



Effet du pH initial sur le traitement d'effluents textiles par électrocoagulation à électrodes de fer : analyse expérimentale des performances d'épuration, de la consommation énergétique et de la dissolution des électrodes

REHASA Nantenaina Jean Valéry 124, RAKOTOMARIA Hantanirina 2, AMIR Mampitohy Rachid 1, RAZAINOMBANA Harinjara 5, RAKOTOSAONA Rijalalaina 1 3 4,

1 Ecole doctorale Science et Techniques de l'Ingénierie et de l'Innovation

2 Ecole Supérieure d'Ingénierie de l'Itasy

3 Ecole Supérieure Polytechnique d'Antananarivo

4 Laboratoire de Recherche en Matériaux, Procédés et Génie Civil

5 Ecole doctorale Sciences de la Terre et de l'Evolution

Résumé :

Cette étude évalue l'influence du pH initial sur les performances du traitement d'effluents textiles réels par électrocoagulation à anodes sacrificielles en fer. Les essais ont été conduits en mode discontinu sur trois échantillons (A, B, C) de forte variabilité : 500 mL d'effluent ont été traités dans un réacteur de laboratoire pendant 600 s (10 min) sous une tension électrique imposée. Le pH initial a été ajusté sur une plage acido-basique couvrant des valeurs cibles d'environ 2, 5, 7, ~10 (pH natif) et 12. Les performances ont été évaluées à partir d'indicateurs de dépollution (DCO, turbidité, MES, couleur) et d'indicateurs opératoires (énergie consommée, cinétique de dissolution des électrodes). Les résultats démontrent que les conditions fortement acides ($\text{pH} \leq 2$) sont inaptes à la clarification : la dissolution excessive de l'anode par corrosion chimique génère des aqua-ions de fer soluble qui agit comme des chromophores secondaires, dégradant la qualité optique apparente de l'eau (hausses factices de la turbidité et de la couleur). À l'inverse, les domaines neutres à alcalins favorisent l'hydrolyse du fer et la nucléation de phases adsorbantes actives. Un abat-

ment maximal de la DCO de 90 % est observé à pH = 7,05 (échantillon C), tandis que des taux de décoloration et d'élimination des MES de l'ordre de 79 à 81 % sont atteints en milieu alcalin (pH = 11,95). Sur le plan énergétique, la forte conductivité native des rejets textiles (2560 à 5080 $\mu\text{S}/\text{cm}$) réduit la résistance ohmique en milieu alcalin, y minimisant la consommation d'énergie par rapport aux milieux acides. Enfin, la perte de masse anodique est fortement corrélée au pH, révélant des phénomènes de surrendements faradiques en milieu acide et une stabilisation par passivation relative en milieu alcalin ($\approx 0,02 - 0,06$ g). En synthèse, l'ensemble des indicateurs converge vers une plage optimale de fonctionnement située entre pH 7 et 10, offrant le meilleur compromis technico-économique entre efficacité d'épuration, sobriété énergétique et durabilité des anodes en fer.

Mots-clés : électrocoagulation ; effluents textiles ; pH ; DCO ; turbidité ; MES ; couleur ; énergie ; consommation d'électrode ; corrosion.

Abstract :

This study evaluates the influence of initial pH on the performance of treating real textile effluents by electrocoagulation with sacrificial iron anodes. The tests were conducted batch-wise on three highly variable samples (A, B, C): 500 mL of effluent were treated in a laboratory reactor for 600 s (10 min) under an applied electrical voltage. The initial pH was adjusted over an acid-base range covering target values of approximately 2, 5, 7, ~10 (native pH), and 12. Performance was assessed using pollution control indicators (COD, turbidity, TSS, color) and operational indicators (energy consumed, electrode dissolution kinetics). The results demonstrate that highly acidic conditions ($\text{pH} \leq 2$) are unsuitable for clarification: excessive dissolution of the anode by chemical corrosion generates soluble iron aqua-ions that act as secondary chromophores, degrading the apparent optical quality of the water (false increases in turbidity and color). Conversely, neutral to alkaline environments promote iron hydrolysis and the nucleation of active adsorbent phases. A maximum COD reduction of 90% is observed at $\text{pH} = 7.05$ (sample C), while decolorization and suspended solids removal rates of 79 to 81% are achieved in an alkaline environment ($\text{pH} = 11.95$). From an energy perspective, the high native conductivity of textile waste (2560 to 5080 $\mu\text{S}/\text{cm}$) reduces ohmic resistance in alkaline environments, minimizing energy consumption compared to acidic environments. Furthermore, the anodic

mass loss is strongly correlated with pH, revealing faradaic overefficiency phenomena in acidic environments and stabilization through relative passivation in alkaline environments ($\approx 0.02 - 0.06$ g). In summary, all indicators converge towards an optimal operating range between pH 7 and 10, offering the best technical and economic compromise between treatment efficiency, energy conservation, and the durability of iron anodes.

Keywords: electrocoagulation; textile wastewater; pH; COD; color removal; turbidity; total suspended solids; energy consumption; electrode dissolution.

Digital Object Identifier (DOI): <https://doi.org/10.5281/zenodo.20856089>

1 Introduction

Les effluents issus des procédés textiles (teinture, impression, finition) constituent une source majeure de pollution aqueuse en raison de leur forte charge organique, de leur salinité élevée et de la présence de colorants persistants.^{1 2 3 4} Sur le plan physico-chimique, les effluents de teinture sont typiquement alcalins (pH 8–12), avec des DCO souvent comprises entre 500 et 2 000 mg/L, traduisant une charge organique importante.^{1 3 4} La charge dissoute est également élevée, avec une conductivité typiquement supérieure à 2 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, principalement due à l'emploi massif de sels (NaCl , Na_2SO_4) dans les bains de teinture.⁴ Enfin, la pollution chromatique est marquée, avec une couleur fréquemment supérieure à 500 Pt-Co, cohérente avec le faible taux de fixation des colorants : en moyenne 10 à 15 % des colorants appliqués ne se lient pas aux fibres et sont rejetés dans les effluents.^{1 3 4} La difficulté de biodégradation est confirmée par un faible ratio DBO_5/DCO ($< 0,3$), ou de façon équivalente un rapport $\text{DCO}/\text{DBO}_5 > 3$, indiquant une proportion importante de composés réfractaires et expliquant les limites des traitements biologiques simples.^{3 5}

Dans ce contexte, la méthode par électrolyse ou électrocoagulation (EC) apparaît comme une technologie de traitement pertinente, fondée sur la génération in situ d'espèces coagulantes par dissolution anodique (fer ou aluminium), suivie de mécanismes conjoints de neutralisation de charge, adsorption sur hydroxydes métalliques et séparation solide-liquide (sédimentation/flottation).^{6 7 8} Sur le plan électrochimique, en présence d'anodes en fer, la dissolution sacrificielle (c'est-à-dire la dégradation volontaire de l'électrode en fer sous l'effet du courant électrique, afin de libérer des espèces métalliques actives) constitue la réaction centrale ($\text{Fe} \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{e}^-$), suivie selon les conditions de l'oxydation partielle $\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}$ et de l'hydrolyse

conduisant à la formation d'hydroxydes $\text{Fe}(\text{OH})_2/\text{Fe}(\text{OH})_3$.^{6 7 8} À la cathode, la réduction de l'eau ($2\text{H}_2\text{O} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2 + 2\text{OH}^-$) produit des ions hydroxydes favorisant la précipitation des coagulants et des microbulles d'hydrogène contribuant à une flottation électrolytique des floes.¹⁴ Le procédé combine ainsi plusieurs mécanismes d'épuration :

- déstabilisation colloïdale/neutralisation de charge,
- adsorption et complexation des polluants organiques et des composés responsables de la couleur sur les hydroxydes amorphes (peu structurés ou non cristallins),
- entrainement des particules et molécules lors de la précipitation,
- flottation facilitant la séparation solide-liquide.^{6 7 8 13}

Cette combinaison explique l'intérêt de l'EC pour des effluents colorés et faiblement biodégradables, tout en soulignant que l'optimisation reste fortement dépendante des conditions opératoires et de la matrice traitée.^{6 7 8}

