

Etude comparative d'efficacité de prétraitement des effluents d'une laiterie industrielle par coagulation-floculation et électrocoagulation en dynamique

Adel Aitbara*, Sabir Hazourli, Soraya Boumaza, Soraya Touahria, Mouna Cherifi.

Laboratoire de traitement des eaux et valorisation des déchets industriels, Faculté des Sciences,
Département de Chimie, BP12, Annaba 23000, Algérie.

Révisé le 20/11/2012

Accepté le 10/12/2012

ملخص

تهدف هذه الدراسة إلى مقارنة فعالية المعالجة المسبقة لمياه الصرف الصحي من صناعة الألبان باستخدام أساليب فيزيوكيميائية مثل التخثر الكهربائي (EC) بشكل ديناميكي، و التخثر الكيميائي (CC). فارتأينا إلى استعمال عينة من مياه الصرف الفعلي من مصنع محلي للحليب، التي استعملت أساساً لإزالة المكونات العضوية الملوثة لها أو تصفيتها. هناك عدة عوامل يمكن أن تؤثر على فعالية التخثر الكهربائي (شدة التيار الكهربائي، معدل التدفق و وقت التحليل الكهربائي)، أو على التخثر الكيميائي (كمية المخثر، وقت الإثارة، وما إلى ذلك). وقد تم دراسة تأثير هذه المعايير سابقاً وتم تحديد القيم المثلى من هذه المعايير على أساس درجة التعكر الأولية للمياه القنرة، درجة الحموضة وكمية الألمنيوم المستعملة في كلتا التقنيتين. أما بالنسبة لدراسة معايير تحديد نوعية المياه، اخترنا درجة تعكر المياه من بين عدة عوامل و هذا لسهولة وسرعة القياس والموثوق بها، من ناحية أخرى تعتبر العامل الأساسي في تنقية المياه الملوثة بصفة عامة. هناك مكونات أخرى ذو أهمية بالغة مثل DCO ، DBO_5 ، الدهون والفسفور التي حددنا نسبها قبل وبعد العلاج. أجرينا دراسة تكملية حول استهلاك الطاقة الكهربائية و التكلفة الإجمالية لكل التقنيتين، لتسليط الضوء على إحداهما. أظهرت نتائج تأثير العوامل التجريبية أن كلتا الطريقتين المستعملتين كانتا مرضيتين من حيث الحد من التلوث الأولي، لكن التخثر الكهربائي أكثر قابلية للاستعمال التكنولوجي و ذلك بسبب انخفاض التكلفة التشغيلية، الذي يقترب من 28 دج/م³ من المياه القنرة.

الكلمات المفتاحية: مياه الحليب القنرة - التخثر الكهربائي - التخثر الكيميائي - التكلفة

Résumé

Cette étude a pris pour objectif de comparer l'efficacité du prétraitement des eaux résiduaires d'une laiterie industrielle en employant des procédés physico-chimiques tels l'électrocoagulation (EC) en dynamique et la coagulation chimique (CC). Un échantillon réel d'eaux résiduaires d'une laiterie industrielle locale a été employé, essentiellement pour l'élimination de la composante organique ou clarification de ces eaux. Différents paramètres peuvent affecter l'efficacité de l'EC (densité du courant, débit de percolation, temps d'électrolyse etc.) ou la CC (dose de coagulant, temps d'agitation, etc.). L'influence de ces paramètres a été réalisée déjà dans une étude précédente. Les valeurs optimales de ces paramètres sont fixées préalablement pour les essais entrepris : turbidité initiale de l'eau résiduaire, pH, la dose d'aluminium utilisée dans l'EC et la CC. Pour le suivi des paramètres de qualité de l'eau, la turbidité a été choisie parmi tant d'autres paramètres, car sa mesure est simple, rapide et fiable ; elle est aussi représentative de la clarification des eaux résiduaires d'une manière générale. D'autres constituants aussi importants que la turbidité, comme la DBO_5 , la DCO , les graisses et le phosphore ont été contrôlés ponctuellement avant et après traitement. Une étude complémentaire de consommation énergétique et de coût a été réalisée pour mettre en valeur l'une ou l'autre de ces deux méthodes de traitement. Les résultats de l'influence des paramètres opératoires ont montré que les deux méthodes employées donnaient satisfaction en termes d'abattement de la pollution initiale, mais l'EC est plus apte à être employée technologiquement en raison du faible coût opérationnel qui avoisine les 28 DZD/m³ d'eau à traiter.

Mots Clés : Eaux résiduaires – Laiterie – Electrocoagulation - Coagulation chimique - Coût.

Abstract

The aim of this study is to compare the effectiveness of wastewater pretreatment of a dairy industry by making use of physicochemical processes such as electrocoagulation (EC) in dynamic mode, and chemical coagulation (CC). Sample of wastewater from a local industrial dairy was used especially for the removal of organic matter. Various factors can affect the effectiveness of the EC, namely the current density, percolation flow rate, electrolysis time, etc. While for the CC, these factors are the coagulant dose time of fast and slow stirring, etc. The influence of these parameters was already performed in a previous study. The optimum values of these parameters were fixed before carrying out tests: the wastewater initial turbidity, pH, and the dose of aluminum used in the EC and CC. For monitoring water quality parameters, turbidity was chosen among many other parameters, because of the simplicity, rapidity and reliability of its measurement. Furthermore, it is in general representative of wastewater clarification. Besides turbidity some important parameters such as, BOD_5 , COD , fat and phosphorus content were measured before and after treatment. A complementary study of energy consumption and cost was conducted to select one of these two treatment methods. The influence of operating parameters showed that both methods were satisfactory for the reduction of the initial pollution, but the EC is more technologically used, due to low operational cost which is about 28 DZD per m³ of wastewater.

