



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
جامعة قاصدي مرباح ورقلة
كلية الرياضيات وعلوم المادة
قسم الكيمياء



أطروحة لنيل شهادة دكتوراه (ل.م.د.)

تخصص كيمياء المحيط

قدمت للمناقشة من طرف:

مريم سعودي

بعنوان :

رقم الترتيب

رقم التسلسل

معالجة مياه الصرف الصحي بواسطة نباتات منقية في الوسط
الصحراوي: (بطريقة التدفق الأفقي)

نوقشت علنا يوم 2023/ 5/15

أمام لجنة المناقشة :

رئيسا	جامعة قاصدي مرباح - ورقلة	أستاذ تعليم عالي	علي ذوادي
مناقشا	مركز البحث العلمي والتقني في المناطق الجافة - توقرت	مدير بحث	محمد الأمين بن هدية
مناقشا	جامعة قاصدي مرباح - ورقلة	أستاذ تعليم عالي	أحمد عبد الحفيظ ببه
مناقشا	جامعة قاصدي مرباح - ورقلة	أستاذ تعليم عالي	ياسين موساوي
مشرفا ومقررا	المدرسة العليا للأساتذة - ورقلة	أستاذ تعليم عالي	إبراهيم العابد
مشرفا مساعدا	جامعة قاصدي مرباح - ورقلة	أستاذ محاضر (أ)	مسعودة علاوي

2023-2022

كلمة شكر

أولا اشكر الله تعالى وأحمده حمدا كثيرا طيبا مباركا ملء السماوات والأرض على ما أكرمني ويسر لي في اتمام هذه الدراسة والذي أنعم على بالصحة والعافية والعزيمة.

ثم أتقدم بجزيل الشكر وعظيم الإمتنان إلى الأستاذ الفاضل الدكتور **العابد إبراهيم** أستاذ تعليم عالي بالمدرسة العليا للأساتذة بورقلة على إشرافه على هذا العمل وعلى كل ما قدمه لي من توجيهات ونصائح ومعلومات قيمة ساهمت في إثراء موضوع الدراسة والذي لم يبخل علي بأي شيء فشكرا جزيلا له.

كما أتقدم بجزيل الشكر وعظيم الإمتنان لمساعد المشرف الأستاذة **علاوي مسعودة** أستاذ محاضر "أ" بجامعة قاصدي مرباح ورقلة على مساعدتها لي والتي لم تبخل علي بالنصح والتوجيه.

و أتوجه بشكري الخالص إلى الأستاذ **ذوادي علي** أستاذ تعليم عالي بجامعة قاصدي مرباح ورقلة على قبوله ترأس لجنة المناقشة، و كما أتقدم بأسمى معاني الشكر إلي كل الأساتذة الأفاضل أعضاء لجنة المناقشة كل من **محمد الأمين بن هدية** مدير بحث بمركز البحث العلمي والتقني في المناطق الجافة - توقرت و **أحمد عبد الحفيظ** به أستاذ تعليم عالي بجامعة قاصدي مرباح - ورقلة و **ياسين موساوي** أستاذ تعليم عالي بجامعة قاصدي مرباح - ورقلة لقبولهم المشاركة في عضوية لجنة المناقشة.

كما أقدم شكري الخالص الى الأستاذة **زنخري لويزة** بجامعة قاصدي مرباح ورقلة التي لم تبخل علي يوما في النصح والتوجيه فشكرا جزيلا لها.

كما أتوجه بشكري الخالص وعظيم الامتنان إلى عمال الديوان الوطني للتطهير بتقرت وأخص بالذكر كل من **بن هنية عبد المجيد** مسئول المحطة ومديرها دبة **محمد السعيد** وراضية بنه والتقني السامي بالمخبر **بن نجمة فتحي** وجاري **محمد العابد** على ما قدموه لي من تسهيلات ومساعدات لإنجاز هذا العمل.

كما أشكر الأستاذ **طه بالحبيب** أستاذ محاضر بجامعة قاصدي مرباح ورقلة على مساعدته لي في إنجاز الجانب الإحصائي.

كما أقدم شكري الخالص إلى أخي عبد الحكيم على تجسيد النموذج التجريبي المصغر.

كما أتوجه بجزيل الشكر إلى كل من ساعدني من قريب أو بعيد في إنجاز هذا العمل.

الإهداء

أهدي هذا العمل

إلى من أوصى الله بهما إحسانا إلى تاج الرأس والدي
حفظهما الله ورعاهما

إلى مصدر سعادتِي زوجي حفظه الله

إلى قلبي الذي ينبض خارج جسدي إبنتي يسرى
حفظها الله

إلى من أشد بهما الأزار وسندي في الحياة اخوتي
واخواتي

إلى رفيقة دربي أمانة اللبدي

إلى كل من أحبوني وأحببتهم بصدق

وإلى من ساروا في طريق العلم ومبتغاهم نشر المعرفة
وظمعا في رضا وثواب رب البشرية

الفهرس

XI	الملخص
XIV	قائمة المخططات
XV	قائمة الأشكال
XVI	قائمة الجداول
XVII	قائمة المختصرات
2	المقدمة
4	مراجع المقدمة

الجزء النظري

الفصل الأول: معلومات عامة عن مياه الصرف الصحي

8	1.1. المياه العادمة وأصولها
9	1.1.1. النفايات المنزلية
9	2.1.1. المياه الصناعية
10	3.1.1. المياه الزراعية
10	4.1.1. مياه الجريان السطحي
11	2.1. تلوث المياه
11	1.2.1. المعايير الفيزيائية
11	1.1.2.1. الاس الهيدروجيني
11	2.1.2.1. درجة الحرارة
11	3.1.2.1. المواد العالقة

12	4.1.2.1. المواد القابلة للترسيب
12	5.1.2.1. الناقلية الكهربائية
12	6.1.2.1. اللون والرائحة
13	7.1.2.1. العكارة
13	2.2.1. المعايير الكيميائية
13	1.2.2.1. طلب الأكسجين
13	1. الطلب البيوكيميائي للأكسجين.
13	2. الطلب الكيميائي للأكسجين.
14	2.2.2.1. العناصر الغذائية
14	1. النيتروجين
14	2. الفوسفور
14	3.2.2.1. المواد السامة أو الخطرة
14	1. المعادن الثقيلة
15	3.2.1. المعايير البيولوجية
15	1.3.2.1. الفايروسات
15	2.3.2.1. البكتيريا
16	3.3.2.1. الكائنات الأولية
16	4.3.2.1. الديدان الطفيلية
16	3.1. معالجة مياه الصرف الصحي
17	1.3.1. تقنيات معالجة مياه الصرف الصحي
17	1.1.3.1. التقنيات الكلاسيكية المكثفة
17	1.1.1.3.1. الحمأة المنشطة
19	2.1.1.3.1. مرشح التقطير.
20	3.1.1.3.1. الأفراس البيولوجية.

21	2.1.3.1. تقنيات واسعة النطاق
21	1.2.1.3.1. تقنية البحيرات
22	1. البحيرات الطبيعية
23	3. البحيرات الهوائية
24	2.2.1.3.1. الأراضي الرطبة الاصطناعية
25	مراجع الفصل الأول
الفصل الثاني: معالجة مياه الصرف الصحي بواسطة النباتات المائية	
29	II. معالجة المياه المستعملة بتقنية الأراضي الرطبة الاصطناعية (بواسطة النباتات)
29	1. II. الأراضي الرطبة الاصطناعية
29	1.1. II. مبدأ النظام
29	2.1. II. مكونات النظام
30	2. II. النباتات المائية المستخدمة ضمن محطات المعالجة بالنباتات
30	1.2. II. النباتات المائية البارزة
31	2.2. II. النباتات المائية الغاطسة (المغمورة)
31	3.2. II. النباتات المائية الطافية
32	3. II. أحواض النباتات المستعملة في تنقية مياه الصرف الصحي (المياه المستعملة)
32	1.3. II. أحواض النباتات ذات الجريان السطحي الحر
33	2.3. II. أحواض النباتات ذات الجريان تحت السطحي الأفقي
35	3.3. II. أحواض النباتات ذات الجريان الشاقولي
36	4.3. II. أحواض النباتات ذات الجريان المتنوع (الأفقي الشاقولي)
36	4. II. دور مختلف مكونات النظام

36	1.4.11. دور مواد التعبئة
37	2.4.11. دور النبات
38	3.4.11. دور الكائنات الحية الدقيقة (الأجسام المجهرية)
38	5.11. آليات إزالة الملوثات وفعالية أحوض المعالجة بالنباتات
38	1.5.11. إزالة المواد العالقة
38	2.5.11. إزالة المواد العضوية
39	3.5.11. آليات فصل وتحويل الأزوت (النتروجين)
39	1.3.5.11. النترجة
39	2.3.5.11. نزع النتروجين
40	3.3.5.11. مسارات أخرى لإزالة النيتروجين
41	4.5.11. إزالة الفسفور
41	5.5.11. آليات إزالة وفصل المعادن
42	1.5.5.11. آليات الإزالة الفيزيائية للمعادن
43	2.5.5.11. آليات الإزالة الكيميائية للمعادن
43	1.2.5.5.11. الإمتصاص
43	2.2.5.5.11. الترسيب والترسيب المشترك
44	3.2.5.5.11. الأكسدة والتحلل المائي
44	3.5.5.11. آليات الإزالة البيولوجية للمعادن
44	1.3.5.5.11. ميتابوليزم البكتيريا
44	2.3.5.5.11. ميتابوليزم النباتات
45	6.5.11. إزالة الكائنات المجهرية من أصل الإنسان (إزالة مسببات الأمراض)

45	6.II. الخصائص الرئيسية لأنظمة المعالجة التقليدية والأراضي الرطبة المنشأة والمقارنة بينهما
47	7.II. مزايا تقنية الأراضي الرطبة المبنية
48	8.II. مساوئ إنشاء الأراضي الرطبة
49	مراجع الفصل الثاني
الفصل الثالث: النباتات المائية المستعملة في التنقية	
56	III. النباتات المائية المستعملة في التنقية
56	1.III. نبات <i>Canna indica</i>
56	1.1.III. التصنيف العلمي
56	2.1.III. وصف نبات <i>Canna indica</i>
57	3.1.III. البيئة والإنتشار نبات <i>Canna indica</i>
57	4.1.III. إستعمالات نبات <i>Canna indica</i>
58	2.III. نبات <i>Cyperus papyrus</i>
58	1.2.III. التصنيف العلمي
58	2.2.III. وصف نبات <i>Cyperus papyrus</i>
59	3.2.III. البيئة و الإنتشار لنبات <i>Cyperus papyrus</i>
59	4.2.III. إستعمالات نبات <i>Cyperus papyrus</i>
61	مراجع الفصل الثالث
الجزء العملي	
الفصل الرابع: طرق وأدوات	
65	1.IV. التعريف بمنطقة الدراسة (توقرت)
66	2.IV. الخصائص المناخية لمنطقة توقرت

67	3.IV. تقديم محطة التصفية بتوقت
67	4.IV. طريقة العمل
68	1.4.IV. الجزء الأول: الإختبار التجريبي لنبات <i>Canna indica</i>
68	1.1.4.IV. العتاد التجريبي المستعمل
70	2.4.IV. الجزء الثاني: المقارنة بين نظام إستزراع أحادي و نظام إستزراع متعدد
70	1.2.4.IV. العتاد التجريبي المستعمل
71	2.2.4.IV. الخصائص الفيزيوكيميائية لمواد التعبئة المستعملة
71	3.2.4.IV. النباتات المستعملة
72	5.IV. الوسائط الفيزيوكيميائية المقاسة
72	1.5.IV. تحديد المادة العالقة (MES)
74	2.5.IV. تحديد الطلب الكيميائي للأكسجني (DCO)
75	3.5.IV. تحديد الطلب البيوكيميائي للأكسجين (DCO ₅)
76	4.5.IV. تحديد كمية النتريت (NO ₂ ⁻)
77	5.5.IV. تحديد كمية النترات (NO ₃ ⁻)
77	6.5.IV. تحديد كمية أرتو فوسفات (PO ₄ ³⁻)
78	7.5.IV. قياس كمية الأكسجين المنحل (OD)
78	8.5.IV. قياس الأس الهيدروجيني (pH)
78	9.5.IV. قياس درجة الحرارة (T)
79	10.5.IV. قياس الناقلية الكهربائية (CE)
80	مراجع الفصل الرابع
الفصل الخامس: نتائج ومناقشة	

82	1.V الخصائص الفيزيائية والكيميائية لمياه الصرف قبل المعالجة
83	1.1.V معامل التحلل البيولوجي (نسبة DCO / DBO_5)
83	2.1.V المعايير الفيزيائية والكيميائية
83	1.2.1.V التغيير في الطلب الكيميائي والبيوكيميائي للأكسجين (COD) (DBO_5)
83	2.2.1.V تباين المواد الصلبة العالقة (MES)
83	3.2.1.V إختلاف درجة الحموضة (pH)
84	4.2.1.V إختلاف درجة الحرارة
84	5.2.1.V التباين في الأرتوفسفور (PO_4^{3-})
84	6.2.1.V التباين في النتريت (NO_2^-)
85	2.V كفاءة الأداء والتخلص
86	3.V النتائج والمناقشة
86	1.3.V تحديد المعايير الفيزيائية والكيميائية
86	1.1.3.V تباين درجة الحرارة
87	2.1.3.V تباين درجة الحموضة
88	3.1.3.V التباين في الناقلية الكهربائية
89	4.1.3.V تباين الأكسجين المذاب
90	5.1.3.V تباين المادة العالقة
91	6.1.3.V تباين الطلب البيوكيميائي للأكسجين (DBO_5)
93	7.1.3.V تباين الطلب الكيميائي للأكسجين (DCO)
95	8.1.3.V تباين نيتروجين النتريت ($N-NO_2$)
96	9.1.3.V تباين نيتروجين النترات ($N-NO_3^-$)

97	10.1.3.V. تباين الأرتوفوسفور ($P-PO_4^{3-}$)
100	مراجع الفصل الخامس
106	الخلاصة العامة
	الملحق

المخلص

يهدف عملنا إلى المقارنة بين قدرة أداء النباتات المختارة، وهي نبات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* في نظام (فردى/مختلط)، ومقارنتهم بحوض غير مزروع في المناخ الصحراوي بطريقة التدفق الأفقي. حيث إكتشفنا تأثير الجمع بين نوعين من النبات في حوض واحد لأداء معالجة مياه الصرف الصحي المنزلي، وهذا من أجل الإجابة على السؤال: هل تساوي كفاءة الإزالة المشتركة لكلا النوعين متوسط كفاءة الزراعة الأحادية المنفصلة أم أنها ستتفوق على كلتا الزراعتين الأحاديتين؟ مما يدعم الفرضية القائلة بأن تنوع النباتات يحسن إزالة الملوثات في الأراضي الرطبة. قسمنا عملنا إلى مرحلتين: مرحلة إختبار النبات لقدرة أدائه وتحمله لظروف مناخ المنطقة وطبيعة مياه الصرف، وهذا لمدة ستة أشهر بالنسبة لنبات *Canna indica*، ومن خلال النتائج التي تحصلنا عليها أثبت النبات قدرته وكفاءته في معالجة المياه المستعملة، أما عن نبات *Cyperus papyrus* فقد تمت دراسته سابقا في نفس المنطقة واثبت كفاءته وقدرته على المعالجة فإستفدنا من تلك الدراسة دون إعادة إختباره. وفي المرحلة الثانية أجرينا تجربة لمدة سنة في نموذج مصغر يحتوي اربعة احواض دائرية، ذات سعة 52L مملوءة على سمك 18cm بالحصى، الحوض الأول مزروع نبات *Cyperus papyrus*، والحوض الثاني مزروع بنبات *Canna indica*، والحوض الثالث مزروع بالنوعين من النبات *Cyperus papyrus* و *Canna indica*، والحوض الرابع غير مزروع كشاهد. تزود الأحواض بالمياه المستعملة الحضرية بعد المعالجة الأولية (المعالجة الفيزيائية) بـ 13L في اليوم، بطريقة التدفق تحت السطحي الأفقي، بوتيرة منتظمة مرة واحدة كل أسبوع، والماء المتحصل عليه بعد مكوثه 5 أيام في الأحواض، يتم تجميعه وإجراء التحاليل المخبرية اللازمة. تحصلنا على كفاءة إزالة للملوثات بالنسب التالية: DCO (78.43% و 82.04% و 85.07%) بالنسبة ل *Cyperus papyrus* و *Canna indica*، نظام (فردى/مختلط) على التوالي و DBO_5 (80.34% و 82.66% و 85.78%) بالنسبة ل *Cyperus papyrus* و *Canna indica*، نظام (فردى/مختلط) على التوالي و NO_2^- (97.59% و 96.63% و 97.86%) بالنسبة ل *Cyperus papyrus* و *Canna indica* و NO_3^- (81.76% و 79.30% و 82.24%) بالنسبة ل *Cyperus papyrus* و *Canna indica*، نظام (فردى/مختلط) على التوالي و PO_4^{3-} (93.33% و 85.39% و 94.24%) بالنسبة ل *Cyperus papyrus* و *Canna indica* في نظام (فردى/مختلط) على التوالي و MES (85.61% و 83.94% و 85.09%) بالنسبة ل *Cyperus papyrus* و *Canna indica*، نظام (فردى/مختلط) على التوالي. لم نعثر على أي دليل يثبت أن الجمع بين نوعين من النبات له القدرة على تحسين كفاءة المعالجة لأي ملوث مقارنة بالزراعة الأحادية، لكن هذا يوفر مزايا أخرى للنظام مثل تحسين شكل النظام ومقاومة الإجهاد البيئي.

كلمات مفتاحية: مياه الصرف الصحي، نباتات مائية، أراضي رطبة اصطناعية، التدفق الافقي، مناخ صحراوي.

Abstract

Abstract

Our work aims to compare the performance ability of the selected plants, which are *Cyperus papyrus* and *Canna indica* in a system (single/mixed) and comparing them to an uncultivated basin in a desert climate by a horizontal flow method. Where we discovered the effect of combining two types of plants in one basin for the performance of domestic sewage treatment. This is in order to answer the question: Is the combined removal efficiency of both types equal to the average efficiency of separate monoculture or will it be superior to both monocultures, which supports the hypothesis that plant diversity improves the removal of pollutants in wetlands? We divided our work into two stages: the stage of testing the plant for its ability to perform and bear the conditions of the region's climate and the nature of the wastewater, and this is for a period of six months for the *Canna indica* plant. As for the *Cyperus papyrus* plant, it was previously studied in the same area, and it proved its efficiency and ability to treat, we benefited from that study without re-testing it. In the second phase, we conducted an experiment for a year in a miniature model containing four circular basins, with a capacity of 52L, filled with 18 cm thickness of gravel. The fourth is not planted as a witness. The basins are supplied with urban waste water after the primary treatment (physical treatment) with 13 L per day, by horizontal sub-surface flow method, at a regular rate once a week, and the water obtained after staying 5 days in the basins is collected and the necessary laboratory analyzes are carried out. Next COD: (78.43%, 82.04% and 85.07%) for *Cyperus papyrus* and, *Canna indica* system (single/ mixed) respectively. BOD₅: (80.34% and 82.66% and 85.78%) for *Cyperus papyrus* and, *Canna indica* system (single/ mixed) respectively. NO₂⁻: (97.59% and 96.63 % and 97.86%) for *Cyperus papyrus* and, *Canna indica* (single/ mixed) respectively. NO₃⁻: (81.76% and 79.30% and 82.24%) for *Cyperus papyrus* and, *Canna indica* system (single/ mixed) respectively. PO₄³⁻: (93.33% and 85.39% and 94.24%) for *Cyperus papyrus* and *Canna Indica* system (single/ mixed) respectively. SS: (85.61%, 83.94% and 85.09%) for *Cyperus papyrus* and *Canna indica* system (single/ mixed) system, respectively. We did not find any evidence to prove that the combination of two types of plant has the ability to improve the treatment efficiency of any pollutant compared to monoculture, But this provides other advantages to the system, such as improving the shape of the system and resisting environmental stress.

Key words: waste water, aquatic plants, constructed wetlands, horizontal flow, desert climate.

Résumé

Résumé

Notre travail vise à comparer la capacité de performance des plantes sélectionnées, qui sont *Cyperus papyrus* et *Canna indica* dans un système (simple/mixte) et de les comparer à un bassin non cultivé dans un climat désertique par une méthode d'écoulement horizontal. Où nous avons découvert l'effet de combiner deux types de plantes dans un seul bassin pour la performance du traitement des eaux usées domestiques. Ceci afin de répondre à la question : L'efficacité d'élimination combinée des deux types est-elle égale à l'efficacité moyenne de la monoculture séparée ou sera-t-elle supérieure aux deux monocultures, ce qui soutient l'hypothèse selon laquelle la diversité végétale améliore l'élimination des polluants dans les zones humides ? Nous avons divisé notre travail en deux étapes : l'étape de tester la capacité de la plante à performer et à supporter les conditions climatiques de la région et la nature des eaux usées, et ce pendant une durée de six mois pour la plante *Canna indica*. Quant à la plante *Cyperus papyrus*, elle a été précédemment étudiée dans la même zone, le *Cyperus* a prouvé son efficacité et sa capacité à traiter, nous avons bénéficié de cette étude sans le retester. Dans une deuxième phase, nous avons mené une expérimentation pendant un an dans un modèle miniature contenant quatre bassins circulaires, d'une capacité de 52L, remplis de 18 cm d'épaisseur de gravier. Le quatrième n'est pas planté à titre de témoin Les bassins sont alimentés en eaux usées urbaines après le traitement primaire (traitement physique) avec du 13 L par jour, par méthode d'écoulement souterrain horizontal, à un débit régulier une fois par semaine, et l'eau restante obtenue après 5 jours dans les bassins est collecté et les analyses de laboratoire nécessaires sont effectuées. DCO suivant : (78,43 %, 82,04 % et 85,07 %) pour *Cyperus papyrus* et, *Canna indica* système (simple/ mixte) respectivement. DBO₅ : (80,34 % et 82,66 % et 85,78 %) pour *Cyperus papyrus* et, *Canna Indica* système (simple/ mixte) respectivement. NO₂⁻ : (97,59 % et 96,63 % et 97,86 %) pour *Cyperus papyrus* et, *Canna indica* système (single/ mixte) respectivement. NO₃⁻ : (81,76 % et 79,30 % et 82,24 %) pour *Cyperus papyrus* et, *Canna indica* système (single/ mixte) respectivement. PO₄³⁻ : (93,33 % et 85,39 % et 94,24 %) pour les systèmes *Cyperus papyrus* et *Canna indica* (simple/ mixte) respectivement. MES : (85,61 %, 83,94 % et 85,09 %) pour les systèmes *Cyperus papyrus* et *Canna indica* (simple/ mixte), respectivement. Nous n'avons trouvé aucune preuve prouvant que la combinaison de deux types de plantes a la capacité d'améliorer l'efficacité du traitement de n'importe quel polluant par rapport à la monoculture, mais cela offre d'autres avantages au système, comme l'amélioration de la forme du système et la résistance contraintes environnementales.

Mots clés : Eaux usées, plantes aquatiques, zones humides artificielle, écoulement horizontal, climat désertique.

قائمة المخططات

الصفحة	قائمة المخططات
10	المخطط (01) المكونات الأساسية للمياه المستعملة المنزلية
18	المخطط (2) : مراحل معالجة مياه الصرف بتقنية الحمأة المنشطة
30	المخطط رقم (3): مراحل معالجة مياه الصرف الصحي بواسطة النباتات

الصفحة	قائمة الاشكال
8	الشكل (1) : دورة المياه وتأثير معالجة مياه الصرف الصحي على مياه الشرب
18	الشكل (2) : رسم تخطيطي لنظام المعالجة بالحماة المنشطة
19	الشكل (3) : رسم تخطيطي لمحطة معالجة مياه الصرف الصحي مع مرشح تفتير
19	الشكل (4) : صورة لمرشح التفتير
20	الشكل (5) : رسم تخطيطي لوحدات معالجة مياه الصرف الصحي باستخدام الاقراص البيولوجية الدوارة
20	الشكل (6) : صورة الاقراص البيولوجية
22	الشكل (7) : رسم تخطيطي لطرق التخلص من التلوث العضوي والنيتروجيني والفسفوري في البحيرة الطبيعية
23	الشكل (8) : رسم تخطيطي لمبدأ عمل البحيرات المهواة
30	الشكل (9) : رسم يوضح النباتات المائية البارزة
31	الشكل (10) : رسم يوضح النباتات المائية الغارقة (الضامة)
31	الشكل (11) : رسم يوضح النباتات المائية العائمة الأوراق الضامة الجذور
31	الشكل (12) : رسم يوضح النباتات المائية العائمة الحرة
33	الشكل (13) : رسم توضيحي للنظام التدفق السطحي الحر
34	الشكل (14) : رسم يوضح نظام التدفق الافقي تحت السطح
35	الشكل (15) : رسم يوضح نظام التدفق الشاقولي
36	الشكل (16) : رسم يوضح نظام تدفق مهجن
41	الشكل (17) : رسم تخطيطي لتحولات الرئيسية للنيتروجين في المناطق الهوائية (المؤكسدة) واللاهوائية / نقص الأكسجين في أنظمة الأراضي الرطبة
56	الشكل (18) : صورة لنبات <i>Canna indica</i>
58	الشكل (19) : صورة لنبات <i>Cyperus papyrus</i>
59	الشكل (20) : صورة لجذور وسيقان نبات <i>Cyperus papyrus</i>
65	الشكل (21) : حدود ولاية توقرت
66	الشكل (22) : الموقع الجغرافي لولاية توقرت
71	الشكل (23) : صورة لأحواض المعالجة بنظام التدفق الأفقي تحت السطح.
86	الشكل (24) : التباين الزمني لدرجة الحرارة ($T(^{\circ}C)$) للمدخل والمخرج
87	الشكل (25) : التباين الزمني للأس الهيدروجيني pH للمدخل والمخرج
88	الشكل (26) : التباين الزمني للناقلية الكهربائية CE للمدخل والمخرج
89	الشكل (27) : التباين الزمني للأكسجين المنحل OD للمدخل والمخرج
90	الشكل (28) : التباين الزمني للمواد العالقة MES للمدخل والمخرج
92	الشكل (29) : التباين الزمني للطلب البيوكيميائي للأكسجين (DBO_5) للمدخل والمخرج
93	الشكل (30) : التباين الزمني للطلب الكيميائي للأكسجين (DCO) للمدخل والمخرج
95	الشكل (31) : التباين الزمني للنترت (NO_2^-) للمدخل والمخرج
97	الشكل (32) : التباين الزمني للنترات (NO_3^-) للمدخل والمخرج
98	الشكل (33) : التباين الزمني للأرتو فسفور (PO_4^{3-}) للمدخل والمخرج

قائمة الجداول

الصفحة	قائمة الجداول
21	الجدول (1): مزايا وعيوب التقنيات الكلاسيكية المكثفة المختلفة
24-23	الجدول (2): إيجابيات وسلبيات المعالجة بتقنية البحيرات
46-45	الجدول (3): مقارنة الخصائص الرئيسية لأنظمة المعالجة التقليدية والأراضي الرطبة المبنية
69-68	الجدول (4): خصائص مياه الصرف الصحي الحضرية المستعملة في تغذية الاحواض اثناء اختبار نبات <i>Canna indica</i>
70-69	الجدول (5): القيم المتوسطة للوسائط المقاسة للمياه المعالجة بالحوض المزروع بالنباتات والحوض الغير مزروع خلال مدة الدراسة
76	الجدول (6): معامل تغير قيمة DBO_5 بدلالة حجم العينة المستعملة
82	الجدول (7): قيم الوسائط الفيزيوكيميائية لمياه الصرف الصحي المستخدمة في تغذية الاحواض خلال فترة تشغيل النظام
85	الجدول (8): متوسط الخواص الفيزيائية والكيميائية المقاسة للمياه بعد المعالجة في الاحواض
الملحق	الجدول (9): معايير مياه الصرف الصحي التي يتم تصريفها حسب منظمة الصحة العالمية (1971)
	الجدول (10): معايير الصرف من محطة معالجة مياه الصرف الصحي، والتراكيز القصوى المصرح بها من BOD_5 و DCO و MES والنيتروجين والارتوفوسفور
	الجدول (11): القيم الحدية لمعايير التصريف في محطة المعالجة.
	الجدول (12): القيم الحدية لمحتوى المواد الضارة في مياه الصرف غير المنزلية عند تصريفها في شبكة الصرف الصحي العامة أو محطة المعالجة.
	الجدول (13): مواصفات المياه العادمة المعالجة المستخدمة لأغراض الري

قائمة المختصرات

قائمة المختصرات	
المختصر	التسمية
AFNOR	Association française de normalisation الجمعية الفرنسية للمعايير
BSR	Bactéries sulfato-réductrices بكتيريا الحد من الكبريتات
CE	Conductivité électrique الناقلية الكهربائية
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène (05 jours) الطلب البيوكيميائي للأكسجين لمدة خمسة أيام
DCO	Demande chimique en oxygène الطلب الكيميائي للأكسجين
DO	Oxygène dissous الأكسجين المنحل في الماء
MES	Matières en suspension المواد العالقة
NO ₂ ⁻	Nitrite النيتريت
NO ₃ ⁻	Nitrate النترات
ONA	Office nationale d'assainissement مؤسسة الديوان الوطني للتطهير
pH	Potentiel d'hydrogène الاس الهيدروجيني
PO ₄ ³⁻	Ortho phosphore الأورتوفوسفور
WWG	Waste water Gardens حدائق معالجة المياه المستعملة

المقدمة

في السنوات الأخيرة، تم فتح الخيار لطرق معالجة مياه الصرف الصحي ذات المصدر الحضري أو الصناعي لخيارات أوسع، لتشمل الطبيعية والأراضي الرطبة المبنية، وهي مصممة للتغلب على عيوب الأراضي الرطبة الطبيعية [1]. وإستخدام العمليات الطبيعية، ليس شيئاً جديداً في عمليات معالجة مياه الصرف الصحي من الناحية العملية، بل بدأت تقنية الأراضي الرطبة المبنية بالتجارب العملية في معهد ماكس بلانك في ألمانيا في الخمسينيات من القرن الماضي. تم إنشاء أول نظام في أوروبا في الستينيات، وفي الولايات المتحدة في السبعينيات والثمانينيات. على الرغم من هذه التجارب والمحاولات المبكرة، حتى نهاية الثمانينيات لم يتم إختبار تكنولوجيا الأراضي الرطبة المبنية أو إستخدامها على نطاق واسع. يعتبر فشل بعض الأنظمة الأولى بسبب التصميم الغير المناسب، مما يشير إلى نقص الخبرة، والمنافسة، لكن زيادة الوعي والحساسية البيئية قد تضاعف خلال العقد (2000- 2010)، مقارنة بالعقد السابق (1990 – 2000) [2].

