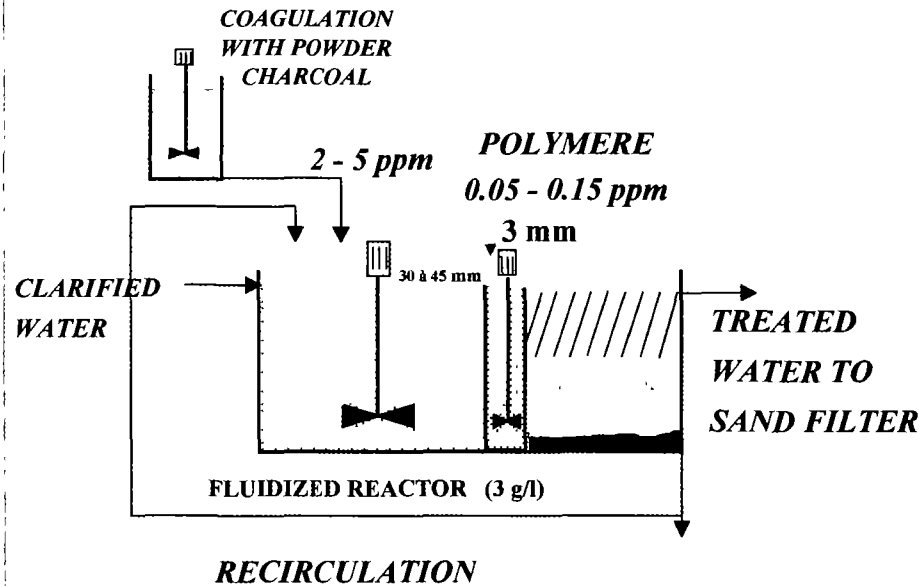
The process line was tested and compared with a conventional treatment line during a one-year trial period in a plant designed for 600 m³/d capacity:

- conventional treatment line: coagulation - flocculation - filtration (sand and GAC)
- innovative treatment line with Carboflux: coagulation - flocculation - ozonation (optional) - Carboflux (flotation reactor - PAC/flocculation/clarification) - single bed filtration (sand).

The ozonation step is installed as an option, depending on requirements and local conditions. It is necessary in Poland and western Europe; in Africa, source water quality and applicable standards make ozonation unnecessary.

The following diagram (figure 1) shows the Carboflux reactor.

CARBOFLUX PROCESS



Carboflux results and performance

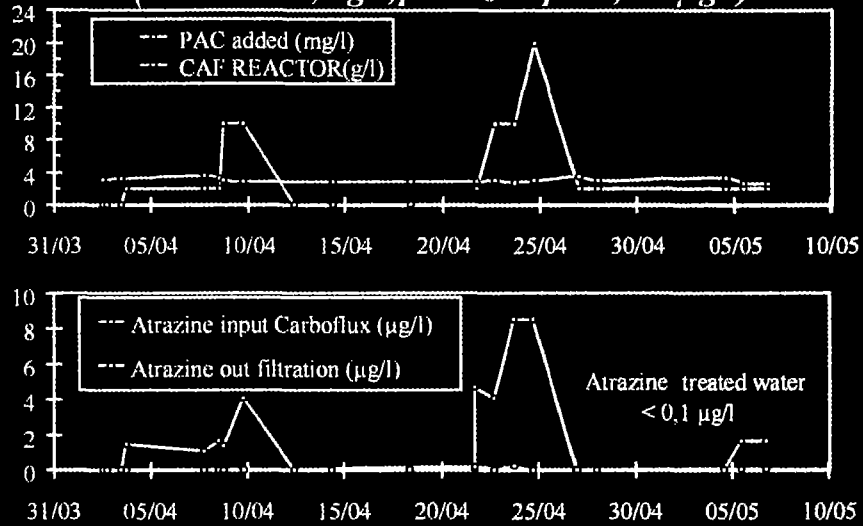
The concentration of powdered activated carbon in the Carboflux reactor was increased gradually from 0.5 to 2 - 3 g/L, by injecting a continuous stream of fresh PAC in quantities ranging from 2 to 20 mg/L. The carbon dosage remains flexible and variable, in order to be adjusted to the raw water quality. This is a significant advantage for the operator, not only in terms of operating costs, but also in terms of responsiveness to influent pollutant levels.

The comparative results of the conventional (dual-bed filtration) and Carboflux lines indicate the superior performance of the innovative process. Raw water containing high concentrations of micro-pollutants (1.5 $\mu\text{g/L}$) and organics can be effectively treated using the Carboflux process.

The results obtained with a fluidized activated carbon concentration of 3g/l (+0,5g/l) are presented on the figure 2 below. It shows the evolution of the powder activated carbon dosage in correlation with the atrazine input concentration. The powder activated carbon (PAC) is optimized and adapted with the micropollutant concentration providing to the operator the tool to follow a peak of pollution. The PAC can be improved by increasing the fluidized activated carbon concentration into the reactor Carboflux.

Figure 2 : Evolution of PAC dosage with input Atrazine concentration and pesticides performance

(CAF=3± 0,5 g/l; [Atrazine] < 0,1µg/l)



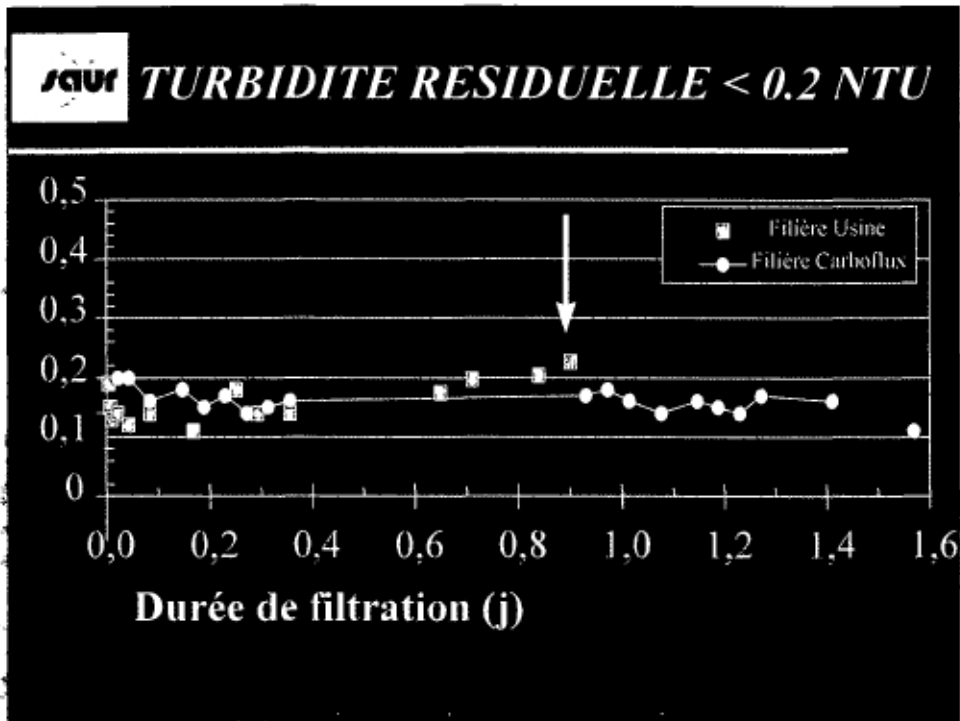
The performance on micropollutants removal and their by-products is due to the increased specific surface of activated carbon offered to the molecules of micropollutant with an increased contact time consistent with the choice of carbon carrier. The effect of the competition between the molecules and the higher adsorption capacity within this continuous full bed fluidized activated carbon into the reactor are significantly enhanced. The combination of the right choice of type and size of carbon on one hand, and on the other hand the right choice of the optimized contact time is the key of a maximising adsorption capacity and the efficiency of the treatment.

The European limit of 0.1 µg/L on micro-pollutants, which is more stringent than the current water quality standards, is met even in the event of peak influent pollutant levels higher than 5 µg/L; this result is achieved using a PAC dosage of at least 5 g/m³ (or 10 to 100 mg/L) which is less than the PAC dosage required in a conventional treatment line that includes GAC (Granular Activated Carbon does not necessarily guarantee good quality water).

Removal of organic matter is better than 75% and remains consistently above 70% even in the event of a deficient clarification step removes less than 45% of organic matter (rather than 60% under normal operating conditions). The pilot results in 1998 after one year of runtime demonstrates a removal efficiency of 30% of DOC, 40% with the UV at 254nm and 34% of THM with a light dosage of powder activated carbon around 3 to 5 mg/l and a fluidized activated carbon concentration maintained at 2 to 3 g/l of solids contents. An increasing powder activated carbon consumption leads to a significant enhancement of the performance.

On the other hand, the turbidity of filtered water remains consistently below the regulatory limit of 2 NTU and is usually less than 0.5 NTU, even under non-optimized operating conditions (with respect to recycling and filter run). The figure 3 shows the stable value within the range compared to the GAC filter line which shows the increasing value within the time due to the progressive clogging of the GAC filter.

Figure 3 : Residual Turbidity versus filtration runtime (days)
 Compared efficiency between GAC filtration and Carboflux file



Advantages of the Carboflux process

The use of powdered activated carbon provides a high adsorption capacity and good operating flexibility optimizing the dosage of the carbon and the contact time.

The innovative Carboflux process features a number of advantages:

- It reduces activated carbon consumption up to tenfold, depending on dosages and in comparison with a conventional use by direct once-through injection of PAC;
- It is more efficient to use, because dosage can be adjusted in line according to influent pollutant levels and still provide consistent treated water quality, in contrast to the conventional GAC treatment line where finished water quality declines as the carbon becomes saturated;
- It is convenient and flexible to operate in a simple and continuous process. Automated controls are simple and limited, or even unnecessary;
- It is economical to operate because it keeps the carbon with the recirculation within the process where the dosage is directly monitored to the micropollutants concentration, thereby lowering carbon consumption by a factor of up to ten; carbon dosages are in the range of 1 to 3 g/m³ rather than the 10 to 20 g/m³ required when PAC is added as part of a GAC treatment line.

The first full scale unit designed for a nominal capacity of 300m³/j shows a range of 8% of chemical reagents consumption cost due to the Carboflux process and powder activated carbon consumption. In fact, the 8% are shared as follows – 5% for the powder activated carbon with a dosage of 3g/m³, 1% for the WAC reagent and 2% for the adjunction of polyphosphate. This percentage stays very low according to the heavy classical cost assessment of chemical reagents in the operation effective cost. In this full scale unit, the total chemical cost is around 25KF a year and only 25KF is coming from the Carboflux contribution. This amount has to be compared to the classical GAC filtration where it is necessary to add direct powder activated carbon which is going to be lost when peaks of micropollution are appearing with a dosage of 20g/m³, ten times higher than with the Carboflux continuous process.

This constraint of Operation increases the total cost of chemical reagents used for the treatment.

The fact that the activated carbon dosage can be adjusted according to raw water quality (with the dosage tailored strictly to need, even to the point of no PAC injection when raw water contains no micro-pollutants) is an essential technical and economic benefit for operators. This innovation is also in the best interest of consumers and public authorities, because it has no impact on the price of water.

Moreover, the sludge that accumulates in the Carboflux reactor creates a buffer effect which controls any peak pollution levels. Therefore, through its optimized utilization of activated carbon capacity, the injection of fresh carbon can be delayed.

Finally, losses of filter backwash water are reduced due to the longer filter run time between wash cycles. The microbiological risk related to the recycling of this water is controlled by a double clarification step prior to sand filtration. Moreover, the sand filter does not require a raised floor unlike an activated carbon (GAC) filter.

Last but not least among its advantages, the new process is simple and inexpensive to integrate into a conventional treatment line, when an upgrade of equipment and performance is necessary. The rectangular, flat-bottomed settling tanks of existing treatment lines can be retrofitted as Carboflux reactors. For new, ground-up plant projects, the very compactness of the Carboflux reactor diminishes the necessary investments compared to a GAC filter, which requires a special raised floor for aeration.

CONCLUSION

Carboflux is a new, economical and innovative process, protected by patent. It provides a cost-effective means of enhancing the performance of a water treatment line under optimized technical and economic conditions, without affecting the price of the water. This new process is a functional alternative to granular activated carbon treatment processes, offering considerable flexibility and cost savings.

Indeed, the compact design and concept of the reactor (no filter floor) reduces the outlay costs. Its reduced land requirement is a significant factor for decision-makers confronted with issues of real estate tax and availability of space.

Two installations have been in operation since mid-1997 and have confirmed the performance of the process. Both are in France. One plant (Andrézieux) has a capacity of 450 m³/h and the other (Beaumont de Lomagne) of 300 m³/h).

Carboflux is an ideal option for countries seeking to raise water quality. China and Poland have expressed interest in the process, and projects are under study in Europe and Africa.

REFERENCES

- (i) Rapport d'étude SAUR-CISE (1998) – Agence de l'Eau Seine Normandie Convention 981197, Procédé Carboflux : Traitement des micropolluants en eau potable 2^{ème} phase, 40 pages.
- (ii) J. PEROT, A. DEGUIN (1992) – Elimination de l'atrazine par oxydation radicalaire et/ou adsorption. Water Supply, 10, 157-170 – Florence.
- (iii) Les problèmes posés par les pollutions organiques diffuse : l'exemple des pesticides – TSM n°2, Février 99, p 34-58.
- (iv) T. LESEAU, C. MACHINAL, S. RENE, J. MORVAN, D. CLERET, P. COTE (1998) "Filtration sur membranes immergées pour la production d'eau potable : Combinaison avec du CAP pour l'élimination de la matière organique et des micropolluants". JIE 98, Poitiers, Tome 1, 29-1 à 29-14.
- (v) J.L. WALTER, D. JUIF, D. URIER, D. GRETILLAT (1992) Traitement de l'eau au charbon actif en grain : le procédé LUCA. JIE 92, Poitiers, Tome 1, 15-1 à 15-9.
- (vi) H. PAILLARD, J. PARTINETON; G. VALENTIS (1990) Technologies available to upgrate potable waterworks for triazines removal. WEH Conferences on pesticides in the environment, London, 11 avril 1990.

REFERENCES

- (i) Étude SAUR-CISE (1998) – Agence de l'Eau Seine Normandie Convention
Procédé Carboflux : Traitement des micropolluants en eau potable 2ème phase,
Paris, 1998.
- (ii) J. PENOT, A. DEGUIN (1992) – Elimination de l'atrazine par oxydation radicalaire et/ou
adsorption. Water Supply, 10, 157-170 – Florence.
- (iii) Les problèmes posés par les pollutions organiques diffuse : l'exemple des pesticides –
TSM 92, Février 99, p 34-58.
- (iv) T. LEBEAU, C. MACHINAL, S. RENE, J. MORVAN, D. CLERET, P. COTE (1998)
"Etude de faisabilité sur membranes immergées pour la production d'eau potable : Combinaison
du procédé CAP pour l'élimination de la matière organique et des micropolluants". JIE 98,
Tome 1, 29-1 à 29-14.
- (v) M. TER, D. JUIF, D. URIER, D. GRETILLAT (1992) Traitement de l'eau au charbon
actif à grain : le procédé LUCA. JIE 92, Poitiers, Tome 1, 15-1 à 15-9.
- (vi) H. PAILLARD, J. PARTINETON; G. VALENTIS (1990) Technologies available to upgrate
potable waterworks for triazines removal. WEH Conferences on pesticides in the
environment, London, 11 avril 1990.

Conclusion

Carboflux[®] est un nouveau procédé breveté innovant et économique qui permet d'accroître les performances d'une filière de traitement d'eau dans des conditions technico-économiques optimales de fonctionnement et sans incidence sur le prix de l'eau. Ce nouveau procédé vient se substituer au charbon actif en grain par les fonctions de traitement qu'il assure, et ce avec grande souplesse et économie.

En effet, la compacité et la conception du réacteur (sans plancher de filtration) permet un gain économique à l'investissement avec une emprise au sol réduite, élément non négligeable pour certaines Collectivités confrontées au problème de la taxe foncière et / ou de l'espace disponible.

Deux installations depuis mi 1997 fonctionnent et confirment la bonne performance du procédé. Il s'agit de deux unités de production, l'une à Andrézieux (450 m³/h) et une deuxième à Beaumont de Lomagne (300 m³/h) dans le Tarn et Garonne.

Idéal pour les pays qui subissent ou souhaitent élever leurs niveaux de normes de qualité d'eau, Carboflux offre une alternative idéale. La Chine et la Pologne en ont fait la demande ; des projets sont en cours.

Les avantages du Carboflux®

Le procédé Carboflux® présente donc plusieurs avantages significatifs :

• une consommation du charbon actif de 1 à 10 en fonction des dosages et ce face à la consommation classique d'ajout direct et perdu de CAP,

• un procédé efficace par sa grande souplesse de dosage au fil de l'eau en fonction des concentrations entrantes en pollution, avec le maintien d'une qualité d'eau traitée constante comparativement à la filière classique sur charbon actif en grains où la qualité de l'eau traitée dépend du fur et à mesure de la saturation du charbon,

• un procédé facile, flexible et souple d'exploitation dans un fonctionnement simple et continu, à un automatisme simple et limité, voire non nécessaire,

• un procédé économique à l'exploitation de part son principe de garder le charbon dans le système avec un apport régulier faible continu strictement adapté au besoin, pouvant réduire de 1 à 10 les volumes consommés en charbon,

• un procédé en effet d'utiliser du charbon dans des dosages de 1 à 3 g/m³ au lieu de 10 à 20 g/m³ dans le cas de l'ajout de CAP dans une filière CAG.

En plus de l'injection des réactifs par son adaptation en fonction de la qualité de l'eau traitée, le procédé est adapté strictement aux besoins qui peuvent être nuls lors de l'absence de micro-polluants, un confort essentiel pour l'exploitation sur les plans technique et économique, un avantage majeur du consommateur et de l'entité publique, car l'innovation est sans augmentation des coûts de l'eau.

De plus, les boues concentrées au niveau du Carboflux® assurent un effet tampon important limitant les pointes éventuelles de pollution. L'utilisation optimisée des capacités du charbon actif procure donc un délai en ce qui concerne l'apport d'un complément en réactifs neufs. En outre, les pertes d'eau de lavage de filtre sont diminuées par un allongement de la durée de filtration entre deux lavages et le risque microbiologique du recyclage de ces eaux est réduit. Le double clarification avant le filtre à sable qui lui même peut être désinfecté, se substitue à un filtre à charbon actif.

Un dernier avantage et non des moindres, ce nouveau procédé s'intègre très facilement à moindre coût dans une filière classique qui a besoin de moderniser ses équipements et élever son niveau de performance. Les filières équipées de décanteurs longitudinaux à fond plat sont facilement transformables en réacteur carboflux. Et, en cas de construction d'une nouvelle usine, la conception même du Carboflux réduit les coûts d'investissement face à un filtre à CAG qui nécessite un double plancher pour l'aération.