Keywords : Wastewater- Dairy – Electrocoagulation - Chemical coagulation - Cost.

*Auteur Correspondant : a.aitbara@gmail.com

1. INTRODUCTION

Les effluents de laiterie peuvent constituer un risque de pollution lorsqu'ils sont déversés sans traitement préalable dans le milieu récepteur aquatique (eau de mer, oued). En effet, de la dégradation du rejet qui est considéré comme étant du lait complet fortement dilué par les eaux de nettoyage et désinfection [1, 2], il découle des troubles importants à savoir : une augmentation de la biomasse microbienne, une baisse des teneurs en oxygène dissous, une prolifération de champignons et d'algues, des dépôts de boue...etc. Autrement dit une eutrophisation possible du milieu [3]. La laiterie industrielle locale étudiée, déverse un volume moyen d'eau résiduaire considérable (720 000 l/jour) et produit du lait reconstitué pasteurisé et du fromage à pâte molle «Camembert». Une étude, réalisée auparavant dans notre laboratoire sur le degré de pollution des eaux résiduaires de cette laiterie, a montré une forte et irrégulière charge polluante : 1270 mg/l de DBO₅, 500 mg/l de graisses, 36.5 mg/l de phosphore, 2300 mg/l de DCO et ~ 1000 NTU en turbidité [4]. Beaucoup d'auteurs s'accordent à épurer les rejets laitiers par des traitements biologiques [5, 6], car la nature des déversements est essentiellement organique [7, 8]. Le contexte économique de beaucoup de pays rend inadaptées des filières performantes dont les coûts d'investissement et de fonctionnement sont rédhibitoires pour ce secteur artisanal. C'est la raison pour laquelle un prétraitement de clarification physico-chimique adapté peut répondre aux exigences économiques de traitement, tout en préservant les critères et normes de rejets industriels [9]. L'objectif de cette étude est de clarifier les eaux résiduaires d'une laiterie locale, en procédant à des essais comparatifs de l'efficacité de traitement par deux techniques qui ont fait leurs preuves à savoir : la coagulation-floculation et l'électrocoagulation. Elles ont été employées efficacement dans l'élimination de polluants organiques [10, 11] ou métalliques [12, 13]. Néanmoins, très peu d'études sur la clarification des eaux résiduaires de laiterie ont été évoquées. On peut citer, celles de Hamdani *et al.*, [14], et Kushwaha *et al.*, [15] sur la CC et les travaux d'EC sur des eaux synthétiques à base de poudre de lait commerciale [16-18]. L'optimisation des procédés d'EC et CC choisis est recherchée sous différentes conditions expérimentales obtenues par le changement de paramètres clés incluant le pH et la turbidité

initiale de l'eau résiduaire, ainsi que la dose d'aluminium employée. Les valeurs optimales de ces paramètres sont déterminées sur la base de l'efficacité de réduction de la turbidité initiale de l'eau résiduaire, car ce paramètre représente le mieux cette clarification. Le choix de la turbidité est motivé aussi par sa précision, sa rapidité de mesure (moins d'une minute) et son faible coût pour le suivi du traitement en continu. D'autres paramètres comme la DBO₅, la DCO, les graisses et le phosphore ont été contrôlés ponctuellement avant et après les traitements d'EC et CC.

2. MATERIELS ET METHODES.

2.1 Échantillonnage et paramètres mesurés.

Le point de prélèvement choisi est celui du collecteur principal en sortie de la laiterie. C'est le lieu de rencontre de tous les rejets : notamment ceux des ateliers de production avec leurs eaux de nettoyage et désinfection, les huiles occasionnelles de l'atelier mécanique et les eaux de vannes. La campagne d'échantillonnage et de mesure, le nombre de prélèvements journaliers de ce collecteur, aux fortes et faibles cadences de production (forts et faibles débits de rejet) ainsi que le mode de prélèvement ont été précisés dans les travaux de caractérisation de la pollution des eaux résiduaires de cette laiterie [4, 19]. Pour les essais de prétraitement de CC et d'EC sur ces eaux résiduaires, le prélèvement a été réalisé pendant d'autres campagnes sur un échantillon moyen de 50 litres, étalé sur toute une journée de pleine activité des ateliers de production. Les paramètres d'analyses visés essentiellement par cet échantillonnage sont : l'analyse de la turbidité et l'aluminium consommé aux conditions optimales d'efficacité du traitement ; soit entre 25 et 30 minutes de temps d'électrolyse pour l'EC et après l'obtention d'un optimum en dose de coagulant nécessaire à une clarification maximale dans le cas de la CC. Pour la DBO₅, la DCO, les graisses et le phosphore, ils ont été analysés avant et en fin de traitement de CC et d'EC.