Parmi ces conditions, le pH constitue un paramètre déterminant, puisqu'il influence directement le comportement physico-chimique des effluents et l'efficacité des procédés de traitement. Le pH conditionne la solubilité des colorants et des sels ainsi que la précipitation des hydroxydes métalliques, modifiant la charge colloïdale et la capacité de formation de floes.^{10 11 12} Dans les systèmes au fer, des repères classiques sont rapportés : en milieu acide ($\text{pH} < 4$), les espèces ferreuses (Fe^{2+}) sont plus susceptibles de demeurer sous forme dissoute, limitant la formation d'hydroxydes insolubles et pouvant conduire à des floes moins abondants ou moins stables ; à l'inverse, autour de la neutralité ($\text{pH} 6-8$), l'hydrolyse et la formation d'hydroxydes ferriques peu solubles (souvent assimilés à $\text{Fe}(\text{OH})_3$) deviennent plus favorables, améliorant la coagulation-floculation.^{10 11 12} De manière opérationnelle, l'impact du pH s'exprime par :

- la solubilité des coagulants et produits d'hydrolyse,
- la charge colloïdale (interactions électrostatiques et adsorption),
- et la stabilité/densité des floes (séparabilité par sédimentation ou flottation).^{10 11 12}

Ces considérations s'appliquent de manière encore plus centrale à l'EC, puisque la performance repose sur la production et la précipitation contrôlées des espèces métalliques générées électrochimiquement.^{6 7}

Sur cette base, la présente étude vise à analyser systématiquement l'influence de la variation du pH initial (pH 2, 5, 7, ~10 et 12, incluant le pH du rejet) sur les performances de l'électrocoagulation appliquée à des effluents textiles. L'objectif est

- d'étudier les effets de la variation du pH sur l'abattement des paramètres clés (DCO, turbidité, MES et, selon les données disponibles, la couleur,...),
- de relier les tendances observées aux mécanismes physico-chimiques attendus (hydrolyse/précipitation des hydroxydes, charge colloïdale, adsorption/entraînement, flottation),
- et de discuter l'intérêt opérationnel d'un ajustement de pH au regard des contraintes et limites associées à cette étape.

2 Matériels et méthodes

La présente section décrit les matériels utilisés pour la réalisation des essais d'électrocoagulation, incluant l'origine des effluents étudiés, les réactifs et électrodes employés, ainsi que les équipements de mesure et le dispositif expérimental mis en œuvre.

2.1 Matériels

2.1.1 Effluents étudiés

L'étude a été réalisée sur des effluents textiles bruts provenant d'une unité industrielle du secteur textile située en zone urbaine à Madagascar. Les rejets étudiés sont issus d'activités comprenant notamment des opérations de teinture et de finition, connues pour générer des variations importantes de la charge organique et de la couleur.

2.1.2 Réactifs et électrodes

Les essais ont été réalisés avec de l'acide sulfurique concentré (H_2SO_4 , 98 %) et de la chaux, utilisés respectivement pour l'ajustement du pH en milieu acide et en milieu basique.

Le procédé d'électrocoagulation a mis en œuvre des électrodes sacrificielles en fer doux, retenues pour leur disponibilité locale, leur faible coût relatif et leur aptitude à produire des espèces coagulantes actives au cours du traitement. Les électrodes étaient constituées de plaques plates de dimensions 150 mm × 15 mm × 1,5 mm. La partie utile immergée correspondait à une longueur de 135 mm, soit une surface active de 20,25 cm² par face et de 40,5 cm² par électrode en tenant compte des deux faces.

2.1.3 Matériels utilisés pour l'expérimentation et les mesures

Les essais d'électrocoagulation ont été réalisés à l'échelle du laboratoire à l'aide de :

- générateur de courant continu à tension variable « LONGWEI LW-K3010D » et qui en même temps affiche les valeurs instantanées de la tension (V) et de l'intensité (A) ;
- réacteur constitué d'un récipient en verre gradué, de volume utile 500 mL ;
- câbles électriques de 1.5 mm avec des pinces les reliant aux électrodes en Fer.

Les mesures et contrôles instrumentaux ont mobilisé les équipements suivants :

- Multiparamètre Thermo Scientific Eutech Elite PCTS pour le suivi du pH, de la conductivité, de la salinité, des TDS et de la température ;
- Turbidimètre portable TN100 (Cole-Parmer) (0–1000 NTU ; $\pm 2\%$) pour la mesure de la turbidité;
- Balance analytique ($\pm 0,001$ g) « Scale » pour la mesure de la masse des électrodes avant et après essai afin d'estimer la consommation anodique.

2.2 Méthodes

2.2.1 Stratégie d'échantillonnage et conditionnement

Les prélèvements ont été effectués au niveau du bassin tampon situé à la sortie immédiate de l'unité industrielle, correspondant au lieu de rejet des effluents bruts avant toute étape de traitement, ce bassin permet également l'homogénéisation des différentes eaux usées de l'usine.

La stratégie d'échantillonnage reposait sur des prélèvements réalisés à heure fixe (08h00) afin de limiter l'influence des variations journalières et d'améliorer la comparabilité des essais. Pour chaque campagne, un volume de 20 L a été collecté. Trois échantillons indépendants, notés A, B et C, ont été prélevés, dans ces conditions (même point de prélèvement, même volume, même heure).

Après prélèvement, les effluents ont été immédiatement acheminés vers le lieu d'expérimentation puis traités.

2.3 Conditions expérimentales d'électrocoagulation

Les essais d'électrocoagulation ont été réalisés en mode discontinu (batch) dans un réacteur en verre, avec un volume utile de 500 mL. Pour chaque essai, un volume de 450 mL d'effluent brut a été utilisé comme électrolyte.

Le système électrochimique comprenait deux électrodes en fer disposées face à face selon une configuration monopolaire, avec un écartement inter-électrodes de 2 mm maintenu à l'aide d'un isolant en caoutchouc. Les électrodes étaient immergées sur une longueur utile de 135 mm, et reliées à un générateur de tension continue et variable, l'anode numérotée « I » étant connectée à la borne positive et la cathode « II » à la borne négative. La tension de fonctionnement était imposée, tandis que l'intensité du courant variait en fonction des conditions du milieu réactionnel et était suivie en temps réel pendant toute la durée de l'essai. A la fin de l'électrocoagulation, le milieu réactionnel a été agité avec une tige en plastique remuée manuellement à 15 tours pendant 10 secondes de manière constante, afin de limiter les variations hydrodynamiques et d'assurer la reproductibilité des essais.

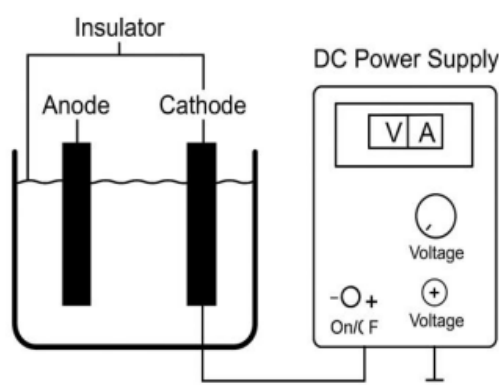


Figure 1 : Description schématique du dispositif

2.4 Paramètre étudié : influence du pH

Dans cet article, l'influence du pH est le paramètre principal étudié dans le procédé. Les effluents étant initialement alcalins ($\approx 9-10$), les essais ont été réalisés :

- sans ajustement du pH ;
- et après ajustement dans un domaine allant de conditions acides à fortement basiques.

Les essais ont été conduits à tension fixe, adaptée à la conductivité des échantillons.

2.5 Préparation des électrodes

Avant chaque essai, les électrodes en fer ont été préparées afin de garantir une surface active reproductible et de limiter l'influence des dépôts et oxydes.

La préparation comprenait :

- un nettoyage mécanique par ponçage léger,
- un rinçage à l'eau distillée,

- un séchage à l'air,
- une pesée initiale (m_0) à l'aide de balance de précision ($\pm 0,001$ g).