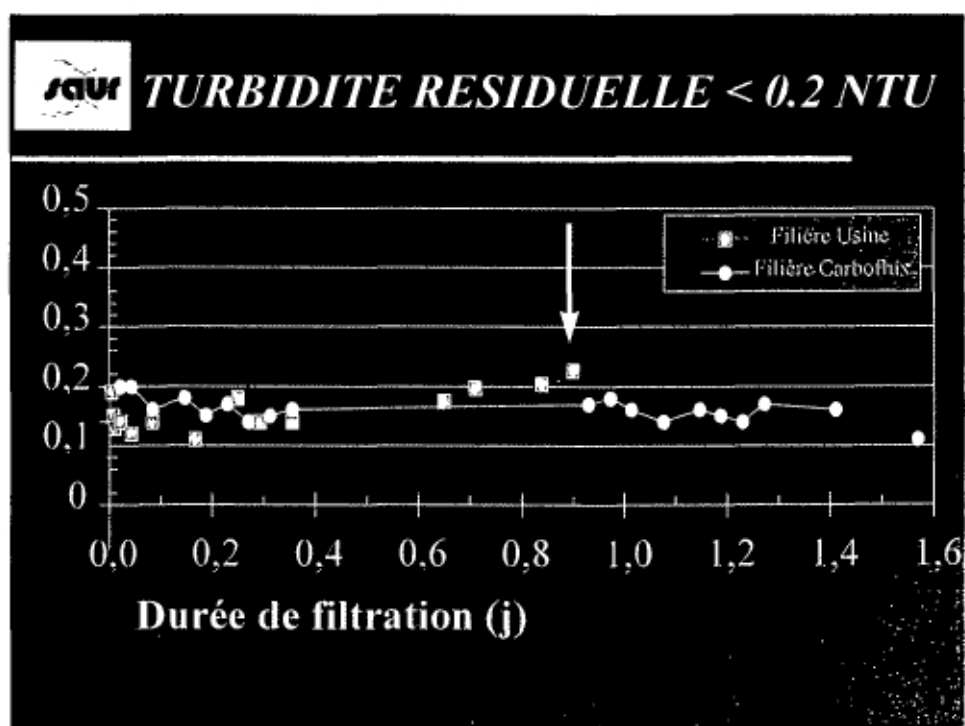
Les résultats et la performance du Carboflux® :

La concentration en charbon actif en poudre dans le réacteur Carboflux® a été amenée progressivement de 0,5 à 2 - 3 g/l par injection continue de CAP neuf à des doses variables comprises entre 2 et 20 mg/l. Le dosage du charbon reste souple et variable pour venir s'adapter à la qualité d'eau brute. Cela apporte un gain significatif pour l'exploitant aussi bien pour le coût d'exploitation que pour la capacité de réactivité à la pollution entrante. Les résultats comparés entre la file classique (filtration bicouche) et la file Carboflux sont favorables à la nouvelle filière.

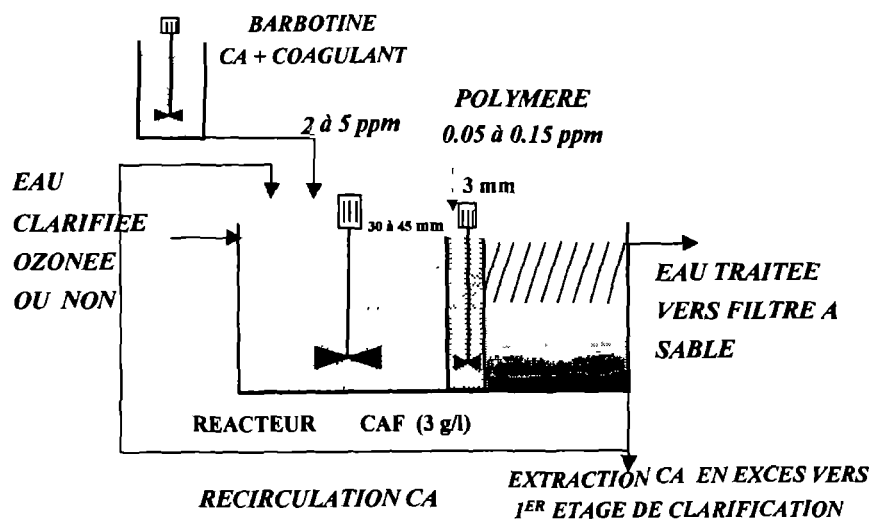
L'eau brute à forte concentration en micro polluants (1,5 µg/l) et en matière organique est efficacement traitée avec le procédé Carboflux® :

- La turbidité de l'eau filtrée est toujours sous la norme 2 NTU et largement sous les 0,5 NTU, même dans des conditions non optimisées de fonctionnement (recyclage et durée de filtration) ;
- L'élimination des matières organiques est supérieure à 75% et reste au-dessus des 70% même quand la clarification, déficiente, élimine les matières organiques à moins de 45% (au lieu de 60% en régime normal de fonctionnement) ;
- La limite de qualité de 0,1 µg/l exigée en Europe pour les micro polluants, moins exigeante pour l'OMS, est respectée même en cas de forte pollution entrante (plus de 5 µg/l) et ce, pour un dosage minimal en CAP à 5 g/m³ (soit 1 à 100 fois plus faible que lors d'un ajout en CAP dans une file classique avec CAG et qui en plus, n'offre aucune garantie d'obtention d'une eau de bonne qualité) (courbe de résultats ci-après).

La capacité d'adsorption est grande et souple par optimisation des choix du charbon actif en poudre, du temps de contact et des dosages dans le réacteur.



LE PROCEDE CARBOFLUX



Le procédé Carboflux®

Une nouvelle filière intégrant le système Carboflux® a donc été conçue et améliore les conditions d'usage et le potentiel de performance du charbon actif en poudre en jouant sur la souplesse du dosage, la taille fine du charbon offrant une plus grande surface pour adsorber la pollution, et sur le temps de contact dans le réacteur.

Cette technique originale brevetée en 1998 a permis de démontrer qu'elle pourrait se substituer efficacement à la filtration sur charbon actif en grain en répondant aux performances suivantes : élimination des micro polluants, biodégradation de la matière organique, nitrification biologique et action positive sur la qualité de l'eau filtrée en sortie de station. Ce procédé permet en effet de fiabiliser le système de production d'eau potable par une excellente tenue du filtre à sable sans percée face aux particules, ce filtre étant installé après le réacteur en fin de traitement, fournissant alors une belle et constante qualité d'eau de sortie quelque soient les perturbations amont dans la filière.

Cette filière a été testée et comparée à une filière classique pendant 1 an d'essais dans une unité de 600m³/j :

- filière classique : coagulation – floculation-filtration (sable - CAG) ;
- filière Carboflux® : coagulation – floculation-ozonation(en option)
- Carboflux® (réacteur eau flottée - CAP/floculation/décantation)/filtration monocouche (sable).

L'étape d'ozonation est installée en option en fonction du besoin et des situations locales. C'est le cas en Pologne et en Europe; en Afrique, l'ozonation n'est pas nécessaire compte tenu des qualités d'eau et des normes.

Le schéma ci-après présente le réacteur Carboflux®.

Introduction

Le charbon actif est un matériau adsorbant capable d'éliminer différents micro polluants et de dégrader la matière organique. D'une granulométrie de l'ordre d'une dizaine de microns pour le charbon actif à l'état de poudre et de 1 mm pour celui à l'état de grain, il offre des qualités de confort dans le traitement de l'eau potable pour le consommateur et l'exploitant, supprimant les goûts notamment.

Malgré qu'aux années 1970, le charbon actif était utilisé dans le domaine de la production d'eau potable, le plus souvent sous forme de poudre (CAP). Mais les difficultés de mise en oeuvre (dosage aléatoire) et une maintenance contraignante ont fait que ses performances étaient loin d'être optimisées. De plus, le charbon actif était directement perdu après usage.

La mise en place du charbon actif en grain (CAG), qui ne demandait en revanche qu'un simple lavage et une régénération tous les 3 ou 5 ans en fonction des qualités d'eau brute en micro polluants en matière organique, est apparue la solution la plus facile et de confort pour l'exploitant. Cependant, l'évolution de plusieurs facteurs tel que la dégradabilité de la qualité de l'eau brute, rend aujourd'hui plus contraignant l'utilisation du filtre à charbon actif. Ce dernier ne peut à lui seul éliminer les pointes de pollution et maintenir une eau traitée de qualité conforme aux normes en vigueur dans les pays. La seule méthode consiste alors à utiliser du charbon actif en poudre dans le décanteur mais cela coûte cher et apporte à nouveau une charge importante à l'exploitant.

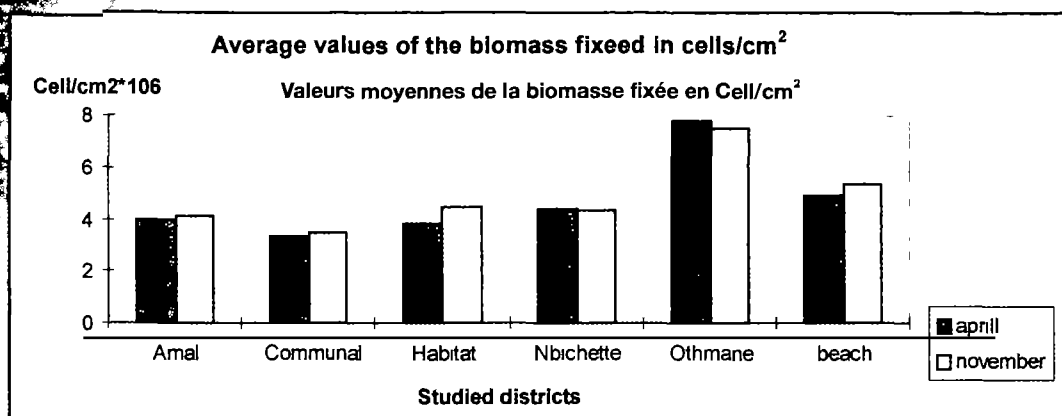
Face à l'évolution des normes de qualité d'eau, à la dégradation de la qualité de la ressource et au souci pour l'exploitant d'avoir un procédé toujours performant, souple et facile d'exploitation et sans incidence sur le prix de l'eau.

Il a été mis au point, breveté et installé en situations industrielles un nouveau procédé appelé "charbon actif en flux". L'innovation repose sur l'idée d'optimiser l'usage du charbon actif en poudre et de le recycler dans le système.

CORBOFLUX, UN PROCÉDE INNOVANT ET ÉCONOMIQUE POUR LE TRAITEMENT DE L'EAU POTABLE.

Par Marie Christine HUAU (SAUR)

Histogramme 3 : Biofilm en UFC/cm²



Histogramme 4 : Biofilm en cells /cm²

IV - CONCLUSIONS

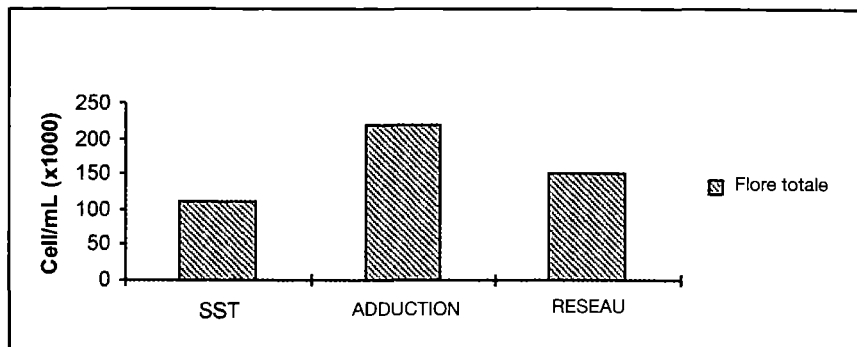
En conclusion, en comparaison avec des études réalisées dans le même cadre sur des réseaux pilotes (SANCIE, Compagnie Générale des Eaux - CGE) cette expérience réalisée sur un réseau de distribution a permis de confirmer l'instabilité de la qualité de l'eau dans le réseau de distribution.

Les paramètres impliqués dans ce phénomène sont les concentrations de chlore résiduel libre, la densité bactérienne, la charge en matière organique et la turbidité. La multiplication des bactéries hétérotrophes revivifiables à 22 ° C est observée d'une manière significative au cours du transit de l'eau, aux dépens de la matière organique dissoute et ce en présence d'une concentration non négligeable en chlore résiduel libre. Cette étude a permis de montrer l'existence d'un biofilm irrégulier et hétérogène sur les parois des canalisations d'un réseau réel maillé. On note que la présence de chlore résiduel libre à des teneurs parfois supérieures à 0,50 mg/L n'empêche pas la formation du biofilm. Paquin et coll ont montré que la diffusion de l'oxydant au sein de la biomasse fixée est faible.

BIBLIOGRAPHIE :

1. Gallier J. et al. La recroissance bactérienne dans les réseaux de distribution d'eau potable. *Science et Techniques de l'Eau*, 22, 63-72 (1989).
2. Gallier J.M.A et al. Diversités des populations bactériennes d'un réseau de distribution publique. *Journal Français d'Hydrogéologie* 16, 287-299 (1985)
3. Bourbigot M.M. et al. La flore bactérienne dans un réseau de distribution. *Water Res* 18, 585-591 (1984).
4. Mathieu et al. Paramètres gouvernant la prolifération bactérienne dans les réseaux de distribution. *Revue des Sciences de l'Eau* 5, 91-112 (1992).
5. Mathieu et al. Control of biofilm accumulation in drinking water distribution system. *Water Supply* 11, 365-376.
6. Block et al. Indigenous Bacterial Inocula for measuring the biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) in Water. *Water Res.* 26, 481-486. (1992).
7. Paquin et al. Effet du chlore sur la colonisation bactérienne d'un réseau expérimental de distribution d'eau. *Revue des Sciences de l'eau* (1992).
8. Joffe J.C and Levi Y. Méthode d'évaluation du carbone éliminable des eaux par voie biologique. *Trib. Cebedeau*, 510 : 39-3.

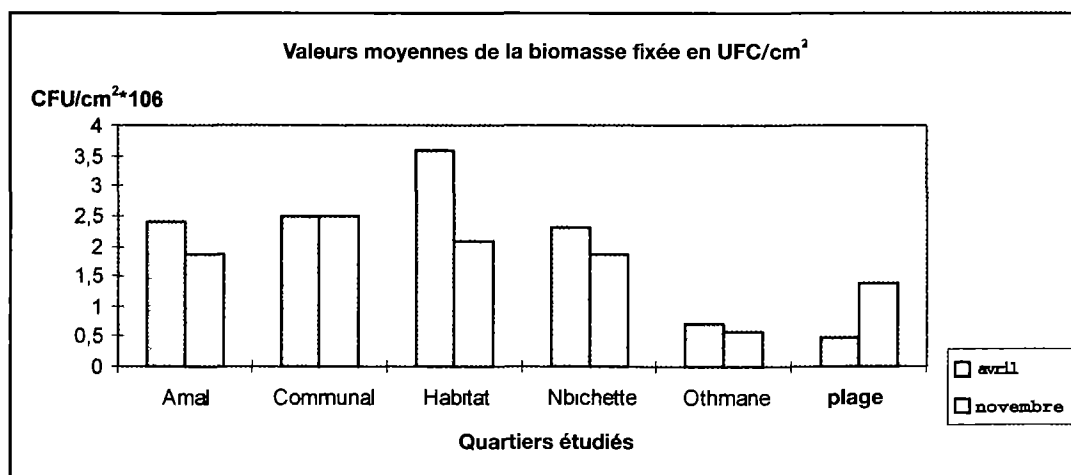
Histogramme 2 : Evolution des bactéries totales au cours du transit de l'eau



SST : Sortie de station de traitement

Une prolifération des bactéries est observée au niveau de tous les quartiers de la ville de Bouznika par rapport à la sortie de station de traitement. On note des teneurs de 150 000 cellules/mL dont une fraction est vivante. La multiplication des bactéries dans l'eau est appréciable malgré la présence de l'oxydant. Selon Block et coll (6), la présence de BHR lorsqu'on s'éloigne de la sortie de station de traitement est le signe d'une contamination récente du réseau ou d'un arrachage du biofilm proche du point de prélèvement. Concernant l'étude du biofilm, (Cf. histogrammes 3 et 4) les résultats obtenus indiquent que toutes les pastilles récupérées présentent une biomasse fixée et ce quelque soit la concentration en chlore résiduel libre.

La technique de dénombrement par épifluorescence donne une quantité de bactéries par unité de surface pouvant atteindre des valeurs de $1 \cdot 10^7$ cellules /cm² dont environ 0,10 % sont revivifiables après 10 jours d'incubation à 22°C. La biomasse fixée aux parois des tubes de distribution est répartie d'une manière hétérogène en fonction des quartiers étudiés. Cette hétérogénéité provient probablement des forces de cisaillements qui s'exercent sur les parois et qui sont différentes suivant la vitesse de circulation de l'eau dans les canalisations (7).



***Devenir du chlore :**

Dans les premières heures de transit, la concentration du chlore résiduel libre diminue rapidement. Les vitesses de consommation sont respectivement de 0,035 et 0,06 mg Cl₂/L/H pour la première et la seconde campagne d'analyse et ce au niveau de l'adduction.

***Turbidité :**

Au mois d'Avril, sur l'ensemble du réseau étudié la turbidité est généralement plus importante qu'en sortie de station de traitement. Au mois de novembre, la turbidité est pratiquement analogue à celle en sortie de station de traitement durant les premières heures de transit de l'eau alors qu'elle double au niveau du réseau maillé. L'augmentation de la turbidité peut être expliquée par un apport de bactéries viables et non viables, par la présence des particules en suspension, par arrachage du biofilm lors de la circulation de l'eau...

***Carbone Organique Dissous :**

D'une façon générale, l'évolution de la matière organique est irrégulière dans le temps et dans l'espace. On note toutefois une tendance à la consommation du Carbone Organique Dissous pendant les périodes alors que le Carbone Organique Biodégradable (COBD) s'accroît au contraire et ne suit pas une tendance particulière au mois de novembre. Cette augmentation du COBD peut être due à la production par les bactéries du biofilm de métabolites.

***Fer, manganèse et aluminium :**

Les valeurs moyennes de ces paramètres sont pratiquement identiques à celles en sortie de station de traitement.

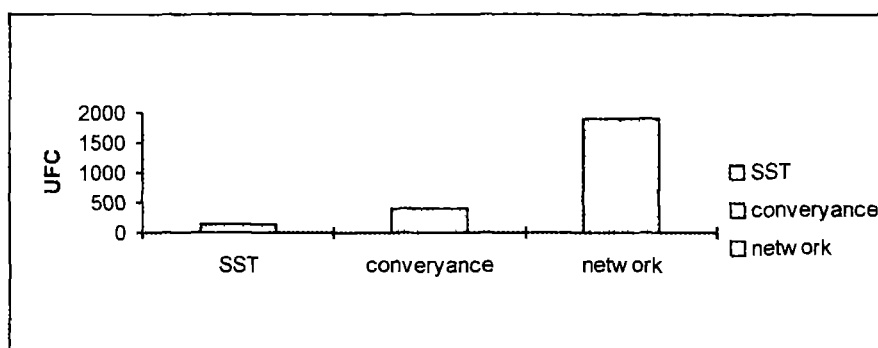
***Trihalométhanes (THM) :**

Au cours du transit de l'eau dans les canalisations, la concentration en THM est très variable dans le temps et dans l'espace. Les concentrations restent en général supérieures à celles en sortie de station de traitement.