2.2 Méthodologies d'analyse et équipements utilisés.

Tous les paramètres ciblés par le contrôle en discontinu, avant et après le prétraitement par

CC et EC, ont été analysés au laboratoire dans les plus brefs délais en accord avec les règles de conservation et méthodes d'analyses normalisées [20, 21]. Pour les paramètres suivis en continu, en l'occurrence la turbidité du rejet, il a été utilisé un turbidimètre (Phywe 2100N) ; pour l'aluminium, un appareil de spectrométrie d'absorption atomique (Perkin. Elmer 3110). Pour les essais de prétraitement, le protocole expérimental suivi dans la coagulation-floculation est celui du Jar-test ; il est le plus ancien, le moins onéreux, le plus simple et, de ce fait, le plus utilisé [22]. Ce protocole consiste globalement à introduire dans chaque béccher d'un flocculateur (Velp-Scientifica C6F), 1 litre d'eau à traiter avec un coagulant commercial (sulfate d'aluminium) à des doses croissantes (0 à 1.2 g/litre d'eau à traiter) et jumelées séparément à une concentration unique et constante d'adjuvant de floculation (polyélectrolyte SP6) de 1 mg/l. Le temps global d'un essai est de 50 minutes. Il correspond à 5 minutes d'agitation rapide nécessaire à l'homogénéisation de l'échantillon, 15 minutes d'agitation lente pour la formation de floccs et 30 minutes de décantation, pour une clarification éventuelle. Le but de ces essais est de rechercher la concentration de coagulant nécessaire et suffisante pour l'obtention d'une clarification maximale. Pour les expériences d'EC, elles ont été réalisées à l'aide d'un montage de mise en œuvre et d'utilisation faciles. Ce montage est constitué d'un réacteur électrochimique cylindrique en verre, de capacité 1 litre, muni d'une thermorégulation qui a permis de maintenir la température de l'effluent constante au point de consigne. Deux électrodes en aluminium planes et parallèles, sont placées à l'intérieur du réacteur entre lesquelles circule l'effluent à traiter. Les deux électrodes sont approximativement égales à 15 cm de longueur et 3 cm de largeur soit une surface de 45 cm² chacune (Fig. 1).

La distance inter-électrode est de 1 cm. Elle est choisie faible pour limiter non seulement la chute ohmique mais aussi d'éviter le colmatage. La circulation en continu de l'effluent d'eau, de bas en haut vers le réacteur, est assurée grâce à une pompe péristaltique (Master Flex L/S Model 77202-60). Des séries d'essais préliminaires d'influences de paramètres physico-chimiques ont été élaborés déjà sur l'eau résiduaire étudiée pour optimiser et mieux comprendre le traitement envisagé. Les valeurs choisies à clarification maximale sont pour la densité de courant (15 mA/cm²), pour

l'électrolyte support (KCl à concentration à 2.10⁻² M), le pH initial de l'eau (7.03), le débit de circulation (1.75 ml/min) et la température (20 °C). Toujours à partir des essais préliminaires réalisés déjà, le temps d'électrolyse a été choisi à 2h, car au-delà de cette durée, l'efficacité du traitement est à son maximum et ce jusqu'à une limite de 55h où elle diminue ; ceci, s'explique par le volume de production de boue qui commence à s'accroître.

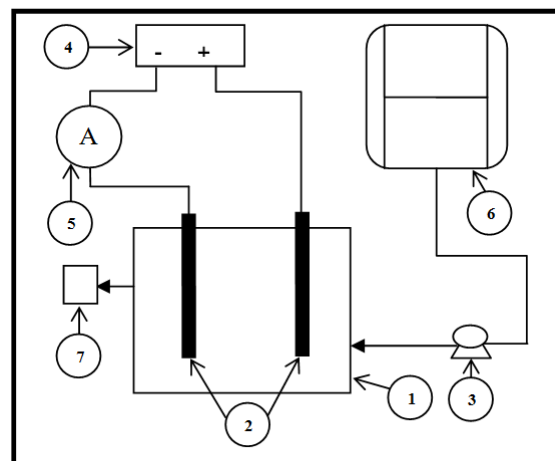


Figure 1. Réacteur d'électrocoagulation en continu.

- 1- Réacteur d'électrocoagulation.
- 2- Electrodes en aluminium.
- 3- Pompe péristaltique.
- 4- Potentiostat.
- 5- Ampèremètre.
- 6- Réservoir d'alimentation.
- 7- Sortie réacteur (lieu de prélèvement)

À la fin de chaque essai, les électrodes sont rincées à l'acide chlorhydrique dilué (0.01M) puis abondamment à l'eau distillée afin d'enlever les dépôts de sels provenant des substances en solution. Que ce soit en CC ou en EC, la turbidité qui est le paramètre clé dans le suivi de la clarification de l'eau à traiter, présente une moyenne d'erreur d'environ $\pm 3\%$. Le calcul du taux d'abattement de la pollution d'un paramètre donné X, exprimé en pourcentage TX (%), est basé sur la formule suivante (équation 1):

$$TX(\%) = \frac{(C_iX - C_fX)}{C_iX} \times 100 \quad (1)$$

Où

C_iX et C_fX : Valeurs d'un paramètre successivement avant et après traitement.