تعتمد معظم التقنيات المعروفة الكلاسيكية على عمليات رئيسية، مثل الترسيب والترشيح والنشاط البيولوجي وما إلى ذلك، ولكن غالباً ما يتم إنشاؤها بإستخدام معدات ميكانيكية معقدة ومستهلكة للطاقة. والفرق الذي يفصل بين أنظمة المعالجة الطبيعية والأنظمة التقليدية هو أنه يتم إستخدام المكونات الطبيعية فقط للمعالجة.

يتم في إستخدام الأراضي الرطبة المبنية، العمليات التي تحدث بشكل طبيعي في ظل بيئة خاضعة للرقابة. المكونات الرئيسية للأراضي الرطبة المبنية هي الركيزة والنباتات والمجتمعات الميكروبية. النباتات لها دوراً مهماً في أداء الأراضي الرطبة [3،4]، بحيث تمتص العناصر الغذائية وتخزنها، وتعزز العمليات الميكروبية عن طريق زيادة مساحة سطح التعلق، وتزويد الأكسجين إلى منطقة الجذور وتوفير الكربون العضوي من خلال إفرازات الجذور [5،6]. وهي كواحدة من أكثر الطرق المعالجة البيئية الواعدة، والتي تجذب من حيث منظرها حيث لاقت إهتماماً متزايداً في جميع أنحاء العالم، وهذا لأن أداء العلاج ممتاز، إلى جانب الطابع الصديق للبيئة والتكاليف المنخفضة [7]، وإستعادة التنوع البيولوجي [8]، و هذه القوة الدافعة الرئيسية التي تتطلب إعادة التفكير في إستخدام النظام الطبيعي لحل مشاكل التلوث المائي.

يقدم هذا النهج الجديد أيضاً معايير وآراء جديدة في معالجة مياه الصرف الصحي، مثل الإستدامة والأثر البيئي العام. و بالنظر الي الدور المؤثر للنبات يجب إختيار الأنواع النباتية المناسبة من أجل كفاءة جيدة للنظام ويتم في الغالب زراعة نوع واحد من النبات [9].

تم الإفتراض بأن الجمع بين الأنواع النباتية المختلفة في نظام الأراضي الرطبة، يمكن أن يحسن كفاءة المعالجة، عن طريق التكامل الوظيفي [10-12] وقد يزيد التنوع النباتي في الأراضي المبنية من تحمل الظروف المتغيرة وكذلك الإستقرار في العملية البيوجيوكيميائية [13]، زيادة على ذلك يمكن أن تؤدي الإختلافات في نشاط النبات الموسمي، وتقارب الجذور لإستعمار الكائنات الحية الدقيقة، والقدرة على تناول المغذيات والمركبات العضوية [11،12].

مع ذلك، فإن عدداً قليلاً فقط من التجارب التي تم تكرارها كثيراً، قد تحصلت على مزايا الجمع بين الأنواع النباتية، وغالباً بإستنتاجات متناقضة.

على سبيل المثال، النتائج التي توصل إليها [12] Coleman 2001. [14] Fraser 2004. [15] Picard 2005 لم تدعم الفرضية القائلة بأن الزراعة متعددة الأنواع ستكون أكثر كفاءة من الزراعة الأحادية في إزالة المغذيات، بينما [10] Zhu 2010 وجد علاقة إرتباط موجبة بين إزالة النيتروجين وعدد الأنواع النباتية في الأراضي المبنية.

بناء على إفتراض أن الإختلافات المورفولوجية في الأنواع النباتية قد يكون لديها فرصة أفضل لإنتاج تفاعلات تكملية. إختارنا نبات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* حيث يستخدم هذان النوعان بشكل شائع لمعالجة مياه الصرف.

يهدف عملنا إلى المقارنة بين قدرة أداء النباتات المختارة، و هي نبات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* في نظام (فردى /مختلط)، ومقارنتهم بحوض غير مزروع في المناخ الصحراوي.

- [1] Idris, A., Abdullah, A. G. L., Hung, Y. T., & Wang, L. K. 2010. "Wetlands for Wastewater Treatment." In Environmental Bioengineering Humana Pre: 317–50.
- [2] Stefanakis, A. I., Akratos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2014). Vertical Flow Constructed Wetlands: eco-engineering systems for Wastewater and Sludge Treatment (1st ed.). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier Publishing.
- [3] Brix, H., Dyhr-Jensen, K., Lorenzen, B., 2002. Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia* L. growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. *J. Exp. Bot.* 53 (379), 2441–2450.
- [4] Kadlec, R.H., Wallace, S.D., 2009. Treatment Wetlands, 2nd Edn. Taylor and Francis Group, Boca Raton, USA, ISBN 978-1-56670-526-4.
- [5] Vymazal, J., 2011. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia* 674, 133–156.
- [6] Bais, H.P., Weir, T.L., Perry, L.G., Gilroy, S., Vivanco, J.M., 2006. The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms. *Ann. Rev. Plant Biol.* 57, 233–266.
- [7] Stefanakis, Alexandros. (2015). Constructed Wetlands: description and benefits of an eco-tech water treatment system. 10.4018/978-1-4666-9559-7.ch012.
- [8] Ghermandi, A., Van den Bergh, J. C. J. M., Brander, L. M., De Groot, H. L. F., & Nunes, P. (2010). Values of natural and human-made wetlands: A meta-analysis. *Water Resources Research*, 46 (W12516).
- [9] Brisson, J., & Chazarenc, F. (2009). Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: should we pay more attention to macrophyte species selection?. *Science of the total environment*, 407(13), 3923-3930.
- [10] Zhu, S.-X., Ge, Y., Cao, H.-Q., Liu, D., Chang, S.X., Zhang, C.-B., Chang, S., 2010. Effect of plant diversity on biomass production and substrate nitrogen in a subsurface vertical flow constructed wetland. *Ecol. Eng.* 36, 1307–1313.

- [11] Liang, M., Zhang, C., Peng, C.-L., Lai, Z.-L., Chen, L., Chen, Z.-H., 2011. Plant growth, community structure, and nutrient removal in monoculture and mixed constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 37, 309–316.
- [12] Coleman, J., Hench, K., Garbutt, K., Sexstone, A., Bissonette, G., Skousen, J., 2001. Treatment of domestic water by three plant species in constructed wetlands. *Water Air Soil Pollut.* 128, 283–295.
- [13] Eviner, V., Chapin, S., 2003. Biogeochemical interactions and biodiversity. *Interactions of the major biogeochemical cycles: global change and human impacts*, 8. Island Press, WA, pp. 164.
- [14] Fraser, L., Spring, M., Steer, D., 2004. A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms. *Bioresour. Technol.* 94, 185–192.
- [15] Picard, C., Fraser, L., Steer, D., 2005. The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. *Bioresour. Technol.* 96, 1039–1047.

الجزء النظري

الفصل الأول

عموميات على المياه الملوثة

1. معلومات عامة عن مياه الصرف الصحي

1.1. المياه العادمة وأصولها

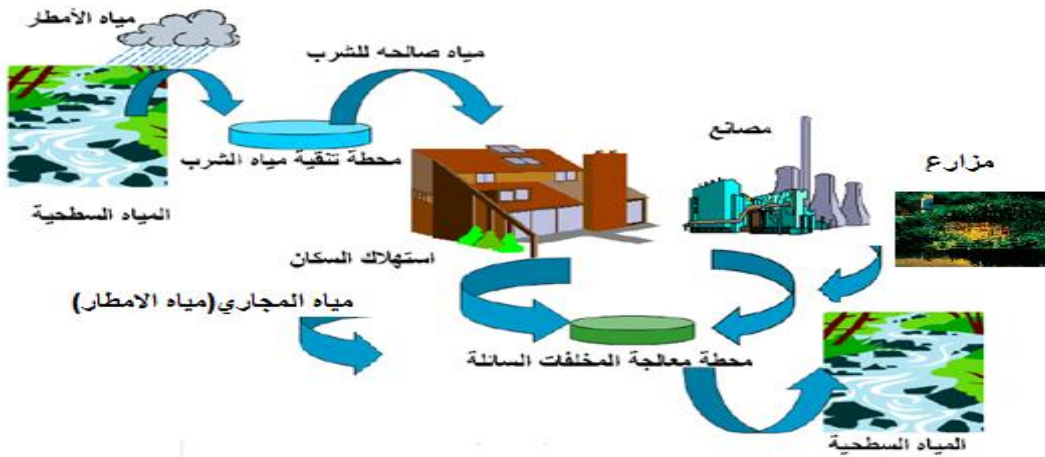
المياه العادمة، والتي تسمى أيضاً المياه الملوثة، هي كل المياه التي من المحتمل أن تلوث البيئات التي يتم تصريفها فيها.

هذه المياه هي بشكل عام منتج ثانوي للإستخدام البشري، سواء أكان محلياً أم صناعياً.

المياه العادمة هي المياه التي تغيرت بفعل الأنشطة البشرية، نتيجة للإستخدام المنزلي أو الصناعي أو الحرفي أو الزراعي أو أي إستخدام آخر، تعتبر ملوثة ويجب معالجتها. يشار إليها أحياناً بإسم المياه الرمادية عندما تكون المياه ذات محتوى منخفض من الملوثات، على سبيل المثال المياه ذات المنشأ المنزلي، الناتجة عن غسل الأطباق والأيدي والحمامات أو الإستحمام، والمياه السوداء عندما تحتوي على مواد مختلفة أكثر تلويثاً أو يصعب التخلص منها، مثل البراز أو مستحضرات التجميل أو أي نوع من المنتجات الثانوية الصناعية الممزوجة بالماء. يمكن أيضاً أن تكون مياه الجريان السطحي من الأسطح غير النفاذة، وبالتالي تعتبر مياه الجريان السطحي من أماكن وقوف السيارات مياه صرف، بسبب وجود ملوثات مختلفة مثل الهيدروكربونات أو غبار تآكل الإطارات [1].

اعتماداً على مصدر المواد الملوثة، هناك أربع فئات لمياه الصرف الصحي:

- المياه المنزلية.
- المياه الصناعية.
- المياه الزراعية.
- جريان المياه.



الشكل (1) : دورة المياه وتأثير معالجة مياه الصرف الصحي على مياه الشرب [2].

1.1.1. النفايات المنزلية

تأتي مياه الصرف المنزلية من استخدام المياه (الشرب في معظم الحالات) من قبل الأفراد، لتلبية جميع الاستخدامات المنزلية. عندما تكون المنازل في منطقة صرف صحي جماعي، ينتهي الأمر بالمياه المنزلية في المجاري. يتم التمييز بشكل عام بين "نوعين" من مياه الصرف المنزلية، وكلاهما يصل إلى شبكة الصرف الصحي:

- مياه الصرف الصحي التي تتوافق مع مياه المراض.
- مياه منزلية تتوافق مع جميع الاستخدامات الأخرى: غسالة، غسالة أطباق، دش / حوض إستحمام، إلخ...

يمكن أن يكون تكوين مياه الصرف المنزلية متغيراً للغاية، ويعتمد على ثلاثة عوامل:

- التركيبة الأصلية لمياه الشرب، والتي تعتمد في حد ذاتها على تركيبة المياه المستخدمة لإنتاج مياه الشرب، ونوعية معالجة هذه المياه، والمعايير الصحية للبلد المعني، وطبيعة الأنابيب، إلخ...
- الاستخدامات المختلفة للأفراد، والتي يمكن أن تجلب عددًا لا حصر له من الملوثات: جميع منتجات التنظيف والمنظفات وكذلك المذيبات والدهانات وزئبق ميزان الحرارة والصمغ، إلخ...
- المستخدمون أنفسهم الذين يفرغون المواد العضوية في المجاري (البول والبراز)، المادة العضوية هي الملوث الرئيسي في المياه المنزلية. هذا النوع من التفريغ يجلب أيضًا الكائنات الحية الدقيقة والملوثات المختلفة (الأدوية)، وما إلى ذلك [1].

يختلف تكوين وخصائص المياه المنزلية قليلاً مقارنة بمياه الصرف الصناعي.

2.1.1. المياه الصناعية

تعرف المياه العادمة الصناعية بأنها المياه الخارجة من المصانع أو المعامل، والناجمة عن استعمال المياه في بعض أو كل مراحل التصنيع، أو التنظيف، أو التبريد أو غيرها، سواء كانت معالجة داخل المصنع أو غير معالجة، وتعتمد كمية وخصائص مياه الصرف الصناعي الناتجة عن إنتاج البتروكيماويات اعتماداً كبيراً على نوع العمليات التي تتم في الوحدات الإنتاجية، ووحدات المرافق كل على حدة.

تحتوي مياه الصرف الصناعي الناتجة عن الصناعات البتروكيماوية على نسب متفاوتة من الشوائب، والملوثات من (المركبات العضوية، والفينولات، والمعادن مثل الحديد والنحاس، والمواد الصلبة الذائبة والعالقة، والزيت، والسيانيدات، والكبريتيدات، والكلور، والفينولات، والأمونيا وغيرها من الملوثات)، التي يجب معالجتها قبل صرفها مرة أخرى إلى المصادر المائية، أو على شبكات الصرف الصحي، أو إعادة استخدامها مرة أخرى في مختلف الاستخدامات الصناعية داخل المنشأة، ذلك

وفق القوانين البيئية الصارمة، والقرارات المنظمة التي تحدد نسب الشوائب، والملوثات المختلفة المسموح بها في المياه طبقاً لمجالات إستخدامها المناسبة، أو صرفها [3].

3.1.1. المياه الزراعية

هي التصريفات السائلة الزراعية الناتجة عن جريان مياه الري، التي تحمل الأسمدة أو المبيدات الحشرية أو مبيدات الأعشاب أو التصريفات العضوية بسبب الإنتاج الحيواني الكبير.

4.1.1. مياه الجريان السطحي

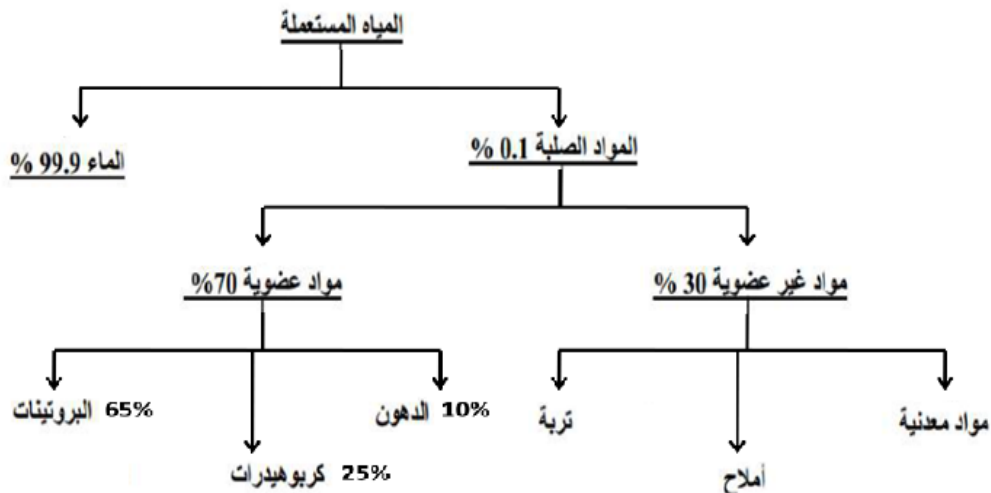
يتم جمع مياه الأمطار التي تتدفق من الأسطح غير النفاذة، بشكل عام في المناطق الحضرية، عن طريق شبكة قد تكون أو لا تكون مماثلة لتلك التي تجمع مياه الصرف الصحي. نميز:

▪ **شبكات مدمجة:** جامع واحد ينقل مياه الصرف ومياه الأمطار. بحيث تكون جودة وحجم المياه التي تصل بعد ذلك إلى محطة المعالجة متغيرة للغاية.

ولمنع تدفق أكبر من قدرتها من الوصول إلى محطة المعالجة، يتم توزيع أعمال التحويل (الخزانات وتدفقات العواصف) عبر الشبكة المنفصلة.

▪ **شبكات منفصلة:** تم إنشاء شبكتين إحداهما لتجميع المياه العادمة والأخرى لمياه الجريان السطحي. من حيث المبدأ، تصل المياه العادمة فقط إلى محطة المعالجة للمعالجة، أي أن مياه الأمطار لا تتم معالجتها وتصريفها مباشرة. لذلك يجب أن يتلقى المصنع نظرياً فقط مياه الصرف الصحي الخام ذات الجودة المنتظمة نسبياً والتدفق المحدد جيداً نسبياً [1].

تتكون مياه الصرف المنزلي من مكونات أساسية وهي كالتالي:



المخطط (01): المكونات الأساسية للمياه المستعملة المنزلية.

2.1. تلوث المياه

أي تلوث هو تغيير لوحد أو أكثر من الخصائص الفيزيائية أو الكيميائية أو البيولوجية للمياه. يشير تلوث المياه إلى: إلقاء، أو السماح بالتدفق إلى المجاري المائية بشكل مباشر أو غير مباشر، أي مواد أدت أفعالها أو ردود أفعالها إلى تدمير البيئة [4]. يشمل تلوث المياه ثلاث فئات:

1.2.1. المعايير الفيزيائية**1.1.2.1. الاس الهيدروجيني**

يقيس الاس الهيدروجيني تركيز أيونات H^+ في الماء. هذا المعيار يميز عدد كبير من التوازن الفيزيائي والكيميائي. تؤثر قيمة الاس الهيدروجيني على النمو وتكاثر الكائنات الحية الدقيقة الموجودة في الماء، ومعظم البكتيريا يمكن أن تنمو في نطاق الأس الهيدروجيني بين 5 و9، والأفضل هو بين 6.5 و8.5، وقيم الأس الهيدروجيني أقل من 5 أو أعلى من 8.5 تؤثر على نمو الكائنات الحية الدقيقة المائية وعلى بقائها على قيد الحياة وفقاً للمنظمة منظمة الصحة العالمية، وهي تعبر عن درجة الحموضة أو القلوية لمياه الصرف الصحي. يلعب هذا المعيار دور أساسي:

- في الخصائص الفيزيائية والكيميائية (الحموضة).
- في العمليات البيولوجية، التي يتطلب بعضها حدوداً عالية الدقة لدرجة الحموضة، أي في المجال الضيق بين 6.5 و8.5 [5].

2.1.2.1. درجة الحرارة

درجة الحرارة هي معيار مهم من أجل حسن سير العمل لأنظمة العلاج حيث يمكن أن تؤثر بطرق مختلفة:

- ذوبان الأملاح والغازات. ثبت أن قابلية ذوبان الغاز راجع لزيادة درجة الحرارة، وهذه الظاهرة بشكل خاص مهمة للأكسجين المذاب.

- كلما زادت درجة حرارة الماء، زاد تشبع الأكسجين والعكس صحيح، مما يؤدي إلى تقليل احتياطي الأكسجين الموجود، في التخلص من الكائنات الدقيقة المشاركة في عمليات التنقية الذاتية.
- تكاثر الكائنات الدقيقة مما يؤثر على التنقية البيولوجية [6].

3.1.2.1. المواد العالقة

إنها تمثل الجزء المكون من جميع الجسيمات، العضوية (MVS) أو المعدنية (MMS)، غير المذابة من التلوث. وهي تشكل معلمة مهمة تحدد بوضوح درجة تلوث النفايات السائلة في المناطق الحضرية أو حتى الصناعية يتم التعبير عن MES بالعلاقة التالية:

$$MES = 30\% MMS + 70\% MVS$$

- المادة المتطايرة المعلقة (MVS)

وهي تمثل الجزء العضوي من المواد الصلبة العالقة ويتم الحصول عليها بواسطة تكليس MES عند 525 درجة مئوية لمدة ساعتين.

فرق الوزن بين MES عند 105 درجة مئوية و MES عند 525 درجة مئوية يعطي "خسارة المواد المتطايرة" ويتوافق مع محتوى MVS في (ملغم / لتر) من الماء.

- المواد المعدنية (MMS)

تمثل نتيجة التبخر الكلي للمياه، أي "مستخلصها الجاف" يتكون من كل من المواد العالقة والمواد القابل للذوبان مثل الكلوريدات والفوسفات ...إلخ.

تزيد وفرة المواد المعدنية المعلقة في الماء من العكارة، وتقلل من اللعان وبالتالي تقلل من إنتاجية المجرى المائي، مما يتسبب في انخفاض الأكسجين المذاب وإبطاء ظاهرة التركيب الضوئي التي تساهم في إعادة تهوية الماء، يمكن تسريع هذه الظاهرة من خلال وجود نسبة عالية من المواد العضوية المستهلكة للأكسجين [7].

4.1.2.1. المواد القابلة للترسيب

وهي المواد المترسبة تحت تأثير قوة الجاذبية. يخضع الإختبار، لقياس كمية المادة المترسبة تلقائيًا بعد ساعتين ومعبّرًا عنه بالملل / لتر [8].

5.1.2.1. الناقلية الكهربائية

الناقلية الكهربائية تعطي فكرة عن ملوحة الماء، الإختلافات في هذا الأخير يمكن أن تؤثر على العلاج البيولوجي والإستقرار.

6.1.2.1. اللون والرائحة

في مياه الصرف الصحي الخام اللون يرجع إلى وجود المواد العضوية المذابة أو الغرويات تحتوي مركبات كيميائية قابلة للذوبان ملونة. الرائحة ناتجة عن تخمر المواد العضوية.

- اللون: عادة ما يكون رمادي. يشير اللون الأسود إلى التحلل الجزئي للمواد الموجودة في مياه الصرف الصحي، بينما ألوان أخرى من أصل صناعي. يتم تحديده باستخدام المقارنة البصرية.

- الرائحة: مياه الصرف الصحي النقية لها رائحة مستساغة غير كريهة.

- تشير الرائحة الكريهة إلى الماء الذي بدأ في التخمر من خلال الركود، أيضًا في نظام الصرف

الصحي قبل التصريف [9].

7.1.2.1. العكارة

عكارة الماء ناتجة عن وجود جزيئات معلقة، غروية بشكل خاص: الطين، الطمي، حبيبات السليكا، المواد العضوية، ... إلخ.

يقيس تقدير وفرة هذه الجسيمات درجة تعكرها. هذا و ستكون أقل كلما كانت معالجة المياه أكثر فعالية [10].

2.2.1. المعايير الكيميائية**1.2.2.1. طلب الأكسجين****1. الطلب البيوكيميائي للأكسجين**

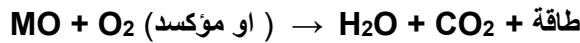
يُعد هذا المؤشر من أكثر مؤشرات التلوث العضوية واسعة الاستخدام في مجال مياه الصرف الصحي، كما يُستخدم كمؤشر لمقياس مدى فعالية محطات معالجة مياه الصرف الصحي، حيث يُمثل مقياسا لكمية الأوكسجين التي تستهلكها الكائنات الحية الدقيقة والبكتيريا لتحليل المواد العضوية الذائبة أو الرغوية، ما يشكل حملا على الوحدات البيولوجية في محطات المعالجة وكلما كانت قيمة الأوكسجين الكيميائي المستهلك كبيرة كلما كانت المياه ملوثة بشكل أكبر [11]. ولقياسه تحضن العينة لمدة 5 ايام عند درجة حرارة °C 20 في وسط مغلق ومعزول عن الهواء، وتتخلص أهدافه فيما يلي:

- تحديد كمية المواد العضوية المنحلة والقابلة للتحلل.
- معرفة قدرة الوسط على القيام بعملية التنقية الذاتية.
- تحديد درجة التلوث العضوي

2. طلب الكيميائي للأكسجين DCO

يمثل كمية الأكسجين المستهلكة بواسطة الأوكسدة الكيميائية لجميع المواد العضوية والمعدنية الذائبة في الماء.

يعتمد تحديد DCO على قياس كمية الأكسجين والمؤكسد الذي تستهلكه المواد الصلبة الذائبة في المعلق أثناء التفاعل التالي:



تتأكسد المواد العضوية، التي يُشار إليها بـ MO، لتكوين ثاني أكسيد الكربون والماء عن طريق تقليص (إستهلاك) الأكسجين أو المؤكسد الكيميائي.

لذلك يترجم DCO، في كمية الأكسجين، إمكانية الأوكسدة لـ مؤكسد كيميائي يتحلل بواسطة المواد المختزلة (المؤكسدة) الموجودة في عينة الماء. هذه الطريقة تجعل من الممكن قياس المركبات التي قد

تكون إستنفدت الأكسجين المذاب لوسط مستقبل، يتم التعبير عنه أيضًا بالمليغرام من الأكسجين لكل لتر [12] (mg O₂/l).

2.2.2.1 العناصر الغذائية

1. النيتروجين

النيتروجين عنصر غذائي أساسي لجميع الكائنات الحية، حيث يوجد في شكل (بروتينات وأحماض نووية وفوسفات أدينوزين وأصباغ). ومع ذلك، تعتبر مركبات النيتروجين من بين الملوثات الرئيسية في مياه الصرف الصحي بسبب دورها (إلى جانب العناصر الغذائية الأخرى مثل الفوسفور) في المساهمة في التخثث، وتفضيل تكاثر الطحالب، وتقليل مستويات الأكسجين المذاب في المسطحات المائية. علاوة على ذلك، فإن الأمونيا النقاوية NH₃⁻ والنترت NO₂⁻ سامة للأسماك والكائنات المائية الأخرى بتراكيز منخفضة. أهم أشكال النيتروجين غير العضوية في مياه الصرف الصحي هي أربعة: NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁻ وغاز النيتروجين المذاب (N₂).

2. الفوسفور

يتكون الفسفور في مياه الصرف الصحي، سواء أكان جزيئيًا أم قابلاً للذوبان، بشكل أساسي من: الفسفور المعدني، المشتق من حامض الفوسفوريك مثل اورتوفوسفات أو مكثف كمادة بولي الفوسفات، والفوسفور العضوي (H₂PO₄⁻, HPO₄²⁻, PO₄³⁻)، أو من أحد مكونات الجزيئات الحيوية مثل الفوسفوليبيدات، عديد النيوكليوتيدات، ATP، ADP [13].

تم تحديد الفوسفور كعنصر رئيسي في التخثث في مياه الصرف الصحي بواسطة عدد كبير من الباحثين [14-18] في مياه الصرف، مع درجة حموضة حوالي 7.5، يكون الشكل السائد للفوسفات هو أورثوفوسفات (H₂PO₄⁻, HPO₄²⁻, PO₄³⁻) [19،20].

المصادر الرئيسية للفوسفور هي الأنشطة البشرية والصناعية. المساهمة من أصل بشري تمثل 30 إلى 50٪ من إجمالي الفسفور، بينما تتراوح مساهمة المنظفات في مياه الصرف الصحي من 50 إلى 70٪ [21].