***Dénombrement bactérien :**

De façon générale, dès les premières heures de transit de l'eau, la flore totale et les bactéries hétérotrophes revivifiables (BHR) sont plus importantes qu'en sortie de station de traitement. (Cf. Histogramme 1 et 2).

Histogramme 1 : Evolution des bactéries hétérotrophes revivifiables au cours du transit de l'eau



III.3 - Evolution de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau au cours du transit

	AVRIL 1993			NOVEMBRE 1993		
	SST	BC5	FIN DE RESEAU	SST	BC5	FIN DE RESEAU
TEMPÉRATURE EN °C	15.6	16.3	17.3	21.5	21.0	20.1
pH	7.30	7.40	7.46	7.44	7.35	7.37
Turbidité en NTU	0.30	0.50	0.77	0.29	0.25	0.33
Chlore résiduel libre mgC12/L	0.68	0.54	0.13	0.89	0.65	0.32
Flore bacterienne totale en cell/ml	110 000	220 000	150 000	44 000	41 400	74 500
BHR 22°C/ 3 jours en UFC/ml	126	412	1890	7	134	51
B.H.R 22°C/10 jours en UFC/ml	469	3650	2660	30	135	126
C.O.D. en mg/L	2.83	2.75	2.64	2.57	2.56	2.51
C.O.D.B. en mg/L	0.44	0.67	0.62	0.46	0.64	0.49

Tableau 1: évolution moyenne de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau

- SST : Sortie de Station de Traitement
 B.H.R : bactéries hétérotrophes revivifiables
 COD : carbone organique dissous
 CODB : carbone organique dissous biodégradable

RÉSULTATS

Efficacité de la filière de traitement

Le traitement a permis pour les 2 périodes d'étude (Cf. Tableau 1) un abattement moyen supérieur à 90 % aussi bien pour la turbidité que pour les bactéries hétérotrophes réoxydables.

Concernant les teneurs en COD et CODB, la filière de traitement a permis des abattements moyens respectifs de 20% et 32% au mois de novembre alors qu'au mois d'avril aucun changement de la teneur en COD n'a été enregistrée après traitement.

III - 2 Qualité de l'eau traitée en sortie de station de traitement

L'eau traitée en sortie de station de traitement à une température de 15,6 °C et 21,5 °C respectivement au mois d'Avril et Novembre, contient un grand nombre de bactéries mortes, vivantes, inactives, actives.... On compte un nombre de 44000 à 110 000 cellules dont une proportion est vivante et active malgré des teneurs en chlore résiduel non négligeables (0,40 mg/L).

Concernant le carbone organique dissous biodégradable, principale source de nutriments des microorganismes, des teneurs non négligeables de l'ordre de 0,44 à 0,46 mg/L sont observés en sortie de la station. Ces 0,40 mg/L sont largement suffisantes pour permettre une prolifération bactérienne en sortie de station et au cours du transit de l'eau dans les réseaux.

En conclusion, l'eau en sortie de station de traitement même si elle répond aux normes de potabilité contient tous les éléments nutritifs qui permettent la prolifération bactérienne et ce malgré la présence de teneur en chlore résiduel libre non négligeable.

Au cours du transit de l'eau on note une évolution de tous les paramètres contrôlés. le pH pour sa part subit une très légère modification pouvant s'expliquer par le pouvoir tampon de

L'observation microscopique est effectuée à l'immersion à l'objectif x100 au microscope à épifluorescence. Le DAPI émet une fluorescence bleue lorsque il est excité sous lumière ultra violette à 365 nm.

Le nombre de champs comptés par membrane est en fonction du nombre de bactéries présentes : pour un nombre de bactéries inférieur à 30 , nous comptons 30 champs sont comptés et pour un nombre de bactéries compris entre 30 et 70 seulement 20 champs sont comptés.

Les résultats sont exprimés en cellules par mL . Le calcul du nombre de bactéries s'effectue à partir de la formule suivante :

$$N/V = N' \times 13,85 \times 105/7$$

N : Nombre de bactéries pour le volume filtré

N' : Nombre de bactéries par champ (moyenne)

13,85 : surface de filtration

105/7 : Inverse de la surface d'un champ (cm⁻²)

V : Volume filtré

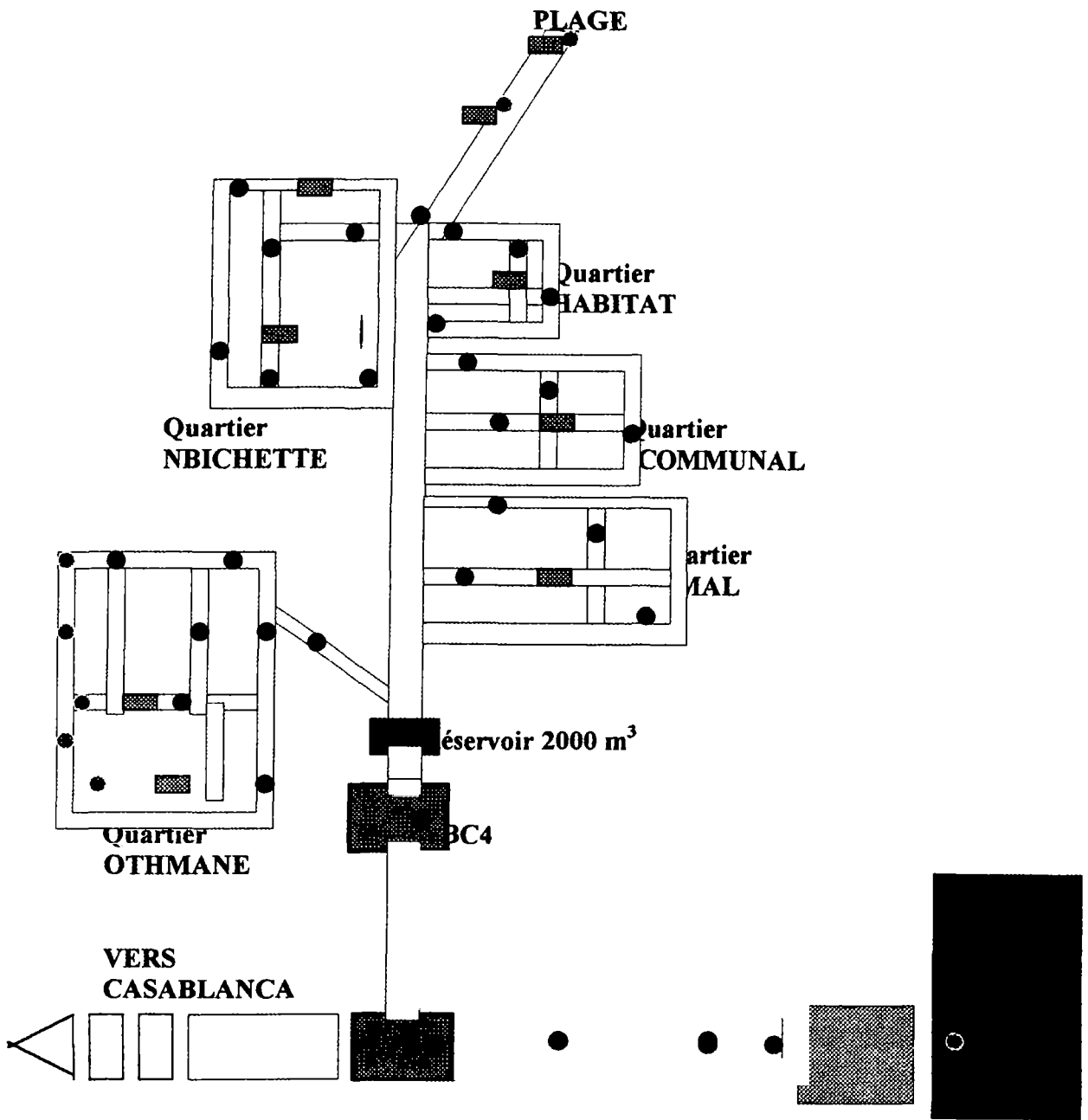
- **dans le biofilm**

Comme décrit précédemment les pastilles de polyéthylènes retirées aseptiquement du réseau de distribution sont placées dans 25 mL d'eau distillée préfiltrée sur une membrane de 0,22µm de porosité . Les bactéries fixées sont récupérées après 2 minutes de traitement par les ultrasons. 2 mL d'échantillon dilué avec 7 mL d'EDSA sont additionnées de 1 mL de DAPI (0.5 µg/mL) et 1mL de triton X100 (0.1%) dans des tubes stériles, préalablement lavés avec de EDSA puis séchés. La méthode de dénombrement est ensuite identique a celle décrite précédemment pour l'eau. Le calcul du nombre de bactéries est effectué à l'aide de la formule citée précédemment et les résultats sont exprimés en cellules par cm²

II - 2 - 3 Dosage de la matière organique

Le dosage du carbone organique dissous (COD) est réalisé à l'aide de l'analyseur de carbone total. La fraction biodégradable (CODB) est dosée selon la méthode de Joret et Levi 1986 (8).

Le mélange composé de 300 ml d'échantillon et 100 g de sable issu des filières de la station de traitement est mis en incubation dans des erlenmeyers aérés et à l'obscurité. Le dosage du COD est effectué après 3 et 6 jours d'incubation. La teneur en CODB est évaluée par la différence entre le COD initial et le COD minimal obtenu après incubation.



LÉGENDE : Réseau de distribution de la ville de Bouznika






-  Barrage sidi Mohamed Benabdellah
-  Station de traitement du Bouregreg
-  Brise charge
-  Point de prélèvement ● eau
-  biofilm

FIGURE . 1

Les périodes de travail ont été programmées en fonction de la qualité de l'eau brute de la retenue qui change avec les saisons. Deux campagnes d'analyses d'une durée de 1 mois chacune ont été effectuées respectivement du 05/04/93 au 05/05/93 et du 01/11/93 au 12/12/93.

II - 2 MÉTHODES

Les méthodes d'échantillonnage et d'analyses utilisées sont les méthodes normalisées en usage au Laboratoire Central de l'ONEP.

280 échantillons d'eau et 108 échantillons de biofilm ont été analysés au cours de 2 campagnes d'analyses. Pour chaque prélèvement d'eau il a été procédé à la mesure de la température, pH, Chlore résiduel libre, turbidité, matière organique dissoute et biodégradable (COD et CODB) et densité bactérienne (flore totale dénombrées par épifluorescence et bactéries hétérotrophes revivifiables). Pour quelques échantillons ponctuels l'analyse des sous produits de chloration (les trihalométhanes :THM) et des métaux (Fe, Mn, Al) a été réalisée. Seules les méthodes d'analyses concernant les principaux paramètres spécifiques utilisées dans le cadre de l'étude sont développées.

II - 2 - 1 Dénombrement des bactéries aérobies cultivables

- dans l'eau

Après homogénéisation de l'échantillon, une prise d'essai de 1 mL de l'échantillon pur et sa dilution (10-1) sont incorporées dans environ 15 mL de gélose nutritive, maintenue en surfusion à environ 44 °C (+ 2°C). Les 2 boîtesensemencées (échantillon pur et dilué à 10-1) sont mises à incuber à 22 °C + 1 °C.

Les résultats sont exprimés en nombre moyen d'unités formant colonies par mL d'échantillon (UFC/mL) à 3 et 10 jours.

- dans le biofilm

Les pastilles de polyéthylène retirées aseptiquement du réseau de distribution sont placées dans 25 mL d'eau distillée préfiltrée sur une membrane de 0,22µm de porosité. Les bactéries fixées sont récupérées après 2 minutes de traitement par les ultrasons (Sonicateur Vibra cell, équipé d'une micro sonde). Des dilutions de 10-1 à 10-4 sont effectuées et les bactéries cultivables sont dénombrées après ensemencement par la méthode d'incorporation de 1 mL d'échantillon dans la gélose nutritive comme précédemment décrite pour l'eau. Les résultats sont exprimés en nombre moyen d'unités formant colonies /cm²

II - 2 - 2 Dénombrement des bactéries mortes et vivantes

- dans l'eau

A une prise d'essai de 9 mL d'échantillon pur sont additionnées 1 mL de DAPI (0.5 µg/mL) et 1mL de triton X100 (0.1%) dans des tubes stériles, préalablement lavés avec de l'Eau Distillée Stérile Apyrogène (EDSA) puis séchés. Après homogénéisation au Vortex pendant 20 secondes et un contact de 10 minutes à température ambiante, le mélange est filtré sous vide au travers d'une membrane en polycarbonate noire de 0.22 µm de porosité. Celle ci est ensuite rincée par filtration de 2x50 mL d'EDSA, séchée sous courant d'air chaud, puis montée entre lame et lamelle et réhydratée à l'aide d'une goutte de glycérine tamponnée.

Pour chaque essai réalisé des témoins de stérilité des réactifs ont été traités en remplaçant le volume d'échantillon par de l'EDSA.

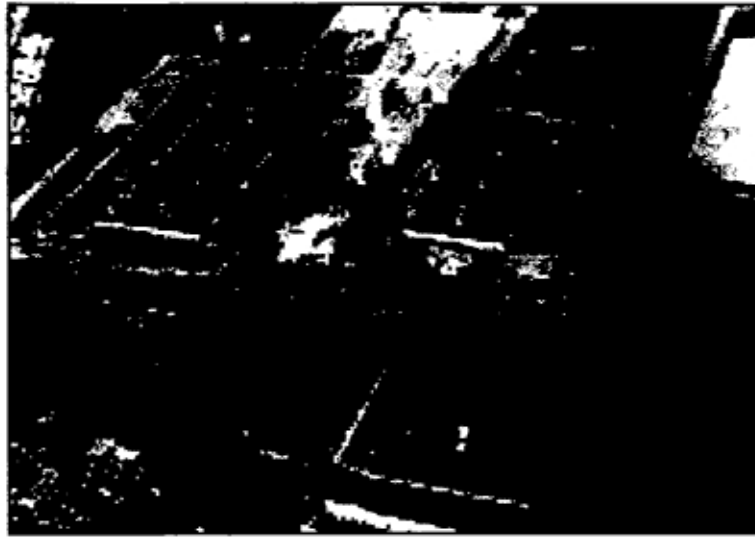


Photo 1: Vue globale des 3 unités de la station de traitement du Bou Regreg

Adduction et réseau de distribution

L'eau traitée par les 3 unités (S1,S2,S3) passe par un réservoir dit ouvrage de départ de capacité. A partir de ce réservoir, l'eau est transportée dans une canalisation appelée précontraint de diamètre 1400 mm reliant Rabat à Casablanca. L'écoulement gravitaire, la vitesse de transit est de l'ordre de 1.1 m/s.

Un ouvrage sur cette canalisation au point BC2 permet l'alimentation d'un réservoir de 2000 m³ qui permet l'alimentation de la ville de Bouznika.

La ville de Bouznika qui compte plus de 21 000 habitants en 1994 est dotée d'un réseau de distribution maillé long d'environ 32 Km.

Ce réseau comprend 2 parties principales: le secteur ville qui comprend 5 lotissements appelé: Anfal, Nbiclette, Othmane, Habitat et Communal et le secteur plage. (Cf. Figure 1).

Des prélèvements d'eau ont été effectués à différents niveaux de transit de l'eau (cf. Figure 2) dans la sortie de la station de traitement jusqu'au niveau du consommateur à la ville de Bouznika, les prélèvements de biofilm (Cf. photo 2) au niveau du réseau de distribution



Photo2: système de prélèvement de biofilm installé dans les canalisation de Bouznika

I - INTRODUCTION

De nombreux travaux de recherche sont actuellement consacrés à l'étude de l'évolution de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau potable lors de son transit dans les réseaux de distribution.

Cette évolution est due essentiellement à la prolifération bactérienne au dépend de la matière organique dissoute qui, en fonction des conditions prévalants dans le réseau de distribution, conduisent inévitablement à des modifications dans les caractéristiques physico-chimiques et biologiques de l'eau notamment par la corrosion des conduites et l'apparition de goûts et odeurs. (1), (2), (3).

La prolifération de micro-organismes très variés qui s'opère dans le réseau principalement au niveau des parois des conduites est à l'origine de ces modifications. La formation de cette biomasse fixée appelée biofilm est contrôlé par trois facteurs : le flux de cellules bactériennes en sortie de station de traitement, le flux de matières organiques biodégradables et la concentration en oxydant résiduel.

Dans ce contexte et afin d'améliorer ces connaissances sur la qualité des eaux, dont il assure la gestion et de couvrir un nouveau champ d'expérimentation sur le biofilm l'Office National de l'Eau Potable (ONEP) a réalisé au Maroc en collaboration avec le Centre International de l'Eau de Nancy (NAN.C.I.E - France) une étude sur l'évolution de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution dont les objectifs principaux sont de :

- Suivre le devenir du chlore
- Estimer l'efficacité de la filière de traitement
- Suivre l'évolution de la qualité de l'eau potable depuis sa sortie de station jusqu'à chez le consommateur.
- Mettre en évidence la formation du biofilm
- ... valuer la quantité de bactéries fixées (biofilm)
- Essayer d'établir la relation chlore - biofilm.

II - MATÉRIELS ET MÉTHODES

II - 1 Matériels

Le site choisi pour cette étude, comprend 3 parties principales :

La ressource en eau brute

La ressource en eau brute est constituée par la retenue Sidi Mohammed Benabdellah située à une vingtaine de kilomètres de Rabat.

Cette retenue présente une stratification thermique intense pendant les mois chauds, accompagnée d'une prolifération d'algues dans les couches superficielles et de la désoxygénation des eaux des couches profondes pendant plusieurs mois de l'année.

Station de traitement du Bou Regreg

Cette station (Cf. photo 1) est constituée de 3 unités S1, S2 et S3 de capacités de traitement respectives de 1, 3, et 5 m³ /s. Ces unités de traitement sont de type classique à savoir une préchloration, une coagulation, floculation, décantation, filtration rapide sur sable et post chloration.

RESUME

Les travaux de recherche sont actuellement consacrés à l'étude de l'évolution de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau potable lors de son transit dans les réseaux de distribution. Cette évolution est due essentiellement à la prolifération bactérienne au dépend de la matière organique dissoute qui, en fonction des conditions prévalant dans le réseau de distribution, conduit inévitablement à des modifications dans les caractéristiques physico-chimiques et biologiques de l'eau se traduisant notamment par l'apparition de goûts, odeurs et turbidité. La prolifération de micro-organismes très variés qui s'opère dans le réseau de distribution principalement au niveau des parois des conduites est à l'origine de ces modifications. La formation de cette biomasse fixée appelée biofilm est contrôlée par trois facteurs : le flux de cellules bactériennes en sortie de station de traitement, le flux de matières organiques biodégradables et la concentration en oxydant résiduel.