Tous les composés chimiques utilisés sont de pureté analytique élevée (Sigma[®]-Aldrich, UK), et toutes les solutions sont préparées avec de l'eau ultra pure avec une résistivité 18 MΩcm. Pour les essais de l'influence du pH, l'ajustement du pH initial a été réalisé avec des solutions de HNO₃ et NaOH à 1 Molaire de concentration.

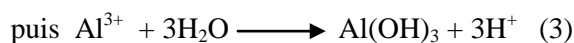
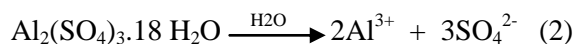
3. RESULTATS ET DISCUSSION.

3.1 Conditions optimales de clarification des eaux résiduaires en CC et EC.

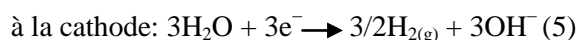
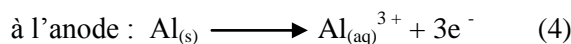
L'étude du prétraitement de clarification par CC et EC proposée a pour objectif de réduire la charge polluante des eaux résiduaires de laiterie qui est essentiellement organique. La réduction de la matière organique et minérale des eaux usées par l'adjonction de sels métalliques (CC) ou métal (EC), consiste à déstabiliser les matières colloïdales dissoutes, de charge globale négative, en une forme particulière insoluble qui sera éliminée par décantation. Cette réduction passe par des mécanismes largement étudiés et cités par différentes références; pour la CC ceux sont : le piégeage, l'adsorption, la neutralisation/déstabilisation des charges et la complexation/précipitation [23] et pour l'EC : l'électrooxydation, complexation de surface, attraction électrostatique, modification chimique [24].

Les résultats obtenus par ces deux procédés (Fig. 2), donnent une efficacité de clarification, sensiblement identique, de l'ordre de 99 % ; pour une concentration ou consommation optimale de coagulant (Al³⁺) de ~ 95 mg/l pour la CC et ~ 87 mg/l pour l'EC. Des concentrations en Al³⁺ inférieures à l'optimal, réduisent l'efficacité du traitement. Pour l'EC, on constate une nette proportionnalité entre la concentration en Al³⁺ mise en réaction avec les particules d'eau et le taux de réduction de la turbidité initiale. Pour cet essai, la dose d'Al³⁺ introduite pour chaque point expérimental est plutôt calculée grâce à l'équation 9, en variant seulement le temps d'électrolyse entre 0 et 30 minutes. Pour la CC, l'allure de la courbe est similaire qu'en EC, sauf que la clarification de l'eau résiduaire est moins prononcée dans le domaine de concentration en Al³⁺ entre 20 et 80 mg/l. Cette différence entre ces deux techniques est liée à la variation du pH initial au cours de l'ajout d'Al³⁺ dans l'eau résiduaire. Les

réactions produites sont : pour la CC, le sel d'aluminium utilisé au contact de l'eau, donne les réactions (2) et (3) suivantes :



Pour l'EC, les réactions (4), (5) et (6) sont produites :



en solution :



Contrairement à la CC qui fournit l'Al³⁺ proportionnellement au sel acide (Al₂(SO₄)₃.18H₂O) introduit dans l'eau à traiter, l'EC réalise cet ajout d'Al³⁺ proportionnellement à la densité du courant appliquée aux électrodes. Cette densité de courant ajuste aussi la production de bulles d'hydrogène, nécessaire à la formation de floes d'hydroxydes d'aluminium décantables [25]. Une production insuffisante d'Al³⁺ et de bulles d'hydrogène, en dessous de la concentration nécessaire ou optimale, affecte négativement l'efficacité du procédé. Le pH est dans ce cas acide, en dehors du domaine de prédominance de la forme Al(OH)₃ hydrophile. En effet, que ce soit en EC ou CC, la réaction de production de cette forme est optimale à pH compris entre 6 et 7.5 [26].

La figure 3, confirme l'importance du pH dans la clarification des eaux résiduaires ; c'est dans ce domaine de pH que l'on observe, le maximum de réduction de turbidité. Ceci explique l'allure de la courbe obtenue en CC (Fig. 2) les concentrations de Al³⁺ ajoutées en dessous de l'optimal (~ 87 mg/l), font un pH suffisamment acide, entre 3 et 5, pour ne pas provoquer des hydroxydes d'aluminium insolubles. Par ailleurs, l'observation du diagramme classique de solubilité de l'aluminium, indique que des formes solubles de l'aluminium peuvent se former à pH très basique comme l'anion Al(OH)₄⁻, réduisant ainsi l'efficacité du traitement. La diminution du taux de réduction de la turbidité après pH = 7.5 explique bien cela.