تم العثور على هذه العناصر بكميات ملموسة، ولكن بنسب متغيرة للغاية إما في مياه الصرف الصحي المعالجة أو الخام.

3.2.2.1 المواد السامة أو الخطرة

1. المعادن الثقيلة

المعادن الثقيلة الموجودة في مياه الصرف الصحي الحضرية عديدة للغاية (من أجل بضعة ميكروغرام / ل) (de l'ordre de quelques µg/l).

المعادن الأكثر وفرة هو الحديد والزنك والنحاس والرصاص. المعادن الأخرى (المنغنيز، والألمنيوم، والكروم، والزرنيخ، والسيلينيوم، والزنبق، والكادميوم، والموليبدنوم، والنيكل،... إلخ) موجودة بكميات ضئيلة و أصلها متعدد: فهي تأتي من "المنتجات التي يستهلكها السكان بالمعنى الواسع، من تآكل مواد شبكات توزيع المياه والصرف الصحي، ومن مياه الأمطار في حالة الشبكة المدمجة، ومن الأنشطة الخدمية (الصحة، السيارات) وربما التصريفات الصناعية [22].

العناصر المذكورة في الدراسات على أنها أخطر العناصر هي الرصاص (Pb) والزرنيخ (As) والزنبق (Hg) والكادميوم (Ni) والنيكل (Cd) [23].

3.2.1 . المعايير البيولوجية

1.3.2.1 . الفايروسات

هي كائنات معدية صغيرة جداً (10 إلى 350 نانومتر) تتكاثر عن طريق إصابة كائن حي مضيف. لا توجد الفايروسات بشكل طبيعي في الأمعاء، على عكس البكتيريا. ولكن تكون موجودة إما عن قصد (بعد التطعيم ضد شلل الأطفال، على سبيل المثال)، أو في شخص مصاب عن طريق الخطأ. تحدث العدوى عن طريق الإبتلاع في معظم الحالات، بإستثناء فيروس كورونا حيث يمكن أن تحدث أيضاً عن طريق الإستنشاق.

2.3.2.1 . البكتيريا

البكتيريا هي كائنات أحادية الخلية بدون نواة. حجمها بين 0.1 و 10 ميكرو متر. مصنفة على اساس الشكل، وخصائص التلوين الكيميائي، والتغذية، والتمثيل الغذائي. تصنف البكتيريا في 19 مجموعة مرتبطة بالعلاقات التطورية غير الواضحة ويمكن أن تكون معظم البكتيريا تصنف إلى ثلاث أشكال مورفولوجية: كروية، عصية، أو لولبية.

قد تنمو هذه الكائنات منفردة أو في مجموعات مرتبطة الخلايا بما في ذلك الأزواج والسلاسل والمستعمرات. عادة البكتيريا تتكاثر عن طريق تكوين ثنائي، حيث تنقسم الخلايا إلى قسمين (خلايا ابنة متساوية). معظم البكتيريا غيرية التغذية، والتي يعني أنهم يحصلون على إحتياجاتهم الغذائية والطاقة للنمو من المركبات العضوية بالإضافة إلى ذلك، يوجد البعض ذاتية التغذية. تقوم البكتيريا بتحويل جزيئات المواد العضوية إلى غير عضوية الكربون (ثاني أكسيد الكربون و ثاني أكسيد الكربون).

بعض البكتيريا ثابتة بينما البعض الآخر متحرك بإستخدام Agella. في الأراضي الرطبة، معظم البكتيريا ترتبط بأسطح النباتات الصلبة والمتحللة والمواد العضوية والتربة [24].

تحتوي مياه الصرف الصحي في المتوسط على 10^7 إلى 10^8 بكتيريا / لتر. يبلغ تركيز البكتيريا المسببة للأمراض حوالي 10^4 / لتر. يمكن مضاعفة عدد الجراثيم بمقدار 1000 في مياه الأنهار بعد التصريف الحضري [25].

3.3.2.1 الكائنات الأولية

البروتوزوا هي كائنات وحيدة الخلية لها نواة، وأكثر تعقيداً وأكبر من البكتيريا. معظم الكائنات الأولية المسببة للأمراض هي كائنات طفيلية، أي أنها تنمو على حساب مضيفها. تتبنى بعض الأوليات خلال دورة حياتهم شكل من أشكال المقاومة، يسمى كيس، والذي يمكن أن تحمله مياه الصرف الصحي. يمكن أن يقاوم هذا النوع بشكل عام عمليات معالجة المياه المستعملة [26] وبالتالي، تعتمد على الظروف البيئية، ويمكن لهذه الكائنات الحية البقاء على قيد الحياة عدة أسابيع أو حتى عدة سنوات. في المقابل، من 10 إلى 30 كيساً، هو جرعة كافية للتسبب في مشاكل صحية [27].

4.3.2.1 الديدان الطفيلية

الديدان الطفيلية هي ديدان متعددة الخلايا، مثل البروتوزوا، هم في الغالب كائنات طفيلية توجد في مياه الصرف الصحي. يمكن تقييم عدد بيض الديدان الطفيلية بين 10 و 10^3 بيضة / لتر [28]. المرحلة المعدية لبعض الديدان الطفيلية هي الكائن الحي أو اليرقة البالغة، بينما بالنسبة للآخرين تكون البويضات واليرقات مقاومة في البيئة ويجب مراعاة المخاطر المرتبطة بوجودها لمعالجة وإعادة استخدام مياه الصرف. في الواقع، فإن استمرار هذه الكائنات الحية في الظروف البيئية المختلفة وكذلك مقاومتها للتطهير يسمح بتكاثرها، مما يشكل خطراً محتمل [27].

الديدان الطفيلية المسببة للأمراض المتواجدة في مياه الصرف هي:

Ascaris lumbricades, Oxyuris vermicularis, Trichuris trichuria, Taenia saginata.

3.1 معالجة مياه الصرف الصحي

يتولد في التجمعات الحضرية والريفية يوميا كميات هائلة من مياه الصرف الصحي، حيث تحتوي على تراكيز مرتفعة الي حد ما من الاملاح المعدنية والميكروبات والمواد العضوية. حيث تتناسب كميات مياه الصرف الصحي تناسب طردي مع عدد السكان وكمية المياه المستعملة من طرفهم. يتم تجميع مياه الصرف الصحي في شبكة خاصة داخل التجمعات السكانية ثم يتم نقلها إلي محطات المعالجة والتصريف، في حين تشتكي أغلب المناطق النائية في العالم من غياب هذه الخدمات الأساسية، إذ يتم تصريفها في أغلب الأوقات من غير معالجتها. وهذا الأمر يجب إعادة النظر فيه إذا كان لتلوث البيئة أدنى إعتبار في أولويتنا.

في محطات معالجة مياه الصرف الصحي تمر المياه بمجموعة من المراحل والتقنيات تهدف إلى تخليصها من الملوثات، حتى تتمكن من تصريفها بطريقة آمنة وغير مضرّة بالبيئة، بحيث يوجد مستويات متتابعة للمعالجة وهي (معالجة أولية، معالجة ثانوية، معالجة ثالثية). وبطبيعة الحال تختلف نوعية المياه الناتجة عن كل مستوى. وعادتا ما تستغني أغلب الدول على المعالجة الثالثية، نظرا للتكاليف الباهضة لهذه التقنية. وتبدأ عملية المعالجة للمياه في محطات الصرف الصحي بتمرير المياه المستعملة على مصفاة معدنية ليتم حجز المواد ذات الحجم الكبير مثل: البلاستيك، قطع الخشب، الحجارة و... الخ. يتم بعد ذلك نقل المياه إلى أحواض الترسيب الأولية أين يتم ترسيب المواد العالقة والرمال إلى القاع، وتطفو المواد الخفيفة إلى السطح مثل الشحوم والزيوت. ويتم كشط المواد الطافية من حين لآخر. وقد يتم إضافة بعض المواد الكيميائية التي تزيد من كفاءة عملية الترسيب مثل مركبات الكالسيوم والحديد والشبة.

بعد المعالجة الأولية تبقى كميات كبيرة من الملوثات، أين يتم معالجتها في المرحلة الثانوية. بحيث تتم في أحواض مهينة لنشاط مجموعة من الميكروبات تؤكسد أغلب المواد العضوية وتحولها إلى مواد بسيطة التركيب وغير مضرّة بالبيئة. كما أن الميكروبات تعجز عن التعامل مع بعض الملوثات مثل المعادن الثقيلة. وينتج عن المعالجة الثانوية الحماة والتي تتكون من كائنات حية وبقايا متحللة، يمكن تصريف هذه النوعية من المياه في المجاري المائية [29].

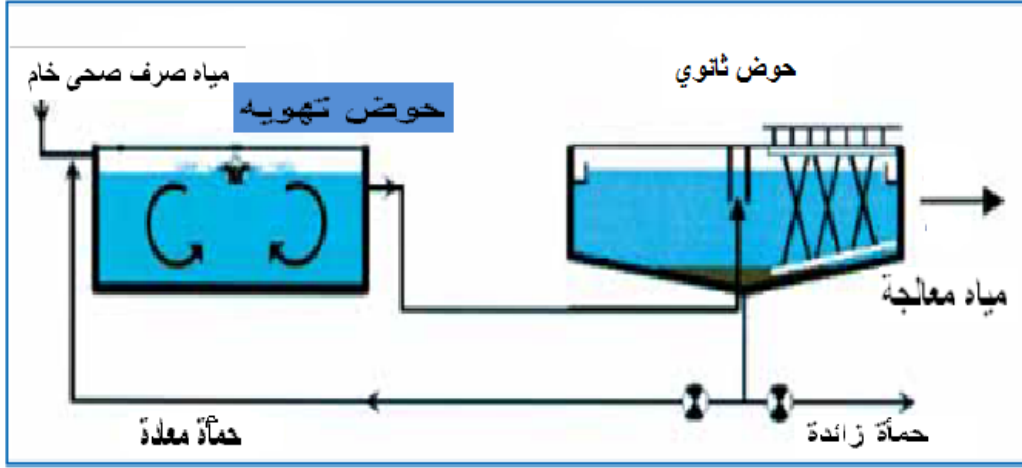
1.3.1 . تقنيات معالجة مياه الصرف الصحي

تستخدم العديد من التقنيات لمعالجة مياه الصرف، ويظل إختيار أسلوب أو آخر يعتمد على العديد من الاعتبارات الإجتماعية والإقتصادية والتقنية والمناخية.

1.1.3.1 . التقنيات الكلاسيكية المكثفة

1.1.1.3.1 . الحماة المنشطة

يكمن مبدأ الحماة المنشطة في تكثيف عمليات التنقية الذاتية الموجودة في البيئات الطبيعية. تركز عملية الحماة المنشطة على خلط وتحريك المياه العادمة الخام مع الحماة المنشطة السائلة، والتي تعتبر نشطة للغاية من الناحية البكتريولوجية. بحيث يحدث التحلل الهوائي للملوثات عن طريق الخلط للكائنات الدقيقة المنقية والنفايات السائلة المراد معالجتها. ثم يتم فصل الحماة المنقية عن المياه المعالجة.

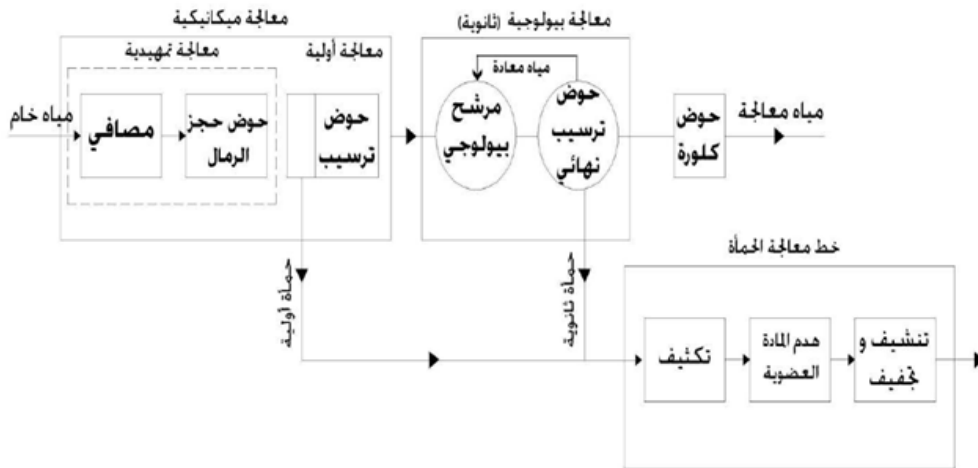


الشكل (2) : رسم تخطيطي لنظام المعالجة بالحمأة المنشطة [30].

تتضمن طريقة الحمأة المنشطة الخطوات التالية:

- العلاجات الأولية أو حتى التمهيدية.
- حوض التنشيط (أو حوض التهوية).
- خزان الترسيب الثانوي مع إسترداد جزء من الحمأة.
- إخلاء المياه المعالجة.
- هاضمت الحمأة الزائدة من صهاريج الترسيب.

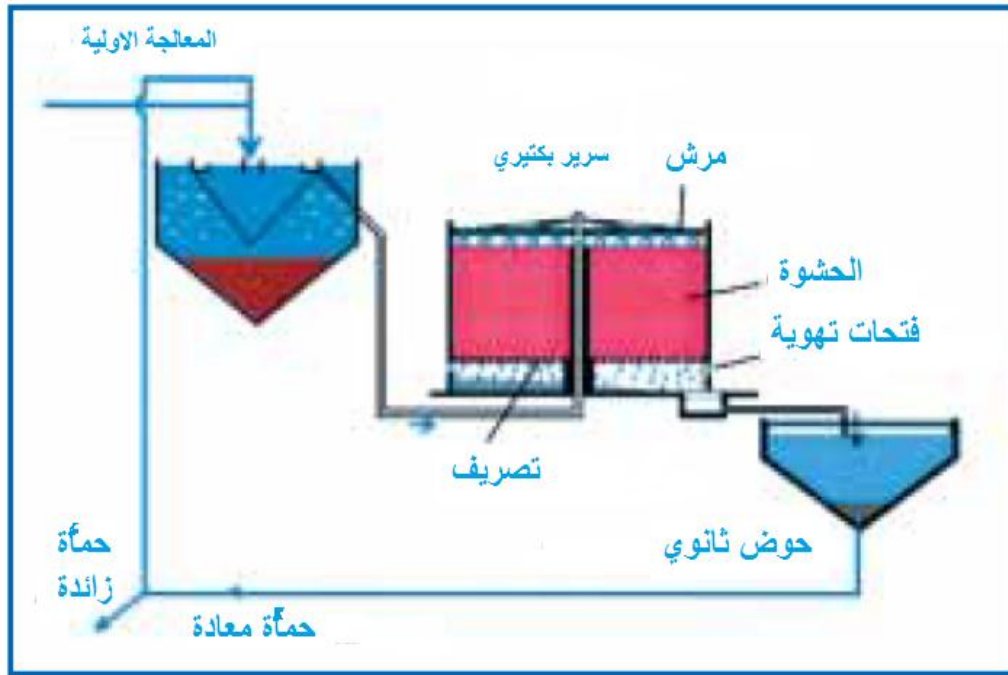
تعمل تهوية الحمأة المنشطة لفترات طويلة على التخلص من 95 ٪ من DBO_5 .



المخطط (2): مراحل معالجة مياه الصرف بتقنية الحمأة المنشطة.

2.1.1.3.1. مرشح التقطير (السرير البكتيري)

يتمثل مبدأ تشغيل الطبقة البكتيرية في جعل مياه الصرف الصحي، التي سبق صيها، تتدفق على كتلة من المواد المسامية أو الكهفية التي تعمل كدعم للكائنات الحية الدقيقة (البكتيريا). تتم التهوية إما عن طريق السحب الطبيعي أو التهوية الإصطناعية وهذا لتوفير الأوكسجين اللازم للحفاظ على عمل البكتيريا الهوائية في حالة جيدة. تنتشر الملوثات الموجودة في الماء والأوكسجين في الهواء، عكس التيار، من خلال الفيلم البيولوجي إلى الكائنات الحية الدقيقة. يحتوي البيوفيلم على بكتيريا هوائية على السطح وبكتيريا لاهوائية بالقرب من القاع. يتم تفرغ المنتجات الثانوية وثنائي أكسيد الكربون الناتج عن التنقية في شكل حمأة أو شكل غاز [30].



الشكل (3): رسم تخطيطي لمحطة معالجة مياه الصرف الصحي مع مرشح تقطر [30].



الشكل (4): صورة لمرشح التقطير [31].

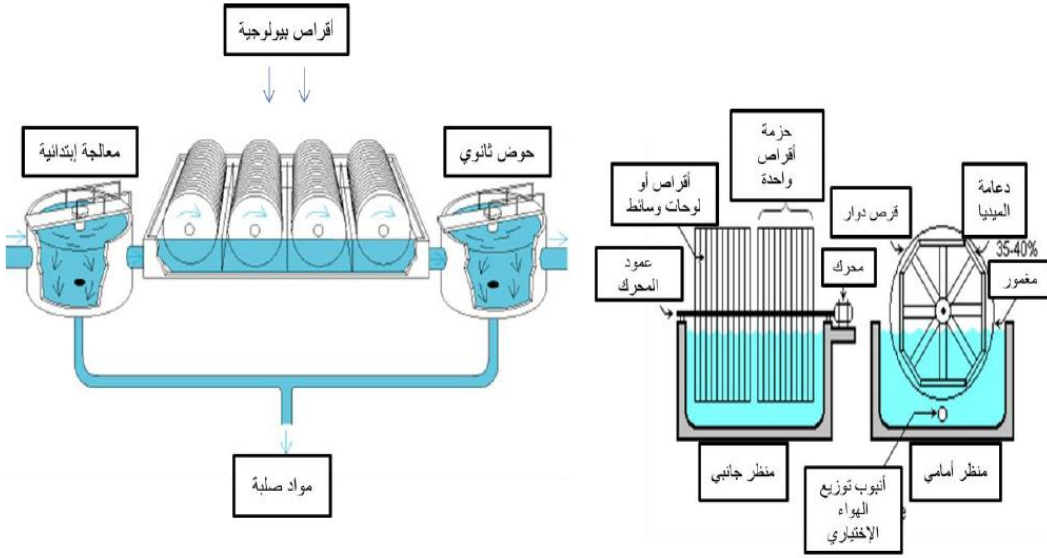
3.1.1.3.1. الأقراس البيولوجية

تقنية أخرى تستخدم لتنقية المياه المستعملة تتكون من أقراص بيولوجية دوارة. تنمو الكائنات الدقيقة وتشكل طبقة بيولوجية منقية على سطح الأقراص. كون الأقراص شبه مغمورة، يسمح دورانها بأكسجة الكتلة الحيوية الثابتة.

يُنصح في هذا النوع من التثبيت، بالتأكد من:

-الموثوقية الميكانيكية للحديد (محرك البدء التدريجي، التثبيت الجيد للدعم على المحور).

-أبعاد سطح الأقراص (يجب أن يتم ذلك بهوامش أمان كبيرة) [30].



الشكل (5): رسم تخطيطي لوحدة معالجة مياه الصرف الصحي باستخدام الأقراص البيولوجية الدوارة

[32].



الشكل (6): صورة لأقراس بيولوجية [31].

الجدول (1): مزايا وعيوب التقنيات الكلاسيكية المكثفة المختلفة [30].

التقنية	المزايا	السلبيات
سرير البكتيريا والقرص البيولوجي	-إستهلاك الطاقة منخفض. -عملية بسيطة تتطلب صيانة وتحكماً أقل من تقنية الحمأة المنشطة. -قابلية ترسيب الحمأة الجيدة. -حساسية أقل لتغيرات الحمل والمواد السامة من الحمأة المنشطة. -مناسبة بشكل عام للمجتمعات الصغيرة.	-الأداء بشكل عام أقل من تقنية الحمأة المنشطة. -تكاليف استثمار مرتفعة إلى حد ما (يمكن أن تكون أعلى بحوالي 20 ٪ من الحمأة المنشطة). -الحاجة إلى علاج مسبق. -حساسية للإنسداد. -يستوجب هياكل كبيرة إذا تم فرض أهداف إزالة النيتروجين.
الحمأة المنشطة	-مناسبة لأي مجتمع (من ناحية الحجم) بإستثناء المجتمعات الصغيرة جداً. -التخلص الجيد من جميع عوامل التلوث الأساسية مثل : MES، DCO، DBO ₅ ، كذلك عن طريق النترجة ونزع النتروجين. -مناسبة لحماية بيئات الإستقبال الحساسة. -الحمأة مستقرة قليلاً. -سهولة نزع الفوسفات.	-تكاليف استثمار مرتفعة نسبياً. -ارتفاع إستهلاك الطاقة. -الحاجة إلى موظفين مؤهلين ومراقبة منتظمة. -الحساسية للأحمال الهيدروليكية الزائدة. -ترسيب الحمأة ليس من السهل دائماً التحكم فيه. -إنتاج عالي من الحمأة التي تحتاج إلى معالجة.

2.1.3.1. تقنيات واسعة النطاق

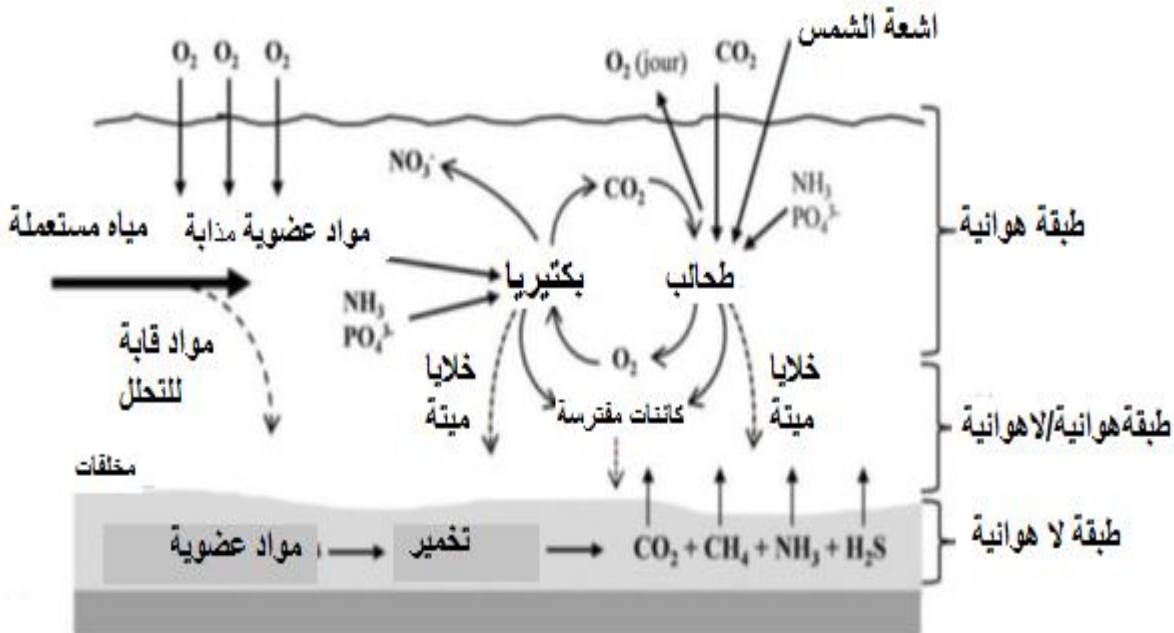
1.2.1.3.1. تقنية البحيرات

البحيرة هي تقنية معالجة مياه الصرف الصحي واسعة النطاق، تتكون من عدة برك مانعة لتسرب الماء متسلسلة، حيث تتطور البكتيريا، الطحالب والعوالق الحيوانية.

تنقية المادة العضوية تقوم أساساً على نشاط البكتيريا الهوائية التي تستخدم الأوكسجين من عملية التمثيل الضوئي للطحالب، وعلى فترات بقاء طويلة للمياه في الأحواض. يكون على أساس عمليات التنقية الذاتية الطبيعية التي تعتمد بشكل كبير على الظروف المناخية (أشعة الشمس ودرجة الحرارة) وقد تطورت بطرق مختلفة جداً اعتماداً على البلدان [33].

1. البحيرة الطبيعية

غالباً ما يتم تعريف البحيرة الطبيعية بعدة مصطلحات: بركة الأوكسدة، بركة أكسدة الصرف الصحي، بحيرة الصرف الصحي، بركة تثبيت النفايات، بركة النضج، بركة التثبيت. هي طريقة بسيطة تستعمل لمعالجة مياه الصرف الصحي و الصرف الصناعي، يتم إنشاؤها بطرق هندسية بسيطة كالحفر والتسوية بعمق صغير ومساحة كبيرة، تتم المعالجة بطريقة طبيعية تعتمد على نشاط مشترك ومتكامل بين الطحالب والبكتيريا، وأشعة الشمس وبعض العناصر المتواجدة في المياه بحيث تتحلل المواد العضوية بالتفاعلات الهوائية واللاهوائية معاً، بحيث في الطبقة العليا أين تنفذ اشعة الشمس، تنشط الطحالب، وتزود المياه بالأوكسجين الذائب لتستعمله البكتيريا الهوائية في تحليل المواد العضوية، وفي الطبقات السفلى حيث لا تنفذ أشعة الشمس، و تترسب المواد العالقة، تنشط التفاعلات اللاهوائية لتحليل المواد العضوية، ومن أبرز المساوئ لهذه الطريقة هي إنتشار الروائح الكريهة والبعوض والحاجة إلى مساحات كبيرة، وفقدان الماء بالتبخر، وتلوث المياه الجوفية.



الشكل (7): رسم تخطيطي لطرق التخلص من التلوث العضوي والنيتروجيني والفوسفوري في البحيرة الطبيعية [34].

3. البحيرة الهوائية

في حالة البحيرات المهواة، يتم توفير الأكسجين ميكانيكياً عن طريق مهوية سطحية أو نفخ الهواء. يختلف هذا المبدأ عن الحمأة المنشطة فقط بسبب عدم وجود نظام لإعادة تدوير الحمأة أو الاستخراج المستمر للحمأة. إستهلاك الطاقة في هذين القطاعين، بسعة مكافئة، قابل للمقارنة

(1.8 إلى 2 كيلو واط / كغ من الطلب البيوكيميائي للاكسجين DBO_5)

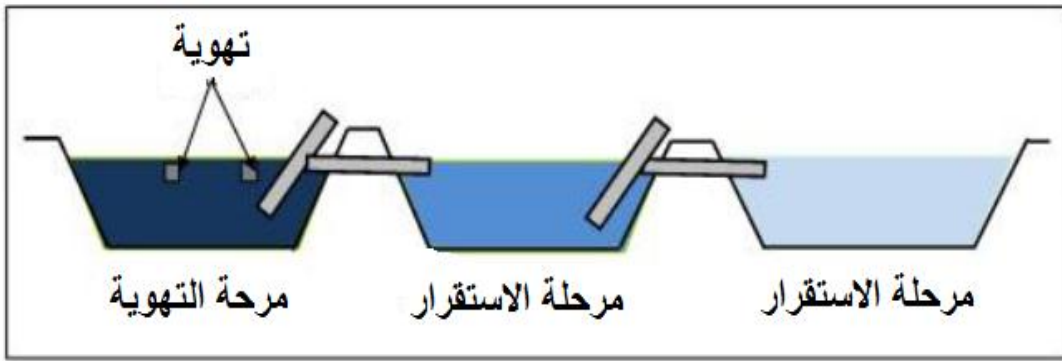
في مرحلة التهوية، تكون المياه المراد معالجتها في وجود كائنات دقيقة تستهلك وتستوعب العناصر الغذائية الملوثة للتخلص منها. هذه الكائنات الدقيقة هي في الأساس بكتيريا وفطريات (يمكن مقارنتها بتلك الموجودة في محطات الحمأة المنشطة).

في مرحلة الإستقرار، تستقر المواد الصلبة العالقة، وهي مجموعات من الكائنات الحية الدقيقة والجسيمات المحاصرة، لتشكل الحمأة. يتم ضخ هذه الحمأة بانتظام أو إزالتها من الحوض عندما تشكل حجماً كبيراً جداً.

تتكون مرحلة الإستقرار هذه من بحيرة ترسيب بسيطة، أو إثنين، والأفضل، حوضان يمكن تجاوزهما بشكل منفصل لتنظيفهما [30].

في البحيرات المهواة، يؤدي تعداد البكتيريا دون إعادة تدوير إلى:

- انخفاض كثافة البكتيريا وطول مدة العلاج للحصول على المستوى المطلوب من الجودة.
- من أجل تقليل التلبد البكتيري يتطلب إنشاء بحيرة ترسيب كبيرة الحجم.



الشكل (8): رسم تخطيطي لمبدأ عمل البحيرات المهواة [35].