Cette masse initiale a permis d'estimer la consommation d'électrode en fin d'essai.

2.6 Déroulement et suivi du traitement électrochimique

Le traitement proprement dit consiste à effectuer une électrolyse sur les échantillons dans le réacteur et d'observer les réactions et les résultats.

Le suivi expérimental a été organisé e

n trois étapes :

- Avant traitement : mesure des paramètres physico-chimiques des effluents bruts (pH, conductivité, turbidité, etc.) et pesée initiale des électrodes ;
- Pendant traitement : enregistrement de l'intensité électrique au cours des 600 s de fonctionnement et observation de l'évolution de l'échantillon ;
- Après traitement : mesure des paramètres physico-chimiques des effluents traités (pH, conductivité, turbidité, etc.) et pesée finale des électrodes afin d'évaluer la perte de masse.

2.6.1 Analyses de laboratoire

La performance du procédé a été évaluée à l'aide de plusieurs indicateurs, à savoir la demande chimique en oxygène (DCO), la couleur (Pt-Co), la turbidité (NTU) et les matières en suspension (MES), afin de couvrir les principales composantes de la pollution organique, particulaire et chromatique des effluents textiles, les analyses ont été effectuées au laboratoire. Des échantillons bruts et traités ont été conditionnés dans des flacons en polyéthylène de 350 mL, préalablement rincés à l'eau distillée puis à l'échantillon à analyser. Les flacons ont été étiquetés (date, heure, point de prélèvement, numéro d'essai, conditions opératoires) et transférés sans délai dans un laboratoire agréé spécialisé en eau pour les analyses physico-chimiques réalisées selon des méthodes normalisées :

- la DCO (COD) a été déterminée par la méthode au dichromate selon la norme ISO 6060 ;
- les MES (TSS) ont été déterminées par méthode gravimétrique après filtration et séchage selon la norme ISO 11923 ;
- la couleur a été déterminée selon la norme ISO 7887, avec expression des résultats en unités Pt-Co.

2.7 Calcul des performances

Les rendements d'abattement η des paramètres de pollution (turbidité, MES, couleur, DCO, fer) ont été exprimés en pourcentage à partir des valeurs initiales (C_0) et finales (C) :

$$\eta(\%) = \frac{C_0 - C}{C_0} \times 100$$

La consommation des électrodes a été estimée à partir de la différence entre la masse initiale (m_0) et la masse finale (m_f).

$$\Delta m = m_0 - m_f$$

Une analyse du comportement énergétique a été réalisée à partir des mesures de tension et d'intensité enregistrées pendant les essais.

L'évaluation de la consommation énergétique constitue un aspect essentiel pour l'analyse de la viabilité du procédé d'électrocoagulation à l'échelle industrielle. En effet, au-delà de l'efficacité d'élimination des polluants, les coûts énergétiques représentent un facteur déterminant dans la mise en œuvre opérationnelle des technologies électrochimiques de traitement des eaux.

La consommation énergétique totale E du procédé a été déterminée à partir des paramètres électriques mesurés au cours des essais, selon l'expression générale :

$$E = \int_0^t U \cdot I(t) dt$$

où U est la tension appliquée (V), $I(t)$ l'intensité instantanée du courant (A) et t la durée du traitement (s).

Cette formulation permet de tenir compte de la variation du courant au cours du temps, liée aux modifications des propriétés physico-chimiques du milieu réactionnel (conductivité, formation de floccs, évolution des espèces ioniques).

La tension a été maintenue constante, tandis que l'intensité a été suivie expérimentalement tout au long du traitement (600 s). L'énergie totale consommée a ainsi été estimée à partir de l'intégration temporelle du courant, ou, de manière approchée, à partir de la valeur moyenne du courant mesuré :

$$E \approx U \cdot I_{\text{moy}} \cdot t$$

2.8 Reproductibilité et traçabilité

La fiabilité des essais a été assurée par :

- l'application d'un protocole identique pour tous les essais (préparation des électrodes, volume, durée, conditions opératoires) ;
- une traçabilité systématique (date, heure, échantillon, pH, tension, observations) ;
- L'étude de trois échantillons réels distincts (A, B et C), testés à différents pH sur plusieurs jours, afin de tenir compte de la variabilité des effluents.

3 Résultats et interprétation

Les résultats expérimentaux obtenus au cours des essais sont présentés dans cette section et interprétés à la lumière des mécanismes physico-chimiques mis en jeu. L'accent est mis sur l'effet du pH initial avant traitement, sur les performances d'épuration, la charge ionique résiduelle, la consommation énergétique et la dissolution des électrodes.

3.1 Influence du pH initial sur l'efficacité de dépollution

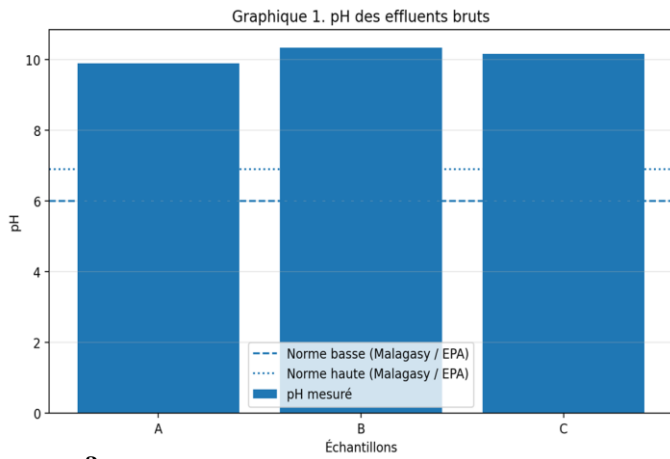
L'influence du pH initial sur l'efficacité de dépollution a été analysée à partir de plusieurs paramètres représentatifs de la qualité des effluents traités. Cette approche permet d'évaluer l'effet de ce facteur sur les performances globales du procédé d'électrocoagulation.

3.1.1 Caractéristiques initiales des effluents brutes

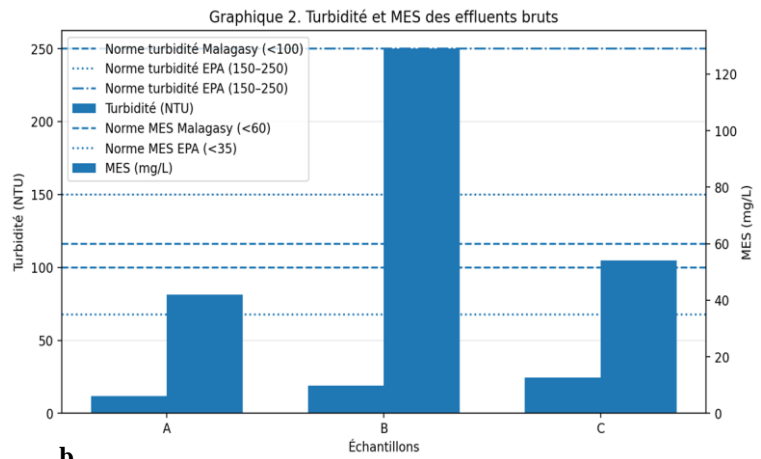
Les effluents textiles étudiés présentent un pH fortement alcalin (≈ 10), une salinité/conductivité élevée et une forte variabilité de la charge organique et de la couleur selon les échantillons (A, B, C). Cette variabilité confirme le caractère instable des rejets textiles et justifie l'évaluation de l'influence du pH sur les performances du traitement électrochimique.