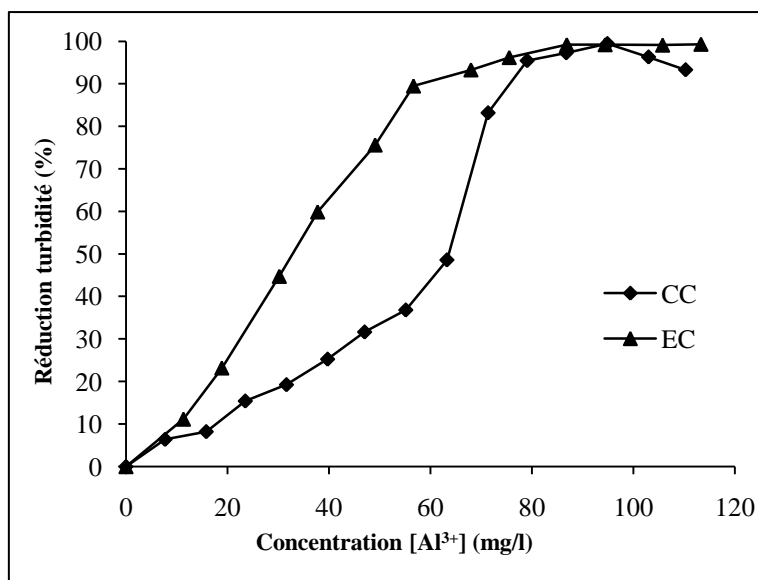


Figure 2. Influence de la dose d'aluminium dans la réduction de la turbidité de l'eau à traiter par CC ou EC

Conditions opératoires :

EC : Turbidité initiale = 1000 NTU ; densité de courant = 15 mA/cm² ; température = 20°C ; Débit = 1.75 ml/min ; pH initial=7.03 ; Electrolyte support KCl à 2.10⁻²M.

CC : Turbidité initiale = 1000 NTU ; pH initial=7,03 ; température : 20 °C ; coagulant = Al₂(SO₄)₃.18 H₂O ; flocculant = 1ppm isafloc.

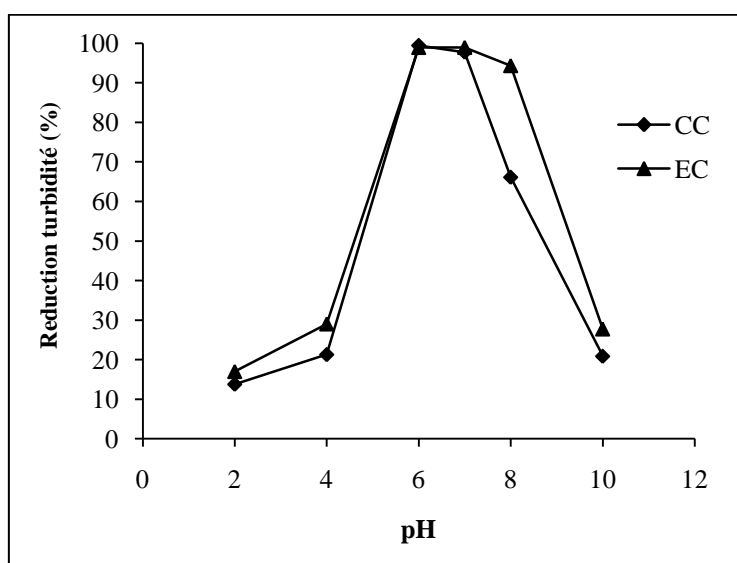


Figure 3. Influence du pH sur la réduction de la turbidité en traitement CC et EC.

Par ailleurs, les autres paramètres contrôlés ponctuellement avant et en fin de traitement, à savoir : la matière grasse, la DBO, la DCO et le phosphore, subissent eux aussi des abattements considérables (Tableau 1) y compris le phosphore (~ 70%) qui n'est pas facile à réduire

totalemment par des traitements physico-chimiques sauf combinaison avec des traitements biologiques [27]. La teneur en phosphore, trouvée en fin de traitement, reste toute fois en dessous de la norme algérienne de rejet industriel [28].

Tableau 1. Comparaison de l'efficacité des traitements de CC et d'EC pour les effluents de laiterie.

Elément	Eau résiduaire	Taux d'abattement après clarification (%)		Norme algérienne de rejet industriel
		EC	CC	
Matière grasse (mg/l)	500	97	93	20
Phosphore (mg/l)	36.3	72	68	10
DBO ₅ (mgO ₂ /l)	1270	97	98	35
DCO (mgO ₂ /l)	2300	92	90	120
Turbidité (NTU)	1037	99	99	-

3.2 Influence de la turbidité initiale de l'eau résiduaire sur l'efficacité du traitement en CC et EC.

L'étude comparative des deux techniques de CC et EC sur la réduction de différentes turbidités initiales, a été réalisée par dilution de l'eau résiduaire de laiterie collectée à ~ 1000 NTU de turbidité.

Les résultats obtenus (Fig.4), donnent une efficacité de clarification sensiblement identique, de l'ordre de 99 %. La consommation d'Al³⁺ nécessaire à l'augmentation du taux d'efficacité du prétraitement, est étroitement liée à la turbidité initiale. Le changement de valeur de cette dernière, varie systématiquement la dose d'Al³⁺ introduite en solution. Il est à noter aussi, qu'à partir de la turbidité initiale 600 NTU, le procédé d'EC consomme moins d'Al³⁺ pour clarifier l'eau, que la CC soit une moyenne de 10 mg/l. Cette divergence peut être attribuée au fait que l'EC s'apprête à oxyder les matières colloïdales dissoutes (organique/minérale) par électrooxydation que la CC ne pourrait pas réaliser.