Dans ce contexte et afin d'améliorer ses connaissances sur la qualité des eaux, dont il assure la gestion, de couvrir un nouveau champ d'expérimentation sur le biofilm l'Office National de l'Eau Potable (ONEP) a réalisé au Maroc en collaboration avec le Centre International de l'Eau de Nançay (NAN.C.I.E - France) une étude sur l'évolution de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution.

Le programme de cette étude, comprend 3 parties principales : La ressource en eau brute, la station de traitement du Bou Regreg et l'adduction et le réseau de distribution de la ville de Marrakech.

Les campagnes de prélèvement d'échantillons d'eau et de biofilm ont été réalisées. Pour chaque prélèvement d'eau il a été procédé à la mesure de la température, pH, Chlore résiduel libre, turbidité, matière organique dissoute et biodégradable (COD et CODB) et densité bactérienne. Pour quelques échantillons ponctuels l'analyse des trihalométhanes (THM) et des métaux (Fe, Mn, Al) a été réalisée.

L'analyse des résultats obtenus a permis de montrer que :

1. La filière de traitement a permis pour les 2 périodes d'étude un abattement moyen de la turbidité, des bactéries et les teneurs en COD et CODB, une évolution de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau au cours du transit. Le chlore résiduel libre diminue, la turbidité est plus importante qu'en sortie de station de traitement, le COD et CODB est irrégulier dans le temps et dans l'espace, la flore bactérienne et les bactéries hétérotrophes revivifiables (BHR) sont plus importantes qu'en sortie de station de traitement.
2. Biomasse du biofilm : les résultats obtenus indiquent que toutes les pastilles récupérées présentent une biomasse fixée et ce quelque soit la concentration en chlore résiduel libre. La technique de dénombrement par épifluorescence donne une quantité de bactéries par unité de surface pouvant atteindre des valeurs de 1.10^7 cellules/cm²

En conclusion, et conformément aux études réalisées dans le même cadre sur des réseaux pilotes, cette étude réalisée sur un réseau réel de distribution a permis de confirmer l'instabilité de la qualité de l'eau dans le réseau de distribution.

La prolifération bactérienne est observée d'une manière significative au cours du transit de l'eau, aux dépens de la matière organique dissoute et ce en présence d'une concentration non négligeable en chlore résiduel libre (0.5 mg/L). Cette étude a permis de montrer l'existence d'un biofilm irrégulier et hétérogène dans les parois des canalisations d'un réseau réel maillé

**EVOLUTION DE LA QUALITÉ
DANS LES SYSTÈMES D'AEP:
ETUDE DE CAS DE BOUZNIKA
AU MAROC**

*Par BENABDALLAH, M. EL MGHARI T.
M, L. ECHIABI (ONEP)*

Références

- Baron J. B. and Levine, A.D. (1995). Wastewater Reclamation, Recycling, and Reuse: Past, Present, and Future. *Water Science and Technology*, 33(10-11), 1-14.
- Baron J. B. and Tchobanoglous, G. (1995). Drinking Repurified Wastewater. *Journal of Environmental Engineering (ASCE)*, 121(8).
- Baron J. B., Langlais, J. Perez-Parra, E. Del Castillo and A. Vallverdu (1998). The use of Ozone as tertiary treatment in wastewaters before reuse – Practical application in Almeria (Spain). Accepted for Water Reuse 98, Feb 1-4, Orlando, FL, USA.
 - Buisson H., P. Côté, C. Pound, P. Mantovani and S. Zeghal (1998). Compact Membranes reactor for wastewater reuse. Accepted for Water Reuse 98, Feb 1-4, Orlando, FL, USA.
 - Metcalf & Eddy (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*. McGraw-Hill, Inc, New York, New York.
 - Rasmussen, E., Andersen V., (1995). Grosstechnische erfahrungen mit der Biofiltration, Nitrifikation und denitrifikation in Dänemark. ATV Seminare Für Abwasserpraxis, Einsatz von Biofilm-Reaktoren am 15/16 november 1995. Magdeburg.
 - Skelton, J. A., G. A. Ekama, M. C. Wentzel, and G. v. R. Marais (1991). Denitrification in BPR activated sludge systems treating municipal waste waters. *Wat. Sci. Tech.* 23,4/6,1025 - 1035.
 - Goncalves R.F., L. Le Grand and F. Rogalla (1993): Biological phosphorus uptake in submerged biofilters with nitrogen removal. 2nd int. spec. conf. on biofilm reactors, Paris France 29-30 Sept. 93
 - Kraft, A., Seyfried, C.F.: Ammonia and phosphate elimination by biologically intensified flocculation filtration process, 4th Gothenburg Symposium (1990): Chemical water and wastewater treatment, Madrid, Spain. H. H. Hahn and R. Klute (Eds), pp.471 - 481
 - Rogalla F., M. Badard, F. Hansen and P. Dansholm (1992) Up-scaling a compact nitrogen removal process. *Wat. Sci. Tech.*, Vol.26, n85-6, pp 1067-1076.
 - Sammut, F., Rogalla, F., Goncalves, R.F.: Phosphorus and nitrogen removal on industrial scale upflow biofilters, Aqua Enviro Technology Transfer Conference, Nutrient Removal from Waste waters, September 1992, Leeds, UK
 - Zeghal S, C. Durden and F. Rogalla (1995) Post-denitrification using an upflow floating medium biofilter. *New & emerging env. tech. & products conf.*, Toronto, June 4-7, 1995

4. Conclusions

Intégrer de façon satisfaisante la réutilisation des eaux usées dans un programme de gestion de la ressource demande : une certaine planification, une analyse économique et financière, une étude solide de la gestion des opérations de réutilisation, stockage et distribution. Les technologies développées pour la réutilisation des eaux usées et la purification ont atteint un point où il est techniquement possible de produire de l'eau de quelle qualité que ce soit et où les progrès sont encore possibles. Quelles que soient les applications du recyclage, de nombreuses mesures sont couramment prises pour minimiser tout risque sur la santé publique et l'environnement. La réutilisation des eaux usées devrait donc se développer. Son essor dépend de facteurs économiques, réglementaires, politiques qui reflèteront la demande et le besoin pour un nouveau type de ressources sur lequel on peut compter.



Bio-facteurs à membranes

Les membranes de microfiltration peuvent être utilisées en traitement tertiaire, à la place de la filtration classique. Elles reçoivent, dans ce cas, de l'eau issue d'un traitement secondaire, contenant entre 20 et 30 mg/l de particules en suspension et jouent le rôle d'affinage. Les membranes ont aussi été employées comme barrière physique de séparation dans les systèmes de traitement des eaux. Lors de ces premiers essais, les membranes constituaient une boucle externe de récirculation. L'eau délivrée était d'excellente qualité mais l'énergie consommée importante.

Le traitement de membranes immergées filtrant la biomasse en traitement secondaire, constitue une approche tout à fait innovante, pleine de promesses en ce qui concerne la réutilisation des eaux usées ou la réhabilitation de stations (Buisson et al., 1998). Dans une telle configuration, les membranes remplacent le clarificateur secondaire des systèmes classiques. Elles permettent de travailler à de très fortes concentrations en biomasse (supérieures à 25 g/l), avec des temps de rétention élevés (au delà de 20 jours) et surtout découplent la masse et le volume de charge. Ces systèmes sont compacts, fournissent de bons résultats en nitrification et produisent peu de boues. Un résumé des données issues de deux pilotes testées en France et aux Etats-Unis est donné dans le tableau ci-dessous.

	Unités	Influent		Effluent		Taux d'abattement	
		USA	FR	USA	FR	USA	FR
	mg/l	237	482	16	10	93 %	98 %
MES	mg/l	96	120	ND	ND	> 99 %	> 99 %
Turbidité	NTU	---	148	0.12	0.24	---	99.8 %
Ammoniaque (N)	mg/l	25	39	0.8	0.4	97 %	99 %
	mg/l	38	54	1.8	2	95 %	99 %
	mg/l	---	---	26	9.9	---	---
	mg/l	38	54	28		26 %	80 %
Coliformes totaux	MPN/100 ml	5.6 x 10 ⁷	5.9 x 10 ⁷	20	43	6.4 log	6.1 log
Bactéries filamenteuses	N/ml	3.7 x 10 ⁴	1.48 x 10 ³	---	---	> 4.5 log	> 3.8 log
Température	°C	26 - 33	17 - 21	---	---	---	---

Tableau 4 – Performances du BIOSEP® (procédé à membranes immergées)

Le procédé à membranes immergées présente les avantages d'être simple et compact. Le traitement ne nécessite pas de substances chimiques, produit peu de boues et fournit un effluent de très bonne qualité (DCO, MES, N). Les membranes constituent un filtre efficace contre les micro-organismes et un pré-traitement très efficace avant osmose inverse, procédé récent utilisé pour dessaler l'eau de mer.

Paramètres (mg/l)	MES	DCO	NH ₄ -N	NTK	NO _x -N	P-tot	PO ₄ -P
Influent	126	359	44.1	52.6	0	11.3	7.2
Effluent	7.3	39	2.6	4.4	10.5	3	1.9

Tableau 4: Caractéristiques de l'influent et de l'effluent après nitrification/dénitrification

8 à 9 mg/l de Phosphore sont éliminés (voir tableau 4), soit un taux d'abattement de 60 à 70 %. L'efficacité de la phase anaérobie dépend fortement des caractéristiques de l'influent et du type de substrat carboné présent, alors que la nitrification n'est pas du tout affectée par ces conditions opératoires. La dénitrification, en revanche, tire bénéfice du temps passé en anaérobie, ce qui confirme les observations faites par d'autres auteurs travaillant sur les systèmes à boues activées (Clayton et al., 1991).

Une colonne de 300 mm avec une hauteur de matériau de 2,3 m a été utilisée par Zeghal et al. (1995) pour déterminer les capacités d'élimination maximum du biofiltre en post-dénitrification. Différentes concentrations en nitrates ont été testées, à différentes températures. Conclusions : le BIOSTYR[®] élimine totalement des charges allant de 1,2 kg de N-NO₃ par mètre cube de réacteur et par jour (kg de N-NO₃/m³/j), à partir d'un effluent contenant de 10 mg/l de N-NO₃ à 16 °C, à 2,5 kg/m³/j pour un effluent contenant 20 mg/l de N-NO₃, à 20 °C. Les besoins en carbone sont compris entre 5 et 7 mg de DCO par mg de N-NO₃, consommation due à l'oxygène dissous comprise. Les matières en suspension sont à 6 mg/l dans l'effluent pour un taux d'entrée de 55 mg/l. Quand le rapport DCO/N est mauvais à l'entrée, il est préférable d'utiliser une filière de traitement avec pré- et post-dénitrification. La pré-dénitrification permet d'utiliser au maximum le carbone contenu dans les eaux usées et la post-dénitrification diminue, sur une partie du débit, les contraintes de l'hydraulique de l'étape précédente en abaissant les besoins de recirculation.

3.3 Autre type de biofiltre à flux ascendant

Le procédé B2A[®] est un autre type de biofiltre à flux ascendant. Il est constitué d'un matériau à multi-granulométrie qui permet de partir d'une eau brute non décantée. Il est particulièrement bien adapté aux stations de traitement de petite et moyenne taille car ses cycles sont longs et ne requièrent que peu de maintenance, le système est simple et fiable. Comme le BIOSTYR[®], le B2A[®] offre la possibilité de nitrifier et dénitrifier dans le même réacteur.

Voici les résultats obtenus sur le site de Gratentour (France), d'une capacité de 3 000 EH. La DCO quotidienne moyenne en sortie de station est d'environ 40 mg/l, pour un influent de 500 mg/l et une charge de DCO de 5 kg/m³/j. Pour des taux inférieurs à 0,8 kg-NH₄/m³/j, l'azote total est constamment en dessous des 20 mg/l, ce qui était l'objectif visé. Bien que non indispensable, la co-précipitation du Phosphore a également été testée sur ce site. Des taux aussi bas que 1 mg/l ont été atteints sans perturber les autres systèmes biologiques de la filière.

de Phosphore total, obtenus en sortie seront systématiquement atteints avec un MES qui ne compte jusqu'à 8 mg/l. Concernant l'azote, malgré une augmentation des charges, l'effluent est autour de 2 mg/l pour l'ammoniaque et inférieur à 6 mg/l pour les nitrates. Des charges pouvant être atteintes par addition de méthanol ou plus de re-circulation de boues. Quoiqu'il en soit, les résultats sont réguliers et rejoignent les standards danois. Il a été constaté que les ratios élevés ions métalliques/P ont été utilisés pour les dosages de Phosphore, ce qui explique que la précipitation dégrade le ratio C/N dans la phase biologique en éliminant une partie du carbone lors de la décantation primaire, ce qui oblige à en rajouter pour la dénitrification.

Paramètres	Différence par rapport		
	Valeurs moyennes		aux standards
DBO5	mg/l	7	(2)
N Tot	mg/l	6,5	(1,0)
NH4-N	mg/l	1,8	(1,3)
P	mg/l	0,8	(0,4)
MES	mg/l	11*	(5)

Valeurs moyennes relatives à l'effluent de sortie de la station de traitement de Nyborg (analyses officielles 1994)

Le MES en entrée sont 150% plus importantes que ce qui était prévu (76 mg/l au lieu de 50 mg/l)

La précipitation du Phosphore a été testée à l'échelle industrielle sur la station de traitement de Rambouillet, sur un filtre de 22 m² avec un débit de 800 m³/j. L'eau usée à traiter est issue d'un réseau urbain unitaire et a subi un pré-traitement ainsi qu'une décantation primaire. La précipitation a été réalisée avec un réactif chimique, alcalin minéral : Alton P1. Sammut et al. (1993) font état de taux d'abattement de 70 à 80 % de PO₄-P, pour un influent en contenant 1,5 mg/l de PO₄-P au départ. L'addition de Alton P1 ne semble pas avoir d'effet sur la nitrification (0,9 kg NH₄N /m³/j dans la zone aérée), ce qui confirmerait les conclusions de Sammut et Seyfried (1990). La précipitation diminue légèrement les rendements de la dénitrification, contrairement à la pré-précipitation, car la matière organique colloïdale constitue une source de carbone pour les bactéries dénitrifiantes. La prise de perte de charge est légèrement plus rapide et plus linéaire lors de l'addition de produits chimiques.

Nitrification, dénitrification et élimination biologique du Phosphore ont été réalisées dans un réacteur à bactéries fixées. Comme l'ont décrit Goncalves et al. (1993), un pilote composé de cinq colonnes de BIOSTYR[®] (0,2 m de diamètre et 1,5 à 2,6 m de hauteur de matériau) a été utilisé pour réaliser cette opération, avec les conditions opératoires suivantes : un des cinq biofiltres fonctionne en anaérobie et reçoit l'influent. Après cette phase anaérobie, l'eau est également distribuée dans les quatre autres réacteurs fonctionnant en parallèle, en aérobie. La phase anaérobie est successivement réalisée dans chacun des réacteurs, qui subissent ensuite 30 minutes d'aération pour purifier l'eau riche en Phosphore, restant dans la cuve. Des rétro-lavages ont lieu à la fin de la phase aérobie, quand la biomasse est saturée en Phosphore.

gros réacteur de sédimentation (bien chargé en boues activées et clarification lamellaire) et de 15 réacteurs BIOSTYR® (en configuration nitrification) de 63 m² chacun. La DCO passe de 800 à environ 320 mg/l après sédimentation lamellaire et à moins de 50 - 60 mg/l ensuite. Malgré des taux d'ammoniaque élevés, qui peuvent monter jusqu'à 1,8 kg/m³/j, la concentration quotidienne arrive à 5 mg/l et le NTK en dessous de 7 mg/l. Les MES en sortie sont à 18 mg/l. Autre application à Evreux (France, 70 000 EH) en nitrification tertiaire : En 1995, des réacteurs BIOSTYR® ont été ajoutés pour augmenter la masse de boues activées et traiter 10 250 m³/j. Ceci a permis de diminuer la DCO de 86 mg/l à moins de 50 mg/l. De plus, on ne retrouve plus que 1 mg/l (contre 34 mg/l auparavant) d'ammoniaque oxydé en nitrates en sortie de traitement. Les performances de la nitrification étant excellentes, car bénéficiant d'une faible charge en matière organique.

La filière de traitement de Saint-Jean d'Illic (France, 14 000 EH) se compose d'un décanteur lamellaire et de cinq réacteur BIOSTYR® de 16 m² chacun, utilisés en nitrification/dénitrification. Le flux maximum à traiter est de 2 100 m³/j et les principales caractéristiques de l'eau sont répertoriées dans le tableau 1 ci-dessous.

Parameters (mg/l)	SS	COD	N-NH4	TKN	NO3	TN	P
Inlet	250	750	65	80	0	80	15-20
Outlet settler	120	500	65	75	0	75	14-18
Outlet Plant	8	55	1-2	4-6	12	15-20	10-15

Tableau 1: Caractéristiques de l'eau de l'usine de traitement de St Jean d'Illic

Ce tableau montre que les normes standards de 20 mg/l de N Tot, 30 mg/l de MES et 90 mg/l de DCO sont bien respectées.

Des pré-précipitations au chlorure de fer sont couramment réalisées à Nyborg (Danemark, 60 000 EH). La partie de traitement biologique comprend 8 BIOSTYR® de 63 m² chacun pour nitrification et dénitrification. Le bâtiment les abritant est aussi grand que celui abritant la cuve de décantation primaire classique. Le tableau 2 donne les charges prévues et les taux de sortie requis. Le tableau 3 présente les valeurs moyennes obtenues avec maintenant plus de trois ans d'expérience et qui rejoignent les normes standards définies.

Paramètres...		...Prévus à l'entrée	...Demandés en sortie
DCI	mg/l	230	
DBO5	mg/l	90	15
N Tot	mg/l	46	8
NH4-N	mg/l		3
P	mg/l	2	1,5
MES	mg/l	50	10

Tableau 2: Caractéristiques de l'eau sur la station de traitement de Nyborg

compacté l'ACTIFLO[®], outre l'économie de place, permet de construire des ouvrages moins coûteux que ceux rencontrés en décantation lamellaire classique pour ce qui est des coûts d'exploitation, ils dépendent des conditions locales pour donner des éléments pour les approcher. En effet, les consommables du procédé

électricité : environ 20 Wh par m³ d'eau traitée.

MES : de 30 à 80 g/m³ d'eau traitée, suivant les exigences d'abattement sur les MES mais surtout sur le Phosphore.

polymère : environ 1g/m³ d'eau traitée.

microsable : environ 3 g/m³ d'eau traitée (mais on en récupère souvent dans les eaux brutes).

3. BIOFILTRATION

3.1 Filtration à flux descendant

Le BIOSTYR[®] utilise un matériau filtrant sur lequel est fixée la biomasse. La filtration à flux descendant, c'est à dire dans le sens du tassement du matériau, ce qui permet d'utiliser des MES de petite taille et de garantir un bon effet filtrant. Un lavage à contre courant des billes de biomasse et les particules retenues, en particulier dans la partie haute du filtre, est assuré. Ce procédé a été largement utilisé pour traiter les eaux résiduaires domestiques en milieu urbain où il s'intègre parfaitement. Deux exemples en France, sur la côte méditerranéenne : l'usine d'Antibes, qui a été la première dans le monde à obtenir la certification ISO 14001, et celle de Monaco.