الجدول (2): إيجابيات و سلبيات المعالجة بتقنية البحيرات [30].

التقنية	الإيجابيات	السلبيات
بحيرة طبيعية	-لا يعد إدخال الطاقة ضرورياً إذا كان الارتفاع مناسباً. -تظل العملية بسيطة، ولكن إذا لم يتم إجراء التنظيف الشامل في الوقت المناسب، فإن أداء البحيرة ينخفض بشكل كبير.	-تعتمد تكلفة الإستثمار بشكل كبير على طبيعة التربة التحتية في التضاريس الرملية أو غير المستقرة، من الأفضل عدم

<p>اللجوء إلى هذا النوع من البحيرات. -أداء أقل من العمليات المكثفة على المواد العضوية ومع ذلك، يتم إطلاق المواد العضوية في شكل طحالب، وهي أقل ضرراً من المواد العضوية المذابة. -نوعية التصريف متغيرة حسب المواسم. -لايزال التحكم في التوازن البيولوجي وعمليات التنقية محدودة.</p>	<p>-يقضي على جزء كبير من العناصر الغذائية: الفوسفور و النيتروجين (خاصة في الصيف). -انخفاض التصريفات والقضاء الجيد على الجراثيم المسببة للأمراض في الصيف -تتكيف جيداً مع الاختلافات الكبيرة في الحمل الهيدروليكي. -سهولة البناء و كذا الهندسة المعمارية. -منظر طبيعي جيد. -عدم وجود تلوث ضوضاء. -الحماة المتشكلة تكون أكثر إستقراراً عدا تلك التي تكون في الحوض الأول.</p>	
<p>-مياه معالجة متوسطة الجودة بالنسبة لجميع العوامل المقاسة. -وجود معدات كهروميكانيكية تتطلب صيانة من طرف عامل متخصص. -التلوث الضوضائي المرتبط بوجود نظام التهوية. -إستهلاك عالي للطاقة.</p>	<p>-قدرة التحمل للتغيرات الكبيرة في الأحمال الهيدروليكية و/ أو العضوية. -إمكانية التعامل مع النفايات السائلة عالية التركيز. -متسامح مع النفايات السائلة غير المتوازنة في المغذيات. -القدرة على المعالجة المشتركة للنفايات السائلة المنزلية والصناعية القابلة للتحلل. -مناظر طبيعي جيدة. -الحماة مستقرة.</p>	<p>بحيرة مهوية</p>

1.3.1.2 أرض رطبة اصطناعية

تحظى الأراضي الرطبة الإصطناعية بشعبية متزايدة، كما أن إستخدامها في المعالجة الثانوية للنفايات السائلة مفيد جداً للبيئة، فالأرض الرطبة عبارة عن وسيط مصمم خصيصاً لمعالجة مياه الصرف الصحي والحد قدر الإمكان من تشغيل الأراضي الرطبة الطبيعية.
النباتات المميزة للأراضي الرطبة قادرة على تحمل مجموعة واسعة من أنظمة المياه، من الجفاف القصير إلى الفيضانات الدائمة.
نظراً لإرتباط هذا النوع من التنقية بموضوع الرسالة سوف نتعرض له بالتفصيل في الفصل الثاني.

المراجع باللغة العربية

[2] قطاع تنمية الموارد البشرية وبناء القدرات. 2018. اساسيات معالجة مياه الصرف – 6شهور، قطاع تنمية الموارد البشرية وبناء القدرات بالشركة القابضة – الادارة العامة لتخطيط المسار الوظيفي، ص15 – 18.

[3] منظمة الاقطار العربية المصدرة للبترول (اوابك). 2019. تقنيات معالجة مياه الصرف الصناعي لمشروعات البتروكيماويات. دولة الكويت- ابريل /نيسان 2019.

[11] أ. م. د. نجلة عجیل محمد. (2019). مُحددات تلوث مياه الصرف الصحي في مُحافظة كربلاء لسنة. مجلة كلية التربية الأساسية، المجلد 25، العدد 103.

[29] د محمد صابر. 2000. الانسان وتلويث البيئة. المملكة العربية السعودية مدينة الملك عبد العزيز للعلوم و التقنية الادارة العامة للتوعية العلمية و النشر.

[31] محمد معن برادعي. 2018، دليل تصميم محطات معالجة مياه الصرف، سلسلة بيئة تصدرها مؤسسة زايد الدولية للبيئة، ص 18، 117-146.

[32] م. م. ف. اشرف علي عبد المحسن واخرون. 2015. اساسيات معالجة مياه الصرف – 6شهور، الشركة القابضة لمياه الشرب والصرف الصحي، ص 15-18، 31-32.

المراجع باللغة الأجنبية

[1] Baumont, S., Jean, P., Lefranc, A., Franconi, A. (2004). Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France', Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France, 169 P.

[4] Ouissam., HABIB., Rachid., and E., RHAZI. 2007. Impact sanitaire de la réutilisation des eaux usées, Univ. cadi ayyad, Fac. des Sci. - Semlalia, Maroc, 23 p.

[5] Achouri, F. (2003). Etude des performances épuratoires de la station d'épuration par lagunage naturel de l'oued Béni-Messous W. d'Alger, 85P.

[6] Rodier, J. (2005). L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, Ed. Dunod, 9ème Edition, Paris.

[7] Duguet, J. P., Bernazeau, F., Cleret, D., Gaid, A ., Laplanche, A ., Moles, J ., Montiel, A ., Riou, G., Simon, P. (2006) 'Réglementation et traitement des eaux destinées à la consommation humaine'. 1 ère édition. ASTEE (Association scientifique et technique pour l'environnement).

[8] Bruno, W. (2008). Les déversements d'eaux usées'. Agence bruxelloise pour l'entreprise asbl, 7p.

[9] S, Aoulmi. 2007. Conception de la station d'épuration dans la ville de Zeddine (W), Ain

Defla, Algérie, 112p.

[10] Rodier, J., Legube, B., Merlet, N. and Coll. (2009). *L'analyse de l'eau*, 9e éd', ISBN : 978-2-10-054179-9, DUNOD, Paris, 1526p.

[12] Loudadji, D. (2007). *Etude de la capacité d'utilisation des eaux de la station d'épuration de Koléa à des fins d'irrigation*. ENSH, Algérie, 108P.

[13] Deronzier G et 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*. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires rurales FNDAE n° 29.Paris : Cemagref, 2004, 24-35 p.

[14] Baroin,G. 1984.*Le traitement des sédiments en limnologie opérationnelle*. Rev, Sci, Eau, 3, 295-308.

[15] Dussart,B., *Limnologie*. 1992. *L'étude des eaux continentales*. Paris, Boubée, 681p.

[16] Eckenfelder, W. W and Adams, C.E.,*Design and Economics of Joint Wastewater Treatment*

[17] Peirce, J. J., Vesilind, P. A and Weiner, R, F. 1997. *Environmental Pollution and Control*, 4th ed. Elsevier Science & Technology Books, 379p.

[18] Cornaz, S. 2004. *Evaluation du statut trophique d'un canal de drainage sous l'impact des pollutions d'origines diffuses et ponctuelles : cas du Grand canal de la basse plaine du Rhône*, Thèse de doctorat, Univ, Lausanne, 180p.

[19] Nasasiah, S., Shoiry, J et Moresse C. 1988.*Effets des variations des températures saisonnières sur les modifications des phosphates dans des eaux usées*. Rev. Sci, Eau, 1(4) : 305-320.

[20] Nurdogan,Y. 1988.*Microalgal séparation from high rate ponds*. Thèse de doctorat,Berkeley ,Univ, Calrfornie, 262p.

[21] Florentz, M., Gilles,P et Hartemann,P. 1983.*Elimination biologique du phosphore*. TSM-Eau, 25-32 p.

[22] Cauchi, A., Hyvrard, R., Nakache, S., Schwartzbrod, Z., Zagury,C et Seguret,M. 1996. *Dossier : la réutilisation des eaux usées après épuration*, Techniques. Sciences et Méthodes, 81-118 p.

[23] Vilagines, R. 2004. *Eau, environnement et santé publique*. Introduction à l'hydrologie, 2ème Ed. Paris, Tec & Doc, 198p.

[24] Kadlec, R. H, & Wallace,S. (2008). *Treatment wetlands*. CRC press

[25] Miquel, g. (2003). *La qualité de l'eau et de l'assainissement en France*. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, tome I, 198 p.

- [26] Baumont,S.,Camard ,J. P., Lefranc, A et Franconi ,A. 2005. Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France, 15-62 p.
- [27] Campos, C. 2008. New perspectives on microbiological water control for wastewater reuse. *Desalination.*, 218, 34-42.
- [28] Faby, J. A et Brissaud, F. 1997. L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau (OI Eau) ,76 p.
- [30] Berland, J., Boutin, C., Molle, P., Cooper, P. (2001). Guide. Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités (500-5000 eq-hab), 42p.
- [33] Brouillet, J.L., Picot, B., Sambuco, J.P., Gaillard, L., Soteras, G., Valarie I. (2008). Ecotechniques d'assainissement des Eaux usées domestiques. Evolution et perspectives, XIIIe Congrès mondial de l'Eau, Montpellier, France, 17p.
- [34] De Laat, Joseph. (2018). Pourquoi et comment traiter les eaux usées urbaines ?', *Encyclopédie de l'Environnement*, (en ligne ISSN 2555-0950) url : <http://www.encyclopedie-environnement.org/?p=5771>).
- [35] J. M, Berland., C, Boutin., P, Molle and P, Cooper. 2001.Procédés extensifs d'épuration des eaux usées. Office des publications des communautés européennes, Luxemburg.

الفصل الثاني

معالجة مياه الصرف الصحي بواسطة
النباتات

II. معالجة المياه المستعملة بتقنية الأراضي الرطبة الاصطناعية (بواسطة النباتات)

II.1. الأراضي الرطبة الاصطناعية

الأراضي الرطبة ذات الترشيح الاصطناعي هي أنظمة بيئية تم تصميمها لإستغلال العمليات الطبيعية التي تنتج من التفاعلات بين التربة والكائنات الحية الدقيقة والنباتات [1]. فهي تتكون من أنظمة تتطلب القليل من الطاقة وتقدم حلاً مستداماً لمعالجة المياه. بالإضافة إلى ذلك، بالمقارنة مع العمليات التقليدية، فإن تصفية الأراضي الرطبة الاصطناعية عموماً لها تكلفة منخفضة للتركيب والتشغيل، وسهولة في الإستخدام، بالإضافة إلى تكامل جيد في المناظر الطبيعية وكفاءة مماثلة للأنظمة النشطة [2,3].

وهي مصممة للتغلب على عيوب الأراضي الرطبة الطبيعية. كما لديها إمكانية وفعالية كبيرة في معالجة مياه الصرف الصحي و بمعدل تحميل عضوي أعلى ووقت احتجاز هيدروليكي أقصر (HRT) بالإضافة إلى ذلك، لها القدرة على معالجة أكثر من نوع من الملوثات في آن واحد، بحيث يخلق الغطاء النباتي بيئات دقيقة داخل حوض الماء، ويوفر مواقع تثبيت للمجتمع الميكروبي. كذلك نتيجة لموت النبات تخلق مواد إضافية ومواقع تبادل جديدة، وتوفر مصدراً للكربون والنيتروجين والفوسفور لتغذية العمليات الميكروبية. وكفاءة المعالجة مرضية مقارنة بأنظمة العلاج التقليدية الأخرى.

الأراضي الرطبة المبنية يمكن إنشاؤها من المستنقعات الموجودة أو بناؤها في أي أرض ذات إستخدامات بديلة محدودة [4].

II.1.1. مبدأ النظام

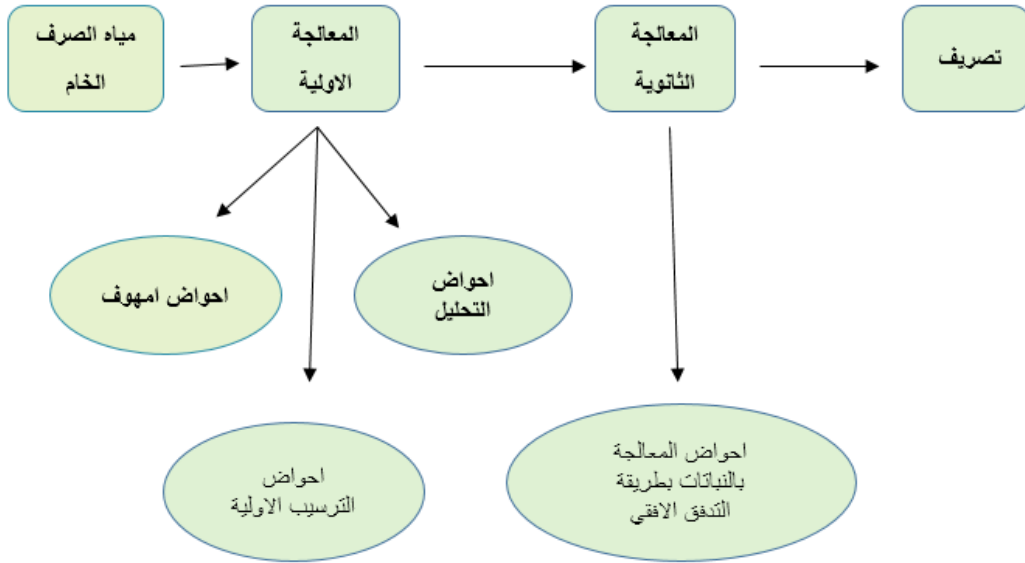
المبدأ الرئيسي هو أن الأنواع المختارة من النباتات يجب أن تكون أصلية، أي أن تكون متكيفة بالفعل مع المناخ المحلي وأيضاً متسامحة ضد أحمال الملوثات. تفضل دائماً الأنواع الأصلية في الأسلحة الكيميائية وليست الغريبة، لتجنب المخاطر المحتملة مثل غزو الأنواع الغريبة و / أو الأمراض [5].

يعد إختيار وسائط الركيزة أيضاً مقياس مهم في أنظمة الأراضي الرطبة المبنية. يعد إختيار الحجم المناسب لحبوب الحصى أمراً بالغ الأهمية لمنع أي مشاكل إنسداد بسبب المسامية غير المناسبة و / أو الأحمال الهيدروليكية العالية. الركائز لديها أيضاً القدرة على إزالة بعض المكونات من المياه من خلال عمليات مختلفة على سبيل المثال، (التبادل الأيوني، الإمتزاز، الترسيب) [6].

II.1.2. مكونات النظام

تتكون الأرض المبنية من حوض به طبقة من التربة أو طبقة من الحصى أو منهما معاً، مصدر مادة عضوية، نباتات عائمة أو ناشئة ونظام تصريف المياه المعالجة. تغمر البيئة أو يتم الحفاظ عليها في

حالة مشبعة (مستوى المياه بالقرب من السطح)، وبالتالي فإن إختيار النبات يكون مواتي للبيئة وظروف التربة المشبعة لتنتج شبكة جذر واسعة النطاق [7].



المخطط رقم (3): مراحل معالجة مياه الصرف الصحي بواسطة النباتات

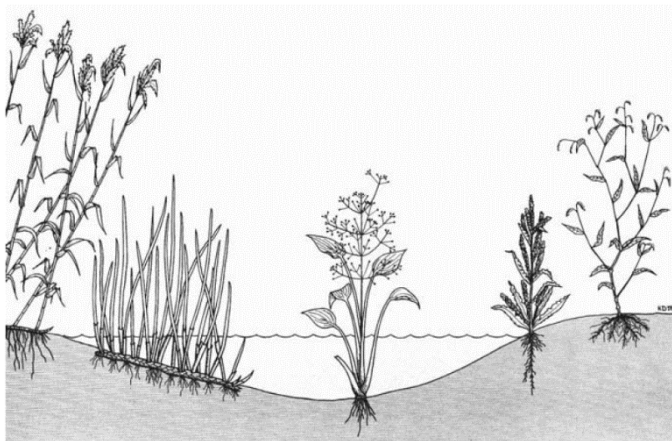
2.11. النباتات المائية المستخدمة ضمن محطات المعالجة بالنباتات

يمكن تصنيف نباتات الأراضي الرطبة إلى ثلاثة أنواع واسعة، هذه الأنواع العريضة هي:

1.2.11. النباتات المائية البارزة

هذه نباتات متصلة بالركيزة وتطفو أوراقها وسيقانها على السطح أو تبرز فوق السطح. وهي

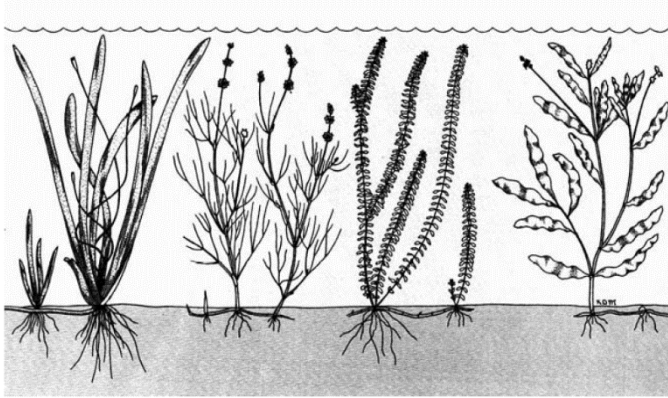
تشمل النباتات التي تغمرها المياه بشكل دوري أو موسمي وكذلك بشكل دائم [8].



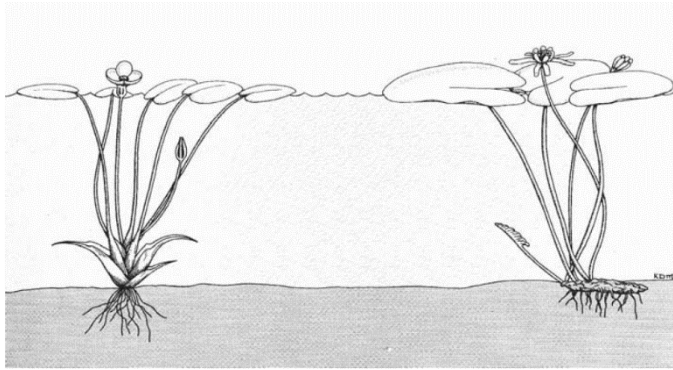
الشكل (9): رسم يوضح النباتات المائية البارزة

2.2.11. النباتات المائية الغاطسة

هذه النباتات متصلة بالركيزة أو عائمة بحرية، ولكن أوراقها وسيقانها مغمورة بشكل دائم. وهي تشمل نباتات قد تكون مغمورة الجذور وأوراقها وأزهارها ناشئة [8].



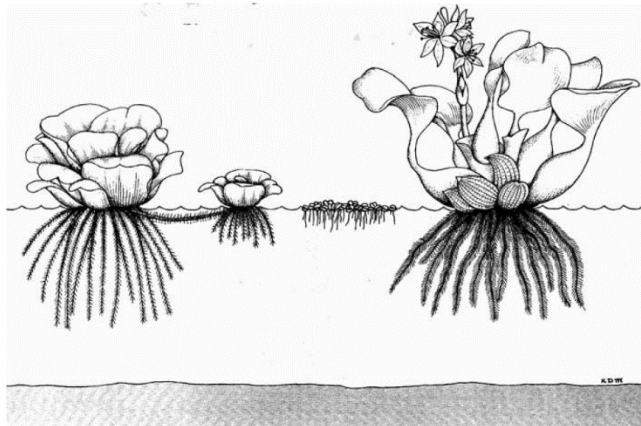
الشكل (10): رسم يوضح النباتات المائية الغارقة (الضامة).



الشكل (11): رسم يوضح النباتات المائية العائمة الأوراق الضامة الجذور.

3.2.11. النباتات المائية الطافية

هذه نباتات تطفو بحرية على سطح الماء ولا ترتبط بأي ركيزة [8].



الشكل (12): رسم يوضح النباتات المائية العائمة الحرة.

3.ii. أحواض النباتات المستعملة في تقنية مياه الصرف الصحي

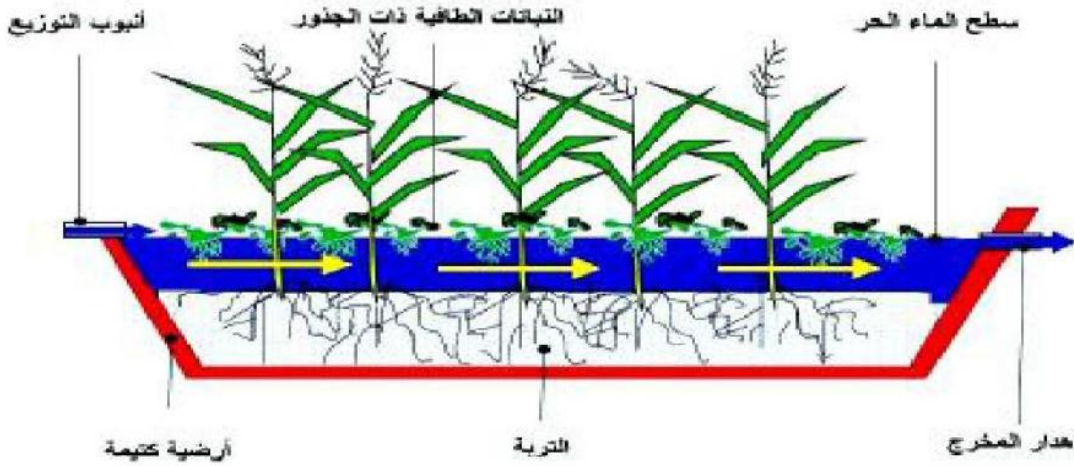
وفقاً لاتجاه حركة المياه في النظام، يمكن تصنيف الأراضي الرطبة المبنية إلى أنواع التدفق الرأسي والتدفق الأفقي، والتي يمكن دمجها في نظام واحد (هجين) لتحقيق كفاءة عالية في إزالة الملوثات، الأراضي الرطبة ذات التدفق الأفقي تكون مدخل المياه إلى الحوض مغمورة في الركيزة، في حين أن الأراضي الرطبة ذات التدفق الرأسي يتم تجميعها وتصريفها شاقولياً مع التطبيق المتقطع للمياه على النظام.

1.3.ii. أحواض النباتات ذات الجريان السطحي الحر

يتميز هذا النوع من التدفق بحوض من المياه المفتوحة ويمر الماء بشكل حر فوق سطح الأرض والتدفق أفقياً من المدخل إلى المخرج، والحد الأدنى الموصى به لزمان المكوث (TRH) هو 10 أيام [2].

عادة ما تكون النباتات طافية أو ناشئة وعمق الحوض يتراوح في الغالب بين 0.2 و 0.4 متر [9]. يعتبر هذا النوع من الاحواض خياراً حصرياً تقريباً لمعالجة مياه الأمطار والمياه الزراعية والصناعية، والمياه المنزلية في البيئات الإستوائية أو شبه الإستوائية، لأنها أكثر أنواع الأحواض إقتصاداً. نظراً لقدرتها على التعامل مع الاختلاف في التدفق ومستوى المياه وإقتصادها، فإنها تستخدم أيضاً بشكل متكرر في معالجة مياه المناجم [1].

هذه العملية متقدمة جداً ويمكن إستخدامها بعد معالجة مياه الصرف الصحي الثانوية والثالثية بالطرق التقليدية. يعتمد تصميمها على العديد من العوامل مثل درجة الحرارة المحيطة ومساحات الأرض والقدرة الهيدروليكية والعضوية. هذا النوع من الاحواض يتطلب مساحة أعلى عند مقارنته بأنواع أخرى لنفس خصائص مياه الصرف الصحي (المنشأ، التدفق). نظراً لأن هذه الأنظمة لها سطح مائي مفتوح، فإنها تميل إلى أن تشبه الأراضي الرطبة الطبيعية بقدر عالي [5].



الشكل (13): رسم توضيحي للنظام التدفق السطحي الحر [10].

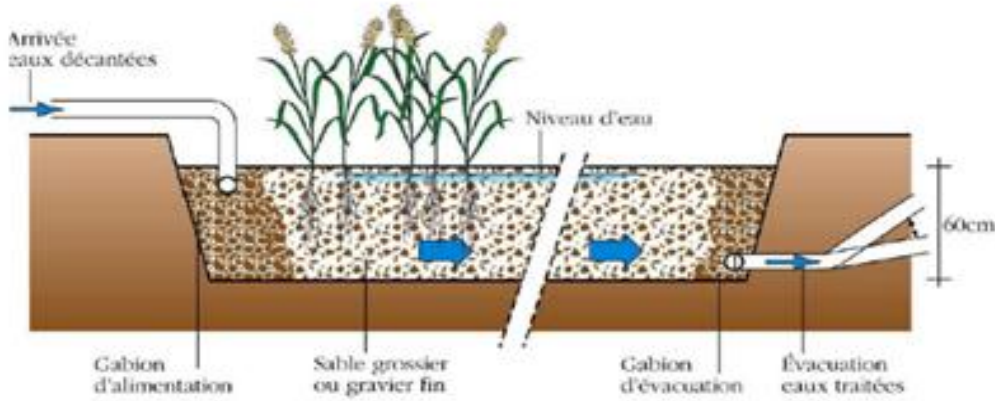
2.3.ii. أحواض النباتات ذات الجريان تحت السطحي الأفقي

تستخدم الأحواض ذات التدفق الأفقي على نطاق واسع في أوروبا مقارنة بالولايات المتحدة الأمريكية [11].

يتكون هذا النوع من الأنظمة من نباتات كبيرة ناشئة مزروعة في وسط مسامي (غالبًا من الحصى أو الرمل) والتي يتم إمدادها بالتدفق الأفقي تحت سطح الركيزة [12، 13]. بحيث يتراوح سمك طبقة الركيزة من 30 إلى 80 cm [14].

يتم معالجة التلوث عن طريق التحلل الميكروبيولوجي والعمليات الكيميائية والفيزيائية في بيئة هوائية (بالقرب من الجذور) أو بيئة لاهوائية أسفل الحوض [1]. كما أنه يمكن أن تنتج مجموعة عمليات المعالجة البيولوجية والفيزيائية والكيميائية إنسدادًا تدريجيًا للوسط المسامي، يمكن أن يتسبب هذا الإنسداد في حدوث مشكلات على المستوى الهيدروليكي، ولكنه يقلل أيضًا من أداء النظام وقد يكون التدخل مطلوبًا في بعض الأحيان [12، 15]. يكون خطر الإنسداد بنسبة أعلى في هذا النظام، وفي بعض الأحيان تكون المعالجة المسبقة لمياه الصرف (في خزان للصرف الصحي أو حوض الترسيب) ضرورية في هذا النوع من النظام. أيضًا، يتأثر عند الاحتفاظ بالمعادن الثقيلة بشكل كبير ويؤدي إلى إنسداد الوسط المسامي [15].

يمكن تقييم تأثير الإنسداد على الوسط المسامي عن طريق قياس التوصيل الهيدروليكي باستخدام أدوات التنبع وتوصيف المادة المسدودة لتوضيح درجة وطبيعة المشكلة [12]، وعلى الرغم من ذلك، يتم إستغلال الأراضي الرطبة الجوفية ذات التدفق الأفقي بشكل كبير لمعالجة مياه الصرف الصحي المحلية والبلدية في جميع أنحاء العالم. حالياً، تُستخدم هذه الأنظمة أيضاً لمعالجة أنواع أخرى من مياه الصرف الصحي مثل مياه الصرف الناتجة عن المناجم ومياه الأمطار [1، 15، 16]، وأيضاً لمعالجة مياه الصرف الصناعي على سبيل المثال، تصريف المناجم، ومنتجات الألبان، ومطاحن الزيتون، ودفن الرشح، وتدفق الفلين، والمياه الجوفية الملوثة، والهيدروكربونات وما إلى ذلك [17-19].



الشكل (14): رسم يوضح نظام التدفق الأفقي تحت السطح [20].

في هذا النوع الأحواض لا يوجد سطح مائي معرض للجو، يتم الاحتفاظ بمستوى الماء على سمك 10-5 سم تحت سطح طبقة الحصى ويتدفق الماء عبر مسام وسط الركيزة ويتلامس مع حبيبات الوسائط وجذور النبات والغشاء الحيوي المرتبط معها [5]، وبالتالي، فإن المخاطر الصحية ذات الصلة بسبب الإتصال البشري المحتمل بمياه الصرف الصحي وقضايا البعوض محدودة في هذا النوع من الأنظمة [14].

تتمتع محطات الأحواض ذات التدفق الأفقي بميزة متطلبات المساحة المنخفضة مقارنة بالأحواض ذات التدفق العمودي، على الرغم من أن التكاليف الرأسمالية قد تكون أعلى [5، 14].

فيما يلي بعض خصائص هذا النظام:

- مقاومة عالية لظروف التجمد.
- معدلات إزالة أعلى من الأحواض ذات التدفق العمودي على الرغم من أن هذا يعتمد على ظروف التشغيل.