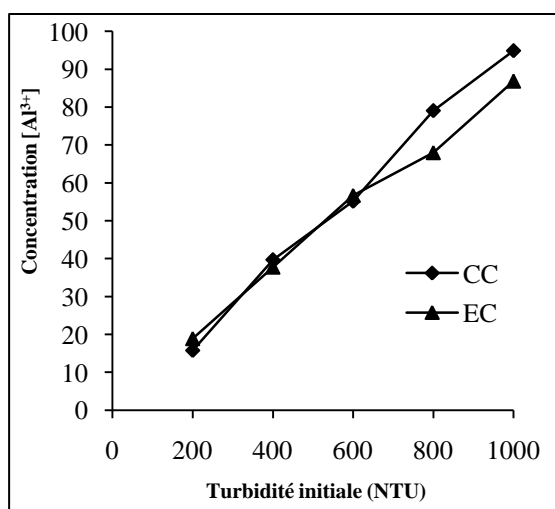


Figure 4. Influence de la turbidité initiale sur

la consommation d'Al³⁺ par CC et EC.

Conditions opératoires :

EC : densité de courant = 15mA/cm² ; temps d'électrolyse à l'optimal = 2h ; température = 20°C ; Débit = 1.75 ml/min ; pH initial = 7.03 ; Electrolyte support KCl à 2.10⁻²M.

CC : pH initial = 7.03 ; température : 20 °C ; coagulant = Al₂(SO₄)₃.18 H₂O ; flocculant = 1ppm isafloc.

3.3 Etude comparative du bilan énergétique et du coût entre CC/EC.

Cette étude économique, comparative de deux procédés (CC /EC) aux conditions optimales d'efficacité, a tenu compte des consommations énergétique et d'aluminium. Les prix du flocculateur en CC et de la pompe péristaltique en EC, n'ont pas été pris en compte dans cette évaluation économique. Ils sont comptabilisés parmi les ratios fixes. Le calcul du coût opérationnel a nécessité la connaissance, pour la CC de la consommation en sulfate d'aluminium et l'énergie électrique nécessaire au mélange dans le flocculateur dont les valeurs trouvées sont faibles pour être négligées dans le calcul, et pour l'EC: l'énergie spécifique aux conditions optimales ainsi que la consommation d'aluminium aux électrodes. Les équations de calcul, utilisées par différents auteurs [29 - 33] peuvent être résumées par l'équation (7) pour l'EC et par l'équation (8) pour la CC.

Coût opérationnel = co

$$co = a C_{\text{énergie}} + b C_{\text{Al}^{3+}} \text{ (électrode)} \quad (7)$$

$$co = b C_{\text{Al}^{3+}} (\text{Al}_2 (\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}) \quad (8)$$

Où (a) et (b) sont des ratios pour le calcul de prix du marché international sur l'énergie et les produits chimiques pour l'année 2011. Ils sont successivement de 0.05 US\$/kWh, soit ~ 4

DZD/kWh, et 3.08 \$/kg, soit ~ 240 DZD/kg d'aluminium.

La valeur de la consommation énergétique en fonction de l'eau traitée est calculée selon l'expression suivante :

$$C_{\text{énergie}} = \frac{U \cdot I \cdot t}{V} \quad (9)$$

Où U est la tension appliquée (V), I est le courant (A), t est le temps d'électrolyse (h) et V le volume (m^3) d'eau traitée au temps d'électrolyse optimal.

Pour la CC, la valeur de la consommation en aluminium est calculée simplement par la connaissance de la concentration en Al^{3+} introduite sous forme de sel $Al_2(SO_4)_3$, alors que pour l'EC, la valeur de la consommation en aluminium aux électrodes est calculée selon la loi de Faradays suivante :

$$C_{Al^{3+}(\text{électrode})} = \frac{I \cdot t \cdot M}{Z \cdot F \cdot V} \quad (10)$$

Où I est le courant appliqué (A), t est le temps d'électrolyse (s), M est la masse moléculaire de l'aluminium (26.98 g/mol), Z est le nombre d'électrons transférés ($Z=3$), F est la constante de Faradays (96487 C/mol) et V est le volume (m^3) de solution du réacteur.

Que ce soit en CC ou EC, l'unité d'expression de la consommation d'aluminium est le kg Al/m^3 d'eau traitée.

Le calcul du coût opérationnel en EC ou CC, pour différentes turbidités initiales de l'eau résiduaire est reporté dans le tableau 2. Les résultats montrent que, quel que soit le procédé de prétraitement employé, le coût opérationnel augmente en fonction de la charge polluante initiale de l'eau résiduaire, exprimée par le paramètre de turbidité. Dans tous les cas, le coût est plus faible en EC qu'en CC. Cette tendance est liée essentiellement au prix du sulfate d'aluminium, qui est beaucoup plus élevé que l'aluminium métallique utilisé aux électrodes. Si l'on considère le coût des équipements, l'EC reste moins onéreuse que la CC. A l'heure actuelle, les calculs de coûts réalisés sur les eaux de laiterie sont inexistantes ; néanmoins, beaucoup de travaux montrent qu'en eaux résiduaires, d'une manière générale, le coût est comparable à celui rencontré dans la littérature [11 ; 33]. Globalement, le coût est fonction, beaucoup plus de la dose de coagulant nécessaire à la clarification que de l'énergie consommée pour le même objectif. Une dose de coagulant excessive entraîne une augmentation du coût d'exploitation, tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité de l'eau traitée insuffisante.