Tableau 1 : Caractéristiques initiales des effluents (extrait)

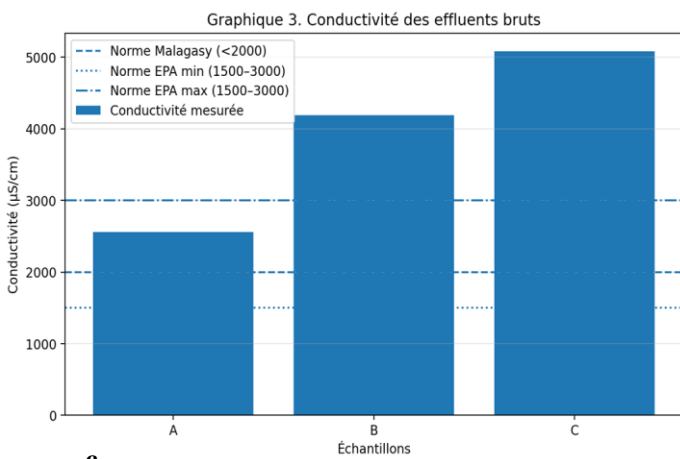
Paramètre	Échantillon A	Échantillon B	Échantillon C	Norme de rejet Malagasy	Norme de rejet de l'EPA
pH	9,89	10,33	10,16	6.0 - 6.9	6.0 – 6.9
Turbidité (NTU)	11,7	18,9	24,6	< 100	150 – 250
Conductivité (µS/cm)	2560	4190	5080	< 2000	1 500 – 3 000
MES (mg/L)	42	129	54	< 60	< 35
Couleur (Pt/Co)	469	704	533	< 20	visuellement indétectable
DCO (mg/L)	499,2	99,84	480	< 150	< 125



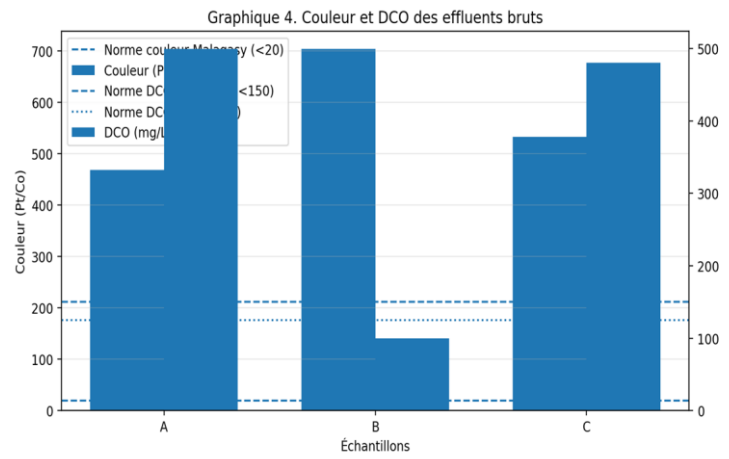
a



b



c



d

Note : pour la couleur, la norme EPA est qualitative (« visuellement indétectable »).

Figure 2 : Caractéristiques initiales des effluents (extrait)
[a : pH, b : Turbidité et MES, c : Conductivité, d : Couleur et DCO]

Les différences observées entre les échantillons A, B et C illustrent la variabilité des effluents issus de l'industrie textile. En effet, la composition de ces rejets dépend fortement des procédés industriels utilisés (teinture, lavage, rinçage ou finition) ainsi que des types de colorants et d'auxiliaires chimiques employés. Cette variabilité constitue un défi majeur pour les procédés de traitement, ce qui justifie l'évaluation de l'électrocoagulation sur plusieurs effluents afin d'apprécier la performance du procédé.

3.1.2 Évolution visuelle des effluents au cours du traitement

Au-delà des paramètres mesurés, des observations visuelles ont été réalisées après traitement afin d'apprécier le comportement global des effluents. Les échantillons présentent des changements d'aspect variables selon les conditions expérimentales. Dans les conditions très acides, aucune coagulation visible n'a été observée, bien qu'un léger changement de couleur apparaisse, avec une teinte rappelant la rouille pour les couleurs un peu plus claires. Dans d'autres conditions, notamment lorsque le milieu devient moins acide puis basique, des flocs verdâtres apparaissent progressivement et deviennent plus visibles. La formation des flocs est accompagnée d'un éclaircissement visible de l'eau traitée.



Figure 3 : Évolution visuelle des effluents (a : en pH très acide / b : en pH basique : Formation de floc verdâtre)

3.1.3 Effet du pH sur la clarification (turbidité, MES) et la couleur

Les résultats montrent que le pH initial influence nettement la clarification et la couleur des effluents textiles. Les valeurs des abattements positives indiquent une réduction du paramètre après traitement, tandis que les valeurs négatives traduisent une augmentation apparente.

Tableau 2 : Efficacité de clarification selon le pH initial

Échantillon	pH initial	Abattement turbidité (%)	Abattement couleur (%)	Abattement MES (%)
A	1.99	-324.79	-90.19	-138.10
	5.78	-160.68	-202.77	-92.86
	7.7	-123.08	-53.94	26.19
	9.89	-20.51	-72.71	14.29
	11.95	37.78	79.32	80.95
B	2.25	-262.43	-391.48	-148.06
	5.07	-995.24	-212.50	-70.54
	7.38	-249.74	-161.36	29.46
	10.33	-48.68	-32.10	37.98
	11.83	-32.28	38.21	70.54
C	2.31	-119.92	-81.24	-92.59
	5.57	-460.98	-312.01	-218.52
	7.05	-318.70	-45.59	-53.70
	10.16	44.72	21.95	55.56
	11.63	-2.44	43.90	64.81

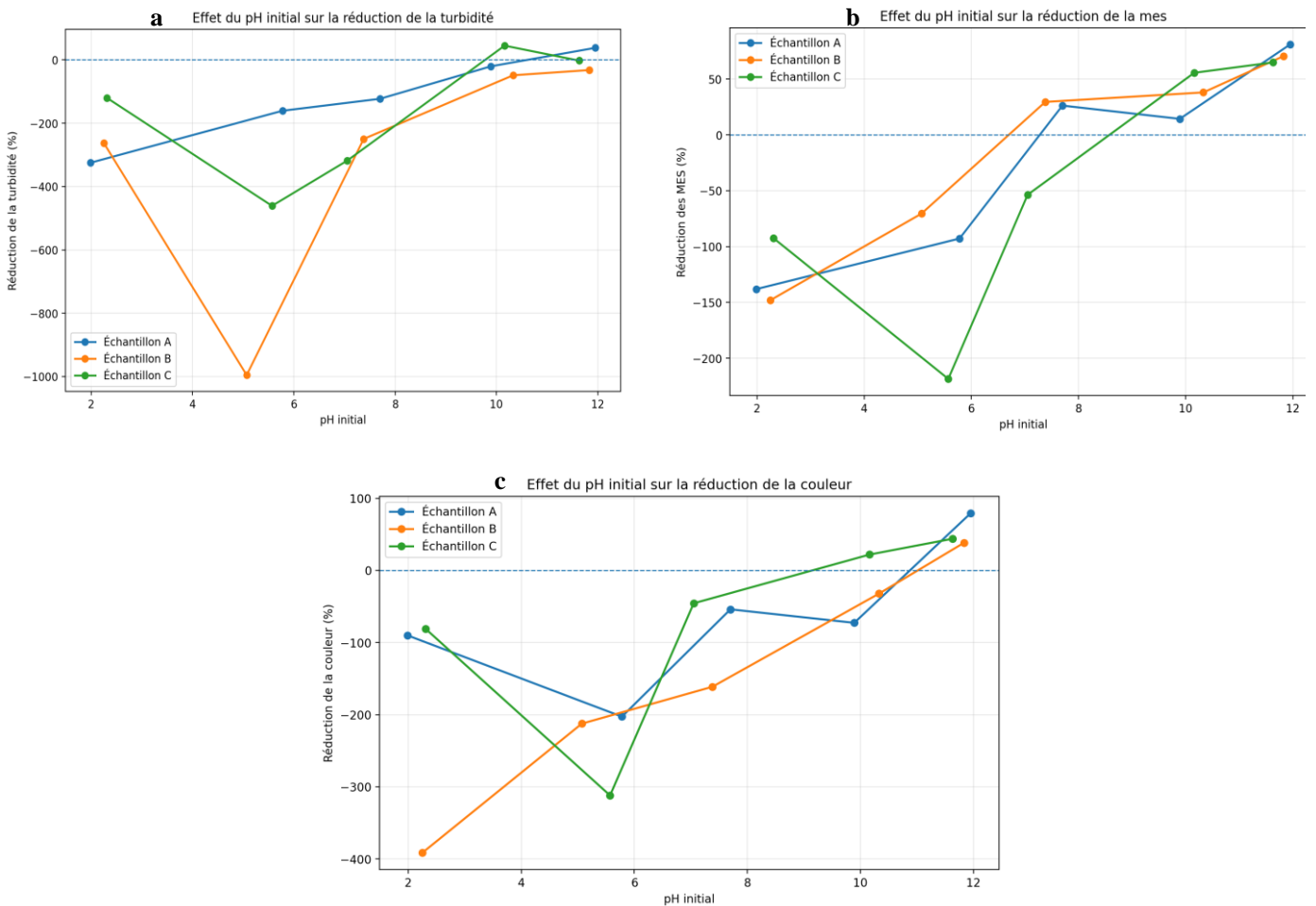


Figure 4 : a. Effet du pH initial sur la turbidité. / b. Effet du pH initial sur la couleur. / c. Effet du pH initial sur les matières en suspension (MES)