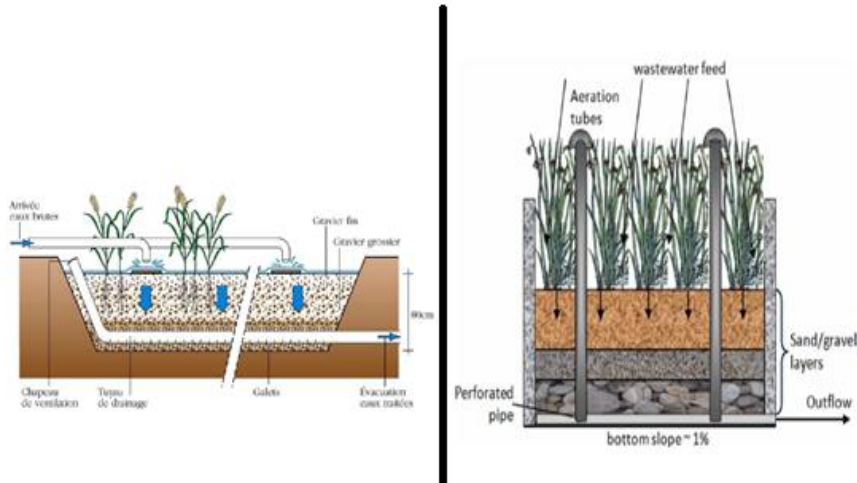
• خطر حدوث مشاكل إنسداد في منطقة المدخل [21].

3.3.ii. أحواض النباتات ذات الجريان الشاقولي

يتم إنشاء الأحواض ذات التدفق العمودي بحيث يتحرك الماء بالتساوي لأسفل الحوض عبر الركيزة [9]. تتراوح السماكة الكلية للركيزة من 30 إلى 180 cm [5]، تتم التغذية على دفعات ويتدفق مياه الصرف عمودياً عبر الوسط، والذي غالباً ما يتكون من الرمل أو الحصى. بمجرد نفاذ المياه من النظام، يتم تغذيته مرة أخرى، مما يعزز أكسجة النفايات السائلة والتحلل البيولوجي لبعض الملوثات.

توفر الانظمة ذات التدفق العمودي ظروفًا هوائية ونتيجة لذلك، توفر ظروفًا مناسبة لعملية النتريفة. أيضاً بالمقارنة مع الانظمة ذات التدفق السطحي الأفقي، فإنها تتطلب مساحة سطح أصغر (بشكل عام 1 - 3 m²) لكفاءة معالجة مماثلة. تستخدم على نطاق واسع لمعالجة مياه الصرف الصحي المنزلية والبلدية، ولكن يمكن استخدامها أيضاً لمعالجة النفايات السائلة في المصافي، على سبيل المثال [1]. عادة ما تكون الطبقة العليا من الحوض عبارة عن طبقة رملية. يتم إنشاء النباتات في الطبقة العليا من الحصى أو في الطبقة الرملية.

تحتوي الأحواض ذات التدفق العمودي أيضاً على أنابيب تهوية عمودية مثقبة متصلة أسفل الحوض بنظام خط أنابيب تجميع الصرف. تسمح أنابيب التهوية هذه بتهوية أفضل للأجزاء العميقة من الحوض نظراً لقدرتها على التهوية الأفضل، فإن الأحواض ذات التدفق العمودي فعالة جداً في إزالة المواد العضوية (DBO) وإزالة نيتروجين الأمونيا، عادة أكثر فعالية من الأحواض ذات التدفق الأفقي. مكنت فعاليتها الإجمالية من استخدام هذا النوع من الأنظمة لمعالجة مياه الصرف الصحي ذات المنشأ المختلف، على سبيل المثال، المخلفات السائلة المنزلية والبلدية والصناعية والزراعية [22].



الشكل (15): رسم يوضح نظام التدفق الشاقولي [20، 22].

فيما يلي بعض الخصائص الأخرى لعناصر الأحواض ذات التدفق العمودي:

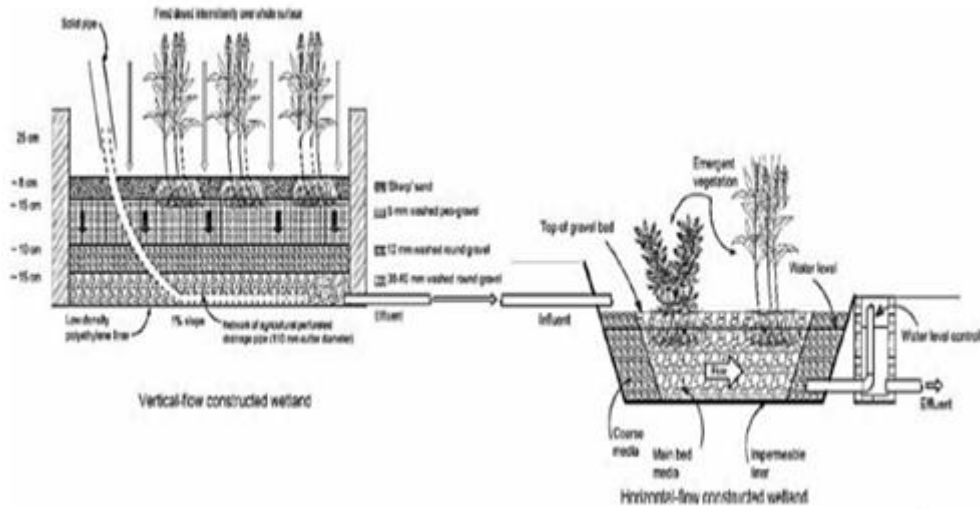
- لا توجد مشاكل إنسداد (إذا تم تصميمها وتشغيلها بشكل جيد).
- يطالب بنظام توزيع جيد مؤثر.

• يُطلق على نظام الأحواض ذات التدفق العمودي عادة اسم "النظام الفرنسي" أو أسرة القصب الفرنسية (FRB).

• يمكن معالجة مياه الصرف الصحي مباشرة دون معالجة أولية [21].

4.3.ii. أحواض النباتات ذات الجريان المتنوع (الأفقي الشاقولي)

يستعمل لمعالجة المياه العادمة المنزلية ومخلفات التعدين، من الشائع الجمع بين عدة أنواع من الأنظمة يزيد من كفاءة المعالجة. تعتبر كل من الأنظمة ذات التدفق الأفقي والعمودي فعالة في إزالة المواد العضوية والمواد الصلبة العالقة، ومع ذلك تظل إزالة النيتروجين الكلي محدودة لأن نظام التدفق الأفقي وحده يعرض ظروفًا لاهوائية تعزز نزع النيتروجين (تحويل النترات إلى نيتروجين غازي)، بينما يتم تهوية النظام الرأسي جيدًا ويسمح بالنيتروجين (أكسدة نيتروجين الأمونيا إلى نترات). وبالتالي، في الأنظمة الهجينة، يمكن استخدام مزايا النظامين المختلفة لتكمل بعضها البعض [23].



الشكل (16): رسم يوضح نظام تدفق مهجن [24].

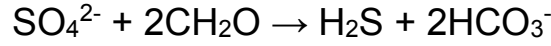
4.ii. دور مختلف مكونات النظام

1.4.ii. دور مواد التعبئة

في أغلب الأراضي الرطبة الاصطناعية، يتكون النظام من عناصر طبيعية مثل الحصى والحجر المسحوق أو الرمل والمواد العضوية [15]. يؤثر حجم الحبيبات المكونة لوسط الترشيح في الحوض على أدائه حيث يجب أن يوفر الظروف المثلى لنمو الميكروبات وكذلك لإمتصاص الملوثات الموجودة في مياه الصرف الصحي للركيزة [9]. يتراوح حجم حبيبات الركيزة بشكل عام من 2 إلى 128 mm لمسامية من 28 إلى 45٪، وهي المسامية الأنسب، لأنها توفر سطح تلامس أكبر للمعالجة وتسمح بتطوير الأغشية الحيوية [7، 9].

يجب أن تتحكم مكونات الخليط التفاعلي أيضًا في الحفاظ على التدفق الكافي داخل النظام [25]

تلعب الركيزة في الأراضي الرطبة الإصطناعية دورًا رئيسيًا في زيادة درجة الحموضة وإزالة المعادن. إن وجود مصدر للكربون العضوي مثل روث الأغنام أو روث الماشية أو روث الدجاج أو حتى نشارة الخشب سيسمح لبكتيريا BSR (Bactéries sulfato-réductrices) بزيادة درجة الحموضة والقلوية بشكل كبير وتعزيز ترسيب المعادن في شكل كبريتيدات معدنية عن طريق إنتاج الكبريتيدات وبيكربونات [26،27].



2.4.2. دور النبات

تتكيف هذه النباتات التي تنمو في بيئات رطبة (تسمى غالبًا النباتات الكبيرة) لتنمو في الوسائط المشبعة بالمياه) في التربة المشبعة أين تكون المسام تحتلها المياه وليس الهواء ويكون انتشار الأكسجين أبطأ وأقل توفر. ونظرًا لإنخفاض الأكسجين نجد أنفسنا في بيئة لاهوائية تنمو فيها النباتات وتتكيف معها شكليًا بفضل المساحات الهوائية المحلية الكبيرة في الجذور (الهوائية) التي تنقل الهواء بالانتشار ومحمل من طرف الأوراق نحو السيقان الجذور والجذوم. هذا الأكسجين لا يملأ فقط إحتياجات النبات، ولكنها تشكل مساهمة على مستوى منطقة الجذور، والتي تعزز التحلل الهوائي للمواد العضوية ونمو البكتيريا [28].

في الواقع، تستخدم الكائنات غيرية التغذية الأكسجين والكربوهيدرات التي تنتجها ذاتية التغذية (النباتات) لتلبية احتياجاتها من الطاقة، أيضا تواجد المواد العضوية أمر ضروري من أجل إدامة العمليات البيوجيوكيميائية في الوسط المتفاعل [29]. بالإضافة إلى ذلك، من خلال تطوير الجذر، توفر الخلايا الكبيرة مواقع التعلق للكائنات الحية الدقيقة وتسمح بتطور المستعمرات. أهم وظيفة فيما يتعلق بمعالجة مياه الصرف الصحي هو التأثير المادي الناجم عن وجود النباتات.

تعمل الخلايا الكبيرة (النباتات الكبيرة) على تثبيت السطح، وبهذه الطريقة توفر ظروفًا فيزيائية مثالية للترشيح على السطح، يمنع الإنسداد ويعمل كعزل خلال فترة الشتاء.

تم العثور على أكثر من ألف نوع من النباتات في الأراضي الرطبة و فقط القليل منها يستخدم على نطاق واسع في أحواض معالجة مياه الصرف الصحي، بما في ذلك القصب والشائع منها Phragmites (australis)، ومع ذلك نظرًا للطبيعة الغازية للقصب الشائع الغريب، يوصي باستخدام فقط النوع الأصلي الغير غازي.

دور النباتات في الأراضي الرطبة المبنية في معالجة المياه هو دور غير مباشر في الغالب، إنها تعزز وتدعم تطور ونمو المجتمع الميكروبي على طول جذورها، من خلال نقل وإطلاق الأكسجين في المواقع الدقيقة على طول الجذور [5،30،31].

3.4.ii. دور الكائنات الحية الدقيقة (الأجسام المجهرية)

تعد البكتيريا والفطريات والطحالب والأوليات على أنها المجموعات الرئيسية للكائنات الحية الدقيقة المتوفرة في المناطق الهوائية واللاهوائية في نظام الأراضي الرطبة. يرجع الدور المهم للكائنات الدقيقة في الأراضي الرطبة المبنية إلى حجمها المجهرى الذي يسمح بالاتصال والتغذية على الملوثات عبر إنزيماتها، في حين يمكن إزالة النيتروجين عن طريق التمثيل الغذائي الميكروبي مثل النترجة، والأمونيا، ونزع النيتروجين والعمليات الأخرى علاوة على ذلك، يرتبط التحلل البيولوجي العضوي في الغالب بالبكتيريا ذاتية التغذية، والتي تنتج مركبات عضوية من الكربون غير العضوي مثل ثاني أكسيد الكربون، وتحصل البكتيريا غيرية التغذية والفطريات والأوليات على متطلبات نموها من المركبات العضوية كما تكتسب جميع الفطريات متطلبات نموها من التغذية والطاقة من المواد العضوية غيرية التغذية [24].

5.ii. آليات إزالة الملوثات وفعالية أحوض المعالجة بالنباتات

1.5.ii. إزالة المواد العالقة

تعتبر إزالة المواد الصلبة المعلقة فعالة جداً في الأراضي الرطبة المبنية. الآليات الفيزيائية السائدة لإزالة المواد الصلبة العالقة هي التلبد / الترسيب والترشيح [32]. قد تحتوي المادة المعلقة في مياه الصرف الصحي على أنواع مختلفة من الملوثات، مثل المغذيات والمعادن الثقيلة والمركبات العضوية، تعتمد إزالة المواد الصلبة المعلقة على قوة الجذب الخاصة بـ Vander Waal والقوى الكهربائية والتي قد تكون إما عن طريق التجاذب أو التنافر على مستوى الشحنات السطحية [33].

2.5.ii. إزالة المواد العضوية

يعتقد أن إزالة DBO و DCO تحدث بسرعة من خلال ترسيب الجسيمات وحبسها في فراغ المساحات في وسط الحصى. لكن يرجع إزالة الطلب البيوكيميائي للأكسجين في أحوض المعالجة بالنباتات بشكل أساسي إلى التحلل الميكروبي الهوائي وعمليات الترسيب والترشيح وقابلية الذوبان، تتم إزالة المركبات العضوية عن طريق النمو الميكروبي على أسطح الوسائط والمرتبطة بجذور النباتات. تحتوي المادة العضوية على ما يقرب من 45 إلى 50% كربون (C) التي يتم استخدامها من قبل مجموعة واسعة من الكائنات الحية الدقيقة كمصدر للطاقة، وهذا من خلال توفير الأكسجين بواسطة النباتات في منطقة الجذر، لتحويل الكربون العضوي إلى ثاني أكسيد الكربون. يمكن أيضاً إزالة المواد العضوية القابلة للذوبان بواسطة عدد من عمليات الفصل بما في ذلك الإمتزاز والإمتصاص (حركة الملوثات من المرحلة إلى أخرى).

تعتمد درجة الإمتصاص ومعدلها على خصائص كل من المادة العضوية والسطح الصلب (النباتات، الركيزة والكائنات الحية).

تعتبر التحويلات البيوكيميائية آلية مهمة للمواد العضوية القابلة للتحلل في الأراضي الرطبة، قد تكون مسؤولة عن إزالة بعض المكونات العضوية بحكم التمعدن وتحويل المواد العضوية من خلال تخليق الكتلة الحيوية الجديدة. تلعب المحللات (البكتيريا والفطريات) في الأسلحة الكيميائية دوراً رئيسياً في إزالة المواد العضوية عن طريق التمعدن، كما أنها مسؤولة عن تخليق الكتلة الحيوية وإنتاج المنتجات الأيضية العضوية النهائية. بالإضافة إلى ذلك، يعتبر التسميد النباتي أيضاً ظاهرة مهمة لإزالة الملوثات. تمتص بعض نباتات الأراضي الرطبة أيضاً الملوثات من خلال نظام الجذر وتنقلها إلى الغلاف الجوي عبر تيار النتج.

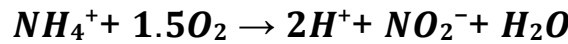
تتم إزالة المركبات المحبة للماء مثل (الأسيتون والفينول) مباشرة عن طريق عملية التطاير أي التطاير النباتي [33] في المنطقة الهوائية، تتحلل المادة العضوية إلى ثاني أكسيد الكربون والماء بواسطة البكتيريا الهوائية، في المنطقة اللاهوائية، تتحلل المادة العضوية إلى ثاني أكسيد الكربون والميثان بواسطة البكتيريا اللاهوائية مع التخمر [34].

3.5.11. آليات فصل وتحويل الأزوت (النتروجين)

أهم أشكال النيتروجين غير العضوية هي NH_4^+ و NO_3^- و NO_2^- وغاز النيتروجين المذاب (N_2). عادة ما يتم تحقيق إزالة النتروجين بيولوجياً عن طريق عمليات النترجة ونزع النتروجين والأمونيوم.

1.3.5.11. النترجة

في الخطوة الأولى من النترجة تتأكسد الأمونيا إلى نترت بواسطة *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus* and *Nitrosospira* bacteria, ثم إلى نترات بواسطة *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus* and *Nitrobacter* [35-38]. في هذه العمليات، يتم استخدام ثاني أكسيد الكربون كمصادر للكربون ومصدر غير عضوي كمصدر للطاقة. تمر العملية بمرحلتين على النحو التالي [39].



كما هو موضح في المعادلتين، أثناء الأنشطة التنفسية للأزوت، يتم إطلاق مولين من H^+ في البيئة مما يؤدي إلى خفض درجة الحموضة في الماء. تستهلك نترجة الأمونيا إلى نترات ما يقرب من 4.6 mg من O_2 ، 8.64 mg من HCO_3^- لكل مليغرام من نيتروجين الأمونيا [35،38].

2.3.5.11. نزع النتروجين

في ظل ظروف نقص الأكسجين وعندما يتوفر الكربون القابل للتحلل بسهولة، تقل الكائنات غيرية التغذية، $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ ويتم استخدام الأسيات كمانح للإلكترون، في هذه الحالة تتطلب عملية نزع النتروجين مصدرًا عضويًا للكربون، وعادة ما يكون هذا (الكربون العضوي) غير موجود في نهاية مرحلة النترجة في معظم أنواع مياه الصرف الصحي حيث تم بالفعل أكسدة المادة العضوية. متطلبات الكربون (الطاقة) لنزع النتروجين هي 2.68 g من الأسيات لكل غرام من نيتروجين النترات، بالنسبة للميثانول والجلوكوز، تكون المتطلبات 1.90 g و 2.67 g على التوالي لكل جرام من نيتروجين النترات [36].

في التربة والأراضي الرطبة حيث تتواجد كل من المناطق الهوائية واللاهوائية، من المعروف أن النترجة ونزع النتروجين تحدث في وقت واحد في عملية تسمى النترجة المتزامنة ونزع النتروجين، خاصة عندما يكون هناك كربون عضوي في مناطق نقص الأكسجين في الأراضي الرطبة حيث توجد نترات، يمكن أن يمثل نقص الكربون العضوي عاملاً مقيداً لنزع النتروجين. كما يمكن إضافة مصدر الكربون المتاح تجارياً لتعزيز نزع النتروجين لكنها تكلف حرجة لعملية المعالجة.

3.3.5.ii مسارات أخرى لإزالة النيتروجين

مسارات التحول المحتملة الأخرى للنيتروجين في أحواض النباتات مثل إمتصاص النبات والإمتصاص والتطاير. $\text{NO}_3\text{-N}$ و $\text{NH}_4\text{-N}$ هما شكلان من N يتم إمتصاصهما بواسطة النباتات، مع كون الأخير أكثر تفضيلاً مقارنة بالأول [40]، ومع ذلك، يمكن أن يتم إمتصاص النبات خلال موسم النمو (الربيع والصيف).

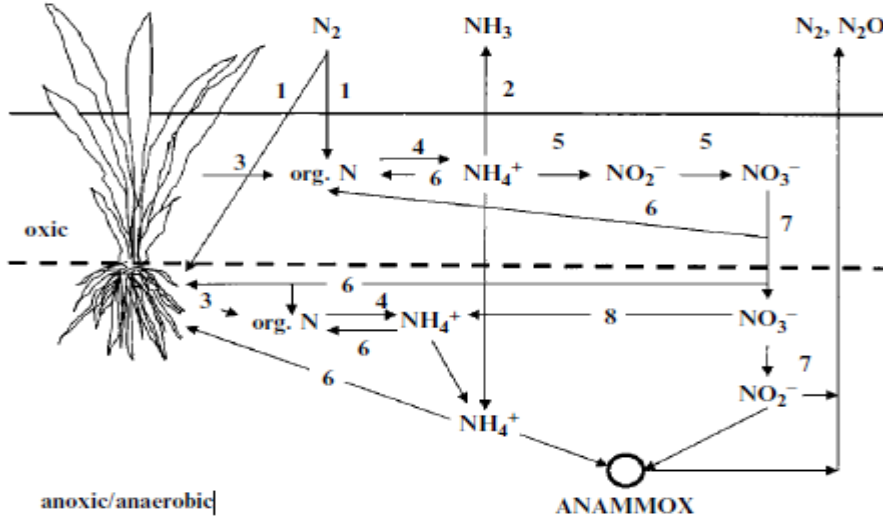
يمكن إمتصاص الأمونيا على سطح الوسائط (الركيزة) في الأراضي الرطبة المبنية، لكن هذه العملية تعتمد بشكل أساسي على خصائص الوسائط المسامية المستخدمة والشحنة السطحية. عند الرقم الهيدروجيني $\text{pH} < 9.3$ ، تتحول الأمونيا إلى غاز NH_3 عن طريق عملية التطاير والخسارة عبر سطح الماء إلى الغلاف الجوي [38، 41].

أكسدة الأمونيا اللاهوائية هي عملية تم إكتشافها مؤخراً وهي تحويل لا هوائي للنترت والأمونوم إلى غاز نيتروجين في غياب الكربون العضوي [35].

بسبب انخفاض متطلبات الكربون والأكسجين، أقل من نصف الأكسجين ولا يوجد كربون، مقارنةً بالمتطلبات التقليدية، نجد أن أكسدة الأمونيا اللاهوائية مناسبة بشكل خاص لمعالجة مياه الصرف الصناعي عالية القوة التي يكون فيها محتوى الأمونوم مرتفعاً ومحتوى الكربون العضوي منخفض جداً.

مسار آخر حديث للتحول N، هو عملية إزالة النيتروجين ذاتية التغذية الكاملة على النترات. تعتمد العملية على التفاعل المتزامن لمؤكسدات الأمونوم الهوائية واللاهوائية [42]. ومع ذلك، تحتاج هذه العملية إلى مزيد من الإستقصاء لتحديد حالة التشغيل المثلى [5].

تحويلات النيتروجين الرئيسية في الأراضي الرطبة.



الشكل (17): رسم تخطيطي للتحويلات الرئيسية للنيتروجين في المناطق الهوائية (المؤكسدة)

واللاهوائية / نقص الأكسجين في أنظمة الأراضي الرطبة.

1- تثبيت N_2 ، 2- تطاير الأمونيا، 3- الترشيح، 4- تمعدن، 5- نترجة، 6- امتصاص، 7- انتشار النترات ونزع النترجين اللاحق [8].

4.5.ii إزالة الفسفور

تحويلات الفوسفور في الركيزة والحوض المائي للأراضي الرطبة هي متشعبة وتشمل: الإمتزاز والإمتصاص والترسيب والذوبان، إمتصاص النبات والميكروبات، التمعدن. يتم إمتصاص الفوسفور الذي يدخل إلى حوض المياه في الأراضي الرطبة بسرعة من طرف البكتيريا والنباتات. أظهرت دراسات النظائر المشعة P أنه يتم التحكم في 10 إلى 20% من الفوسفور بواسطة الإمتصاص الحيوي في البداية. بالإضافة إلى تحويلات الفسفور غير العضوي اللاحقة، كذلك يتم التحكم في إحتباس الفوسفور في ركيزة الأراضي الرطبة والرواسب، بواسطة تفاعل إمكانات الأكسدة والإختزال، وقيم الأس الهيدروجيني، ومعادن الحديد Fe والألمنيوم Al، و Ca الكالسيوم [8].

5.5.ii آليات إزالة وفصل المعادن

يعتمد أداء النظام على التدفق وجودة المياه الداخلة وتركيب الركائز المستخدمة، والتي ستؤثر على المعادن المعنية. إن معرفة هذه الآليات والعمليات التي تتحكم فيها تزيد من احتمالية نجاح العلاج عن طريق تصفية الأراضي الرطبة المبنية، ومع ذلك هذه الآليات وعلاقتها المتبادلة ليست دائماً مفهومة جيداً [26،29].

تتم إزالة المعادن من خلال مجموعة متنوعة من العمليات. تتضمن هذه العمليات الفيزيائية (الترسيب، التلبد)، والعمليات الكيميائية (الإمتصاص)، والعمليات البيولوجية (إختزال الكبريتات وإمتصاص النبات) التي تعمل بشكل مستقل في حالات معينة وبطرق تفاعلية أخرى [43،29]. تتغير الآليات الفيزيائية لإزالة المعادن بمرور الوقت ومع المواسم [44،25].

أثناء بدء التشغيل، يتم إمتصاص المعادن الذائبة في سطح مواقع إمتصاص المادة العضوية الموجودة في الركيزة. هناك أيضا ترسيب الأوكسي هيدروكسيدات والمعادن الكربونية oxyhydroxydes et minéraux carbonatés. وعندما تصبح مواقع الإمتزاز مشبعة يتم إنشاء الظروف التي تسمح بتقليل الكبريتات، فيتم الترسيب على شكل كبريتيدات معدنية forme de sulfures métalliques [25]. أيضاً، أظهرت العديد من الدراسات ان فترة الصيف عندما يكون الإنتاج الأولي في أقصى درجاته تكون معدلات إزالة الملوثات عالية جداً. هذا يترجم بشكل عام الإزالة عن طريق زيادة الإمتصاص في أوائل الصيف، يليه إطلاق أثناء شيخوخة النبات [45]. ومع ذلك، في المناخات الباردة مثل كندا، هناك إختلافات كبيرة مع تغيرات درجات الحرارة [46-48] و الخصائص الهيدروليكية، مثل نوع تدفق في الأحواض (سطحي، عمودي أو أفقي تحت السطح)، سيؤثر أيضاً على أداء النظام [47].

في ظل الظروف الهوائية، فإن إحتباس المعادن الثقيلة وتراكمها في ركائز الأراضي الرطبة يرجع أساساً إلى تكوين هيدروكسيدات المعادن) مثل هيدروكسيدات الحديد والمنغنيز. في ظل ظروف نقص الأكسجين أو اللاهوائية، فإن ترسيب الكبريتيدات المعدنية هو العملية الرئيسية التي تساهم في إزالة المعادن في أحواض النباتات. في الظروف اللاهوائية، يؤدي إختزال الكبريتات إلى تكوين كبريتيد الهيدروجين وتتفاعل معظم المعادن مع الكبريتيد لتكوين رواسب غير قابلة للذوبان بدرجة عالية [21].

1.5.5.11 آليات الإزالة الفيزيائية للمعادن

يعتبر الترسيب والتلبد (La décantation et la sédimentation) من آليات الإختزال التي تسمح بالإزالة الفعالة للمعادن الثقيلة المرتبطة بالجسيمات. يرتبط الترسيب إرتباطاً وثيقاً بنموذج التدفق الهيدرولوجي للأراضي الرطبة، بحيث الجزيئات الأكثر كثافة من الماء سوف تستقر بشكل أسرع وسوف تترسب الجسيمات الأخف عن طريق التلبد، لكن يمكن أيضاً أن تمت (dsorber) الجسيمات الأخرى المعلقة مثل المعادن الثقيلة. في الأراضي الرطبة، يفضل التلبد بواسطة pH قاعدي للمادة المعلقة، وهي القوة الأيونية. للحصول على الآليات الفيزيائية يمكن أن نستعين بعمليات كيميائية الأخرى مثل الترسيب والترسيب المشترك (récipitation et la coprécipitation) [29].

2.5.5.ii. آليات الإزالة الكيميائية للمعادن

1.2.5.5.ii. الإمتصاص

يعتبر الإمتصاص عملية فعالة وإقتصادية للغاية لإزالة الأيونات المعدنية من مياه الصرف الصحي. سيكون من الممكن العثور على العديد من المصطلحات الأخرى مثل الإمتصاص الحيوي، وهو إمتصاص بواسطة الكائنات الحية والتبادلات الأيونية وهو نوع من الإمتزاز حيث يتم تبادل أيون من النفايات السائلة بواسطة أيون من المبادل [49].

ينتج الإمتصاص من تأثير الغاز أو الجزيئات السائلة عند ملامستها للمادة الصلبة، ويلتصق بسطحه ويسمي (إمتزاز) أو يدمج في حجمه بالكامل ويسمى (إمتصاص) [50].

يمكن إستعمال أنواع مختلفة من الممتزات، بما في ذلك المواد الطبيعية وبعض المواد الإصطناعية، مثل معادن الطين والمواد الماصة الحيوية (البيولوجية) والمواد الكربونية وأكاسيد المعادن بالإضافة إلى تأثير السطح / المسامية [50،51].

يتم إمتصاص المعادن الثقيلة على جزيئات الركيزة من خلال الإمتصاص الفيزيائي (التحلل) أو عن طريق الامتزاز الكيميائي (الامتصاص الكيميائي) [29،52].