Les biofiltres chargés entre 5 et 7 kg de DCO/m³/j, éliminent la pollution carbonée de façon satisfaisante après une sédimentation primaire lamellaire. La conception des usines prenant en compte l'ensemble des systèmes de traitement ainsi que les systèmes de collecte de l'eau permettent de proposer des solutions optimales qui s'intègrent dans la ville et qui sont proches des lieux de production de la pollution.

Biofiltre sur matériau flottant

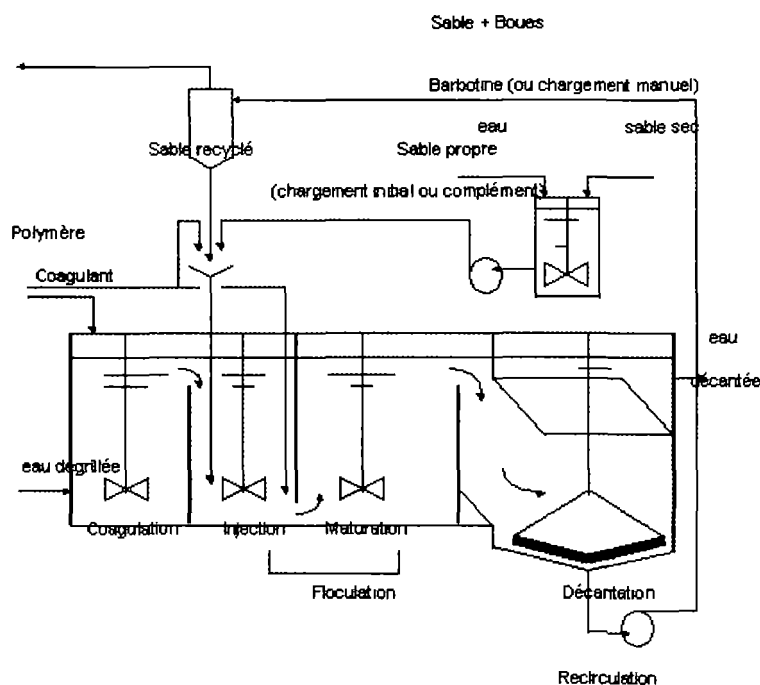
Le BIOSTYR[®] est un filtre à flux ascendant, où la biomasse est fixée sur des billes de polystyrène. Ce type de matériau flottant permet d'injecter de l'air à l'intérieur du filtre. Une zone aérobie peut se superposer à zone anaérobie, autorisant ainsi nitrification et dénitrification dans un seul et même réacteur. La première phase du traitement, la dénitrification, diminue la charge carbonée de l'eau avant son entrée en phase de nitrification - ceci étant essentiel au développement des bactéries nitrifiantes -. L'eau arrivant en dénitrification est donc très riche en pollution carbonée. Une partie de l'eau sortant du réacteur est réinjectée en tête pour subir une nouvelle fois la dénitrification et atteindre l'abattement de nitrates requis. Les avantages du BIOSTYR[®] : un lavage à contre courant gravitaire et un matériau filtrant très léger. Afin de tester l'élimination de la pollution carbonée et le traitement secondaire des nitrates, l'usine de traitement de Cergy (200 000 EH) combine l'action d'un

Un traitement primaire conventionnel retient efficacement les particules supérieures à 50 µm. Environ 50 % des particules solides et 25 à 50 % de le DBO₅ sont généralement éliminés des eaux usées lors de cette étape (Metcalf & Eddy, 1991).

L'ACTIFLO[®] est un procédé physico-chimique très efficace, tout à fait adapté aux conditions particulières décrites ci-dessus. Conçu à l'origine pour le traitement de l'eau potable, il a progressivement subi des adaptations pour répondre aux diverses applications rencontrées en eaux usées, allant du traitement des eaux pluviales, au traitement tertiaire ou encore au traitement primaire à grande vitesse.

Le principe de l'ACTIFLO[®] est le suivant : du microsable est injecté dans l'effluent au stade de la coagulation - floculation et ceci présente deux avantages :

- Le microsable offre une surface de contact très importante, qui favorise la réaction. Conséquences : la réaction peut durer moins longtemps et la cuve de floculation peut être moins grande.
- Le microsable joue le rôle de lest et accroît la vitesse de sédimentation des floes.



L'efficacité de l'ACTIFLO[®] a été testée sur les eaux usées de Mexico pendant six mois, grâce à un prototype de 130 m³/h. Les résultats sur les MES et les úufs d'Helminthe sont incontestables, même à des vitesses supérieures à 200 m/h (Le Poder et al., 1998). La concentration en oeufs d'helminthe dans l'eau traitée est presque toujours inférieure à 1 oeuf/l et absolument toujours inférieure à 5 oeufs/l ; le taux de MES est de 25 mg/l. Ces résultats pourraient même être enregistrés avec un dosage de coagulant (Alun) inférieur à 60 ppm.

Le système qui associe l'ACTIFLO[®] avec un système de filtration rapide sur sable, le tout suivi d'une désinfection, se conforme aux recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé, soit : moins de 1 oeuf d'Helminthe /l et moins de 1 000 Coliformes fécaux / 100 ml.

Introduction

Après l'utilisation des eaux urbaines et industrielles traitées et l'inquiétude sur le sujet des ressources en eau ont rapidement conduit à considérer la réutilisation des eaux usées comme une partie intégrante de la gestion des ressources. Les avantages de la réutilisation des eaux usées traitées, avant rejet, incluent la préservation de la ressource en eau, la protection de l'environnement et des avantages économiques (Asano et Levine, 1995).

De par leur fiabilité et leur conception, plusieurs technologies sont maintenant en mesure de répondre aux différentes exigences de la réutilisation et de ses applications diverses. La compacité étant, par exemple, un critère. En effet, les eaux usées devront être traitées à côté de leur lieu de production et de potentielle réutilisation. Enfin, les systèmes de traitement devront parfaitement s'intégrer dans l'environnement.

Sédimentation avancée

Le Mexique abrite plus de 20 millions de personnes. Les autorités ont donc considéré la réutilisation des eaux usées pouvait constituer une ressource potentielle d'eau pour les zones arides ainsi qu'un moyen de protéger l'environnement en diminuant les rejets de pollution chimique et de nutriments. Après étude des différentes contraintes et analyse sérieuse de procédé, un traitement primaire avancé de l'eau a semblé être la solution la plus adaptée pour prendre en charge les 74,5 m³/s d'eaux usées produits à Mexico.

L'originalité de l'approche provient ici du fait que les composés organiques (DBO) et nutriments (azote et phosphore) ne seront pas éliminés de l'eau traitée, car considérés comme fertilisants. La plus grande attention est par contre portée sur l'élimination des oeufs d'Helminthe (les recommandations préconisent moins de 1 oeuf d'Helminthe par litre) et des coliformes fécaux totaux (moins de 1000 coliformes fécaux / 100 ml).

Envisageant d'un effluent brut contenant plus de 10⁷ coliformes / 100 ml, un système à boue activée conventionnel seul conduirait à un abattement de 2 à 3 Log seulement, ce qui resterait bien sûr en deçà des normes énoncées pour les bactéries. Une désinfection serait alors indispensable, mais ni le Chlore ni les UV ne seraient très efficaces contre les oeufs d'Helminthe et un traitement à l'ozone serait encore insuffisant. Le meilleur moyen d'éliminer les oeufs d'Helminthe est de les supprimer physiquement par sédimentation, filtration ou autre procédé physico-chimique.

La filière de traitement prenant en compte à la fois, la décontamination microbiologique et un faible abattement de la DBO et des nutriments, à des coûts acceptables, est composée des unités suivantes :

- Un traitement primaire physico-chimique poussé pour éliminer les œufs d'Helminthes et autres particules en suspension.
- Une filtration rapide sur sable pour compléter l'élimination des oeufs d'Helminthes si nécessaire.
- Une désinfection au Chlore ou radiation UV.

Résumé

La réglementation concernant le traitement des eaux usées est de plus en plus rigoureuse et le besoin de recycler l'eau devient incontournable. Ainsi, les exigences sur la qualité de l'eau traitée et sur la fiabilité de l'opération de recyclage, de même que les contraintes rencontrées sur les sites - sensibilité du voisinage, surface de construction limitée - conduisent à l'utilisation de nouvelles technologies s'intégrant parfaitement dans l'environnement.

Bien des progrès ont été réalisés, ces dernières années, dans le domaine de la sédimentation primaire. Le procédé ACTIFLO[®], combinant les avantages de la sédimentation lamellaire et la coagulation autour de particules de microsable, donne des vitesses de sédimentation supérieures à 100 m/h - alors que seuls quelques m/h sont atteints avec une sédimentation classique. Plusieurs types de biofiltres à bactéries fixées, utilisés au stade industriel, sont présentés ici pour illustrer les développements les plus récents dans le domaine du traitement des eaux usées. Les biofiltres à flux descendants, avec injection d'air sont des procédés compacts qui associent l'effet épuratoire de la biomasse et l'effet de séparation mécanique des phases liquide et solide. Un biofiltre à matériau flottant rend possible l'élimination totale des nitrates dans un seul réacteur. Un autre biofiltre a vu le jour, qui permet de se passer de l'étape de sédimentation primaire. Il constitue un traitement secondaire très fiable, non sensible au colmatage et qui n'entraîne pas de perte de boues activées. Il peut parfaitement être suivi d'une désinfection au chlore ou UV, ou encore, constitue une excellente phase de préparation à un traitement tertiaire, comme la micro-filtration par exemple. Un autre procédé compact a été développé qui couple l'étape secondaire de traitement biologique avec une séparation membranaire. Il élimine facilement les nutriments et produit une eau d'une turbidité inférieure à 0,5 NTU.

Diverses solutions très innovantes sont proposées pour atteindre les objectifs dictés par le traitement des eaux usées. Grâce à leur compacité, les usines peuvent être localisées à côté des centres urbains, c'est à dire à l'endroit où la pollution est produite et où l'eau recyclée est demandée. Cette configuration permet ainsi de se passer des infrastructures très coûteuses qui sont les systèmes de collectes de l'eau. L'intégration des stations de traitement dans l'environnement s'en trouve facilitée, les sites sont paysagés, les émissions d'odeur et de bruit contrôlées.

Mots clés

Réutilisation des eaux usées ; Recyclage, Sédimentation ; ACTIFLO[®] ; Biofiltres ; Elimination des nutriments ; BIOCARBONE[®] ; BIOSTYR[®] ; B2A[®] ; Membranes ; BIOSEP[®]

Des technologies compactes pour la réutilisation des eaux usées

Elm Zeghal¹, Marie-Marguerite Bourbigot¹, Pier Mantovani¹,
Jacques Sibony², Nathalie Blanc¹

¹ - Générale des Eaux, 52, rue d'Anjou - 75 008 Paris - FRANCE

² - OTV, l'Aquarène, Place Montgolfier - 94 417 St Maurice - FRANCE

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	25
INTRODUCTION.....	26
PRESENTATION AVANCÉE.....	26
BIOFILTRATION.....	28
3.1 FILTRATION À FLUX DESCENDANT.....	28
3.2 BIOFILTRE SUR MATÉRIAU FLOTTANT.....	28
3.3 AUTRE TYPE DE BIOFILTRE.....	31
BIOREACTEURS À MEMBRANES.....	32
4. CONCLUSIONS.....	33
RÉFÉRENCES.....	34

DES TECHNOLOGIES COMPACTES POUR LA REUTILISATION DES EAU USEES

*Par Slim ZEGHAL, Marie Marguerite BOURBIGOT,
Pier MONTOVANI, Jacques SIBONY,
Nathalie BLANC (CGE)*

- Morgan ML, Galvin D, Berman and W Jakubowski (1991) Propidium iodide as a measure of *Giardia* cyst viability *Appl & Enviro Micro* **57** 3243-3247.
- Price, EW and Hoff, JC (1984) Factors promoting in vitro excystation of *Giardia lamblia* cysts. *Trans. Roy. Soc. Trop. Med. Hyg.* **78** 795-800.
- Shepherd, M and Erlandsen, SL (1987) A new method to determine *Giardia* cyst viability: comparison of fluorescein diacetate and propidium iodide staining with animal infectivity. *Appl. Environ. Microbiol.* **53** 704-707.
- Shepherd, M and Wyn-Jones, AP (1995) Evaluation of different filtration techniques for the concentration of *Cryptosporidium* oocysts from water. *Wat. Sci. Tech.* **31** 425-429.
- Shepherd, M and Wyn-Jones, AP (1996) An evaluation of methods for the simultaneous detection of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts from water. *Appl. Environ. Microbiol.* **62** 1317-1322.
- Smith, HV, Robertson, LJ and Ongerth, JE (1995) *Cryptosporidiosis* and giardiasis: the impact of waterborne transmission. *J Water SRT-Aqua* **44** 258-274.
- Stanfield C, Carrington E., Albinet F., Compagnon B., Dumoutier N., Hambusch B., Medina G., Petzoldt H., de Roubin M.R., de Savornin Lohman A. and Whitmore T., (1999) An optimised and standardised test to determine the presence of the protozoa *Cryptosporidium* and *Giardia* in water. *IAWQ conference: Minimising the risk from Cryptosporidium and other waterborne particles*, Paris, France, April 19-23, 1999
- Stuart, M, Matusan, A, Hines, K and Sandery, M (1996) Detection of a single viable *Cryptosporidium parvum* oocyst in environmental water concentrates by reverse transcription-PCR. *Appl. Environ. Microbiol.* **62** 3385-3390.
- Stuart, M, Hill, KD, Clark, GW, Pasha, RE, Sullivan, E and Cahill, AR (1994) Polymerase chain reaction (PCR) detection of *Cryptosporidium* and *Giardia* in finished municipal water samples compared to immunofluorescence assay (IFA) detection. *Proc. AWWA Water Quality Technology conference*, San Francisco, CA.
- Thariat, L, Leaner and Schwartzbrod, J (1998) Determination of *Giardia* cyst viability in environmental and faecal samples by immunofluorescence, fluorogenic dye staining and differential interference contrast microscopy. *Letters in Appl. Microbiol.* **26** 237-242.
- USEPA (1991) National Primary Drinking Water Regulations: Enhanced Surface Water Treatment Requirements; Proposed Rule. *Federal Register* **59** (159) 38832-38858.
- Veal, DA, Slade, JS, Byrne, M, Shepherd, K, and Fricker, CR (1993). A new method for the concentration of *Cryptosporidium* oocysts from water. *J. Appl. Bacteriol.* **75** 82-86.
- Veal, DA, G, Hutton, A, Champion, N, Ashbolt, KL, Williams, A, Warton and Veal, D (1994) Application of flow cytometric methods for routine detection of *Cryptosporidium* and *Giardia* in water. *Cytometry* **16** 1-6.
- Veal, DA, Ashbolt, KL, FRICKER, EJ, DEERE, D, Williams, KL, Veal, DA and DORSCH M (1994) The use of ribosomal rRNA targeted oligonucleotide probes for fluorescent labelling of viable *Cryptosporidium parvum* oocysts. *J. Appl. Microbiol.* **85** 429-440
- Whitmore, T, N and Carrington, EG (1993) Comparison of methods for recovery of *Cryptosporidium* from water. *Wat. Sci. Tech.* **27** 69-76.
- WQI (1998) UK proposes unlimited fines for *Cryptosporidium* failure. *WQI May/June* **6**
- Zanelli, F, Compagnon B, de Roubin, MR (1999) Enumeration of *Cryptosporidium* oocysts from water samples by laser-scanning cytometry *IAWQ conference: Minimising the risk from Cryptosporidium and other waterborne particles*, Paris, France, April 19-23, 1999

- Di Giovanni G, Le Chevallier M, Battigelli D, Campbell A and Abbaszadegan M (1997) Detection of *Cryptosporidium parvum* by enzyme immunoassay and the Polymerase Chain reaction. Proceedings *AWWA Water Quality Technology Conference*, Denver, U.S.A., Nov. 1997
- Dowd, SE and Pillai, SD (1997) A rapid viability assay for *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts for use in conjunction with indirect fluorescent antibody
- DWAF (1996) *South African Water Quality Guidelines Vol. 1. Domestic Use*. Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria. 97-99.
- Fricker, CR (1998) Detection of *Cryptosporidium parvum*: Using a new laser-scanning device to speed-up the process. *Water conditioning and purification*, February 116-120
- Gilmour, RA, Smith, HV, Smith, PG, Morris, GP and Girdwood, RWA (1991) The occurrence and viability of *Giardia* spp. cysts in UK waters. *Wat. Sci. Technol.* **24** 179-182
- Grimason, AM, Smith, HV, Parker, JFW, Bukhari, Z, Campbell and Robertson, LJ (1994) Application of DAPI and immunofluorescence for enhanced identification of *Cryptosporidium* spp. oocysts in water samples. *Wat. Res.* **28** 733-736.
- Hayward, K (1998) Sydney facing management reforms. *WQI Sept/Oct* 4.
- Hoffman, RM, Standridge, JH, Prieve, AF, Cucunato, JC and Bernhardt, M (1995) The use of flow cytometry for detection of *Cryptosporidium* and *Giardia* in water samples. Proc. 1995 *Water Quality Technology conference*, New Orleans, LA.
- Johnson, DW, Pieniazek, NJ and Rose, JB (1993) DNA probe hybridization and PCR detection of *Cryptosporidium* compared to immunofluorescence assay. *Wat. Sci. Technol.* **27** 77-84.
- LeChevallier, MW, Norton, WD, Siegel, JE and Abbaszadegan, M (1995) Evaluation of the immunofluorescence procedure for detection of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in water. *Appl Environ. Microbiol.* **61** 690-697.
- Lindsay, DS (1997) Laboratory models of cryptosporidiosis. In: Fayer, R (ed.) *Cryptosporidium and cryptosporidiosis*. CRC Press, New York. 209-223.
- Lisle, JT and Rose, JB (1995) *Cryptosporidium* contamination of water in the USA and UK: a mini-review. *J Water SRT- Aqua* **44** 103-117.
- Mayer, CL and Palmer, CJ (1996) Evaluation of PCR, nested PCR and fluorescent antibodies for detection of *Giardia* and *Cryptosporidium* species in wastewater. *Appl. Environ. Microbiol.* **62** 2081-2085.
- Nieminski, EC (1994) *Giardia* and *Cryptosporidium* cyst removal through direct filtration and conventional treatment. P463-476. In *proceedings AWWA annual conference*, New York, NY, American Public Health Association, Washington, DC.
- Nieminski, EC, Schaefer III, FW and Ongerth, JE (1995) Comparison of two methods for detection of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in water. *Appl. Environ. Microbiol.* **61** 1714-1719.
- Ozekin, K and Westerhoff, P (1998) Bromate formation under *Cryptosporidium* inactivation conditions. *WQI May/June* 16-17.
- Ransome, ME, Whitmore, TN and Carrington, EG (1993) Effects of disinfectants on the viability of *Cryptosporidium parvum*. *Water Supply* **11** 75-89.
- Rochelle PA, Ferguson DM, Handojo TJ, De Leon R, Stewart MH and Wolfe RL (1997) An assay combining cell culture with reverse transcriptase PCR to detect and determine the infectivity of waterborne *Cryptosporidium parvum*. *Appl Environ. Microbiol.* **63** 2029-2037
- Rose, JB, Lisle, JT, and LeChevallier, M (1997) Waterborne cryptosporidiosis: incidence, outbreaks and treatment strategies. In: Fayer, R (ed.) *Cryptosporidium and cryptosporidiosis*. CRC Press, New York. 93-110.
- Rossomando, Hesla, HA, Olson, E, Thomas, F, Gilbert, DC and Herlihy, JJ (1995) "Continuous" immunomagnetic capture of *Cryptosporidium* and *Giardia* from surface water. In Proceedings 1995 *AWWA Water Quality Technology Conference*, New Orleans, LA.