- **Domaine acide <7**

En milieu acide, les abattements sont majoritairement négatifs pour les trois paramètres. Les cas les plus marqués sont observés pour la turbidité, notamment à pH 5,07 pour l'échantillon B (-995,24 %) et à pH 5,57 pour l'échantillon C (-460,98 %). Ces résultats indiquent que les conditions acides ne favorisent pas la clarification et peuvent entraîner une augmentation apparente de la charge particulaire et de la couleur.

A pH proche de 7, les résultats deviennent plus variables. Les MES commencent à diminuer dans certains cas, notamment pour les échantillons A et B, avec respectivement 26,19 % et 29,46 %. Toutefois, la turbidité et la couleur restent encore en croissance, ce qui montre que la clarification reste partielle dans cette zone de pH.

- **Domaine basique : pH >7**

À pH proche de 10, les performances s'améliorent globalement. L'échantillon C à pH 10,16 illustre cette amélioration avec 44,72 % de réduction de la turbidité, 21,95 % de la couleur et 55,56 % des MES.

À pH 11,95, l'échantillon A atteint 37,78 % de réduction de la turbidité, 79,32 % de la couleur et 80,95 % des MES. Les échantillons B et C montrent également de améliorations des MES de la couleur. La turbidité reste cependant plus variable.

3.1.4 Solides Dissous Totaux (TDS), Conductivité

Les TDS et la conductivité sont des paramètres interconnectés et reflètent la charge ionique dissoute dans les effluents. Les résultats montrent que la conductivité et les TDS suivent une tendance similaire, avec des réductions plus marquées en milieu acide et moins marquées en milieu basique.

Tableau 3 : Evolution des Solides Dissous Totaux (TDS), Conductivité

pH	TDS red (%)	Conductivité red (%)
1,99	18,7	
5,78	31,08	23,76
7,7	0	25,93
9,89	-0,42	0
11,95	-10,53	-1,75
2,25	27,92	43,41
5,07	1,47	23,37
7,38	3,79	25,09
10,33	2,56	-0,24
11,83	18,66	17,67
2,31	33,55	47,23
5,57	0,22	20,03
7,05	13,95	24,3
10,16	1,49	0,59
11,63	-7,2	12,7

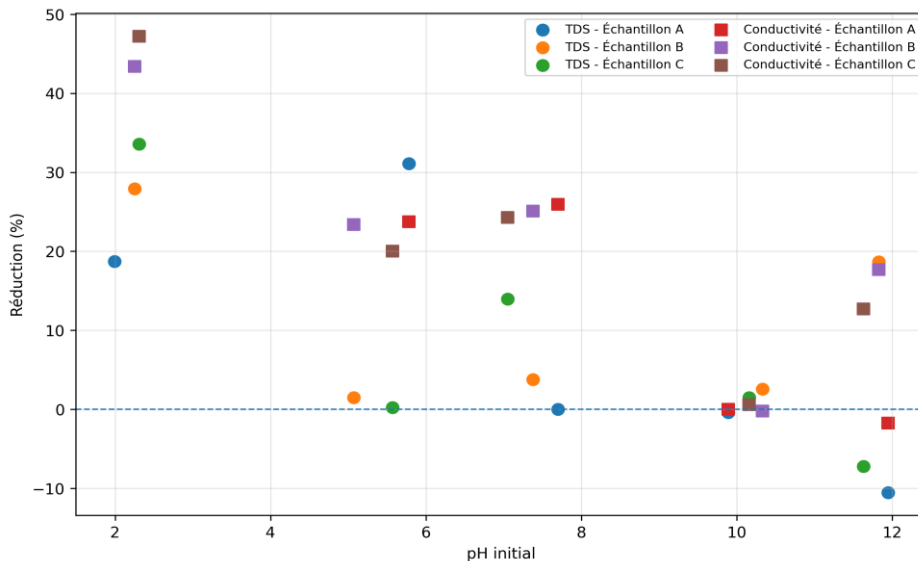


Figure 5 : Variation des Solides Dissous Totaux (TDS), Conductivité et Minéralisation

- Domaine acide pH < 7

En milieu acide, les abattements des TDS et de la conductivité présentent globalement des valeurs positives, indiquant une réduction apparente de la charge dissoute. Par exemple, les abattements de la TDS atteignent 33,55 % à pH 2,31 pour l'échantillon C et 31,08 % à pH 5,78 pour l'échantillon A. De même, l'abattement de la conductivité présente des valeurs importantes, atteignant jusqu'à 47,23 % à pH 2,31.

- Domaine basique pH > 7

A pH légèrement supérieur à 7, les abattements des TDS deviennent faibles ou proches de zéro. A pH 7,70, ils sont nuls, tandis que celui de la conductivité reste positif, avec des valeurs autour de 24–26 %. Celui de la minéralisation devient également proche de zéro, indiquant une stabilisation du système.

À pH autour de 10, les abattements deviennent faibles pour les TDS et la conductivité. Les abattements des TDS restent proches de zéro, tandis que ceux de la conductivité présente des valeurs faibles, parfois légèrement négatives. Par exemple, à pH 10,33 pour la conductivité, il est de -0,24 %, indiquant une légère augmentation apparente.

En milieu fortement basique, les résultats deviennent plus variables. Les TDS présentent à la fois des améliorations (abattement de 18,66 % à pH 11,83) et régressions (-10,53 % à pH

11,95). La conductivité suit une tendance similaire, avec des valeurs modérées. Ces résultats montrent que, même en milieu basique, les paramètres ne suivent pas une évolution parfaitement cohérente.

3.1.5 Fer Dissous

Les résultats d'analyse sur le fer dissous montrent des concentrations variables. (Cf. figure 5). Ces résultats après traitement donnent des valeurs allant de 80 mg/l à 0.8 mg/l en fonction du pH de traitement.

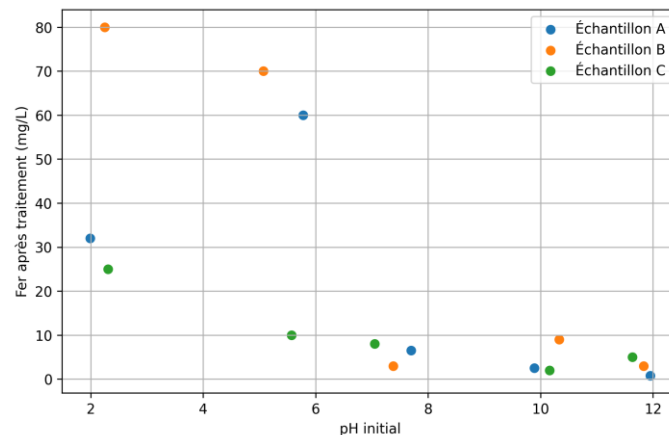


Figure 6 : Variation du Fer dissous après traitement en fonction du pH

- Domaine acide pH < 7

En milieu acide, les concentrations en fer dissous sont élevées voire très élevées. Elles varient de 10 à 80 mg/L, avec des valeurs maximales observées autour du pH 2,25 et pH 5,07–5,78. Ces résultats indiquent que les conditions acides montrent une forte présence de fer dissous.