يشير مصطلح التحلل إلى تثبيت المادة الممتزة على سطح مادة الإمتصاص، وتكون طاقات الروابط المختلطة أثناء الإرتباط ضعيفة نسبياً وقابلة للعكس تماماً (وليس تعديلات على التركيب الجزيئي). يتم تصنيعه بشكل أساسي بواسطة قوى Van der Waals وقوى الاثنين في التفاعلات الكهروستاتيكية للاستقطاب وثنائي القطب ورباعي القطب للممتزات ذات البنية الأيونية [49،52].

تسمى خاصية المادة للإحتفاظ بالكاتيونات عن طريق الإمتزاز الفيزيائي بقدرة التبادل الكاتيوني. في حالة الإمتصاص الكيميائي أو (الإمتزاز الكيميائي) يلتصق الجزيء بالسطح عن طريق تفاعل كيميائي مع تكوين روابط (إتصال التكافؤ) بين المادة الماصة وسطح المادة الممتصة. غالباً ما يكون صعباً بشكل عكسي ويتطلب طبقة أحادية الجزيئية. هذا الإتصال محدد، ويمكن القول أنه من الممكن أن تكون هناك عناصر بتكوين إلكتروني مكيف [49،52].

2.2.5.5.ii. الترسيب والترسيب المشترك

يعتبر الترسيب المشترك للمعادن الثقيلة مع المعادن الثانوية بما في ذلك هيدروكسيدات الحديد والألمنيوم والمنغنيز آلية مهمة للإمتزاز في رواسب الأراضي الرطبة المبنية [29]. بحيث تتشكل بها مادة صلبة غير قابلة للذوبان في محلول سائل. يترسب الشكل الصلب في القاع على الرواسب. يعتمد هذا الترسيب على ثابت منتج الذوبان K للأنواع المعدنية ودرجة الحموضة في الوسط، وتركيز الروابط مثل (الكربونات، والكبريتات) والأيونات المعدنية [53].

3.2.5.5.ii. الأكسدة والتحلل المائي

ترتبط أهم آلية للقضاء على المعادن في المستنقعات بتفاعلات الأكسدة والتحلل المائي الذي ينتج عنه ترسيب المعادن [54]. في واجهة الماء والرواسب، تكون البيئة هوائية وتتميز بوجود أكاسيد الحديد والمنغنيز التي يمكن أن تمتص الملوثات (علاقة تعتمد على الاس الهيدروجيني). يمكن العثور على حوالي 40 إلى 60 ٪ من إجمالي الحديد تحت شكل هيدروكسيد الحديد [55] في المناطق اللاهوائية، حيث يكون إختزال الكبريتات بواسطة *Bactéries sulfato-réductrices* هو السائد وترسب المعادن تحت شكل كبريتات معدنية [56].

3.5.5.ii. آليات الإزالة البيولوجية للمعادن**1.3.5.5.ii. ميتابوليزم البكتيريا**

تكتسب البكتيريا الكيميائية الصخرية طاقتها من خلال أكسدة الأيونات غير العضوية مثل S و Fe، في حين أن الأيونات هي المستقبل النهائي للإلكترونات. تعرف الكائنات الحية الدقيقة الأكثر دراسة بأكسدة المعادن الكبريتية هي البكتيريا التي تنتمي إلى الأنواع *Acidithiobacillus et Leptospirillum* [57]. قد تشارك هذه البكتيريا في أكسدة المعادن الكبريتية بعدة طرق منها غالبًا ما يشير إلى الآليات المباشرة وغير المباشرة.

الآلية المباشرة، تتضمن البكتيريا العضوية الموجودة على السطح والأكسدة المباشرة للكبريت في المعدن. على العكس من ذلك، فإن تتضمن الآلية غير المباشرة الأكسدة اللاأحيائية لمعادن الكبريت بواسطة Fe^{3+} ثم Fe^{2+} يتم إنتاجه ويمكن أن يتأكسد مرة أخرى إلى Fe^{3+} بواسطة البكتيريا. الكبريت الناتج عن أكسدة الكبريتيد يمكن أن يتأكسد إلى SO_4^{2-} عن طريق الكائنات الحية الدقيقة أو بواسطة Fe^{3+} المذاب [57-59].

يسمح نشاط البكتيريا الهوائية بترسيب المعادن، ومن خلال إستهلاك الأوكسجين في الطبقات العليا والقريبة من النبات الإضافية. في المناطق اللاهوائية، يتم التحكم في ترسيب المعادن إلى حد كبير بواسطة BSR (*Bactéries sulfato-réductrices*) [60].

BSR هي كائنات دقيقة غير هوائية أو ذاتية التغذية قادرة على تقليل الكبريتات إلى الكبريتيدات عندما تحتوي الركيزة على مصدر كربون عضوي قابلة للتحلل ويمكن الوصول إليها بسهولة.

2.3.5.5.ii. ميتابوليزم النباتات

يمكن أن تلعب النباتات دورًا مهمًا في إزالة المعادن أو استقرارها. المعالجة النباتية هي استخدام النباتات والكائنات الحية الدقيقة المرتبطة بها الموجودة في الجذور، لإستخراج الملوثات من المياه السطحية والمياه الملوثة تحت الأرض. تتضمن هذه التقنية عدة جوانب بما في ذلك

إمتصاص النبات، تثبيت النبات وترشيح الجذور [61،49]. تميل النباتات بشكل طبيعي إلى استيعاب المعادن باستخدام الطاقة الضوئية لإستخراج الأيونات من التربة ثم دمجها في كتلتها الحيوية [61]. يتم تثبيت المعادن عن طريق الجذور في الأنواع الناشئة أو التي تطفو على السطح بينما تكون النباتات مغمورة تماماً في الماء لها القدرة على الإمتصاص بواسطة الأوراق والجذور [29]. طورت النباتات آليات محددة للغاية لتناول هذه العناصر الغذائية ونقلها وإصلاحها، مثل Cu، Co، Fe، Mo، Ni و Zn، تعتبر معادن أساسية للنمو ودورة الحياة [43]، وهناك بعض المعادن المتراكمة ليست عناصر أساسية، مثل الكاديوم والزنك أو الرصاص.

لا يتم تطبيق التبخر على جميع الملوثات، ولكن من الممكن ل Se و Hg وربما As أن تتبخر في الجو [62]، يتم إمتصاص هذه الملوثات على مستوى الجذور، ثم يتم نقلها إلى الأجزاء الهوائية للنبات ليتم تخزينها قبل تحويلها إلى مركبات متطايرة ومتحررة في الغلاف الجوي [63].

6.5.ii. إزالة الكائنات المجهرية من أصل الإنسان (إزالة مسببات الأمراض)

تتمتع أنظمة الأراضي الرطبة المبنية بقدرة ممتازة على إزالة مسببات الأمراض، تعمل هذه الأنظمة كمرشح حيوي من خلال مجموعة من العمليات الفيزيائية والكيميائية والبيولوجية التي تشارك جميعها في تقليل عدد مسببات الأمراض.

- العوامل الفيزيائية تتضمن التجميع، الترشيح والترسيب والتعرض للأشعة فوق البنفسجية.
- تشمل العوامل الكيميائية على الإمتزاز والتحلل (التأكسد) والتعرض للسموم المنبعثة من الكائنات الدقيقة والنباتات.
- تشمل الآليات البيولوجية وهي الموت الطبيعي، والإبتلاع عن طريق الديدان الخيطية، والطفيليات الأولية، والبكتيريا.

تصل نسبة القضاء على القولونيات إلى (أكثر من 90 ٪) والمكورات العقدية (أكثر من 80 ٪) انخفاض في أعداد القولونيات البرازية (بنسبة تصل إلى 99٪) في أنظمة مختلفة من الأراضي الرطبة المبنية [64].

6.ii. الخصائص الرئيسية لأنظمة المعالجة التقليدية والأراضي الرطبة المنشأة والمقارنة

بينهما

الجدول (3): مقارنة الخصائص الرئيسية لأنظمة المعالجة التقليدية والأراضي الرطبة المبنية [5].

الخصائص	أنظمة العلاج التقليدية	الأراضي الرطبة المبنية
البنية التحتية	تتطلب العديد من الأجزاء الميكانيكية المعقدة	لا توجد أجزاء ميكانيكية (ربما مضخات فقط)

الإستثمار	تكاليف البناء عالية	عادة ما تكون تكاليف البناء أقل من التقليدية خاصة إذا كانت هناك أرض متاحة
تكاليف التشغيل	عالي	منخفض جدا إلى الصفر
مساحة الأرض المطلوبة	قليلة	مرتفعة
الأداء	مياه الصرف المستمر ذات الجودة العالية	مقارنة بالتقليدية قد تظهر تقلبات صغيرة مع تغيرات درجة الحرارة
المواد أولية	إستخدام المواد غير المتجددة أثناء البناء مثل (الخرسانة والصلب وما إلى ذلك وتشغيل الطاقة الكهربائية والمواد الكيميائية)	الإستخدام الحصري تقريبا للمصادر المتجددة - (الطاقة الشمسية وطاقة الرياح وما إلى ذلك) الطابع " البيئي "
إستهلاك الطاقة	عالي	قليل
إنبعاث الغازات و الإحتباس الحراري	عالي	منخفض جدا
عملية	الحاجة للمراقبة اليومية وعمر محدد يصل إلى 25 -30 سنة	الحاجة إلى الفحص الدوري فقط مثلا، على أساس شهري- عمر طويل أكثر من سنة 30
اليد العاملة	تستوجب موظفين متخصصين	لا حاجة إلى موظفين متخصصين
اعمال صيانة	إحتياجات وتكاليف صيانة عالية - أضرار منتظمة بسبب المعدات الميكانيكية الكبيرة / المعقدة	تكلفة صيانة منخفضة (قطع ميكانيكية صغيرة فقط - مضخات)
الروائح	خزانات الهواء الطلق الكبيرة تنتج الروائح عادة	مشاكل صغيرة فقط في أنظمة سطح الماء الحر
الحشرات	لا توجد مشاكل كبيرة	مشاكل صغيرة فقط في أنظمة سطح الماء الحر
المقاومة للسموم	قد تؤدي الملوثات السامة إلى تعطل النظام	قوي لبعض المكونات السامة
المنتجات الثانوية	كميات كبيرة يومية من إنتاج الحمأة، والتي تحتاج إلى التعامل معها وإدارتها على أساس يومي	إنتاج صفري من المنتجات الثانوية
المظهر خارجي	"المظهر الصناعي" غير الجذاب	مقبول جماليا منظر أخضر

7.11. مزايا تقنية الأراضي الرطبة المبنية

- أنظمة معالجة فعالة ويمكنها توصيل النفايات السائلة بالجودة المرغوبة.
- يمكن بناءها في العديد من المناطق وبتكاليف منخفضة .
- أنظمة الأراضي الرطبة المبنية تبدو كحل مثالي للمجتمعات الصغيرة والمتوسطة، والمدن الصغيرة، والقرى، والأسر المنفردة أو مجموعة من الشقق، والمناطق الريفية والجبلية والنائية بشكل عام، حيث لا توجد شبكة صرف صحي، ويكون إنشاء محطة معالجة تقليدية أمراً اقتصادياً.
- في الأراضي الرطبة المنشأة لا تستعمل الأجزاء الميكانيكية، المعدات الميكانيكية الوحيدة هي مضخات لنقل المياه من مرحلة إلى أخرى، والتي يمكن تجنبها من خلال التصميم المناسب واستغلال تضاريس المنطقة.
- سهلة التركيب.
- استهلاك للطاقة صغيرة جداً، وعادة ما تكون فقط للمضخات التي قد تكون موجودة في المنشأة.
- يتم تغطية متطلبات الطاقة لعمليات المعالجة من خلال مصادر الطاقة المتجددة التي تستخدمها المحطات (الطاقة الشمسية وطاقة الرياح).
- إحتياجات الصيانة منخفضة، وفي مرحلة التشغيل الكامل، يتم تطبيق مخطط صيانة نموذجي وهو زيارة واحدة في الموقع على أساس شهري.
- ليس بحاجة للموظفين المتخصصين لتشغيل منشأة الأراضي الرطبة، على عكس المحطات التقليدية حيث يلزم وجود موظفين متخصصين.
- أظهرت الخبرة العالمية من العديد من البلدان والمهنيين أن التكاليف التشغيلية لمنشآت الأراضي الرطبة المبنية يمكن أن تكون أقل بنسبة تصل إلى 90 ٪ مقارنة بالمحطات التقليدية.
- عدم الحاجة إلى إضافة أي مواد كيميائية، وهذا ليس هو الحال في محطات المعالجة التقليدية.
- لا ينتج عن المعالجة في الأراضي الرطبة المبنية أي منتج ثانوي.
- تتراكم الحمأة المنتجة داخل النظام مقارنة بمحطات المعالجة التقليدية التي يتم إنتاج كميات كبيرة من الحمأة الزائدة على أساس يومي وإدارة هذه الحمأة الزائدة ومعالجتها يمكن أن تصل إلى 50 ٪ من إجمالي تكاليف المنشأة - ومن ثم يتم إدراك الميزة الكبيرة للأراضي الرطبة المنشأة المتمثلة في عدم إنتاج منتج ثانوي.
- المنتج الوحيد الذي يمكن إعتبره منتجاً ثانوياً في منشآت أراضي الرطبة هو الكتلة الحيوية للنبات والتي عادة ما يتم حصادها وجمعها مرة واحدة سنوياً. ومع ذلك، يمكن إستغلال هذه

الكتلة الحيوية كوقود حيوي لإنتاج الطاقة أو لإنتاج السماد.

- معظم مشاكل البعوض والرائحة منخفضة للغاية في أنظمة الأراضي الرطبة، لا سيما في الأنظمة ذات التدفق تحت السطحي مقارنة بالمعالجة التقليدية حيث تجذب خزانات المياه العادمة المفتوحة للترسيب و / أو التهوية البعوض والحشرات وتنتج الروائح.

8.11. مساوي إنشاء الأراضي الرطبة

على الرغم من المزايا المختلفة لهذه التكنولوجيا، فإن الأراضي الرطبة المبنية لها أيضاً بعض الجوانب السلبية التي يجب أخذها في الاعتبار:

- الأراضي الرطبة تتطلب مساحة أرض أكبر مقارنة بمحطات المعالجة التقليدية على الرغم من أن البحث المستمر نجح في تقليل المساحة الإجمالية لمرافق الأراضي الرطبة وتحسين تصميمها) على سبيل المثال، استخدام أنظمة التدفق الرأسي وأنظمة التهوية مؤخراً.
- يمكن أن يؤدي التصميم الخاطئ أيضاً إلى مشاكل في الروائح وظهور سطح مائي في الأنظمة تحت السطحية، ومع ذلك تجدر الإشارة إلى أنه إذا تم تصميمها وتركيبها بشكل صحيح، فإن الأراضي الرطبة بشكل عام لا تسبب مشاكل في الروائح.
- من المعروف أن معظم آليات إزالة الملوثات تعتمد على العمليات الميكروبية مما يعني أن الفهم الأفضل للعمليات الأساسية التي تحدث داخل النظام ضرورية، وبالتالي، لا يزال تصميم الأراضي الرطبة، يعتمد إلى حد كبير على البيانات التجريبية والخبرة المهنية في التصميم والأداء الأمثل.
- لا توجد حتى الآن إرشادات تصميم مقبولة على نطاق واسع لأنظمة الأراضي الرطبة بالإضافة إلى ذلك، يتم الوصول إلى الأداء الأمثل عادة بعد عام أو عامين من التشغيل.
- لا يمكن تلبية في مناطق حضرية كبيرة مكتظة بالسكان لهذا لا ينبغي النظر إلى تكنولوجيا الأراضي الرطبة المبنية على أنها منافس مباشر وكامل لأنظمة المعالجة التقليدية.
- الاستبدال الكامل للمنشآت المركزية بأنظمة الأراضي الرطبة المبنية أمر غير عملي، لأن مساحة الأرض المطلوبة ستكون عالية جداً [22].
- وتجدر الإشارة إلى أن جميع السلبيات المذكورة أعلاه تخضع حالياً للبحث من قبل المجتمع العلمي. نجحت الأبحاث المكثفة على مدى السنوات العشر إلى الخمس عشرة الماضية في التخفيف من معظم هذه المشكلات.

ومن المتوقع إجراء المزيد من التحسينات في المستقبل.

مراجع باللغة العربية

[10] عبد الرزاق محمد سعيد التركماني. 2009. محطات معالجة بالنباتات، موقع الهندسة البيئية دليل تخطيط وتصميم وتنفيذ محطات المعالجة بالنباتات، شبكة خبراء المياه السوريين، ص 22-28.

المراجع باللغة الأجنبية

- [1] Vymazal, J. 2010. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment : A review. *Water*, 2:530-549.
- [2] USEPA. 2014. Reference Guide to Treatment Technologies for Mining-Influenced Water. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation. EPA 542-R-14-001, 94 p.
- [3] Melanson, M. 2006. Analyse d'un système de traitement passif pour le site de la mine Eustis. Mémoire de maîtrise, Centre Universitaire de Formation en Environnement, Université de Sherbrooke, QC, Canada, 69 p.
- [4] Idris, A., Abdullah, A. G. L., Hung, Y. T., & Wang, L. K. 2010. "Wetlands for Wastewater Treatment." In *Environmental Bioengineering Humana Pre*: 317–50.
- [5] Stefanakis, A., Akrotos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2014). Vertical flow constructed wetlands: eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment. *Newnes*.
- [6] Stefanakis AI.2019. The Role of Constructed Wetlands as Green Infrastructure for Sustainable Urban Water Management. *Sustainability*, 11(24):6981
- [7] Calheiros, C.S.C., Rangel, A.O.S.S. et Castro, P.M.L. 2008. Treatment of industrial wastewater with two-stage constructed wetlands planted with *Typha latifolia* and *Phragmites australis*. *Bioresource Technology*, 100:3205-3213.
- [8] Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2008). Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. *Springer science & business media*. (Vol 14).
- [9] Truu, M., Juhanson, J. et Truu J. 2009. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 407:3958-3971.
- [11] Stefanakis, A. I., Akrotos, C. S., Gikas, G. D., & Tsihrintzis, V. A. (2009a). Effluent quality improvement of two pilot-scale, horizontal subsurface flow constructed wetlands using natural zeolite (clinoptilolite). *Microporous and Mesoporous Materials*, 124(1-3), 131–143. doi:10.1016/j.micromeso.2009.05.005
- [12] Nivala, J., Knowles, P., Dotro, G., Garcia, J. et Wallace, S. 2012. Clogging in subsurface flow treatment wetlands. Measurement, modeling and management. *Water Research*, 46:1625–1640.

- [13] Ranieria, E., Gorgoglionea, A. et Solimeno A. 2013. A comparison between model and experimental hydraulic performances in a pilot-scale horizontal subsurface flow
- [14] Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment Wetlands* (2nd ed.). Boca Raton, FL : CRC Press. constructed wetland. *Ecological Engineering*, 60 : 45– 49.
- [15] Gikas, P., Ranierib, E. et Tchobanoglous G. 2013. Removal of iron, chromium and lead from waste water by horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 88 : 1906–1912.
- [16] Fu, D.F., Singha, R.P., Juana, H., Ojhab, C.S.P., Surapallid, R.Y. et Zhangda, T.C. 2014. Highway runoff treatment by lab-scale horizontal sub-surface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 64:193–201.
- [17] Stefanakis, A. I., Seeger, E., Hübschmann, T., Müller, S., Sinke, A., & Thullner, M. 2013. Investigation of phenol and m-cresol biodegradation in horizontal subsurface flow constructed wetlands. In *Proceedings of the 5th International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control*, 13–17 October, Nantes, France, pp. 13–17.
- [18] Santos, D., Silva, W., Gomes, A., Simes, R., Pascoa, R., Albuquerque, A., & Stefanakis, A. I. (2012). Treatment of cork processing industrial effluent with an innovative system of Constructed Wetland and Ozonation. In *Proceedings of the Symposium on Sustainable Processes and Materials*. University of Beira Interior.
- [19] Vymazal, J. (2009). The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, 35(1), 1–17.
- [20] Claire, E. M. E. (2012). *Traitement des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes*.
- [21] de la Varga, David., Oirschot, Dion ., Soto, Manuel ., Kilian, Rene ., Arias, Carlos ., Pascual, Ana ., Alvarez, Juan. (2017). *Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment and Removal of Nutrients*, 10.4018/978-1-5225-1037-6.ch008.
- [22] Stefanakis, Alexandros. (2015). *Constructed Wetlands: description and benefits of an eco-tech water treatment system*, 10.4018/978-1-4666-9559-7.ch012.
- [23] Vymazal, J., Lenka Kröpfelová, L. 2011. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation, *Ecological Engineering*, 37:90–98.
- [24] Almuktar, S. A., Abed, S. N., & Scholz, M. (2018). Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(24), 23595-23623.

- [25] Neculita, C.M., Zagury, G.J. et Bussiere, B. 2007. Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate-reducing bacteria: critical review and research needs. *Journal of Environmental Quality*, 36: 1–16.
- [26] Sheoran, A.S., Sheoran, V. 2006. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering*, 19:105-116.
- [27] Cravotta, C.A. 2010. Abandoned mine drainage in the Swatara Creek Basin, Southern Anthracite Coalfield, Pennsylvania, USA: 2. Performance of treatment systems. *Mine Water Environment*, 29:200–216.
- [28] Brisson, J., Chazarenc, F. 2009. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? *Science of the Total Environment*, 407:3923-3930.
- [29] Marchand, L., Mench, M., Jacob, D.L. et Otte, M.L. 2010. Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. *Environmental Pollution*, 158:3447-3461.
- [30] Stefanakis, A.I., Seeger, E., Dorer, C., Sinke, A., Thullner, M. 2016. Performance of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands treating groundwater contaminated with phenols and petroleum derivatives. *Ecol, Eng*, 95, 514–526.
- [31] Ramírez, S., Torrealba, G., Lameda-Cuicas, E., Molina-Quintero, L., Stefanakis, A.I., Pire-Sierra, M.C. 2019. Investigation of pilot-scale Constructed Wetlands treating simulated pre-treated tannery wastewater under tropical climate. *Chemosphere*, 234, 496–504.
- [32] Kadlec RH. 2009. Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecol Engg*, 35: 159–74.
- [33] Choudhary, A. K., Kumar, S., & Sharma, C. (2011). Constructed wetlands: an approach for wastewater treatment. *Elixir Pollut*, 37(8), 3666-3672.
- [34] Qin, R., & Chen, H. (2016, October). The procession of constructed wetland removal mechanism of pollutants. In 2016 4th International Conference on Mechanical Materials and Manufacturing Engineering. Atlantis Press, (487-489pp.)
- [35] Faulwetter, J. L., Gagnon, V., Sundberg, C., Chazarenc, F., Burr, M. D., Brisson, J., ... & Stein, O. R. (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review. *Ecological engineering*, 35(6), 987-1004.
- [36] Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2008). *Treatment wetlands*. CRC press.
- [37] Lee, C. G., Fletcher, T. D., & Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in life sciences*, 9(1), 11-22.

- [38] Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of environmental management*, 112, 429-448.
- [39] Tchbanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. McGraw-Hill.
- [40] Stefanakis, A.I. and Tsihrintzis, V.A. 2012. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, 181-182, 416– pp.
- [41] Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380(1-3), pp. 48–65.
- [42] Third, K. a 2003. *Oxygen Management for Optimisation of Nitrogen Removal in a Sequencing Batch Reactor* Katie Third. Murdoch University, Western Australia.
- [43] Adams, A., Raman, A.H. et Hodgkins, D. 2012. How do the plants used in phytoremediation in constructed wetlands, a sustainable remediation strategy, perform in heavy-metal-contaminated mine sites? *Water and Environment Journal*, 27:373–386.
- [44] Chazarenc, F., Brisson, J. et Merlin, G. 2010. Seasonal and spatial changes of microorganism communities in constructed wetlands: A community level physiological profiling analysis. *International Journal of Chemical Engineering*, 1:1-6.
- [45] Mayes, W.M., Potterb, H. et Jarvis, A.P. 2008. Novel approach to zinc removal from circum-neutral mine waters using pelletised recovered hydrous ferric oxide. *Journal of Hazardous Materials*, 162:512–520.
- [46] Goulet, R. 2001. *Les mécanismes responsables de la rétention des métaux par les marais à écoulement au-dessus de la surface en climat tempéré*. Thèse de doctorat, École des Études Supérieures et de la Recherche, Université d'Ottawa, QC, Canada, 245 p.
- [47] Hatch. 2014. *Study to identify BATEA for the Management and Control of Effluent Quality from Mines*. MEND. Report, 3.50.1, 614 p.
- [48] USEPA. 2014. *Reference Guide to Treatment Technologies for Mining-Influenced Water*. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, EPA, 542-R-14-001, 94 p.
- [49] Genty, T. 2009. *Peut-on traiter efficacement le drainage neutre contaminé à l'aide de techniques utilisant la sorption comme principal mécanisme de traitement? Rapport de synthèse environnementale présenté comme exigence partielle du doctorat en sciences de l'environnement*, Sciences Appliquées, UQAT, QC, Canada, 56p.
- [50] Zhao, G., Wu, X., Tan X. et Wang, X. 2011. Sorption of heavy metal ions from aqueous solutions: A review. *The Open Colloid Science Journal*, 4:19-31.

- [51]. Wang, Y.-H., Lin, S.-H, et Juang, R.-S. 2003. Removal of heavy metal ions from aqueous solutions using various low-cost adsorbents. *Journal of Hazardous Materials*, 102:291–302.
- [52] Deschamps T., Benzaazoua M., Bussière B., Belem T. et Mbonimpa M. 2006. Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide: cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *VertigO-La Revue en Sciences de l'Environnement*, 7 (2):1-6. 2006
- [53] Matagi, S.V., Swai, D. et Mugabe, R. 1998. A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands. *African Journal for Tropical Hydrobiology and Fisheries*, 8:23–35.
- [54] Gazea, B., Adam, K. et Kontopoulos, A. 1995. A review of passive systems for the treatment of acid mine drainage. *Minerals Engineering*, 9(1):23-42.
- [55] Ye, Z.H., Whiting, S.N., Qian, J.H., Lytle, C.M., Lin, Z.Q. et Terry, N. 2001. Wetlands and aquatic processes, trace elements removal from coal ash leachate by a 10 year old constructed wetland. *Journal of Environmental Quality*, 30:1710–1719.
- [56] Goulet, R. 2001. Les mécanismes responsables de la rétention des métaux par les marais à écoulement au-dessus de la surface en climat tempéré. Thèse de doctorat, École des Études Supérieures et de la Recherche, Université d'Ottawa, QC, Canada, 245 p.
- [57] Clyde, E.J. 2008. The application of passive treatment systems for the mitigation of acid mine drainage at the Williams Brothers Mine, Mariposa County California bench and pilot-scale studies. Thèse de doctorat, Département des sciences géologiques et de génie géologique, Université Queen's, Kingston, Ontario, Canada 221p.
- [58] Stottmeister, U., Wiessner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kastner, M., Bederski, O., Muller, R.A. et Moormann, H. 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22 (1-2):93-117.
- [59] Benner, S.G., Gould, W.D. et Blowes D.W. 2000. Microbial populations associated with the generation and treatment of acid mine drainage. *Chemical Geology*, 169:435-438.
- [60] Johnson, D.B. et Hallberg, K.B. 2005. Biogeochemistry of the compost bioreactor components of a composite acid mine drainage passive remediation system. *Science of the Total Environment*, 338:81-93.
- [61] Singh, O. V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R. et Jain, K. 2003. Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 61:405–412.
- [62] Salt, D.E., Smith, R.D. et Raskin, I. 1998. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology*, 49:643-668.

- [63] Bizily, S.P., Clayton, L.R., Summers, A.O. et Meagher, R.B. 1999. Phytoremediation of methylmercury pollution: merB expression in *Arabidopsis thaliana* confers resistance to organomercurials. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96:6808-6813.
- [64] Choudhary, A. K., Kumar, S., & Sharma, C. (2011). Constructed wetlands: an approach for wastewater treatment. *Elixir Pollut*, 37(8), 3666-3672.

الفصل الثالث

النباتات المائية المستعملة في التنقية



III. النباتات المائية المستعملة في التنقية

1.III. نبات *Canna Indica*

1.1.III. التصنيف العلمي [2،1]

المملكة : النباتات	<i>Plantea</i>
الشعبة : كاسيات البذور	<i>Zingiberales</i>
الصف : أحاديات الفلقة	<i>Magnoliophyta</i>
الرتبة : الزنجبيليات	<i>Liliopsida</i>
الفصيلة : القنيات	<i>Cannelée</i>
الجنس : القنا	<i>Canna</i>
النوع : انديكا	<i>indica</i>
الاسم العلمي:	<i>Canna indica</i>

الشكل (18): صورة لنبات *Canna indica*

المترادفات: Synonymes

Canna coccinea Mill, *Canna edulis* Ker-Gawl, *Canna lutea* Mill and *Canna achiras* Gilles [1].