REGLEMENTATIONS CONCERNANT *Cryptosporidium* ET *GIARDIA*

La réglementation n'existe aujourd'hui aux Etats-Unis concernant une concentration admissible pour *Cryptosporidium* dans l'eau potable, un certain nombre de mesures concourent à la sécurité sanitaire concernant cet organisme. Le draft de la réglementation ESWTR (Enhanced Surface Water Treatment Rule) prévoit un programme de traitement de *Cryptosporidium* et *Giardia* dans les ressources en eau, un contrôle sanitaire des réseaux publics de distribution d'eau tous les 3 à 5 ans et un abattement du nombre de cystes de 3 à 6 unités logarithmiques (logs) dépendant des niveaux de contamination de l'eau brute, avec un minimum de 2 logs d'élimination (99%) pour *Cryptosporidium* et 3 logs (99,9%) pour *Giardia* (USEPA, 1994). Un texte de loi est en cours d'élaboration au Royaume-Uni ; il vise à s'assurer que l'eau traitée ne contienne pas plus d'un oocyste dans 10 litres d'eau (WQI, 1998). Aucune valeur paramétrique n'a été publiée par les autorités sanitaires dans d'autres pays Européens. En Afrique du Sud, le DWAF (Department of Water Affairs and Forestry) recommande une valeur inférieure à 1 oocyste dans 10 litres d'eau (DWAF, 1996).

REFERENCES

- Chagla, AH (1995) Recovery of *Cryptosporidium* oocysts from water by a fine filter dissolution method. *Letters Appl. Microbiol.* **20** 186-187.
- Robertson, LJ and Smith, HV (1992) Viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts: correlation of in vitro excystation with inclusion or exclusion of fluorogenic vital dyes. *Appl. Environ. Microbiol.* **58** 3488-3493.
- Robertson, L and Smith, H (1993) Novel methodology for the detection of *Cryptosporidium parvum*: a comparison of cooled charge couple devices (CCD) and flow cytometry. *Wat. Sci. Tech.* **27** 89-92.
- Campbell, AT, Robertson, LJ, Smith, HV and Girdwood, RWA (1994) Viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts concentrated by calcium carbonate flocculation. *J. Appl. Bacteriol.* **76** 638-639.
- Cervantes P, Robert C, Mennecart V, Compagnon B and Joret JC (1997) Impact de trois types de cartouches de filtration sur le rendement de la méthode de détection quantitative de *Cryptosporidium* et *Giardia*. *J. Europ. d'Hydrol.* **28** 155-172
- Chabalaud D, Gobet P, Naciri M, Vagner O, Lopez J, Buisson JC, Varga I, Harly G, Mancassola R and Bonnin A (1998) Failure to differentiate *Cryptosporidium parvum* from *Cryptosporidium meleagridis* based on PCR amplification of eight DNA sequences. *Appl. Environ. Microbiol.* **64** 1454-1458
- Clancy, Hargy, TM and Schaub, S (1997) Improved sampling methods for the recovery of *Giardia* and *Cryptosporidium* from source and treated water. P 79-85. In Fricker, CR, Clancy, JL and Rochelle, PA (eds.) *International Symposium on Waterborne Cryptosporidium* Proceedings. American Water Works Association, Denver, CO. 79-85.
- Compagnon B, Robert C, Mennecart V, de Roubin MR, Cervantes P, Joret JC (1997) Improved detection of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in water by flow cytometry. Proceedings *AWWA Water Quality Technology Conference*, Denver, U.S.A., Nov. 1997
- Compagnon B, Petzoldt H, Ferveur E, Hamsch B and de Roubin MR (1999) Enhanced recovery and detection of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in surface water samples by flocculation. *AWWA Water Quality Technical Conference 1999*, Tampa U.S.A., Oct 31- Nov 4 1999.
- DeBorja, DR, Cole, L, Schupp, DG and Erlandsen, SL (1989) Viability of *Giardia* cysts suspended in lake, river and tap water. *Appl. Environ. Microbiol.* **55** 1223-1229.

Campbell et al. (1992) ont mis au point un essai de viabilité pour les oocystes de *Cryptosporidium* basé sur l'inclusion ou l'exclusion de deux colorants fluorogènes : le 4', 6-diamidino-2-phénylindole (DAPI) et l'iodure de propidium (PI). Les résultats de cette étude ont montré que les oocystes dont la paroi était perméable au DAPI mais pas au PI étaient viables (c'est-à-dire que ce caractère était corrélé avec la capacité d'excyster). Thiriat et al. (1998) ont utilisé des anticorps couplés au FITC pour quantifier les cystes de *Giardia*, et la coloration par les fluorochromes DAPI et PI suivie d'une observation au microscope à contraste interférentiel (DIC) pour déterminer la viabilité des cystes. En utilisant le DIC, il devient possible de comparer la morphologie des cystes avec des critères morphologiques indicatifs de la viabilité (réfringence du cytoplasme) ou de l'absence de viabilité (cytoplasme granuleux ou rétracté, ou cyste vide). Ces auteurs ont trouvé cette méthode plus précise que l'utilisation du FDA ou du PI, qui ont présenté des résultats faussement positifs après destruction thermique pendant 20 minutes à 60°C.

Les méthodes d'infectivité à l'animal ont longtemps été considérées comme la méthode de choix pour déterminer l'infectivité des oocystes et cystes. Cependant, ces techniques restent difficiles à utiliser pour de faibles concentrations, la dose infectieuse à 50% pour les oocystes de *Cryptosporidium* étant comprise entre 60 et 1000 (Lindsay, 1997). Ces modèles sont toutefois en constante évolution ; ainsi, dans des études récentes, Brasseur et al. (communication personnelle) ont considérablement amélioré la répétabilité et la sensibilité de ces modèles. Les modèles animaux restent généralement chers, complexes et nécessitent des installations spéciales.

La technique d'infection en culture cellulaire est basée sur l'excystation des cystes et oocystes et le fait que ces derniers passent par un cycle de développement complet. Elle permet ainsi de déterminer leur infectiosité mais aussi d'être informé sur l'espèce, ceci grâce à une certaine spécificité d'espèce des cellules utilisées. Les inconvénients de cette technique sont (i) la nécessité de préparation des concentrats (purification, conditions d'excystation), (ii) la lourdeur de l'observation microscopique nécessaire à la mise en évidence des différents stades du cycle de développement ; la PCR peut toutefois être également utilisée comme méthode de détection (voir paragraphe 3.2), (iii) les installations et la main-d'oeuvre spécialisée nécessaires pour la maintenance des cultures de cellules.

Les avantages de l'excystation sont les suivants: simplicité du mode opératoire, coût peu élevé et similitude avec la première étape du processus de pathogenèse. Certains auteurs (Campbell et al., 1992) ont trouvé des corrélations statistiquement significatives entre l'excystation et les méthodes d'exclusion des colorants vitaux (DAPI/PI). Cette méthode présente toutefois une importante variabilité expérimentale. Elle n'est pas aujourd'hui applicable aux cystes et oocystes de l'environnement à cause du nombre élevé nécessaires pour conduire un essai. Elle présente en outre des limites méthodologiques reconnues (Deregnier et al., 1989) et n'est pas toujours corrélée avec l'infectivité évaluée par les modèles animaux.

En conclusion, la méthode de référence pour la détermination de l'infectiosité reste l'inoculation à l'animal. La méthode de culture cellulaire est aujourd'hui considérée comme la méthode alternative la plus fiable pour l'ensembles des applications dans le domaine de l'eau potable et est en plein essor pour les applications en routine.

Les avantages de la PCR sont : (i) la nécessité d'éliminer les inhibiteurs comme les composés qui interfèrent avec la réaction enzymatique et (ii) le fait que l'estimation quantitative des oocystes est encore lourde et repose aujourd'hui sur la comparaison visuelle de la densité des bandes obtenues avec l'intensité observée pour un oocyste viable (Stinear et al., 1998). Les avantages de la PCR sont : la diminution du coût d'analyse et l'amélioration de la sensibilité de cette étape qui permet maintenant la détection de faibles quantités d'ADN ou d'ARN dans les échantillons environnementaux. Contrairement à la détection par les anticorps qui ne sont généralement pas spécifiques des espèces pathogènes humaines de *Cryptosporidium* et *Giardia*, la détection par PCR peut cibler spécifiquement les espèces *Cryptosporidium parvum* et *Giardia duodenalis*. Il peut cependant être difficile de différencier entre *C. parvum* et *C. meleagridis* compte tenu de la réaction croisée de la plupart des amorces décrites contre *C. parvum* avec cette dernière espèce (Champlaud et al., 1998).

L'hybridation in-situ par immunofluorescence (FISH) utilise des oligonucléotides dirigés contre des séquences spécifiques de l'ARN ribosomal 18S. Ces oligonucléotides sont marqués par des molécules fluorescentes pour permettre la détection microscopique en épifluorescence des microorganismes ciblés. La technique FISH a récemment été appliquée à la détection spécifique des oocystes de *Cryptosporidium parvum* dans les échantillons hydriques. Cette technique donne une indication sur la viabilité des oocystes étant donné que l'ARN ribosomal est présent dans les oocystes non-viables, ce qui conduit à l'absence de signal fluorescent. Les résultats obtenus par cette méthode ont montré une bonne corrélation avec ceux de la culture in vitro mesurée par excystation ($R = 0,998$). La fluorescence obtenue par cette méthode n'est pas suffisante pour permettre la détection des oocystes dans l'eau, mais cette technique peut être combinée avec un marquage immunofluorescent (Vesey et al., 1998). Des études complémentaires sembleraient toutefois nécessaires pour s'assurer de la viabilité ou de l'infectiosité des oocystes détectés par cette technique et la corréler avec des techniques reconnues comme la culture cellulaire.

4. DÉTERMINATION DE LA VIABILITÉ DE CRYPTOSPORIDIUM ET GIARDIA PRÉSENTS DANS LES ÉCHANTILLONS D'EAU

L'évaluation de la viabilité des cystes et oocystes est indispensable pour évaluer leur survie dans l'environnement, l'efficacité des procédés de traitement et les risques relatifs à la santé publique. Différentes techniques visant à établir le l'état mort / vivant des oocystes ont été développées : capacité à réaliser un cycle infectieux chez l'animal ou en culture de cellules, excystation, inclusion / exclusion de colorants vitaux (Lisle et Rose, 1995).

Schupp et Erlandsen (1987) ont évalué l'efficacité du diacétate de fluorescéine (FDA) couplé à l'iodure de propidium (PI) pour déterminer la viabilité des cystes, en comparaison avec un modèle d'infectivité in vivo chez l'animal. Leur étude a montré que les cystes colorés par le FDA, qui apparaissent vert fluorescent, sont viables, tandis que les cystes colorés à l'iodure de propidium qui présentent une fluorescence rouge vif ne sont pas infectifs. L'iodure de propidium a également été utilisé en combinaison avec l'essai par immunofluorescence (FITC) pour la confirmation des cystes et des oocystes (Dowd et Pillai, 1997). Bien que la méthode par exclusion de l'iodure de propidium ne soit pas adaptée à l'évaluation de l'efficacité de la désinfection par le chlore ou la monochloramine (car les sites dans lesquels s'intercalent le PI sont masqués ou détruits par ces désinfectants), elle a dans certains cas été utile pour déterminer la viabilité des cystes dans des eaux brutes ou traitées avant l'addition du chlore ou de la monochloramine (Sauch et al., 1991).

La cytométrie en phase solide permet l'analyse rapide et automatique de la totalité de la surface d'une membrane de 25 mm en trois minutes. Un appareil a été construit et une application développée par la société française Chemunex pour la détection de *Cryptosporidium* à partir de concentrats hydriques. Les données sont analysées en ligne afin de déterminer si le signal fluorescent provient d'un oocyste de *Cryptosporidium* ou d'une autre particule fluorescente. A la fin du balayage de la membrane, une représentation de la membrane est affichée à l'écran, sur laquelle sont indiquées les positions des oocystes présumés. Il est alors possible de positionner automatiquement un microscope couplé à l'appareil sur l'oocyste présumé afin d'en confirmer l'identification. Il a été montré que cet appareil pouvait détecter un plus grand nombre d'oocystes que l'observation microscopique directe ou la cytométrie en flux (Fricker, 1998). Cette application est compatible avec la plupart des méthodes de concentration (floculation, filtration sur cartouche) et de purification (flottation sur percoll-saccharose, séparation immuno-magnétique) ; il est en cours d'évaluation pour le dénombrement des cystes de *Giardia* (Zanelli et al., 1999). Bien que le coût de l'appareil (125 000 US \$) en limite l'utilisation généralisée, cette technique facilite beaucoup le dénombrement microscopique : réduction du temps d'observation microscopique d'un facteur 4 à 6, lecture plus aisée et en diminution de la fatigue visuelle du technicien. Outre le gain de sensibilité, elle permet ainsi d'augmenter la fiabilité des dénombrements.

Les techniques d'analyse décrites ci-dessus pour la concentration, la purification du concentrat et la détection des oocystes ne permettent pas de différencier entre les espèces pathogènes pour l'homme et celles qui ne le sont pas, et ne donnent pas d'information quant à la viabilité ou l'infectiosité des parasites. Ce sont toutefois les techniques les plus couramment utilisées en routine pour le dénombrement des cystes de *Giardia* et des oocystes de *Cryptosporidium* à partir d'échantillons environnementaux. Il n'existe pas à ce jour de consensus clair sur la (les) méthode (s) la (les) plus adaptée (s) pour l'analyse de routine de l'eau, en terme de rendement de récupération des parasites, répétabilité, facilité d'utilisation et temps requis pour l'analyse. C'est la raison pour laquelle aucune norme n'existe au niveau Européen ou International. Au niveau Européen (CEN), un projet pré-normatif impliquant des partenaires de quatre différents pays a pour but de comparer les méthodes existantes de concentration, purification et dénombrement des parasites et leurs combinaisons, dans le but d'émettre des recommandations en vue de la normalisation (Stanfield et al., 1999). Le CEN a récemment résolu (avril 1999) d'initier des travaux de normalisation pour l'échantillonnage, la détection, la viabilité, et le contrôle qualité des méthodes de dénombrement des *Giardia* et *Cryptosporidium*.

La réaction de polymérisation en chaîne (PCR) et l'hybridation in situ (FISH)

La réaction de polymérisation en chaîne (PCR) est basée sur l'amplification enzymatique de séquences cibles d'acides nucléiques qui peuvent être présents en faible nombre, afin d'en obtenir des niveaux détectables. Les avancées récentes des techniques moléculaires ont été les suivantes: la PCR nichée, la double PCR avec des amorces permettant d'augmenter les chances de détecter les cystes de *Giardia* dans des échantillons d'eau usée contenant des quantités importantes de composés inhibiteurs tels que les acides humiques et fulviques (Mayer and Palmer, 1996). La détection simultanée de *Cryptosporidium* et *Giardia* en une seule expérience de PCR sera une avancée d'une importance pratique considérable pour beaucoup de laboratoires (Swabby-Cahill et al., 1994).

La détermination de la viabilité a aussi été réalisée en utilisant la RT-PCR (Réverse-transcriptase-PCR) qui peut permettre de détecter la présence d'un seul oocyste viable dans des eaux turbides ou des eaux potables. Cette détermination est basée sur la détection de l'ARN messager d'une protéine de choc thermique de *C. parvum* (Stinear et al., 1996). Une approche similaire à celle de Stinear et al. a été développée par Rochelle et al. (1997), tandis que Di Giovanni et al. (1997) rapportent également la possibilité de détecter moins de cinq oocystes infectieux par une technique de culture cellulaire couplée à une détection par PCR.

on: *Cryptosporidium* 2 - 6 µm; *Giardia* 8 - 18 µm de longueur et 5 - 15 µm de largeur (optionnel) présence de structures internes sous contraste interdifférentiel. Dans le cas de *Cryptosporidium*, un à quatre sporozoïtes (structure mobile infective) en forme de bâtonnets et un corps granuleux (contenant des ribosomes, le reticulum endoplasmique et des mitochondries) peuvent être visible. *Giardia* présente les structures internes suivantes : un bouquet de fibres au centre d'un flagelle), deux à quatre noyaux et des structures appelées flagelles en forme de boudin trouvées dans la partie postérieure du cyste).

La confirmation par contraste interdifférentiel (DIC) ou en contraste de phase est nécessaire pour des échantillons environnementaux dans le but d'éviter la confusion avec certaines algues qui ont une dimension et une forme similaires à *Cryptosporidium* et *Giardia* et présentent une fluorescence due à une réaction croisée des anticorps (Nieminski et al., 1995). Les résultats des déterminations en immunofluorescence sont très dépendants de la qualité des anticorps monoclonaux (Zanelli et al., 1999). Cette technique est lourde et exige la présence d'un technicien spécialisé. De faux résultats négatifs peuvent être à cause de la présence de débris qui masquent les (oo)cystes (Johnson et al., 1993). Le 4', 6-diamidino-2-phénylindole (DAPI), colorant des acides nucléiques, peut être utilisé en conjonction avec les anticorps fluorescents afin de faciliter la détection et l'identification des oocystes sporulés et des noyaux des sporozoïtes qui présentent alors une fluorescence bleue, permettant ainsi de diminuer le risque de fausses négatives (Grimason et al., 1994).

Les cytomètres en flux, dont le prix d'achat est voisin de 100 000 US\$ pour les modèles usuels, permettent la mesure transmise aux faibles angles (FSC) et aux grands angles (SSC). Ces paramètres sont reliés respectivement à la taille et à la complexité interne des particules ; la mesure mesure également l'intensité de fluorescence émise par chaque particule. La mesure des oocystes de *Cryptosporidium* et des cystes de *Giardia* par cytométrie en flux nécessite un marquage préalable par la fluorescéine qui, excitée par le rayon laser, émet de l'énergie qui est détectée, convertie en énergie électrique et quantifiée (Hoffman et al., 1995). Campbell et al. (1993) ont utilisé la cytométrie en flux pour séparer les oocystes des débris contaminants dans les échantillons environnementaux. La confirmation de l'identité de l'oocyste a été réalisée à l'aide d'une caméra CCD (cooled charge couple device) connectée à un microscope équipé en épifluorescence avec les filtres d'émission et d'excitation appropriés. Ce système contrôlé par ordinateur a permis la visualisation en trois dimensions de chaque oocyste et la cartographie détaillée de sa morphologie et de sa taille exacte, éliminant ainsi la nécessité d'une confirmation visuelle.