- Domaine basique pH > 7

Autour de la neutralité, les concentrations sont faibles. Elles sont comprises entre 3 et 8 mg/L. Cela montre une différence de la concentration en fer dissous par rapport aux conditions acides.

En milieu basique, les concentrations restent globalement faibles, avec des valeurs comprises entre 2 et 9 mg/L. La majorité des valeurs est inférieure à celles observées en milieu acide.

En milieu fortement basique, les concentrations sont parmi les plus faibles, entre 0,8 et 5 mg/L.

3.1.6 Effet du pH sur la DCO

L'abattement de la DCO varie de manière importante pour chaque valeur du pH ajusté avant traitement. Les valeurs observées s'étendent de -20,19 % à 90 %, traduisant une efficacité variable du traitement selon les conditions de pH.

Tableau 4 : Abattement de la DCO en fonction du pH initial

Echantillons	pH	Abattement DCO (%)
A	1,99	7,69
	5,78	67,31
	7,7	48,08
	9,89	31,73
	11,95	48,08
B	2,25	3,85
	5,07	27,88
	7,38	-20,19
	10,33	75,96
	11,83	83,97
C	2,31	60
	5,57	-15
	7,05	90
	10,16	70
	11,63	75

- **Domaine acide : pH < 7**

En milieu acide, les abattements de la DCO varient selon les échantillons. Les échantillons A et B présentent une tendance relativement similaire, avec des abattements plus faibles aux pH très acides et une augmentation lorsque le pH se rapproche de 5–6. L'échantillon C se distingue par un abattement plus élevé autour de pH 2, tandis qu'une augmentation apparente de la DCO est observée autour du pH 5.

- **Domaine basique : pH > 7**

Avec des pH légèrement basiques, les résultats des abattements sont très variables. Certaines valeurs comme pour A et C indiquent des valeurs élevées, atteignant jusqu'à 90 % à pH 7,05, tandis que B montrent une augmentation apparente de la DCO, avec un abattement de -20,19 % à pH 7,38.

En milieu basique, les abattements de la DCO restent positifs pour tous les essais, avec des valeurs comprises entre 31,73 % et 83,97 %. Les rendements les plus élevés se regroupent principalement dans la plage de pH 10–12.

3.2 Consommation énergétique en fonction du pH

La consommation énergétique varie selon le pH ajusté avant traitement et selon les échantillons étudiés. Les valeurs observées montrent des comportements différents entre les essais, avec des consommations comprises entre environ 1300 J et 4800 J.

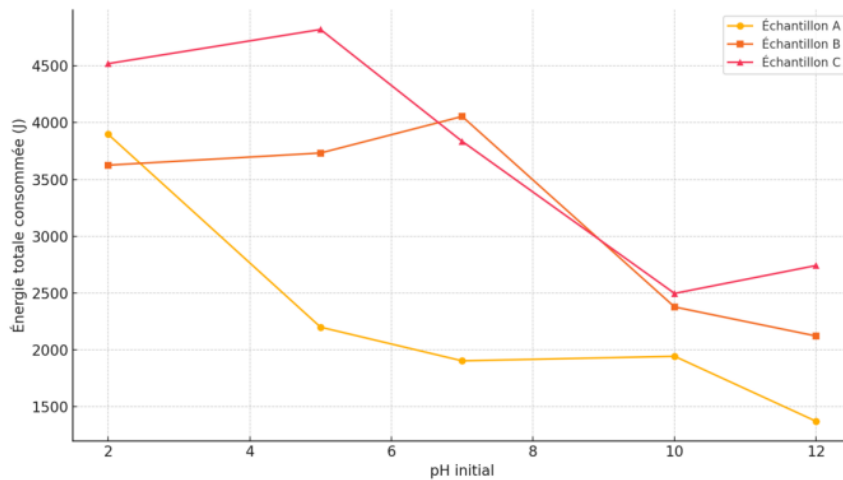


Figure 7 : Energie Totale consommée en fonction du pH initial

- Domaine acide : pH < 7

En milieu acide, les consommations énergétiques présentent des valeurs relativement élevées pour les trois échantillons. Les énergies consommées pour A sont plus faibles à partir du pH 5. Les échantillons B et C présentent des valeurs légèrement plus élevées autour de pH 5 par rapport à celles observées autour de pH 2.

- Domaine basique : pH > 7

Avec des pH légèrement basiques, les valeurs restent un peu contrastées selon les essais. L'échantillon B présente sa valeur maximale dans cette zone, alors que les échantillons A et C affichent des consommations plus faibles.

En milieu basique, les consommations énergétiques deviennent globalement plus faibles que celles observées en milieu acide. Les valeurs se regroupent principalement entre environ 1900 J et 2800 J pour les pH supérieurs à 10.

Les trois échantillons présentent également des valeurs plus rapprochées dans cette plage de pH, traduisant une variabilité plus limitée entre les essais.

3.3 Consommation d'électrode et stabilité (dissolution anodique)

La variation anodique mesurée après traitement présente des valeurs différentes selon le pH initial et selon les échantillons étudiés. Les valeurs observées sont comprises entre 0,01 g et 0,35 g.

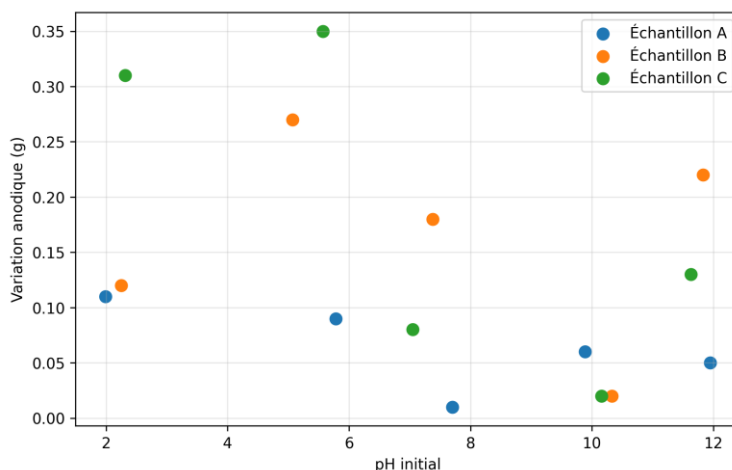


Figure 8 : Consommation d'électrode

- Domaine acide : pH < 7

En milieu acide, les variations anodiques présentent des valeurs relativement élevées pour les échantillons C et B, notamment autour de pH 5, où les valeurs atteignent respectivement 0,35 g pour C et 0,27 g pour B. L'échantillon A présente des valeurs plus faibles dans cette même plage de pH, avec des valeurs comprises entre 0,09 g et 0,11 g.

- Domaine basique : pH > 7

Autour de pH 7, les valeurs deviennent plus contrastées selon les essais. L'échantillon A présente une valeur faible de 0,01 g, tandis que les échantillons B et C affichent des valeurs de 0,18 g et 0,08 g.

En milieu basique, les variations anodiques restent variables selon les essais. Les valeurs mesurées autour de pH 10 sont les plus bas pour les trois échantillons, avec des valeurs comprises entre 0,02 g et 0,06 g.

Pour les pH supérieurs à 11, les valeurs observées restent modérées, avec 0,05 g pour l'échantillon A, 0,22 g pour l'échantillon B et 0,13 g pour l'échantillon C.

4 Discussion

4.1 Observations qualitatives du comportement du système

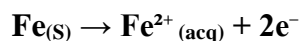
Les observations visuelles réalisées après traitement apportent un complément utile aux résultats analytiques. Pour les pH très acides, notamment autour de $\text{pH} \leq 2$, aucune coagulation visible n'a été observée, mais une légère modification de la couleur apparaît dans certains échantillons. Dans les effluents les plus clairs, cette modification se traduit par une teinte brun-orangé rappelant la rouille, tandis qu'elle reste moins perceptible dans les effluents plus foncés. Ce comportement peut être relié à la spéciation du fer en milieu aqueux : les diagrammes Eh-pH du fer montrent qu'en conditions acides, les espèces ferreuses et ferriques dissoutes sont favorisées, limitant la précipitation sous forme d'hydroxydes solides. La teinte brunâtre peut ainsi être associée à la présence ou à l'oxydation d'espèces ferriques dans la solution.