Tableau 2. Etude comparative du coût d'exploitation entre la CC et l'EC

Turbidité initiale (NTU)	EC			CC		
	[Al ³⁺] consommé à l'optimal de Clarification (kg/m ³)	Energie consommée (kwh/m ³)	Coût Total (DZD/m ³)	[Al ³⁺] consommé à l'optimal de Clarification (Kg/m ³)	Energie consommée (kwh/m ³)	Coût Total (DZD/m ³)
200	18.89 10 ⁻³	0.4033	6.15	15.81 10 ⁻³	négligeable par rapport au prix du coagulant	11.70
400	37.77 10 ⁻³	0.7776	12.17	39.73 10 ⁻³		29.40
600	56.66 10 ⁻³	1.1981	18.39	55.14 10 ⁻³		40.80
800	67.99 10 ⁻³	1.4377	22.07	79.05 10 ⁻³		58.50
1000	86.87 10 ⁻³	1.7955	28.03	94.86 10 ⁻³		70.20

4. CONCLUSION

L'étude comparative de prétraitement des effluents d'une laiterie industrielle par CC ou EC en dynamique a montré la possibilité d'employer l'une ou l'autre méthode avec satisfaction. Des taux de réduction de la turbidité de l'ordre de 99 % sont obtenus pour une concentration ou consommation optimale

de coagulant (Al^{3+}) de ~ 95 mg/l pour la CC et ~ 87 mg/l pour l'EC ; la turbidité de l'eau résiduaire étant de ~ 1000 NTU. Les paramètres contrôlés ponctuellement en fin de ces traitements, à savoir les graisses, le phosphore, la DBO et la DCO, ont donné aussi, des taux d'abattement satisfaisants par rapports à leurs valeurs initiales dans l'eau résiduaire. La variation de la turbidité entre 200 et 1000 NTU

conduit à une consommation optimale de coagulant (Al^{3+}), proportionnelle à la turbidité expérimentée. Autrement dit, l'élévation de la turbidité initiale, conduit nécessairement à l'augmentation de la dose d' Al^{3+} ajoutée en solution. Le pH est un paramètre clé dans l'obtention de ces taux de réduction considérables. En effet, que ce soit en EC ou CC, la réaction de production de la forme floculante d'hydroxyde d'aluminium décantable est optimale à pH compris entre 6 et 7.5. En termes de coût, l'EC donne les meilleurs résultats. Ce coût est lié beaucoup plus à la dose de coagulant nécessaire à la clarification qu'à l'énergie consommée qui est faible. Finalement, l'EC pourrait être employée efficacement pour la réduction de la charge polluante des eaux résiduaires de la laiterie étudiée, moyennant des essais complémentaires sur de nouveaux réacteurs, pour prévoir le devenir des boues formées qui limitent, dans le temps, la performance du réacteur employé.