2.1.III. وصف نبات *Canna idica*

Canna indica عشب معمر خشن يتراوح إرتفاعه بين 9 و 3 أمتار. ينمو النبات من جذر كبير وسميك تحت الأرض صالح للأكل، تشبه أوراقه الكبيرة أوراق نبات الموز ولكنها ليست كبيرة جداً، عادة ما تكون الأزهار ذات ألوان زاهية حمراء أو برتقالية أو صفراء.

الأوراق رمحية أو بيضوية بطول 10-30 cm وعرض 10-20 cm والأوراق كبيرة يصل طولها إلى 65-70 cm وعرضها من 30 إلى 35 cm. لون الأوراق خضراء داكنة، مع حواف وأوردة بنية أرجوانية. الأوراق لها أعناق ممتدة لأسفل لتشكل قاعدة تغليف حول الساق. تظهر هوامش الأوراق ناعمة ومموجة وذات قمة حادة. الأزهار من الجلوكوز الشمعي يبلغ طولها حوالي 30 cm [4،3،1].

الزهور خنثى *Flowers are hermaphrodite*.

الثمار عبارة عن كبسولات، مستطيلة خضراء (شوكية) وطولها من 2 إلى 2.5 cm. الكبسولات ثابتة عند القمة. البذور بيضاء في البداية وعندما تنضج، تكون محمية بطبقة ناعمة ذات اللون الأسود مع بقع بنية كستنائية.

الجذع عبارة عن ساق زائفة، قوي، أسطواني تلفه قواعد الأوراق وتغلفه.

الجزور سميكة، أسطوانية بيضاء مصفرة أو وردية من الخارج وأبيض مصفر من الداخل. يبلغ قطرها 2-5 mm مع العديد من الشعيرات الجذرية. عند النضج، تتحول إلى اللون البني من الخارج بسبب الغطاء الخارجي السميك كما تُرى جذور جانبية أولية وثنائية أرق.

3.1.1.1. البيئة والانتشار نبات *Canna indica*

ينتشر *Canna indica* في المناطق المدارية وشبه الإستوائية خاصة في نصف الكرة الغربي. كانت شائعة في الأماكن الرطبة على طول الجداول والينابيع والخنادق وأطراف الغابة. يمكن العثور عليها أيضًا في المناطق الجبلية المعتدلة الرطبة. يزرع عادة في الحدائق [5].

Canna indica هو النوع الأول من هذا الجنس الذي تم إدخاله إلى أوروبا، والذي تم إستيراده من جزر الهند الشرقية ، على الرغم من أن الأنواع نشأت من أمريكا [6].

3.1.1.2. إستعمالات نبات *Canna indica*

Canna indica هي عشب إستوائي ينتمي إلى عائلة Cannaceae، وقد تم إستخدامه على نطاق واسع في الطب التقليدي لعلاج العديد من الأمراض. أظهر التحليل الكيميائي النباتي لـ *Canna indica* أنه يحتوي على مواد كيميائية نباتية مختلفة بما في ذلك القلويدات، الكربوهيدرات، البروتينات، الفلافونويدات، التربينويدات، جليكوسيدات، الزيوت، المنشطات، العفص، الصابونين، أصباغ الأنثوسيانين، الفلورباتينين والعديد من المركبات الكيميائية الأخرى.

أظهرت الدراسات الدوائية أن هذا النبات له تأثير مضاد للبكتيريا، مضاد للفيروسات، مضاد للديدان، مبيد الرخويات، مضاد للإلتهابات، مسكن مناعي، مضاد للأكسدة، سام للخلايا [7]، مضاد للديدان [8] مضاد للرخويات، مضاد للإلتهابات، مسكن مناعي، مضاد للأكسدة [9،10] مضاد للكبد، مضاد للإسهال وغيرها من التأثيرات [11]. تم إستخدام *Canna indica* لعلاج الملاريا، وكعلاج للإسهال والدوسنتاريا وفي علاج الكدمات والجروح [12]، كما تم إستخدامه كمُعرق ومدر للبول وفي علاج الحمى والإستسقاء [13]. تم إستخدام مغلى الجذر لعلاج الحمى وعسر الهضم. يستخدم عصير البذور لتخفيف آلام الأذن. قيل إن الأزهار تشفي من أمراض العيون [14،15]. كانت جذور الجذر الكبيرة والمتشعبة مليئة بالنشا الصالح للأكل. يمكن تقطيع الأجزاء الأصغر حجمًا جيدًا ثم غليها أو طحنها في وجبة. تم إستخدام الدرناات المسحوقة لتكثيف الصلصات وتحسين قوام بعض الأطعمة الجاهزة.

الجزء المستخدم: تم إستخدام الأوراق طبيًا والجذور الكبيرة المتقرعة صالحة للأكل [16]. يستخدم

نبات *Canna indica* لغرض الزينة.

Canna indica نبات الزينة لقد حققت مؤخرًا نجاح في إزالة المغذيات من مياه الصرف الصحي ، وقد اظهرت نمو صحي ، مع إمكانية تهوية منطقة التجذير و كفاءة إزالة المغذيات مرتفعة نسبيًا [17].

ومن ثم، فإن الغرض من الدراسة هو تطوير تقنية المعالجة الحيوية وهي انظمة فعالة ومستدامة وجمالية في تطوير المسطحات المائية.

2.III. نبات *Cyperus papyrus*

2.III.1. التصنيف العلمي

<i>Eucaryote</i>	النطاق: حقيقيات النوى
<i>Plantea</i>	المملكة: النباتات
<i>phanerogams</i>	الشعبة: البذريات
<i>Angiospermes</i>	الشعبية: مستورات البذور
<i>Monocotylédone</i>	الصف: أحاديات الفلقة
<i>Cyperales</i>	الرتبة: القبايات
<i>Cyperaceae</i>	الفصيلة:
<i>Papyrus</i>	الجنس:
<i>Cyperus</i>	النوع:



الشكل (19): صورة لنبات *Cyperus Papyrus*

III. 2.2. وصف نبات *Cyperus Papyrus*

Cyperus Papyrus (ورق البردي) هو نبات ينمو على مدار العام ، وهو أحد أكثر النباتات العشبية إنتاجية [18].

تكمن ميزة نبات *Cyperus Papyrus* على نباتات C4 الأخرى عالية الإنتاجية في أنه ينمو في الأراضي الرطبة حيث تكون الحالة الهيدرولوجية أقل تغيرًا موسميًا.

الميزة الأكثر وضوحًا لنباتات *Cyperus Papyrus* هي السيقان الخضراء الزاهية، الناعمة، المستديرة (السيقان المزهرة) على شكل قصبات والتي يصل سمكها إلى 40 mm عند القاعدة وقد يصل ارتفاعها إلى 5 أمتار فوق سطح الأرض في الظروف المثالية. يعلو على رأسه مجموعة كثيفة من سيقان رفيعة وخضراء زاهية ولامعة، والتي تشبه منفضة الريش عندما تكون صغيرة وتمثل السطح الرئيسي لعملية التمثيل الضوئي [19،20]. خلال فصل الصيف، تحمل هذه السيقان سنبيلات بنية صغيرة (مجموعات من الزهور) وفي النهاية تكون عديدة و صغيرة وتحمل ثمار ذات اللون البني الداكن. القصبات تزحف على طول الركيزة تحت الماء وترتكز على العديد من الجذور. الأجزاء الأصغر من الجذور

مغطاة بغلاف بنية حمراء وورقية ومثلثة، والتي تغطي أيضاً قاعدة القصبات وتمثل الأوراق المختزلة لذلك من الخطأ وصف النباتات بأنها بلا أوراق.



الشكل (20): صورة لجذور وسيفان نبات *Cyperus papyrus*

3.2.III. البيئة و الإنتشار لنبات *Cyperus Papyrus*

(*Cyperus papyrus*) هو نبات جذمور معمر من فصيلة *Cyperaceae*. أصل النبات هو الأراضي الرطبة في وسط وشرق وجنوب إفريقيا ويمكن أن ينمو جيداً في المناخات الإستوائية وشبه الاستوائية. وعلى أطراف البحيرات في جميع أنحاء إفريقيا، مدغشقر ودول البحر الأبيض المتوسط. بحيث يتكاثر *Cyperus papyrus* على طول الساحل الشرقي لإفريقيا، من كينيا وتنزانيا وموزمبيق، وكوازولو ناتال فقط في الكاب الشرقية وفي محمية مكامباتي الطبيعية، وكذلك في مدغشقر وفي جزر ماسكارين. ينمو تحت أشعة الشمس الكاملة، في مستنقعات المياه العذبة وعلى طول مجاري المياه، وفي الوحل الرطب أو المياه الضحلة. في بعض الأحيان قد تشكل سد (كتلة لا يمكن إختراقها من المواد النباتية) في عمق المياه. كما يمكن أن ينمو في البرية على إرتفاعات منخفضة (أقل من 450 m)، خالية من الصقيع، بحيث يمكنه تحمل درجات قليلة من الصقيع بشرط أن تكون الجذور محمية من التجمد.

4.2.III. إستعمالات نبات *Cyperus papyrus*

تُستخدم *Cyperus papyrus* (أوراق البردي) بشكل أساسي في صناعة الأسوار والأسطح والحصائر، على الرغم من ظهورها أيضاً في إنتاج الورق والألواح الليفية والقوالب [21]. كان قدماء المصريين يزرعون ورق البردي ويستخدمه لإنتاج نوع من الورق مصنوع من شرائط لباب القصب [22].

ورق البردي عبارة عن مادة لجنوسليلوزية Papyrus is a lignocellulosic يمكن إستخدامها أيضاً لإنتاج المواد الحيوية والوقود الحيوي [23]. تستخدم ورق البردي لإنتاج الوقود الحيوي للطهي والتدفئة وهذا بتحويله إلى شكل مناسب قابل للإحتراق، لذا يجب تكثيفها أو تحويلها إلى فحم. يعتبر أحد أشكال المصفاة الحيوية المشار إليه باسم التكرير البيولوجي "الأخضر" هو الأنسب للمعالجة في المجمعات الصغيرة، وهو الكتلة الحيوية المناسبة في جنوب الصحراء الكبرى لإفريقيا [24].

يتم فصل الكتلة الحيوية الخضراء إلى كعكة مضغوطة غنية بالألياف للإحتراق، بينما يمكن معالجة العصير الأخضر لإنتاج بروتين عالي الجودة للأعلاف الحيوانية.

تم ذكر إستخدام النبات في صناعة الورق في مصر القديمة أعلاه، يمكن القول أن هذا الاختراع كان أساس الحضارة الحديثة. لأنه إلى يومنا هذا، تُصنع الأوراق باهظة الثمن من ورق البردي في جنوب إفريقيا، تؤكل جذور النشويات والقصبات، نيئة أو مطبوخة من قبل البشر كما ترعى الماشية على البراعم الصغيرة. تستخدم القصبات أيضاً لمواد البناء.

المراجع

- [1] Mishra ,S., Yadav ,A., Singh SK. 2013. A review of *Canna indica* Linn: pharmacognostic and pharmacological profile. *Journal of Harmonized Research in Pharmacy*, 2(2), 131-144.
- [2] Al-Snafi, A. E. (2015). Bioactive components and pharmacological effects of *Canna indica*- An Overview. *International Journal of Pharmacology and toxicology*, 5(2), 71-75.
- [3] Launert E. 1989. *Edible and Medicinal Plants*. Hamlyn.
- [4] De Las Mercedes Ciciarelli, M. (2012). Life cycle in natural populations of *Canna indica* L. from Argentina. *Phenol Clim Chang. InTech*, 101-116.
- [5] Bachheti, R.K., Rawat ,G.S., Joshi, A and Pandey,D.P. 2013. Phytochemical investigation of aerial parts of *Canna indica* collected from Uttarakhand India. *International Journal of Pharm Tech Research*, 5(2), 294-300.
- [6] Indrayan ,A.K., Bhojak ,N.K., Kumar, N., Shatru, A and Gaura,A. 2011. Chemical composition and antimicrobial activity of the essential oil from the rhizome of *Canna indica* Linn. *Indian Journal of Chemistry*, 50B, 1136-1139.
- [7] Abdullah ,E., Raus ,R .A and Jamal,P. 2012. Extraction and evaluation of antibacterial activity from selected flowering plants. *American Medical Journal*, 3(1), 27-32.
- [8] Nirmal ,S.A., Shelke, S.M., Gagare, P.B., Jadhav, P.R and Dethe,P.M. 2007. Antinociceptive and anthelmintic activity of *Canna indica*. *Natural Product Research*, 21(12), 1042-1047.
- [9] Srivastava, J., Vankar,P.S., 2010. *Canna indica* flower: New source of anthocyanins. *Plant PhysiolBiochem*, 48(12), 1015-1019.
- [10] Atrooz,O.M. 2007. The incorporation effect of methanolic extracts of some plants seed on the stability phosphatidylcholine liposomes. *Pakistan Journal of Biological Science*, 10(10), 1643-1648.
- [11] Josephine, O.O .,Josephine,O.O and Cosmos, O. T. 2013. Evaluation of the antidiarrhoea activity of the methanolic extract of *Canna indica* leaf (Cannaceae). *International Journal of Pharmaceutical and Chemical Sciences*, 2(2), 669-674.
- [12] Odugbemi , T.O,Akinsulire, R.O, Aibinu,I.E and Fabeku,P.O. 2007. Medicinal plant useful for malarial therapy in Okeigbo, OndoState, South west, Nigeria. *African Journal of Traditional, Complementary and Alternative Medicine*, 2, 191-198.
- [13] Thepouyporn, A., Yoosook ,C., Chuakul ,W., Thirapanmethee ,K., Napaswad,C and Wiwat,C. 2012. Purification and characterization of anti-HIV-1 protein from *canna indica* leaves. *Southeast Asian J Trop Med Public Health*, 43(5), 1153-1160

- [14] Kirtikar, K.R and Basu, B.D. 1987. Indian Medicinal Plants, 2nd ed, International Book Distributors, Dehradun, India, 4, 2450.
- [15] Nadkarni, A.K. 1991. 3rd ed, Bombay Popular Prakashan, Indian Materia Medica, Bombay, India, 1, 255.
- [16] Launert, E. 1989. Edible and Medicinal Plants. Hamlyn.
- [17] Kathy Meney. (2007). Removal of nutrients from secondary treated municipal waste water in wetland microcosms using ornamental plant International Journal of Environment and waste management, 363 p.
- [18] Jones, M. B. (2010). C₄ species as energy crops, In C₄ photosynthesis and related CO₂ concentrating mechanisms, Springer, Dordrecht, (379-397 pp.)
- [19] Mnaya, B., Asaeda, T., Kiwango, Y., & Ayubu, E. (2007). Primary production in papyrus (*Cyperus papyrus* L.) of Rubondo Island, Lake Victoria, Tanzania. Wetlands Ecology and Management, 15(4), 269-275.
- [20] Jones, M. B., Kansiime, F., & Saunders, M. J. (2018). The potential use of papyrus (*Cyperus papyrus* L.) wetlands as a source of biomass energy for sub-Saharan Africa. Gcb Bioenergy, 10(1), 4-11.
- [21] Muthuri, F. M., Jones, M. B., & Imbamba, S. K. (1989). Primary productivity of papyrus (*Cyperus papyrus*) in a tropical swamp; Lake Naivasha, Kenya. Biomass, 18(1), 1-14.
- [22] Nicholson, P. T., & Shaw, I. (Eds.). (2000). Ancient Egyptian materials and technology.
- [23] Karlen, S. D., Free, H. C., Padmakshan, D., Smith, B. G., Ralph, J., & Harris, P. J. (2018). Commelinid monocotyledon lignins are acylated by p-coumarate. Plant Physiology, 177(2), 513-521.
- [24] Bruins, M.E., Sanders, JMP (2012) Small-scale processing of biomass for biorefining. Biofuels, Bioproducts and Biorefining, 6, 135–145.

الجزء العملي

الفصل الرابع
طرق وأدوات

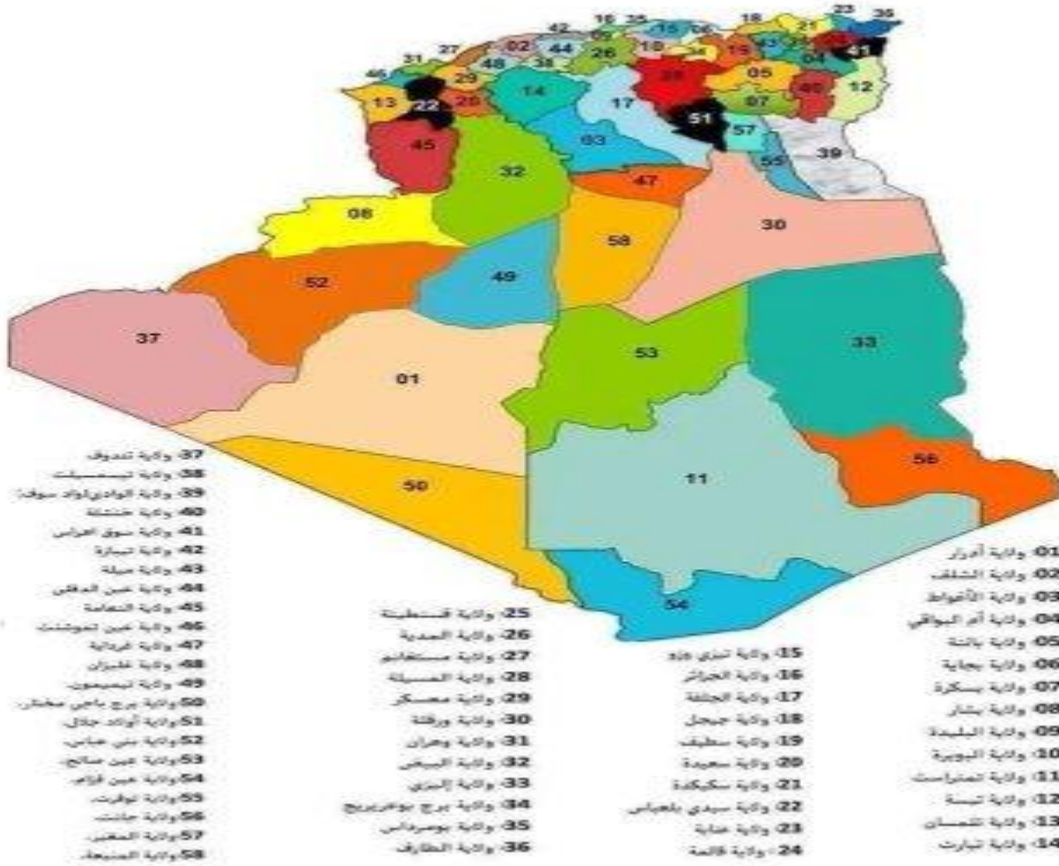
1.IV. التعريف بمنطقة الدراسة (توقرت)

- الموقع الجغرافي

توقرت إحدى الواحات الرئيسية بالصحراء الجزائرية وتقع في الجنوب الشرقي، تبعد مسافة 650km عن العاصمة الجزائر.

يحدّها:

- من الشمال ولايتي الوادي والمغير.
- من الشرق ولاية الوادي.
- من الجنوب ولاية ورقلة.
- من الغرب ولايتي ورقلة والمغير.



الشكل (21): حدود ولاية توقرت

تعتبر مدينة توقرت عاصمة إقليم وادي ريغ الذي يمتد على مسافة أكثر من 160km من الجنوب إلى الشمال، من قرية فوف إلى شط ملغيغ (اللورير) وشط مروان. حيث يقع وادي ريغ على الجهة الغربية للعرق الشرقي الكبير بالصحراء الشمالية الشرقية للجزائر، ترتفع على مستوى سطح البحر بـ 70متر، تتربع مدينة توقرت على مساحة إجمالية تقدر بـ 481km² [1].



الشكل (22): الموقع الجغرافي لولاية توقرت

الموقع الفلكي:

مدينة توقرت تقع بمنخفض وادي ريغ في نقطة تقاطع بين:

- دائرة عرض 33.116 درجة شمالا.

- خط طول 6.0783 درجة شرقا.

2.IV. الخصائص المناخية لمنطقة توقرت

تتميز هذه المنطقة بمناخ جد حار. وتتميز بـ:

- شتاء بارد قارص، حيث وصلت درجة الحرارة إلى -1,6°م في شهر فيفري كما يتكون الصقيع في

بعض أيام الشتاء، حيث وصلت كمية تساقط الأمطار خلال 2012 إلى 18,2mm.

- صيف جاف وحار، يتميز بالرطوبة التي تصل إلى 19%، لأن المنطقة سبخية وتهب على المنطقة رياح

تدعى السروكو (ومحليا تسمى بالشهيلي)، يصل معدل درجة الحرارة

صيفا إلى 34°C، حيث أعلى درجة حرارة سجلت في شهر جويلية تقدر بـ 48,4°C . (محطة

الأرصاد الجوية سيدي مهدي توقرت) [1].

3.IV. تقديم محطة التصفية بتوقرت

تقع على: - خط عرض 16° - 33° شمالاً

- خط طول 04° - 6° شرقاً

في الشمال الشرقي لولاية ورقلة، تقع محطة تصفية المياه المستعملة بتوقرت في بني أسود التابعة لبلدية تبسبت ولاية توقرت على الطريق الوطني رقم 16 بين مدينة توقرت ومدينة الوادي، تتربع هذه المحطة على مساحة 5 هكتارات، بدأت تعمل في 1993/11/20 م، توقفت عن العمل سنة 1995 وأعيد تأهيلها في سنة 2003، وبدأت العمل من جديد في 2004/02/24 تحت إشراف الديوان الوطني للتطهير ONA، وحاليا مخصصة لتنقية جزء من المياه المستعملة لمدينة توقرت الكبرى. الدراسة أجريت من طرف المكتب الوطني للدراسات الهيدروليكية (PNEH) مع الشركة البلجيكية لتنقية المياه في سنة 1982 رقم العملية 5.392.1666.00.02 تحت إسم وحدة التطهير بتوقرت هذه الوحدة أنجزت في إطار برنامج تطوير بلدي [1].

4.IV. طريقة العمل

من أجل تحقيق الهدف الرئيسي للدراسة، وهو المقارنة بين قدرة أداء النباتات المختارة، و هي نبات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* في نظام (فردى /مختلط) في المناخ الصحراوي بطريقه التدفق الأفقي، أردنا التأكد أولا من أن النباتات لها القدرة على التعايش في هذا المناخ، وتحمل طبيعة المياه الملوثة، فإستفدنا من دراسة سابقة لنبات *Cyperus papyrus* [1،2،3] في نفس المنطقة، تأكد بأن نبات *Cyperus papyrus* له القدرة على التعايش في ظل هذا المناخ، وتحمل طبيعة المياه المستعملة، وله الكفاءة في إزالة الملوثات منها.

أما عن نبات *Canna indica* لم يسبق دراسة أدائه في هذه المنطقة لمعالجة مياه الصرف الصحي، ولا دراسة إنطباعه إتجاه المناخ، وقدرة تحمله وتعايشه فيها، وهذا ما جعلنا نتساءل كيف لنبات منشأه الأصلي في المناطق المدارية وشبه الاستوائية والمناطق الجبلية المعتدلة الرطبة، أن يعيش ويتكاثر في المناخ الصحراوي الجاف؟ بالإضافة الى المناخ الصحراوي الجاف هل بإمكانه أن يتعايش مع طبيعة المياه الملوثة دون أن يتأثر بها؟

وهل سيثبت كفاءته في إزالة الملوثات من المياه المستعملة الحضارية أم سيفشل في ذلك؟ وهذا ما دفعنا لأجراء إختبار تجريبي لهذا النبات، من أجل دراسة قدرة أداءه في معالجة مياه الصرف الصحي المنزلية، وملاحظة إنطباعه إتجاه المناخ، وقدرة تعايشه مع المناخ الصحراوي، وتحمل المياه الملوثة. أي دراسة تأثير العوامل المناخية ووقت الإقامة في الحوض. ولهذا قسمنا عملنا إلى جزئين.

1.4.IV. الجزء الأول: الإختبار التجريبي لنبات *Canna indica***1.1.4.IV. العتاد التجريبي المستعمل**

من أجل تطبيق الإختبار التجريبي لنبات *Canna indica* إستعملنا حوضين ذات سعة 50 لتر لهما شكل دائري . ملء كل حوض على سمك 18 cm بالحصى (25 / 15mm)، أحدهما مزروع بسيقان حديثة العمر بنبات *Canna Indica* بكثافة (36 ساق) [1]، والأخر غير مزروع إستعملناه كحوض تحكم (الشاهد).

تزود الأحواض بالمياه المستعملة الحضرية بعد المعالجة الفيزيائية ب 15 لتر في اليوم، بطريقة التدفق الشاقولي، مرة واحدة كل أسبوع، وبعد مكوث الماء 5 أيام في الأحواض يتم جمعها في قارورة زجاجية من أجل إجراء التحاليل الفيزيوكيميائية اللازمة.

الدراسة تمت على مدة ستة أشهر من شهر ديسمبر 2019 إلى غاية شهر ماي 2020، وهي مدة كافية لإختبار النبات.

تحليل النتائج

خلال مدة الدراسة، أجريت التحاليل الفيزيوكيميائية بمخبر الديوان الوطني للتطهير بتوقرت ONA، والبكتولوجية بمخبر تحليل الأغذية والمياه بمستشفى سليمان عميرات توقرت. تضمنت الأعمال المخبرية خلال هذا العمل فحوصات متنوعة للمدخل والمخرج. النتائج المقدمة لكل وسيط تمثل القيم المتوسطة المقاسة والتي تم الحصول عليها من الحوضين المستقلين (المزروع والشاهد)

الجدول (4): خصائص مياه الصرف الصحي الحضرية المستعملة في تغذية الأحواض أثناء اختبار نبات

Canna indica

الوسائط	عدد العينات	القيمة الدنيا	القيمة القصوى	القيم المتوسطة
T(°C)	12	20.7	27.1	23.58
pH	12	7.43	7.88	7.73
CE (mS/cm)	12	5.88	6.57	6.25
OD (mg/l)	12	0.04	0.58	0.26
MES (mg/l)	12	121.6	548	298.43
DCO (mg/l)	12	109.8	322	202.5
DBO ₅ (mg/l)	12	50	140	87
NO ₂ ⁻ (mg/l)	12	0.092	0.122	0.110

NO ₃ ⁻ (mg/l)	12	15.8	39.4	29.6
Po ₄ ³⁻ (mg/l)	12	7.10	39.6	30.48
Coliformes totaux بكتيريا القولون (UFC/100ml)	6	1.2E ⁺⁶	4.0E ⁺⁶	2.3E ⁺⁶
Coliformes fécaux بكتيريا القولون البرازية (UFC/100ml)	6	1.0E ⁺⁶	2.5E ⁺⁶	1.6E ⁺⁶
E.Coli اشريشيا كولي (UFC/100ml)	6	3.2E ⁺⁶	2.4E ⁺⁶	1.4E ⁺⁵

نتائج المعالجة بعد مكوث المياه في الأحواض خلال 5 أيام.

الجدول (5): القيم المتوسطة للوسائط المقاسة للمياه المعالجة بالحوض المزروع بالنباتات والحوض الغير خلال مدة الدراسة

الوسائط	عدد العينات	حوض النبات <i>Canna Indica</i>	حوض الشاهد Témoïn
T(C°)	12	18.41	18.58
pH	12	7.20	7.70
CE (ms/cm)	12	10.14	8.37
OD(mg/l)	12	4.53	3.27
MES (mg/l)	12	54.5	72
DCO (mg/l)	12	32.5	48.4
DBO ₅ (mgO ₂ /l)	12	21	21.5
NO ₂ ⁻ (mg/l)	12	0.02	0.0263
NO ₃ ⁻ (mg/l)	12	6.38	2.41
PO ₄ ⁻³ (mg/l)	12	2.89	4.49
Coliformes totaux بكتيريا القولون (UFC/100 ml)	6	3.78E ⁺²	3.21E ⁺⁴
Coliformes fécaux بكتيريا القولون البرازية	6	2.85E ⁺²	1.7E ⁺⁴

(UFC/100 ml)			
بكتيريا اشريشيا كولي E.Coli (UFC/100 ml)	6	1.8E ⁺²	9.2E ⁺²

- خلاصة

من خلال ما توصلنا إليه من ملاحظات ونتائج:

نمو نبات *Canna indica* بشكل طبيعي في أحواض المياه المستعملة الحضرية، والنبات أثبت كفاءته وقدرته على تحقيق المواصفات المرغوبة لتنقية مياه الصرف، عن طريق إنقاص نسبة الملوثات، والعوامل الممرضة، والوصول إلى الحدود المسموحة بتصريف المياه المعالجة في الطبيعة، كما أن النبات أبداء تأقلم وتعايش بإستعمال هذه المياه الملوثة في مناخ المنطقة الشبه الجاف (المناخ الصحراوي)، كذلك بمقارنة النتائج المتحصل عليها بالنسبة للحوض المزروع والغير المزروع تبين أن وجود النبات له تأثير إيجابي على النشاط البيولوجي بإستعمال السقي الشاقولي.