À mesure que le milieu devient moins acide, puis neutre à basique, l'apparition de floccs verdâtres devient plus visible et s'accompagne d'un éclaircissement progressif de la phase liquide. Cette coloration verdâtre peut être rapprochée de la formation d'espèces ferreuses ou mixtes Fe(II)-Fe(III), souvent décrites comme des phases transitoires dans les phénomènes de corrosion humide du fer, notamment les « rouilles vertes ». Ces composés peuvent ensuite s'oxyder au contact de l'air et évoluer vers des formes ferriques brunâtres ou rouille. Ainsi, les changements visuels observés ne traduisent pas uniquement une décoloration de l'effluent, mais aussi une transformation progressive des formes du fer dans la solution, depuis des espèces dissoutes en milieu très acide vers des précipités et floccs plus visibles lorsque les conditions deviennent moins acides ou basiques.

4.2 Interprétation mécanistique des effets du pH sur la réaction

4.2.1 Analyse mécanistique en milieu fortement acide

En milieu fortement acide ($\text{pH} < 2$) et sous une tension élevée, le mécanisme de l'électrocoagulation se limite à une phase de dissolution anodique sans précipitation. À l'anode, le fer métallique (Fe^0) subit une oxydation primaire libérant des ions ferreux :



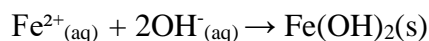
Sous l'effet de la forte tension (> 3V) et de l'oxydation anodique, ces ions sont immédiatement convertis en ions ferriques selon l'équation :



D'après le diagramme de Pourbaix du système Fe-H₂O, le domaine de stabilité à pH < 2 appartient exclusivement aux formes ioniques solubles, principalement l'aqua-ion [Fe(H₂O)₆]³⁺ (ou Fe³⁺ libre). La forte concentration en ions H⁺ empêche les réactions d'hydrolyse et la formation de complexes hydroxylés polymériques. En l'absence de floes d'hydroxyde de fer [Fe(OH)₃], aucun phénomène de coagulation ou de pontage ne peut se produire. Le fer reste entièrement dissous en solution, lui conférant une coloration jaune-brune stable.

4.2.2 Analyse mécanistique en milieu basique

En milieu neutre à basique (pH > 7), l'électrocoagulation de l'effluent contenant des colorants induit un changement radical de la spéciation du fer, caractérisé par l'apparition d'un précipité verdâtre ⁶. Lors de la dissolution de l'anode, le fer est libéré sous forme d'ions ferreux (Fe²⁺). Si la vitesse de dissolution dépasse la capacité d'oxydation du milieu ou si l'oxygène dissous est limité, ces cations réagissent immédiatement avec les ions hydroxydes (OH⁻) pour former de l'hydroxyde de fer(II), selon l'équation :



Ce composé solide et gélatineux possède une teinte blanc-verdâtre native ¹⁴. En présence de traces d'oxygène, il subit une oxydation partielle rapide menant à la formation de « rouilles vertes » ¹⁵. Il s'agit d'hydroxydes mixtes de Fe(II) et Fe(III) agencés en structures feuilletées hautement réactives. Ce précipité vert joue un double rôle dans l'épuration de l'effluent. D'une part, sa structure offre une vaste surface spécifique favorisant l'adsorption électrostatique et le piégeage mécanique des molécules de colorants par coagulation par balayage ^{6,16}. D'autre part, le Fe(II) présent peut agir comme réducteur chimique capable de contribuer à la rupture de certaines liaisons chromophores, notamment dans le cas de certains colorants azoïques, participant ainsi à leur décoloration ¹⁶. À terme, une exposition prolongée de ce sédiment vert à l'air libre favorise son oxydation, transformant progressivement le précipité en formes ferriques brun-rouille, notamment de type hydroxyde ferrique Fe(OH)₃ ^{14,15}.

4.3 Confrontation des mécanismes de spéciation aux performances quantitatives d'épuration

4.3.1 Clarification en milieu acide

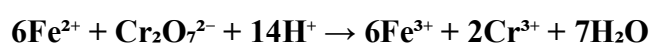
Les résultats obtenus en milieu acide montrent des abattements négatifs pour la turbidité, la couleur et les MES, avec des valeurs particulièrement marquées dans certains essais. Cette tendance indique que, dans ces conditions, le traitement ne conduit pas à une clarification effective de l'effluent. Elle coïncide avec une forte présence de fer dissous après traitement, notamment dans les essais réalisés à pH acide, où les concentrations atteignent des valeurs nettement supérieures à celles observées en milieu basique.

Cette situation peut être interprétée à partir de la spéciation du fer. En milieu fortement acide, l'hydrolyse des espèces métalliques est limitée, ce qui favorise le maintien du fer sous forme dissoute, notamment sous forme d'ions hydratés Fe^{2+} et Fe^{3+} ⁹. Ces espèces ne participent pas efficacement à la formation de floccs solides et peuvent contribuer à une coloration additionnelle de la solution. Cette contribution est plus visible dans les effluents initialement clairs, où une teinte brun-orangé, proche de la rouille, a été observée. Ainsi, l'augmentation apparente de la turbidité et de la couleur en milieu acide peut être liée à la présence combinée d'espèces ferriques dissoutes, de colloïdes fins et de particules mal séparées¹⁷.

4.3.2 DCO et interférence possible du fer ferreux résiduel

Les résultats de DCO montrent une réponse plus contrastée que les paramètres de clarification. Les meilleurs abattements sont observés dans plusieurs essais réalisés en milieu basique, tandis que certaines valeurs négatives apparaissent en zone proche de la neutralité ou légèrement acide.

Une explication possible est la présence de Fe^{2+} résiduel dans la solution après traitement. Lors du dosage de la DCO par oxydation au dichromate, le fer ferreux peut être oxydé en Fe^{3+} et consommer une partie de l'oxydant. Cette consommation peut être comptabilisée comme une demande chimique en oxygène supplémentaire, même si elle ne provient pas uniquement de la matière organique¹⁹. La réaction peut être représentée ainsi :



Cette interférence reste une hypothèse cohérente avec Les observations visuelles de flocs ou de teintes verdâtres souvent associées à des espèces ferreuses ou mixtes Fe(II)–Fe(III). Ces formes peuvent être rapprochées des phases de type rouilles vertes, connues comme composés mixtes Fe(II)–Fe(III) ¹⁸. Elles permettent d'expliquer pourquoi certains essais peuvent présenter une augmentation apparente de la DCO malgré la mise en œuvre du traitement.

4.3.3 Consommation énergétique et dissolution anodique

Les résultats relatifs à l'énergie consommée et à la variation anodique montrent que les conditions basiques, en particulier autour de pH 10–12, sont associées à des consommations énergétiques plus regroupées et à des pertes anodiques plus faibles dans plusieurs essais. Cette observation doit être interprétée de manière globale, car la consommation énergétique ne dépend pas uniquement du pH, mais aussi de la conductivité initiale de l'effluent, de la densité de courant, de la composition ionique et de l'état de surface des électrodes ²⁰.

Les effluents textiles étudiés présentent une conductivité initiale élevée, liée à leur charge saline. Cette conductivité peut favoriser le passage du courant et limiter la résistance ohmique du milieu ¹⁷. En parallèle, la diminution de la dissolution anodique en milieu basique peut être associée à une précipitation plus importante des hydroxydes de fer ou à une passivation partielle de la surface métallique ²¹. Cette passivation ne doit pas être interprétée uniquement comme un effet négatif : elle peut limiter l'usure de l'électrode, mais aussi modifier la disponibilité du fer nécessaire à la coagulation.

Ainsi, l'optimisation du procédé ne peut pas être fondée uniquement sur l'abattement de la DCO ou de la couleur. Elle doit intégrer simultanément l'efficacité d'épuration, la concentration résiduelle en fer, la consommation énergétique et la perte de masse anodique ^{20,21}. Dans cette perspective, la plage basique apparaît comme un domaine de fonctionnement intéressant, mais l'optimum réel dépend du compromis recherché entre performance, coût énergétique et durabilité des électrodes.