REFERENCES

- [1] Demirel B., Yenigun O. & Onay T.T., 2005. Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review, *Process Biochemistry.*, Vol. 40, 2583-2595.
- [2] Sarkar B., Chakrabarti P.P., Vijaykumar A. & Kale V., 2006. Wastewater treatment in dairy industries - possibility of reuse, *Desalination.*, Vol. 195, 141-152.
- [3] Moletta R. & Torrijos M., 1999. Traitement des effluents de la filière laitière, *Techniques de l'ingénieur, Traité de génie des procédés.*, Paris, France, F1501, 1-21.
- [4] Hazourli S., Boudiba L., Fedaoui D. & Ziaty M., 2007. Prétraitement de coagulation floculation d'eaux résiduaires d'une laiterie industrielle, *Journal de la Société Algérienne de Chimie.*, Vol. 17 (2), 155-172.
- [5] Haridas A., Suresh S., Chitra K.R. & Manilal V.B., 2005. The buoyant filter bioreactor: a high-rate anaerobic reactor for complex wastewater-process dynamics with dairy effluent, *Water Research.*, Vol. 39, 993-1004.
- [6] Carta-Escobar F., Pereda-Marín J., Álvarez-Mateos P., Romero-Guzmán F., Durán-Barrantes M.M. & Barriga-Mateos F., 2005. Aerobic purification of dairy wastewater in batch reactors: kinetic study of the influence of a pre-storage stage without aeration in the degradation of organic matter and ammonium consumption by nitrification, *Process Biochemistry.*, Vol. 40, 549-556.
- [7] Moletta R. & Torrijos M., 1999. Impact environnemental de la filière laitière, *Techniques de l'ingénieur, Traité de génie des procédés.* Paris, France, F1500, 1-9.
- [8] Zaher U., Frear C., Pandey P. & Chen S., 2008. Evaluation of a new fixed-bed digester design utilizing large media for flush dairy manure treatment, *Bioresource Technology.*, Vol. 99, 8619-8625.
- [9] Boutin C., 2003. Eléments de comparaison techniques et économiques des filières d'épuration adaptées aux petites collectivités, *Cemagref.*, Paris, N° 34, 47-55.
- [10] Labanowski J., Pallier V. & Feuillade-Cathalifaud G. 2010. Study of organic matter during coagulation and electrocoagulation processes: Application to a stabilized landfill leachate, *Journal of Hazardous Materials.*, Vol. 179, 166-172.
- [11] Merzouk B., Gourich B., Madani K., Vial Ch. & Sekki A., 2011. Removal of a disperse red dye from synthetic wastewater by chemical coagulation and continuous electrocoagulation. A comparative study, *Desalination.*, Vol. 272, 246-253.
- [12] Lakshmanan D., Dennis A. & Clifford, G.S. 2010. Comparative study of arsenic removal by iron using electrocoagulation and chemical coagulation, *Water Research.*, Vol. 44, 5641-5652.
- [13] Yilmaz A.E., Boncukcuoğlu R., & Kocakerim M.M., 2007. A quantitative comparison between electrocoagulation and chemical coagulation for boron removal from boron-containing solution, *Journal of Hazardous Materials.*, Vol. 149, 475-481.
- [14] Hamdani A., Chennaoui M., Assobhei O. & Mountadar M., 2004. Caractérisation et traitement par coagulation décantation d'un effluent de laiterie, *Lait.* Vol 84, 317-328.
- [15] Kushwaha J.P., Srivastava V.C. & Mall I.D., 2010. Treatment of dairy wastewater by inorganic coagulants: Parametric and disposal studies, *Water Research.*, Vol. 44, 5867-5874.
- [16] Sengil I. & Ayhan, Ö.M., 2006. Treatment of dairy wastewaters by electrocoagulation using mild steel electrodes, *Journal of Hazardous Materials.*, Vol. B137, 1197-1205.
- [17] Tchamango S., Nanseu-Njiki C.P., Ngameni E., Hadjiev D. & Darchen A., 2010. Treatment of dairy effluents by electrocoagulation using aluminium electrodes ; *Science of the Total Environment.*, Vol. 408, 947-952.
- [18] Bensadok K., El Hanafi N. & Lapique F., 2011. Electrochemical treatment of dairy effluent using combined Al and Ti/Pt electrodes system, *Desalination.*, Vol. 280, 244-251.
- [19] Ayeche R. & Balaska A., 2010. Caractérisation et traitement par coagulation-floculation d'un effluent de laiterie, *Journal de la Société Algérienne de Chimie.*, Vol. 20 (2), 83-93.

- [20] Rodier J., L'analyse de l'eau, 2009. 9^e Éd. DUNOD, Paris, France, 1526p.
- [21] Association Française de Normalisation (AFNOR). 2007. Recueil de normes françaises, réglementation concernant la pollution des eaux, Paris, France, 434p.
- [22] Bouyer D., Escudié R. & Liné A., 2005. Experimental Analysis of Hydrodynamics in a Jar-test. *Process safety and Environmental Protection.*, Vol. 83(1), 22-30.
- [23] Edzwald J.K. & Van Benschoten J.E., 1990. Aluminum coagulation of natural organic matter, *Chemical Water and Wastewater treatment*, Proceedings of the 4th Gothenburg Symposium, Madrid, Spain, 341-359.
- [24] Peter K.H., Geoffrey W.B. & Cynthia A.M., 2005. The future for electrocoagulation as a localized water treatment technology, *Chemosphere.*, Vol. 59, 355-367.
- [25] Mollah M.Y.A., Morkovsky P., Gomes J.A.G., Kesmez M., Parga J. & Cocke D.L., 2004. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materials.*, Vol. 114 (B), 199-210.
- [26] Cãizares P., Jiménez C., Martínez F., Rodrigo M.A. & Sáez C., 2009. The pH as a key parameter in the choice between coagulation and electrocoagulation for the treatment of wastewaters, *Journal of Hazardous Materials.*, Vol. 163, 158-164.
- [27] Deronzier G. & Choubert J.M. 2004. Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées. Comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimique, *Cemagref*, éditions FNDAE, N° 29, 7-49.
- [28] Journal Officiel de la République Algérienne (JORA du 23 Avril 2006), Annexe des valeurs limites maximales des paramètres de rejet des installations de déversement industrielles, N° 26.
- [29] Akyol A., 2012. Treatment of paint manufacturing wastewater by electrocoagulation, *Desalination.*, Vol. 285, 91-99.
- [30] Gengec E., Kobya M., Demirbas E., Akyol A. & Oktor K., 2012. Optimization of baker's yeast wastewater using response surface methodology by electrocoagulation, *Desalination.*, Vol. 286, 200-209.
- [31] Olmez-Hanci T., Kartal Z. & Arslan-Alaton I., 2012. Electrocoagulation of commercial naphthalene sulfonates: Process optimization and assessment of implementation potential, *Journal of Environmental Management.*, Vol. 99, 44-51.
- [32] Drouiche N., Ghaffour N., Lounici H., Mameri N., Maallemi A. & Mahmoudi H., 2008. Electrochemical treatment of chemical mechanical polishing wastewater: removal of fluoride - sludge characteristics - operating cost, *Desalination.*, Vol. 223, 134-142.
- [33] Ghosh D., Medhi C.R. & Purkait M.K., 2008. Treatment of fluoride containing drinking water by electrocoagulation using monopolar and bipolar electrode connections, *Chemosphere.*, Vol. 73, 1393-1400.