La cytométrie en flux ne permettant pas, dans les échantillons environnementaux, de distinguer les oocystes de certains végétaux, algues ou particules minérales autofluorescents, cette technique a été couplée au tri cellulaire (FACS : Flow Cytometry and Cell Sorting) pour séparer les oocystes et oocystes des débris (Vesey et al., 1993). Cette technique a permis des taux de récupération des cystes et oocystes inoculés dans des échantillons d'eau de rivière ou de réservoir dépassant 92% (Vesey et al., 1994). Des récupérations de 100% ou plus par rapport à la lecture visuelle ont été rapportés pour des eaux de rivière ou des eaux en cours de potabilisation (Compagnon et al., 1997). La technique permet de tester relativement rapidement de grands volumes d'échantillons, et la confirmation microscopique après tri cytométrique est rapide et aisée. De plus, les techniques de détection impliquent l'usage de fluorochromes sont compatibles avec l'usage de la cytométrie en flux. Ainsi, la détermination de la viabilité basée sur l'usage de fluorochromes a pu être réalisée en utilisant cette technique (Vesey et al., 1994).

Les inconvénients de la cytométrie en flux sont les suivants : un besoin important en personnel qualifié pour utiliser l'appareil, le coût de l'appareil (100 000 à 150 000 US \$) et des consommables (consommation importante d'anticorps marqués au FITC), ainsi que la nécessité de confirmer les cystes et oocystes par microscopie.

2. PURIFICATION DES ECHANTILLONS

La détection de *Cryptosporidium* et *Giardia* est rendue difficile par les débris concentrés avec les cystes et oocystes et qui peuvent masquer ces derniers (Smith et al., 1995). Deux principales approches ont été développées pour résoudre ce problème : la séparation immuno-magnétique (IMS) et la centrifugation sur gradient de densité.

La séparation immunomagnétique utilise de petites billes paramagnétiques sur les quelles sont fixés des anticorps dirigés contre les antigènes de surface des cellules, a prouvé son efficacité pour isoler certaines des organismes procaryotes : bactéries et virus, à partir de différentes matrices, parmi lesquelles la matrice hydrique (Rossomando et al., 1994). Pour *Cryptosporidium*, l'IMS a abouti à des rendements de récupération élevés: 49 à 67% dans l'eau brute et 87 à 97,4% dans les eaux plus turbides (Stanfield et al., 1999). La méthode est simple, rapide et permet d'obtenir de faibles volumes de concentrat. Il est donc généralement possible d'analyser la totalité du concentrat obtenu, portant ainsi la limite de détection à 1 oocyste dans le volume analysé. Bien que d'un coût relativement élevé (environ 40 US\$ par échantillon), l'IMS est donc en passe de devenir la méthode de concentration la plus performante pour l'analyse de routine.

D'autres méthodes de concentration sont basées sur une séparation par densité qui permet de séparer les cystes et oocystes des débris contenus dans le concentrat. La densité du gradient est choisie de telle sorte que les microorganismes flottent à sa surface tandis que les débris seront retrouvés dans le culot. LeChevallier et al. (1995) ont montré la très bonne efficacité du gradient de percoll-saccharose de densité 1,15 pour la récupération des oocystes (100,0%) et des cystes (110,0%) à partir d'eau du robinet dopée. Avec la même densité 67% des oocystes et 96,0% des cystes ont pu être récupérés à partir d'échantillons environnementaux dopés.

D'autres équipes ont rapporté de faibles récupérations pour les oocystes purifiés par des techniques impliquant un gradient de saccharose, pour des eaux potables dopées (0,7 à 16,0%) et des eaux de rivière (0,4 à 11,2%), par comparaison aux récupérations obtenues sans purification sur gradient (Shepherd and Wyn-Jones, 1995). Une perte des cystes et oocystes pendant l'étape de flottation sur gradient de saccharose a également été rapportée par certaines équipes (Nieminski et al 1995) qui déconseillent cette technique pour des échantillons d'eau traitée. Ces différences de rendements de récupération à l'étape de purification sur gradient de saccharose pourraient cependant être affectées par la méthode de concentration préalablement utilisée (Compagnon et al., 1999), la densité du gradient (LeChevallier et al., 1995), ou la viabilité ou non des oocystes (LeChevallier et al., 1995). Bien que cette technique permette l'élimination de débris et rende ainsi plus aisée le dénombrement microscopique, cette technique conduit à une variabilité importante des rendements de récupération.

3. METHODES DE DETECTION DE *Giardia* et *Cryptosporidium* a partir d'échantillons hydriques

Observation microscopique, cytométrie en flux et cytométrie en phase solide

La détection des cystes et oocystes dans les concentrats d'origine hydrique est généralement réalisée par microscopie en épifluorescence en utilisant des anticorps monoclonaux liés à des molécules fluorescentes, permettant ainsi de marquer la paroi du cyste ou de l'oocyste (Smith et al., 1995).

Les réactifs d'immunofluorescence directe (c'est-à-dire dans lesquels l'anticorps est couplé au fluorochrome) utilisent généralement des anticorps monoclonaux spécifique de l'antigène de *Cryptosporidium* ou *Giardia* marqués par l'isothiocyanate de fluorescéine (FITC) (coût approximatif : 14 US\$ par échantillon). Après marquage, la préparation est examinée en épifluorescence et les cystes et oocystes sont identifiés par les critères suivants : (a) fluorescence vert pomme de la paroi de l'oocyste (b) forme : *Cryptosporidium* rond; *Giardia* rond à ovale;

Filtration sur membrane

La filtration sur membrane implique le passage d'un certain volume d'eau sur un milieu de filtration perméable et la récupération du matériel de la surface du filtre. La nature du matériau de la membrane permet l'élué des (oo)cystes et leur récupération ultérieure (Shepherd and Wyn-Jones, 1996). Cette méthode n'est pas praticable avec de grands volumes d'eau (100 - 1 000L), surtout pour les eaux brutes, étant donné les problèmes de colmatage qui sont rencontrés. Le coût de chaque membrane est d'environ 4,00 US\$.

Des taux de récupération de 27,2 à 101,1% selon la matrice analysée ont été obtenus avec les membranes en polycarbonate. Un rendement optimal de récupération des oocystes et cystes à partir d'eau potable et d'eau synthétique de turbidité 5 NTU a été obtenu par Clancy et al. (1997) en utilisant une membrane de polycarbonate de porosité 3,0µm. En moyenne, 101,1% des oocystes et 94,9% des cystes ont été récupérés à partir des échantillons d'eau turbide.

Les membranes en polyéthylsulfone (porosité nominale 0,8µm) ont conduit à des récupérations beaucoup plus basses (environ 40% et 20% respectivement pour les cystes et les oocystes). Il est probable que, la porosité de la membrane étant trop faible, un certain nombre de cystes et d'oocystes y restent attachés de manière irréversible (Shepherd and Wyn-Jones, 1996). Les membranes en acétate de cellulose (taille des pores 1,2µm) ont permis de récupérer 32,0 à 87,0% des oocystes à partir de trois à 10 litres d'eau du robinet dopée (Aldom et Chagla, 1995; Shepherd and Wyn-Jones, 1996) tandis que 4,5 à 51,3% des cystes ont été récupérés à partir de 10 litres d'eau du robinet dopée (Shepherd and Wyn-Jones, 1996). Le matériel retenu sur la membrane a été élué soit par grattage, soit par sonication ou dissolution de la membrane ; dans les derniers cas un rendement de récupération plus élevé a été observé : 61,0 à 87,0% des oocystes (Chagla, 1995). Le nitrate de cellulose (taille des pores 3,0 µm) et les membranes en polyacrylique ont permis des récupérations de 10,2 à 36,0% des oocystes et 22,4 à 87,0% des cystes à partir de 10 litres d'eau du robinet dopée (Shepherd and Wyn-Jones, 1996).

Les autres technologies existantes sont : la VFF et TFF (Vortex Flow Filtration et tangential Flow Filtration) qui ont été étudiées en détail par Whitmore et Carrington (1993) et Clancy et al. (1997).

Floculation

La floculation par le carbonate de calcium (Vesey et al., 1993) est de plus en plus employée pour la concentration de faibles volumes d'eau (10 à 20 L). Du chlorure de calcium puis du bicarbonate de sodium sont successivement ajoutés, produisant un floc de carbonate de calcium qui précipite dans l'échantillon d'eau.

Cette technique est lente en 4 heures environ en entraînant les oocystes, les cystes et les particules en suspension. Le floc est ensuite dissous dans de l'acide et le volume de la suspension ainsi obtenue peut être réduit par centrifugation. Cette technique est simple, robuste et économique (environ 2 \$ par échantillon), et demande moins de temps de travail que d'autres méthodes (Vesey et al., 1993). Les rendements de récupération sont élevés (71,3 – 76,0%) dans l'eau déionisée, l'eau du robinet et l'eau de rivière (Vesey et al., 1993; Shepherd and Wyn-Jones, 1996). La limite de cette méthode est qu'elle concentre toutes les particules (Vesey et al., 1993) et peut réduire la viabilité des oocystes (Campbell et al., 1994). D'autres techniques de floculation : le sulfate ferrique et le sulfate d'aluminium, ont été décrites par les mêmes auteurs, puis adaptées et testées par Compagnon et al. (1999). La floculation au sulfate ferrique a donné les meilleurs résultats, avec 100% de récupération des oocystes dans des échantillons d'eau de turbidité allant de 6 à 15 NTU, et 100% de récupération des cystes pour des eaux allant jusqu'à 30 NTU. La floculation au sulfate ferrique pourrait donc constituer une méthode de choix pour la concentration des cystes et oocystes à partir d'échantillons d'eau de surface et d'eau usée. La limite inhérente à cette technique est que de faibles volumes de concentrats doivent être analysés ; une méthode permettant de purifier et réduire le volume du concentrat devrait y être associée.

et oocystes (Nieminski, 1994). Le désinfectant le plus courant, le chlore, n'est pas efficace contre les oocystes de *Cryptosporidium* (Ransome et al., 1993). L'ozone est maintenant reconnu comme une des alternatives les plus prometteuses pour l'inactivation de *Cryptosporidium* et *Giardia*, ceci malgré la possibilité de formation de sous-produits de désinfection (Ozekin and Westerhoff, 1998).

Il est donc crucial que les traiteurs d'eau recherchent régulièrement la présence de ces protozoaires afin d'assurer la sécurité en termes de santé publique. L'analyse de routine de *Giardia* et *Cryptosporidium* dans les échantillons environnementaux comprend les étapes suivantes : (1) une étape de concentration conduisant à une réduction du volume de 10-1000 litres jusqu'à 1 à 80 millilitres, (2) une étape de purification qui sépare les cystes et oocystes des particules interférentes, et (3) une étape de détection. La spéciation (généralement par des méthodes de biologie moléculaire comme la PCR) et la détermination de la viabilité sont des méthodes plus spécialisées utilisées aujourd'hui seulement dans les laboratoires de recherche ; elles sont discutées dans la deuxième partie de ce document.

Les méthodes de concentration et de détection sont notoirement laborieuses, peu précises, coûteuses en personnel, en consommables et en équipement. Aucune méthode n'ayant à ce jour été normalisée, une revue des méthodes les plus utilisées est présentée ci-dessous.

1. TECHNIQUES DE CONCENTRATION

Les pourcentages de récupération des oocystes et cystes ont été évalués pour différentes techniques de concentration à partir d'échantillons d'eau potable ou turbide. Ces techniques ont pour but de concentrer de grands volumes d'eau, soit sur le lieu de prélèvement, soit après transport de l'échantillon au laboratoire.

Filtration sur cartouche

Les méthodes les plus courantes sont basées sur la filtration de grands volumes (20 litres à 1 m³) au travers une cartouche, l'élution des cystes et oocystes retenus à l'intérieur de la cartouche suivie d'une concentration et éventuellement d'une purification du concentrat, avant l'étape de détection microscopique. Différents matériaux de filtration, tels le polypropylène, coton, la microfibre de verre ont été évalués en termes de récupération des oocystes et des cystes. Les pourcentages de récupération à partir d'échantillons d'eau potables dopés ont varié de 0,4 à 129% pour les oocystes (Gilmour et al., 1991; Whitmore and Carrington, 1993; LeChevallier et al., 1995; Nieminski et al., 1995), et de 9,8 à 68% pour les cystes (Gilmour et al., 1991). Pour des échantillons d'eau turbides, ces pourcentages ont été de 3,9 à 14,2% pour les oocystes et de 9,8 à 20,4% pour les cystes (Shepherd and Wyn-Jones 1996).

Les filtres Genera Crypto-Dtec sont composés de plusieurs couches de disques de mousse comprimés. Ce système très utilisé au Royaume-Uni permet de filtrer en continu de grands volumes d'eau potable avec des rendements élevés. Les cartouches Envirocheck (Gelman), se sont montrées adaptées à une gamme de matrices hydriques, conduisant à d'excellents taux de récupération. Les pourcentages de récupération de *Cryptosporidium* à partir d'échantillons d'eau potable, d'eau synthétique turbide et d'eau de surface ont atteint en moyenne 89,5%, 74% et 55%, respectivement, tandis que pour *Giardia* des récupérations moyennes de 89,5, 95 et 67% ont été observées pour chacun de ces types d'eau (Clancy et al., 1997). D'autres auteurs ont rapporté un rendement moyen de 25% pour *Cryptosporidium* à partir d'une eau de surface dopée (turbidité d'environ 10 NTU) (Cervantes et al., 1997). Parmi les cartouches de filtration, les cartouches Envirocheck ont donc permis d'obtenir les meilleurs taux de récupération tant pour *Cryptosporidium* que pour *Giardia*, ceci quel que soit le type d'eau (de l'eau brute à l'eau potable). Bien que d'un coût élevé (environ 95 \$US), elles semblent actuellement les mieux adaptées à une utilisation en routine.

REVUE DES METHODES DE DETECTION DE *Cryptosporidium* et *Giardia* dans les echantillons hydriques

C. Jarmey-Swan¹, M-R de Roubin², I.W Bailey¹, M Gibert³

¹Emgeni Water, PO Box 9, Pietermaritzburg, 3200, South Africa

²Generale des Eaux, 1 Place de Turenne, 94417, Saint Maurice Cedex, France

³Generale des Eaux, 52 rue d'Anjou, 15009, Paris, France

ABSTRACT

Cryptosporidium parvum et *Giardia lamblia* sont des protozoaires pouvant être transmis par l'eau hydrique, pathogènes pour l'homme chez qui ils causent des diarrhées. Il est donc crucial que les traçeurs d'eau recherchent régulièrement la présence de ces protozoaires afin d'assurer la sécurité en termes de santé publique. Les méthodes de concentration et de détection sont notoirement laborieuses, peu précises, coûteuses en personnel, en consommables et en équipement. Les procédures couramment utilisées sont basées sur la filtration de grands volumes d'eau au travers de cartouches, mais ces méthodes conduisent à des rendements de récupération qui peuvent être faibles et varient en fonction de la matrice. La filtration sur membrane est difficile pour de grands volumes d'eau, en particulier les eaux brutes. Les techniques de floculation par le carbonate de calcium ou le sulfate ferrique sont simple et peu coûteuses. Elles permettent d'obtenir des rendements élevés pour les eaux turbides ou peu contaminées. Les concentrats peuvent être purifiés par centrifugation sur gradient de saccharose, par filtration en flux ou par séparation immuno-magnétique, cette dernière technique étant particulièrement adaptée avec les exigences d'un laboratoire de routine, efficace en terme de rendement et capable de détecter à des limites de détection basses. Les méthodes de biologie moléculaires ne sont pas encore appliquées en routine. Enfin, il est important d'évaluer la viabilité et/ou l'infectiosité de ces parasites, ceci afin de mieux cerner le risque en termes de santé publique, et de pouvoir évaluer les traitements de désinfection. Parmi les méthodes existantes : excystation, coloration/absorption de colorants vitaux, infection en culture de cellules, cette dernière est en train d'émerger comme la méthode de choix. La fixation de valeurs paramétriques réglementaires pour ces protozoaires est rendue difficile par les limitations des méthodes de détection, en particulier du fait qu'elles ne permettent pas aujourd'hui de préciser le caractère infectieux de ces protozoaires, et le manque de données épidémiologiques. Ceci explique probablement le fait que peu de pays aient une réglementation concernant ces parasites.

INTRODUCTION

Depuis le milieu des années 70, l'importance des protozoaires *Cryptosporidium parvum* et *Giardia lamblia* comme pathogènes humains d'origine hydrique a été reconnue. Ils peuvent être responsables de diarrhées dans les pays développés comme dans ceux en voie de développement.

La contamination fécale de l'eau a conduit à des épidémies massives comme celle qui a eu lieu à Milwaukee, Wisconsin, USA. Plus de 1,5 millions de consommateurs ont été exposés au pathogène *Cryptosporidium*, parmi lesquels 403 000 ont été malades. Cette maladie a conduit à la mort d'un certain nombre de personnes parmi les immunodéprimés. De plus, le coût de cette épidémie pour la communauté a été évalué à plusieurs millions de dollars (Lisle and Rose, 1995). Plus récemment *Cryptosporidium* et *Giardia* ont reçu un grand écho médiatique dans le cadre de l'attribution des jeux Olympiques de l'an 2000 lorsqu'un distributeur d'eau de Sydney (Australie) a été alerté de leur présence dans l'eau potable. Cet événement n'a toutefois été suivi d'aucune épidémie majeure (Hayward, 1998).

Les sources de contamination soupçonnées lors des épidémies ont été : les effluents bruts, le ruissellement à partir des zones d'élevage, les eaux usées rejetées par les bateaux, des erreurs mécaniques ou opérationnelles dans les usines de traitement d'eau. Les traitements conventionnels tels que la coagulation, la décantation et la filtration peuvent éliminer 99% ou plus des cystes

**REVUE DES METHODES DE
DETECTION DE CRYPTOSPORIDIUM
ET GIARDIA DANS LES
ECHANTILLONS HYDRIQUES**

*Par C. Jarmey-SWAN, M R de ROUBIN,
I. W. BAILEY, M. GIBERT (UMGENI Water / CGE)*

soit l'actualisation, le scénario qui ressort avec le meilleur coût unitaire pour la pollution est le scénario 3. Toutefois le coût de l'assainissement étant particulièrement important et le plus réaliste serait le scénario 2 à court terme. A moyen et plus long terme les scénarios 3 et 4 pourront être réalisés en mettant en perspective leurs avantages par rapport à d'autres usages autres que la potabilisation (irrigation, environnement, santé...) et aux besoins en aval du bassin ;

L'effet d'opération sur le bassin versant avec un niveau de traitement élevé est intéressant donc sur le plan financier aussi bien pour le producteur d'eau potable que pour les autres usagers de l'eau.