5 Conclusion

Cette étude a permis d'évaluer de manière systémique l'influence du pH initial sur les performances du procédé d'électrocoagulation à électrodes de fer, appliqué au traitement d'effluents textiles réels caractérisés par une forte variabilité (échantillons A, B et C). L'analyse croisée des indicateurs de dépollution (DCO, couleur, turbidité, MES), de la demande énergétique et de la cinétique de dissolution anodique confirme que le pH constitue le paramètre opérationnel maître du système. Il gouverne à la fois la thermodynamique de spéciation des agents coagulants et la viabilité économique globale du procédé. Les conditions fortement acides ($\text{pH} \leq 2$) se révèlent inadaptées à la clarification. Les taux d'abattement massivement négatifs enregistrés pour la turbidité, la couleur et les matières en suspension (MES) ne traduisent pas un relargage de polluants, mais découlent d'une dissolution excessive des anodes (les rendements faradiques dépassant 100% à cause de la corrosion chimique acide conjuguée). En l'absence d'hydrolyse, le fer s'accumule sous forme d'aqua-ions solubles ($\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$) qui agissent comme des chromophores secondaires stables, faussant les mesures optiques et spectrophotométriques. À l'inverse, la transition vers des conditions neutres à alcalines favorise la nucléation quantitative de phases solides et de complexes hydroxylés actifs. Des structures feuilletées mixtes hautement adsorbantes (« rouilles vertes ») et des hydroxydes de fer précipitent, menant à d'excellentes performances d'épuration. Un abattement maximal de la DCO de 90 % a été observé à un pH transitoire de 7,05 (échantillon C), tandis que la décoloration et l'élimination des MES atteignent des rendements remarquables de l'ordre de 81 % en milieu alcalin ($\text{pH} = 11,95$ pour l'échantillon A). Il convient toutefois de noter qu'en zone neutre, la persistance d'ions Fe^{2+} résiduels non sédimentés peut induire une hausse artificielle de la DCO par interférence analytique avec le dichromate de potassium lors des dosages. Sur le plan énergétique, le procédé s'avère nettement plus efficace en milieu alcalin. Le maintien d'un pH initial élevé permet de tirer profit de la forte salinité et de la conductivité native des effluents textiles (2560 à 5080 $\mu\text{S}/\text{cm}$), réduisant la résistance ohmique du milieu et abaissant l'énergie totale consommée (passant par exemple, pour l'échantillon A, de 3897,5J à $\text{pH} \approx 2$ à seulement 1372,1 J à $\text{pH} \approx 12$). De plus, la passivation relative et naturelle de la surface métallique en milieu alcalin régule la dissolution de l'anode (stabilisée entre 0,02 et 0,06 g à $\text{pH} \approx 10$), limitant la surconcentration de boues résiduelles et l'usure prématurée des matériaux. L'analyse combinée de l'ensemble de ces critères (efficacité d'épuration, sobriété énergétique et

durabilité des matériaux) met en évidence l'existence d'un compromis de fonctionnement optimal situé dans une plage de pH initial comprise entre 7 et 10. Les résultats obtenus fournissent ainsi des critères de conception et des repères opératoires rigoureux pour l'optimisation des unités d'électrocoagulation. L'identification de cette plage de pH favorable constitue un paramètre clé pour l'exploitation de systèmes de traitement à l'échelle industrielle, en particulier dans des contextes de décentralisation où la robustesse, l'écocoefficiency et la maîtrise des coûts d'exploitation sont essentielles.

REFERENCES

1. Kant, R. "Textile Dyeing Industry: An Environmental Hazard." *Natural Science* 4, no. 1 (2012): 22–26. <https://doi.org/10.4236/ns.2012.41004>.
2. OECD. *Textile and Garment Industry: Environmental Impacts and Sustainability Challenges*. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development, 2020.
3. Holkar, C. R., A. J. Jadhav, D. V. Pinjari, N. M. Mahamuni, and A. B. Pandit. "A Critical Review on Textile Wastewater Treatments: Possible Approaches." *Journal of Environmental Management* 182 (2016): 351–366. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.090>.
4. Moradi, O., et al. "Synthetic Dyes in Wastewater: Sources, Impacts, and Remediation." *Journal of Environmental Chemical Engineering* 10, no. 4 (2022). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107289>.
5. Sarayu, K., and S. Sandhya. "Current Technologies for Biological Treatment of Textile Wastewater: A Review." *Applied Biochemistry and Biotechnology* 167 (2012): 645–661. <https://doi.org/10.1007/s12010-012-9695-6>.
6. Mollah, M. Y. A., et al. "Fundamentals, Present and Future Perspectives of Electrocoagulation." *Journal of Hazardous Materials* 114, nos. 1–3 (2004): 199–210. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.009>.
7. Holt, P. K., G. W. Barton, and C. A. Mitchell. "The Future for Electrocoagulation as a Localised Water Treatment Technology." *Chemosphere* 59, no. 3 (2005): 355–367. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.023>.
8. Hakizimana, J. N., B. Gourich, M. Chafi, Y. Stiriba, C. Vial, P. Drogui, and J. Naja. "Electrocoagulation Process in Water Treatment: A Review of Fundamentals and Applications." *Journal of Environmental Management* 186 (2017): 24–41. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.032>.
9. Baes, C. F., & Mesmer, R. E. (1976). *The Hydrolysis of Cations*. John Wiley & Sons.
10. Bratby, John. *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment*. London: IWA Publishing, 2016. <https://doi.org/10.2166/9781780407500>.
11. Gao, B. Y., Q. Y. Yue, and Y. Wang. "Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment." *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 41, no. 9 (2011): 754–795. <https://doi.org/10.1080/10643380903392684>.

12. Letterman, R. D., A. Amirtharajah, and C. R. O'Melia. "Coagulation and Flocculation." In *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*. New York: McGraw-Hill; American Water Works Association, 1999.
13. Liu, H., X. Zhao, and J. Qu. "Electrocoagulation and Coagulation–Flocculation Treatment of Dye Wastewater: A Comparative Study." *Journal of Hazardous Materials* 183, nos. 1–3 (2010): 660–665. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.07.077>.
14. Rickard, D. (1995). Kinetics of FeS precipitation: Part 1. Competing mechanisms. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(21), 4367–4379.
15. Génin, J. M. R., Bourrié, G., Trolard, F., Abdelmoula, M., & Refait, P. (1998). Thermodynamic equilibria in aqueous suspensions of synthetic and natural iron(II)-iron(III) green rusts. *Environmental Science & Technology*, 32(8), 1058–1068.
16. Daneshvar, N., Ashassi-Sorkhabi, H., & Kasiri, M. B. (2004). Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of explicit and implicit Fe anodes. *Journal of Hazardous Materials*, 112(1–2), 55–62.
17. Moreno-Casillas, H. A., Cocke, D. L., Gomes, J. A., Morkovsky, P., Parga, J., & Weir, E. (2007). Electrocoagulation mechanism for COD removal. *Separation and Purification Technology*, 56(2), 204–211.
18. Génin, J. M. R., et al. (1998). Thermodynamic equilibria in aqueous suspensions of synthetic and natural iron(II)-iron(III) green rusts. *Environmental Science & Technology*, 32(8), 1058–1068.
19. Kim, T. H., Park, C., Shin, E. B., & Kim, S. (2002). Decolorization of disperse and reactive dyes by continuous electrocoagulation process. *Desalination*, 150(2), 165–175.
20. Khandegar, V., & Saroha, A. K. (2013). Electrocoagulation for the treatment of textile industry wastewater: A review. *Journal of Environmental Management*, 128, 949–963.
21. Mouedhen, G., Feki, M., De Petris-Wery, M., & Ayedi, H. F. (2008). Behavior of aluminum and iron electrodes in electrocoagulation process. *Journal of Hazardous Materials*, 150(1), 124–135.