3. Ecologie et finance sont-elles incompatibles ?

L'analyse du cas du bassin OUM ER RBIA a permis de mettre en évidence, grâce à la méthode de travail mise en place qu'il était financièrement intéressant de traiter la pollution à la source, en effet avec une actualisation à 10 % le coût du mètre cube d'eau potable passe de 2,38 DH à 1,59 DH (Dirhams Marocains 1US \$ = 9,8 DH) grâce à la dépollution.

Les résultats sont différents dans leur ampleur suivant les bassins versants.

Il est également évident que l'intégration des effets directs ou indirects de l'amélioration de la qualité de l'eau ne fait que conforter l'intérêt de traiter la pollution à la source (usages avals, santé publique, environnement, ...).

La mise en œuvre d'une telle politique au niveau d'un bassin versant est facilitée par la mise en œuvre d'une gestion concertée de l'eau de manière globale.

En effet, il est clair qu'une politique de solidarité amont aval appuyée par une gestion financière intégrative de type Agence de Bassin trouve ici toute sa justification.

La loi 10-95 sur l'eau au Maroc similaire à la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 Européenne va permettre la mise en place d'une telle gestion sur ce bassin. Une agence de bassin est notamment en cours de création sur l'ensemble du bassin de l'Oued Oum Er Rbia, sur un modèle équivalent au modèle Français.

La mise en œuvre de cette méthode sur le bassin a permis d'élaborer une stratégie d'aménagement pertinente et de mettre en évidence une conclusion surprenante écologie et finance ne sont pas forcément incompatibles.

La méthode est basée essentiellement sur une approche financière et n'intègre pas des éléments plus qualitatifs ; en ce sens, elle connaît des limites. Il est donc important d'environner cette approche d'une analyse de terrain intégrant l'ensemble des aspects de la gestion du bassin.

Le scénario 2 va nécessiter un traitement intermédiaire.

La sophistication des filières génère une augmentation du coût de la station tant sur le plan de l'investissement que sur le plan du coût d'exploitation. Lors de cette phase, ces surcoûts ont été clairement évalués.

En parallèle, le coût de la dépollution correspondante a été estimé (système d'épuration, traitement industriel, ...).

2.5 Analyse économique des surcoûts de la pollution sur la potabilisation

L'analyse économique avait pour objectif d'estimer le coût de production d'eau potable dans les différents scénarios de dépollution envisagés.

Cette analyse s'est basée sur la comparaison de scénarios en vue d'un usage unique du cours d'eau qui est la potabilisation ; il n'a pas intégré en première approche les autres effets directs ou indirects liés à la dépollution.

Ces coûts ont été évalués à des taux d'actualisation de 5, 10 et 15 %.

Les résultats sont présentés dans le tableau ci-après pour les différents scénarios.

Tableau : Evaluation financière des scénarios et impact sur le coût de l'eau

		Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4
		Sans dépollution	Avec dépollution de KHENIFRA	Avec dépollution complémentaire de KHENIFRA	Avec dépollution complémentaire des centres urbaines
Investissement Q = 2.2 m ³ /s		326 MDH	283 MDH	258 MDH	258 MDH
Exploitation AEP		1 to 1.2 DH/m ³	0.77 DH/m ³	0.56 DH/m ³	0.56 DH/m ³
Investissement ASS (S)		0	79 MDH	110 MDH	152 6 MDH
Exploitation ASS		0	35 DH/EqH	50 DH/EqH	
Coût moyen actualisés à 10% DH/m ³	DWS+	2.38	1.68	1 59	1 8
	S	2.38	1.38	1.17	1.17
	S	0		1.66	2.36
Qualité de l'eau de l'oued		Médiocre	Moyenne	Bonne à moyenne	Bonne

La prévision de l'évolution des flux de pollution s'est basée sur des hypothèses :
- l'évolution démographique de la population,
- les changements sociaux et économiques de la zone d'étude (industriels, touristiques, ...).

Ces hypothèses ont abouti à une évolution très différente de la qualité des eaux du fleuve.

Scénario 1

Fort dégradation de l'oued d'ici à 2015 qui va passer en classe 3 à l'aval de KHENIFRA générant une eau à tendance eutrophe à hypereutrophe au niveau du site de potabilisation qui subira une forte gêne au traitement.

Scénarios 2, 3 et 4

Ils améliorent très fortement la qualité des eaux avec l'obtention d'un niveau 1B à l'aval de KHENIFRA avec la réutilisation des eaux usées.

La potabilisation de l'eau va en être grandement facilitée, de part la limitation des phénomènes d'eutrophisation.

2.4 Proposition des différentes filières de traitement

En fonction des différentes qualités obtenues ci-avant des filières de potabilisation sont proposées. La filière devient en effet plus complexe lorsque la qualité de l'eau à traiter se

dégrade. La dégradation de la qualité en fonction des différents scénarios modifie, d'une part la qualité de l'eau à traiter mais également génère des problèmes d'eutrophisation de la retenue, plus complexes et plus importants selon le niveau de pollution. L'eutrophisation de la future retenue va amener à traiter au niveau de la potabilisation les problèmes suivants :

- Déficit en oxygène,
- Forte teneur en matière organique,
- Production d'hydrogène sulfuré,
- Formation de goût et d'odeur,
- Solubilisation de fer et de manganèse,
- Développement d'algues...

Le traitement nécessaire pour traiter l'eau dans le scénario sans dépollution du bassin versant (scénario 1) va donc se composer :

- préchloration,
- de chloration,
- de préoxydation au permanganate de potassium,
- de charbon actif en poudre,
- de coagulation, floculation, décantation,
- de filtration sur sable,
- d'ozonation,
- postchloration.

Cette filière peut se simplifier aux scénarios 3 et 4 jusqu'à :

- préchloration,
- de coagulation, floculation, décantation,
- filtration sur sable,
- désinfection.

Les équations sont alors:

$$\frac{d[\text{NH}_4]}{dt} = K_3 [\text{N}_{\text{org}}] - K_4 [\text{NH}_4] \quad (4)$$

$$A \quad \frac{d[\text{N}_{\text{org}}]}{dt} = + K_3 [\text{NH}_4] \quad (3)$$

$$\frac{d[\text{NO}_3]}{dt} = K_4 [\text{NH}_4] \quad (5)$$

La résolution de ces différentes équations, considérées de cinétique d'ordre 1, permet de tracer:

- (4) : évolution de NH_4 en fonction du temps
- (3) : évolution de N_{org} en fonction du temps
- (5) : évolution de NO_3 en fonction du temps

Remarque:

Ces équations reposent sur la théorie développée dans le cadre de la mise au point du modèle QUASAR où la variation de concentration d'une variable non conservative en fonction du temps est la somme des sources apportées en cet élément moins la somme des sorties (dégradation, transformation) :

$$\frac{dX}{dt} = \text{entrées} - \text{sorties}$$

Ce modèle a été calé à partir des données actuelles de qualité des eaux de l'oued. Il permet d'estimer selon différents scénarios de pollution et de dépollution du bassin versant, la qualité prévisionnelle de l'eau sur le site de potabilisation, prévu par le projet d'AEP de l'ONEP à partir du futur barrage de Dchar El Oued (cf. situation sur la carte).

4 scénarios ont été élaborés et analysés à partir des évaluations de l'évolution des flux de pollution et du modèle quantifiant leurs impacts sur la qualité de l'OUM ER RBIA :

- Scénario 1. Aucune mesure de dépollution.
- Scénario 2. Assainissement des effluents urbains de KHENIFRA comme prévu dans le cadre du schéma d'assainissement par lagunage aéré.
- Scénario 3. Mise en oeuvre de mesures correctives complémentaires : réutilisation des effluents urbains de KHENIFRA et réduction des apports diffus agricoles.
- Scénario 4. Mise en oeuvre de mesures complémentaires au scénario 3 : assainissement des principaux centres urbains de KASBA TADLA, ZAWYAT et EL KSIBA.

Dans chacune de ces situations, l'évolution du flux de pollution généré a été évaluée à différents horizons :

- état actuel de référence,
- 2005,
- 2015.

Évaluation de la qualité

En raison des modèles existants et du niveau de connaissance sur le milieu à modéliser, les auteurs ont été de développer un modèle simple unidimensionnel basé sur l'évaluation des paramètres principaux caractéristiques de la qualité des eaux de l'oued, soit :

- oxygène dissous (O_2),
- azote organique (N_{org}),
- azote ammoniacal (NH_4),
- nitrates (NO_3).

Ce sont des polluants biodégradables.

Les équations utilisées prennent en compte leur dégradation par auto-épuration :

- biodégradation de la matière organique,
- cycle de l'azote.

Biodegradation de la matière organique

Les équations se basent sur le modèle de Streeter et Phelps.

$$D = K_1 L (1 - e^{-K_1 t}) \quad (1)$$

K_1 = coefficient de biodégradation⁻¹

L = DBO ultime

$$R = K_1 L - K_2 [O_2] \quad (2)$$

K_2 = coefficient de réoxygénation⁻¹

$[O_2]$ = déficit en oxygène par rapport à la saturation

Biodegradation de l'azote

Les réactions en jeu sont:



K_3 = coefficient d'ammonification

K_4 = coefficient de nitrification

Le passage des nitrates aux nitrites demandant des conditions anaérobies non présentes normalement en cours d'eau, les équations prises en compte s'arrêtent à la transformation de l'azote organique et ammoniacal en nitrates.

2.1 Evaluation des flux polluants

Le travail entamé a débuté par une évaluation actuelle et prospective des flux polluants produits sur le bassin versant ; ces flux étant aussi bien d'origine domestique, industrielle qu'agricole. Les localisations des points d'injection de ces flux de pollution au niveau du milieu récepteur ont été précisées.

Sur l'ensemble du bassin versant amont de l'OUM ER RBIA, par ordre d'importance, les principaux foyers de pollution identifiés sont :

1. La pollution urbaine (domestiques et industrielle) de KHENIFRA.
2. La pollution diffuse agricole générant des apports en azote.
3. La pollution urbaine (domestique et industrielle) de KASBA TADLA.
4. La pollution domestique de ZAWYAT ECH CHEIK.
5. La pollution domestique de EL KSIBA.

La carte ci-après quantifie ces aspects par sous bassins.

2.2 Etude de la qualité des eaux

La carte de qualité des eaux superficielles en situation actuelle a été élaborée. Une réflexion sur les objectifs de qualité a permis également de proposer la carte des objectifs de qualité à atteindre en fonction des usages de l'eau.

Comme le montre la carte de qualité, globalement et jusqu'à KHENIFRA la qualité des eaux peut être considérée comme de bonne qualité (1B). La grille de qualité ayant servi de référence pour la classification des cours d'eau est la suivante :

Grille de qualité

	1A Très bonne	1B Bonne	2 Moyenne	3 Médiocre	Hc Hors Classe
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	< 3	3 à 5	5 à 10	10 à 25	> 25
DCO (mg O ₂ /l)	< 20	20 à 25	25 à 40	40 à 80	> 80
Oxidabilité (mg O ₂ /l)	≤ 3	3 à 5	5 à 8	> 8	
Oxygène dissous (mg/l)	> 7	5 à 7	3 à 5	< 3	
NH ₄ (mg/l)	≤ 0.1	0.1 à 0.5	0.5 à 2	2 à 8	> 8
NTK mg/l	≤ 1	1 à 2	2 à 3	> 3	-
NO ₃ mg/l	< 5	5 à 25	25 à 50	50 à 80	> 80
PO ₄ ³⁻ mg/l	< 0.2	0.2 à 0.5	0.5 à 1	1 à 2	> 2
P _{tot} mg/l	< 0.1	0.1 à 0.3	0.3 à 0.6	0.6 à 1	> 1

Ensuite, sa qualité se dégrade pour passer en classe 2 (qualité moyenne) sous l'influence :

- des rejets de la ville de KHENIFRA pour l'essentiel,
- des phénomènes d'érosion sur le bassin de SROU, apports terrigènes importants en période pluviale,
- des rejets de la ville de KASBA TADLA.

La qualité des eaux de l'OUM ER RBIA reste très sensible au régime hydraulique des années d'observation.

Les débits des rejets par tronçon présentés dans la carte ci-après sont les suivants.

Tableau des débits de rejets par tronçon aux différents horizons en l/s

N° du tronçon:		OER 1	2	3	4	5
Actuel	2.7	65.58	15.97	1.27	23.91	21.4
2005	3.0	119.2	25.3	1.4	49.3	48.3
2015	3.4	179.1	40.4	1.6	70.0	62.7

avec cette logique et pouvoir mettre en oeuvre une politique cohérente au niveau national, l'ONEP (Office National d'Eau Potable) du Maroc a engagé une réflexion d'ingénierie sur un financement de l'AFD (Agence Française de Développement).

Cette réflexion était l'analyse de l'intérêt économique du traitement de la pollution des eaux. Jusqu'à quel niveau vaut-il mieux traiter la pollution à la source, améliorer la qualité des eaux ou donc diminuer le niveau de traitement en potabilisation ?

Cette réflexion a été menée sur différents cas de bassin versant au Maroc, dans cette communication est présenté le cas du bassin versant amont de l'oued l'OUM ER RBIA, des sources au centre urbain de Kasba Tadla.

2. MÉTHODE DE TRAVAIL ET APPLICATION AU BASSIN DE L'OUM ER RBIA

La méthode de travail pour évaluer les différentes alternatives a été organisée autour des différentes phases suivantes :

- Estimation des flux polluants.
- Estimation de la qualité des eaux.
- Choix d'un modèle d'évaluation de la qualité des eaux en fonction de l'évolution des polluants.
- Proposition des différentes filières de traitement en fonction des différents niveaux de qualité des eaux.
- Evaluation financière des différents scénarios.
- Analyse économique du surcoût de la pollution sur la potabilisation des eaux.
- Synthèse des réflexions.

L'oued Oum Er Rbia, l'un des plus importants fleuves du Maroc prend naissance dans le Moyen Atlas à 26 kilomètres au nord-est de Khénifra par une quarantaine de sources vaclusiennes qui jaillissent au pied des calcaires de Lias inférieur directement au contact des argiles du

Ces sources assurent à l'oued un débit d'étiage important, environ 12 m³/s à Khénifra. La zone faisant l'objet de la présente étude se limite au bassin versant à l'amont du barrage de Kasba Zidania, partie sur laquelle plusieurs aménagements hydrauliques sont projetés ou en cours de réalisation comme le barrage Dchar El Oued (cf. carte ci-après).

Le climat de la région est de type continental avec de forts écarts de température et une pluviométrie moyenne annuelle entre 600 et 700 mm (90 % d'octobre à mai).

L'aire d'étude porte essentiellement sur les provinces de Khénifra et de Beni-Mellal pour un total de population d'environ 320.000 habitants, dont 54 % de population urbaine répartie principalement dans les municipalités de Khénifra, Kasba Tadla, El Ksiba et Zaouiat Cheikh. Les autres centres urbains sont Aït Ishaq, El Kebab, Tighassaline et Kerrouchen.

L'autre moitié de la population est rurale et dispersée dans de nombreux douars.

Qualité des eaux et coût de la pollution sur la production d'eau potable: Application au cas du Bassin OUM ER RBIA au Maroc

Auteurs:

Monsieur FOUTLANE-ONEP

Monsieur AFDALI-ONEP

Monsieur ROUMAGNAC-BRL

Monsieur BURGAUD-BRL

Resumé:

La qualité des eaux brutes influe de manière importante sur le coût de la production d'eau potable, tant sur le plan de l'investissement que de l'exploitation.

La mise en oeuvre d'une réflexion spécifique sur l'impact économique et financier de la dégradation de la qualité des eaux sur la production d'eau potable permet de mettre en évidence une stratégie rationnelle d'aménagement au niveau du bassin versant.

Le couplage d'une réflexion basée sur :

- l'analyse de la qualité des eaux et l'impact des différents flux de pollution (Domestique, Agricole, Industriel).
- la mise en oeuvre d'un modèle de qualité de la ressource
- la mise en oeuvre d'une analyse économique et financière des différents scénarios, permet de tirer des conclusions intéressantes sur les différents scénarios et d'élaborer un réel outil d'aide à la décision.

A partir d'un cas réel africain ce projet a pour but de lancer une réflexion innovante sur l'intérêt du traitement de la pollution en amont.

1. PRÉAMBULE

Aujourd'hui la dégradation de la qualité des eaux de surface de certains bassins versants génère une augmentation et un renforcement des systèmes de traitement pour la production d'eau potable et influe de manière notable sur le coût de production de celle-ci.

Il y a donc une relation forte entre la maîtrise des flux de pollution sur un bassin versant et l'intérêt économique d'un producteur d'eau potable, notamment lorsque la ressource en eau est limitée.

1.	PRÉAMBULE.....	3
2.	METHODE DE TRAVAIL ET APPLICATION AU BASSIN DE L'OUUM ER RBIA...4	
	évaluation des flux polluants.....	5
	Indicateur de la qualité des eaux.....	5
2.3	Modèle d'évaluation de la qualité	6
2.4	Proposition des différentes filières de traitement	8
2.5	Analyse économique des surcoûts de la pollution sur la potabilisation	9
	ECOLOGIE ET FINANCE SONT-ELLES INCOMPATIBLES?	10

LIBRARY IRC
PO Box 93190, 2509 AD THE HAGUE
Tel: +31 70 30 689 80
Fax: +31 70 35 899 64
BARCODE: 16036
LO

QUALITE DES EAUX BRUTES ET COUT DE LA PRODUCTION D'EAU POTABLE.

*Par Mr FOUJLANE & ROUMAGNAC
(ONEP/BRL Ing)*

COMMUNICATIONS

14h05 - 14h20

Présentation : QUALITE DES EAUX BRUTES ET COÛT DE LA POLLUTION SUR LA PRODUCTION D'EAU POTABLE : APPLICATION AU CAS DU BASSIN OUM ER RBIA.

Par Mr FOUFLANE & ROUMAGNAC (ONEP/BRL Ing)

Présentation : REVUE DES METHODES DE DETECTION DES CRYPTOSPORIDIUM ET GIARDIA DANS LES ECHANTILLONS HYDRIQUES.

Par C. Jarmey-SWAN , M R de ROUBIN, I. W. BAILEY, M. GIBERT (UMGENI Water / CGE)

14h35 - 14h50

Présentation: DES TECHNOLOGIES COMPACTS POUR LA REUTILISATION DES EAUX USEES.

Par Slim ZEGHAL, Marie Marguerite BOURBIGOT, Pier MONTOVANI, Jacques SIBONY, Nathalie BLANC (CGE)

15h05

Présentation: EVOLUTION DE LA QUALITE DE L'EAU DANS LES SYSTEMES D'ALIMENTATION EN EAU POTABLE : ETUDE DE CAS DE BOUZNIKA AU MAROC.

Par BENABDALLAH , M. El MGHARI T. M, L. ECHIABI (ONEP)

15h05 - 15h20

Présentation : CORBOFLUX , UN PROCEDE INNOVANT ET ECONOMIQUE POUR LE TRAITEMENT DE L'EAU POTABLE.

Par Marie Christine HUAI (SAUR)

THÈME No.3

Library
IRC International Water
and Sanitation Centre
Tel: +31 70 30 669 80
Fax: +31 70 36 889 44

INNOVATIONS DANS LA MAÎTRISE DE LA QUALITÉ DE L'EAU