إذن من خلال هذه النتائج يمكننا إجراء المقارنة بين أداء النباتات المختارة نبات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* في نظام (فردى / مختلط).

IV 2.4. الجزء الثاني: المقارنة بين نظام إستزراع أحادي ونظام إستزراع متعدد

IV 1.2.4. العتاد التجريبي المستعمل

يتكون العتاد التجريبي من أربعة أحواض دائرية، ذات سعة 52L، مملوءة على سمك 18cm بالحصى، ثلاثة منها مزروعة بالنبات حديثة العمر بكثافة (36 tiges/m²)، أخذ هذا المعيار من دراسات سابقة [1].

موزعة على النحو التالي:

حوض 1: مزروع بنبات *Canna indica*

حوض 2: مزروع بنبات *Cyperus papyrus*

حوض 3: مزروع بالنوعين من النبات *Cyperus papyrus + Canna indica*

حوض 4: غير مزروع (كشاهد)



الشكل (23): صورة لأحواض المعالجة بنظام التدفق الأفقي تحت السطح.

تزود الأحواض بالمياه المستعملة الحضرية بعد المعالجة الأولية (المعالجة الفيزيائية) بـ 13 لتر في اليوم، بطريقة التدفق تحت السطحي الأفقي، بوتيرة منتظمة مرة واحدة كل أسبوع، والماء المتحصل عليه بعد مكوته 5 أيام في الأحواض يتم تجميعه في قارورات زجاجية.

2.2.4.IV. الخصائص الفيزيوكيميائية لمواد التعبئة المستعملة

تتميز بالأس الهيدروجيني $pH = 7.14$ وسط متعادل و الناقلية الكهربائية $CE = 3.88 \text{ mS/cm}$. تم غسل الحصى عدة مرات بالماء، قبل وضعه في طبقات الترشيح الأفقية تحت السطحية، لإزالة المواد الصلبة والجزيئات الدقيقة التي يمكن أن تعيق عملية الترشيح داخل الخلايا.

3.2.4.IV. النباتات المستعملة

إستعملنا نوعين من النبات:

- نبات *Canna indica* وهو نوع نباتي ينتمي إلى جنس القنا *Canna* من فصيلة القنيات *Cannaceae*.

- نبات *Cyperus papyrus* نوع نباتي ينتمي إلى جنس *Cyperus* من الفصيلة السعدية *Cyperaceae*. أخذت هذه النباتات من الحوض النموذجي لمعالجة المياه المستعملة بالنباتات (WWG) بتماسين التي تقع بالقرب من القصر العتيق بتماسين – توقرت.

أنجزت هذه المحطة سنة 2007، مع العلم أنها كانت في ذلك الوقت المحطة الوحيدة على المستوى الوطني والهدف منها معالجة المياه المستعملة الحضرية، وإستغلال مياه الصرف وإعادة استعمالها في السقي.

الدراسة تمت على مدة سنة، من شهر جانفي إلى غاية شهر ديسمبر 2021. خلال مدة الدراسة أجريت التحاليل:

- الفيزيوكيميائية بمخبر الديوان الوطني للتطهير بتقريت ONA
أما بالنسبة لتحديد الخصائص الفيزيوكيميائية لمواد التعبئة المستعملة بمخبر إعادة استغلال وتثمين المواد الطبيعية في المناطق الجافة ومخبر جيوبوبوكيمياء بجامعة قاصدي مرباح بورقلة. تضمنت الأعمال المخبرية خلال هذا العمل فحوصات متنوعة للمدخل والمخرج.
التحاليل المخبرية طبقت ثلاث مرات في الشهر.

تحليل إحصائي

تم تحليل البيانات التي تم جمعها من خلال تطبيق تحليل التباين (ANOVA) SPSS مع دلالة (P) 0.05. فروق ذات دلالة إحصائية بين نوع الأحواض المزروعة والحوض الغير مزروع والمياه الخام.

مردود التنقية

قمنا بتحديد كفاءة التنقية للوسائط المقاسة بالمعادلة التالية:

$$R\% = \frac{x_i - x_f}{x_i} \times 100$$

R : مردود التنقية

x_i : تركيز الوسائط المتواجدة في المياه المستعملة الداخلة للحوض (mg/l)

x_f : تركيز الوسائط المتواجدة في المياه المستعملة الخارج من الحوض (mg/l)

5.IV. الوسائط الفيزيوكيميائية المقاسة

1.5.IV. تحديد المادة العالقة (MES)

الطريقة المتبعة لقياس كمية المواد العالقة MES (NF;T90-105) [4] تمت وفق طريقتين:

- الطريقة الأولى: طريقة الترشيح استعمالناها عندما تكون المياه قليلة المواد العالقة.

- الطريقة الثانية: طريقة الطرد المركزي (Centrifugation) استعمالناها عندما تكون المياه ذات كثافة عالية بالمواد العالقة.

الأدوات والأجهزة المستعملة

- الحاضنة Etuve (105 °C).

- جهاز نزع الرطوبة Dessiccateur.

- ميزان إلكتروني.
- جهاز الطرد المركزي ذو معدل سرعته (2800-3200) دورة في الدقيقة.
- جهاز الترشيح تحت الضغط (Rampe de fibration).
- حوالة عيارية.
- بوتقات Capsules.
- أوراق ترشيح (GF/C).

طريقة الترشيح

- نغسل ورقة الترشيح بالماء المقطر ثم نضعها داخل الحاضنة على درجة حرارة 105°C بضعة دقائق.
- نخرج ورقة الترشيح ونضعها تبرد داخل جهاز نزع الرطوبة Dessiccateur.
- نزن ورقة الترشيح وهي فارغة ونسجل وزنها Mo.
- نأخذ حوالة ذات سعة 100ml نغسلها بالماء المقطر.
- نأخذ 100ml من العينة نرشحها على ورقة الترشيح في جهاز الترشيح.
- بعد نهاية الترشيح نأخذ ورقة الترشيح ونضعها داخل الحاضنة على درجة حرارة 105°C لمدة ساعتين.

- نخرج ورقة الترشيح من الحاضنة ونضعها تبرد داخل Dessiccateur لمدة 15 دقيقة.
- نزن ورقة الترشيح ونسجل وزنها M1.
- حساب النتيجة: كمية المواد العالقة MES نحسب النسبة بين الفرق في الوزن وحجم العينة المستعمل إنطلاقاً من العلاقة التالية وتعطى ب (mg/l).

$$C(MES) = \frac{M1 - M0}{V}$$

C(MES) : تركيز المواد العالقة (mg/l).

M0 : وزن ورق الترشيح وهو فارغ (mg).

M1 : وزن ورق الترشيح بعد الاستعمال (mg).

V : حجم الماء المستعمل من العينة (l).

طريقة الطرد المركزي (Centrifugation)

- نأخذ 100ml من العينة ونضعها داخل إناء خاص بالجهاز ذو سعة 100ml.
- نخضعها لطرود مركزي لمدة 20 دقيقة حتى نحصل على الراسب.
- ننزع الماء العالق ثم نغسل الراسب بالماء المقطر ثم نخضعه مرة أخرى للطرود المركزي لمدة 20 دقيقة.

- نزن بوتقة نظيفة (Capsule) ونسجل وزنها M_0 .
 - نسكب الراسب داخل Capsule ثم نضعها داخل الحاضنة (Etuve) على درجة حرارة 105°C حتى نحصل على وزن مستقر.
 - نخرج البوتقة (Capsule) من الحاضنة ونتركها تبرد بعيدا عن الرطوبة داخل Dessiccateur.
 - نزن البوتقة (Capsule) مع الراسب الجاف ونسجل وزنها M_1 .
- حساب النتيجة: تركيز MES يحسب من العلاقة التالية:

$$MES = (M_1 - M_0) \times 1000/V$$

ويعطى بوحدة (mg/l).

M_0 : وزن البوتقة Capsule قبل الاستعمال (mg).

M_1 : وزن البوتقة مع الراسب بعد الاستعمال (mg).

V: حجم الماء المستعمل مع العينة (ml).

2.5.IV. تحديد الطلب الكيميائي للأكسجين (DCO)

تم تحديد DCO بطريقة الأكسدة بواسطة بيكرومات البوتاسيوم في وسط حمضي بوجود سلفات الفضة و سلفات الزئبق بواسطة جهاز (Spectrophotomètre DR3900) بطريقة Digestion par réacteur.

في قياسنا ل DCO إستعملنا كبسولات تحتوي على الكاشف التجاري محضر سابقا. -الأدوات والأجهزة المستعملة.

- جهاز Spectrophotomètre DR3900.

- مولد للحرارة Thermo réacteur.

- كاشف 514 LCK (DCO).

- حامل، كأس بيشر، ماصة، ماء مقطر.

طريقة العمل

- نرج كبسولة تحتوي على المتفاعلات جيدا من أجل مزج المواد المترسبة.
- بواسطة ماصة نظيفة نأخذ 2ml من العينة ونسكبها على الجدار الداخلي للأنبوبة (كبسولة) التي تحتوي على المتفاعل بحيث تكون الكبسولة بشكل مائل.
- نغلق الكبسولة بإحكام ونرجها جيدا.
- نسخن الكبسولة لمدة 120 دقيقة على درجة حرارة 148°C داخل مولد للحرارة Thermo- réacteur.
- نخرج الكبسولة من Thermo-réacteur ونتركها تبرد على حامل لمدة 10 دقائق.

- بعد 10 دقائق نرج الأنبوبة (الكبسولة) جيدا ثم نتركها تبرد على درجة حرارة عادية (زمن التبريد حوالي 30 دقيقة أو أكثر).

- بعد إنتهاء وقت التبريد نضع الكبسولة داخل جهاز *spectrophotomètre DR3900*

ونقرأ قيمة *DCO* من الجهاز مباشرة تبقى النتيجة مستقرة لمدة زمنية والنتيجة يعبر عنها بـ (mgO_2/l).

3.5.IV. تحديد الطلب البيوكيميائي للأكسجين (DBO_5)

تم تحديد كمية DBO_5 باستعمال جهاز *DBO (MF120) (ISO5813)* بطريقة قياس الضغط (*manométrique*).

الأدوات والمواد المستعملة:

- جهاز الرج المغناطيسي.
- جهاز قياس الضغط *DBO (MF120) manométrique de mercure*.
- حاضنة ($20^{\circ}C$).
- قارورات الحظن عازلة لضوء ذات سعة $500ml$ مزودة بغطاء داخلي وغطاء خارجي.
- ملقط.
- حوجلة عيارية.
- هيدروكسيد البوتاسيوم.

مثبط (*1- alkyle-2-Thio-urée (C₄H₈N₂S)*)

طريقة العمل

- نقيس بواسطة مخبار مدرج كمية العينة اللازمة للتحليل ثم نسكبها داخل قارورات الحظن النظيفة.
- نضع القضيب المغناطيسي داخل كل قارورة.
- بواسطة ملقط نظيف نضع قرصين من هيدروكسيد البوتاسيوم KOH في كل غطاء داخلي للقارورة و قطرات من المثبط داخل القارورة.
- نغلق القارورة بطريقة غير محكمة.
- نضع القارورات على جهاز الرج على درجة حرارة 20 درجة مئوية ونتركها لمدة 30 دقيقة من أجل إستقرار توازني ثم تغلق القارورات بإحكام.
- نأخذ القراءة كل يوم لمدة 5 أيام وفي الأخير نطرح بين كل نتيجة محصل عليها في يومين متتالين ونجمع النتيجة والحاصل يضرب في المعامل.

حساب النتيجة

قيمة DBO_5 الحقيقية تحسب من العلاقة التالية:

$$\text{DBO}_5 \text{ (mg/l)} = \text{المعامل} \times \text{قراءة}$$

- قيمة القراءة: هي القيمة المتحصل عليها من الجهاز.
- المعامل: يتم تحديده من خلال الجدول أدناه الذي يربط العلاقة بين قيمة DBO_5 بدلالة حجم العينة لأن كمية الطلب البيوكيميائي للأكسجين للعينة مرتبط بكمية المواد العضوية العالقة، قيمة DBO_5 تمثل نسبة 80% من قيمة DCO.

الجدول (6): معامل تغير قيمة DBO_5 بدلالة حجم العينة المستعملة

المعامل	حجم العينة (ml)	Portée de mesure مجال القياس
1	432	0-40
2	365	0-80
5	250	0-200
10	164	0-400
20	97	0-800
50	43,5	0-2000
100	22,7	0-4000

4.5.IV. تحديد كمية النتريت (NO_2^-)

تم تحديد كمية النتريت بواسطة جهاز (spectrophotomètre DR3900) بطريقة Diazotation الأدوات و الأجهزة المستعملة:

- جهاز spectrophotomètre DR3900.
- أنبوب كالورمترك Cuvette colorimétrique بسعة 10ml.
- كأس بيشر بسعة 50ml.
- كاشف (Nitri Ver 3) بشكل كيس تجاري محضر مسبقا.
- ماء مقطر.

طريقة العمل

- نأخذ 10ml من العينة نضعها داخل أنبوب كالورمترك.
- نسكب محتوى الكاشف داخل الأنبوب.
- نغلق الأنبوب بإحكام ونرج جيدا ونتركه لمدة 15 دقيقة لتتفاعل.
- نأخذ 10ml من الماء المقطر (الشاهد) ونضعها داخل أنبوب كالورمترك ثاني ثم نسكب محتوى الكاشف ونرج جيدا ثم نضعه داخل جهاز spectrophotomètre DR3900 ونضبط الجهاز على الصفر.

- بعد 15 دقيقة من التفاعل نضع الأنبوب الذي يحتوي على العينة داخل جهاز القياس ثم نقرأ النتيجة مباشرة على الجهاز.

5.5.IV. تحديد كمية النترات (NO_3^-)

- تم تحديد كمية النترات NO_3^- بواسطة جهاز (spectrophotomètre DR3900) والطريقة المتبعة Réduction au Cadmium.

الأدوات و الأجهزة المستعملة

- جهاز spectrophotomètre DR3900.
- كأس بيشر بسعة 50ml.
- أنبوب كالورمترى Cuvette Colorimétrique بسعة 10ml.
- كاشف (Nitri Ver 5) بشكل كيس تجاري محضر مسبقا.

طريقة العمل

- نسكب 10ml من العينة داخل أنبوب كالورمترى.
- نسكب محتوى الكيس Nitri Ver 5 داخل الأنبوب.
- نغلق الأنبوب بإحكام ونرج جيدا مدة دقيقة واحدة.
- نترك الأنبوب مدة 5 دقائق ليتفاعل.
- نأخذ 10ml من الماء المقطر (الشاهد) ونضعها داخل أنبوب كالورمترى آخر ثم نضيف له محتوى كيس Nitri Ver 5.
- ثم نضعه داخل جهاز spectrophotomètre DR3900 من أجل ضبط الجهاز على الصفر.
- نأخذ الأنبوب الذي يحتوي على العينة ونضعه داخل الجهاز ثم نقرأ النتيجة مباشرة على الجهاز وتعطى بـ (mg/l).

6.5.IV. تحديد كمية أرتو فوسفات (PO_4^{3-})

الأدوات والأجهزة المستعملة:

- جهاز spectrophotomètre DR 3900
- في قياس PO_4^{3-} استعملنا كبسولة تحتوي على الكاشف التجاري (LCK350).

طريقة العمل:

- نأخذ بواسطة ماصة 0.4 ml من العينة.
- نأخذ بواسطة ماصة 0.5ml من الكاشف B.
- نستبدل الغطاء و نضع الغطاء الرمادي DosiCap C على الأنبوب.
- نقلب الأنبوب عدة مرات من أجل مزج المواد المترسبة.

- نترك الأنبوب لمدة 10 دقائق علي الحامل للتفاعل.
- ننظف الأنبوب من الخارج جيدا نضعه في جهاز Spectrophotomètre للقراءة.
- نقرأ القيمة من جهاز Spectrophotomètre بـ (mg/l).

7.5.IV. قياس الأكسجين المنحل (OD)

تم قياس الأكسجين المنحل داخل العينة بالطريقة الأمبيرومترية Ampérométrique حسب (AFNOR ;T90-106) [3،2،1]

- جهاز القياس Oxyèmètre BPL Inolab

طريقة العمل:

- نفتح الجهاز.
- نغسل قطب الجهاز بالماء المقطر.
- نأخذ 100ml من العينة ونضعها داخل كأس بيشر.
- نغمس قطب الجهاز في بيشر ونتركه حتى يستقر.
- نسجل القراءة مباشرة من الجهاز.

8.5.IV. قياس الأس الهيدروجيني (pH)

تم قياس درجة الحموضة في المياه وفقاً للمعايير الفرنسية (Afnor X31-103، 1994) [5].
تم قياس pH بواسطة جهاز pH متر من نوع pH mètre sension1.

طريقة قياس pH

- تم قياس pH بواسطة جهاز pH متر من نوع pH mètre sension1 بطريقة (AFNOR, X31-103).
- نأخذ 100ml من العينة ونضعها داخل كأس بيشر.
 - ندخل قطب الجهاز داخل كأس بيشر.
 - نتركه حتى يستقر ثم نقرأ النتيجة مباشرة على الجهاز.

9.5.IV. قياس درجة الحرارة (T)

في قياس درجة الحرارة إستعملنا جهاز متعدد القياسات Analyseur multi paramètres. كما يمكن إستعمال جهاز قياس الناقلية والملوحة في قياس درجة الحرارة في الوسط المائي.

طريقة العمل:

- نشغل الجهاز.
- نقوم بغمس قطب الجهاز داخل العينة.
- نقرأ مباشرة درجة الحرارة عند إستقرارها على الجهاز.

10.5.IV. قياس الناقلية الكهربائية (CE)

تم قياس الناقلية الكهربائية بواسطة جهاز قياس الناقلية من نوع conductimètre sension5

طريقة العمل:

- نوصل القطب الخاص بقياس الناقلية بمكانه المخصص في الجهاز.
- نغسل القطب بالماء المقطر.
- ندخل القطب داخل كأس بيشر المحتوي على العينة.
- نقرأ قيمة الناقلية الكهربائية مباشرة من الجهاز عند إستقرارها.

المراجع باللغة العربية

[1] العابد إبراهيم. 2015. معالجة مياه الصرف الصحي لمنطقة تقرت بواسطة نباتات منقية محلية، رسالة دكتوراه، جامعة قاصدي مرباح ورقلة.

المراجع باللغة الأجنبية

[2] Bebba, A.A., Labed ,B., Zeghdi,S and Messaitfa,A .2020. Erratum to purification performance of Typha latifolia, Juncus effusus and Papyrus cyperus in arid climate: Influence of seasonal variation. Journal of Water Chemistry and Technology, 42 (4): 312-312.

[3] Labed Brahim., Ahmed Abdelhafid Bebba and Noureddine Gherraf. 2014.

Phytoremediation performance of urban wastewater by the plant Juncus effusus in an arid climate. Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences, 5(6): 95-103.

[4] Korboulewsy, N., Wang, R., & Baldy, V. (2012). Purification processes involved in sludge treatment by a vertical flow wetland system: focus on the role of the substrate and plants on N and P removal. Bioresource Technology, 105, 9-14.

[5] Burges, A., Oustriere, N., Galende, M., Marchand, L., Bes, C. M., Paidjan, E., ... & Mench, M. (2021). Phytomanagement with grassy species, compost and dolomitic limestone rehabilitates a meadow at a wood preservation site. Ecological Engineering, 160, 106132.

الفصل الخامس
نتائج ومناقشة

1.V. الخصائص الفيزيائية والكيميائية لمياه الصرف قبل المعالجة

يتم تقييم تلوث مياه الصرف الصحي الخام وفقاً لتحديد عدد معين من المعلمات الفيزيائية والكيميائية التي تميز هذه المياه العادمة.

تم تلخيص نتائج التحاليل التي أجريت لجميع المعلمات الفيزيائية والكيميائية في الجدول (7) أدناه:

الجدول (7): قيم الوسائط الفيزيوكيميائية لمياه الصرف الصحي المستخدمة في تغذية الأحواض خلال فترة تشغيل النظام

الوسائط	عدد العينات	ادنى قيمة	اعلى قيمة	القيمة المتوسطة
T(°C)	36	12.	34.2	27.46
pH	36	7.31	8.13	7.54
CE mS/cm	36	4.04	6.23	4.80
DO mg/l	36	0.09	0.79	0.38
MES mg/l	36	92	207	144.83
DCO mg/l	36	134	373	249.16
DBO ₅ mg/l	36	80	150	114.91
NO ₂ ⁻ mg/l	36	0.039	0.47	0.218
NO ₃ ⁻ mg/l	36	0.65	19.5	8.82
PO ₄ ³⁻ mg/l	36	1.13	12.1	4.94
DCO/DBO₅	36	1.68	2.49	2.17

1.1.V. معامل التحلل البيولوجي (نسبة DCO / DBO_5)

تحدد نسبة DCO / DBO_5 المعبر عنها بالمعامل K قابلية التحلل البيولوجي للمواد العضوية في مياه الصرف الصحي المستقبلية من طرف المحطة، لذلك فإن النسبة التي تساوي أو تزيد عن 3 توضح قابلية منخفضة للتحلل الحيوي، والتي يمكن أن ترجع إلى مقاومة المادة العضوية في المحلول، أو نقص الأكسجين في الوسط المائي، ومن هنا تأتي الحاجة إلى إختيار أساليب أكثر فعالية في معالجة هذه المياه، وإنطلاقاً من هذه النسبة كذلك، يمكن إستنتاج ما إذا كانت المياه العادمة التي يتم تصريفها في محطة المعالجة لها خصائص مياه الصرف الصحي المنزلية.

وفقاً لمعامل التحلل الحيوي للنفايات السائلة (الجدول 7)، فإن مياه الصرف الناتجة عن التصريفات المدروسة قابلة للتحلل البيولوجي، بشكل عام ($DCO / BOD_5 > 3$). تظهر هذه القيم عدم وجود تصريف صناعي في شبكة الصرف الصحي الحضرية [2،1].

2.1.V. المعايير الفيزيائية والكيميائية

من خلال تحليل نتائج الجدول (7) وإستناداً الى المعايير الوطنية التي وضعتها الجريدة الرسمية لمياه الصرف الحضرية (الجدولين 11، 12) نستخلص الإستنتاجات التالية:

1.2.1.V. التغيير في الطلب الكيميائي والبيوكيميائي للأكسجين (DCO) (DBO_5)

تبلغ القيمة المتوسطة للطلب الكيميائي للأكسجين $DCO = 249.16 \text{ mg/l}$ ، بحد أدنى 134 mg/l ، وحد أقصى 373 mg/l .

وتبلغ القيمة المتوسطة للطلب البيوكيميائي للأكسجين $DBO_5 = 114.91 \text{ mg/l}$ ، وبحد أدنى 80 mg/l و حد أقصى 150 mg/l . ومنه فإن قيم الوسيطين (DCO ، DBO_5)، لا تتجاوز قيم مياه الصرف الحضرية المحدد (500 mg/l) و (1000 mg/l) على التوالي من خلال (الجدول 12).

2.2.1.V. تباين المواد الصلبة العالقة (MES)

من خلال الجدول (7)، أظهرت النتائج ان متوسط قيم المواد العالقة $MES = 144.83 \text{ mg/l}$ ، وكحد أدنى 92 mg/l وحد أقصى 207 mg/l وإستناداً إلى الجدول (12)، مستوى حمل المواد العضوية MES في مستويات قيم المياه الحضرية المحدد (600 mg/l) المنصوص عليها في المعيار الجزائري لقيم حد التصريف.

3.2.1.V. إختلاف درجة الحموضة (pH)

تختلف قيم الأس الهيدروجيني لمياه الصرف التي يتم تصريفها خلال مدة الدراسة من القيمة 7.31 كحد أدنى إلى 8.13 كقيمة قصوى و 7.54 كقيمة متوسطة؛ بشكل عام، تكون قيم عينات مياه الصرف التي تم تحليلها قريبة من بعضها البعض، وتوضح أن التصريفات تتميز عموماً بقلوية منخفضة. هذه النتائج

مقبولة وفقاً للمعايير الجزائرية (5.5-8.5) التي تحدد القيم القصوى لمحتوى المواد الضارة في مياه الصرف الصحي غير المنزلية، وقت تصريفها في شبكة الصرف الصحي العامة أو في محطة المعالجة (جدول 12).

4.2.1.V. اختلاف درجة الحرارة

تتأرجح درجة الحرارة المسجلة على مستوى المياه العادمة، بين 12 درجة مئوية و34.2 درجة مئوية ذات القيمة المتوسطة 27.46 درجة مئوية. توافق قيم درجة الحرارة هذه بشكل جيد للقيمة الحدية للتصريفات المباشرة في محطة المعالجة الحضرية وفقاً لمعيار التصريف الجزائري وهو 30 درجة مئوية (الجدول 12). ماعدا في فصل الصيف تكون مرتفعة قليلاً. يمكن أن نفسر هذا بكون المنطقة صحراوية ذات طابع المناخ الصحراوي، والذي يتميز بارتفاع درجة الحرارة في فصل الصيف، وكذلك زيادة نشاط البكتيريا ينتج عنه ارتفاع درجة حرارة المياه.

5.2.1.V. التباين في الأرتوفسفور (PO_4^{3-})

في الطبيعة، يوجد الفوسفور (P) بشكل عام في شكل جزيئات الفوسفات. من بين الفوسفات الموجود في الماء، نميز عادة: ($H_2PO_4^-$ ، HPO_4^{2-} ، PO_4^{3-}) الأرتوفسفور، البولي فوسفات، والفوسفات العضوي.

في الماء، يمكن العثور على الفوسفات غير العضوي (الأرتوفسفور، متعدد الفوسفات) والفوسفات العضوي في أشكال مذابة و/ أو جسيمية (مرتبطة بالجسيمات الموجودة في المادة المعلقة، أو الرواسب، أو التربة).

تشكل تصريفات المياه المنزلية بشكل عام المصدر الرئيسي لتلوث المياه بالفوسفات، وفقاً للجدول (7)، فإن متوسط قيم تصريفات الأرتوفسفور (PO_4^{3-}) تساوي 4.94 وهذه القيمة تتجاوز المعيار (mg/l) (2) للقيم الحدية لمعاملات التصريف في محطة المعالجة (الجريدة الرسمية للجمهورية الجزائرية، 2006). ترجع هذه الزيادة في مستويات الفوسفات إلى تمعدن متقدم للغاية للمواد العضوية.

6.2.1.V. التباين في النتريت (NO_2^-)

النتريت خطوة مهمة في إستقلاب مركبات النيتروجين، كما أنها جزء من دورة النيتروجين بين الأمونيوم والنترات. تأتي النتريت عموماً إما من التحلل غير الكامل للأمونيا أو من تقليل النترات، فهي تمثل فقط مرحلة وسيطة وتتأكسد بسهولة إلى نترات (بوسائل كيميائية أو بكتيرية).

تختلف تراكيز النتريت (NO_2^-) في مياه الصرف التي تم تحليلها بين أدنى قيمة 0.039 mg/l وأعلى قيمة 0.47 mg/l وذات القيمة المتوسطة 0.218 mg/l وهذا من خلال (الجدول 7).

يمكن تفسير التراكيز المنخفضة من النتريت التي تمت مواجهتها في مياه الصرف الصحي للنفايات السائلة المدروسة، من خلال حقيقة أن أيون النتريت (NO_2^-) هو مركب بسيط، غير مستقر في وجود الأكسجين، والذي يكون تركيزه بشكل عام أقل بكثير من النوعان الآخران للنيتروجين (النترات والأمونيوم).

وفقاً لـ (JORA 2009) تكشف النتائج المعروضة في (الجدول 12) أن متوسط محتوى النتريت في المياه العادمة التي تم تحليلها يتجاوز قليلاً القيمة التي حددتها المعايير الجزائرية (0.1 mg/l) هذه النتيجة مشابهة لتلك التي حصل عليها (Zardi (2017) [4,3].

2.V. كفاءة الأداء والتخلص

بعد مكوث مياه الصرف الحضرية 5 أيام في أحواض المعالجة تحصلنا على النتائج الموضحة في

الجدول أدناه

الجدول (8): متوسط الخواص الفيزيائية والكيميائية المقاسة للمياه بعد المعالجة في الأحواض

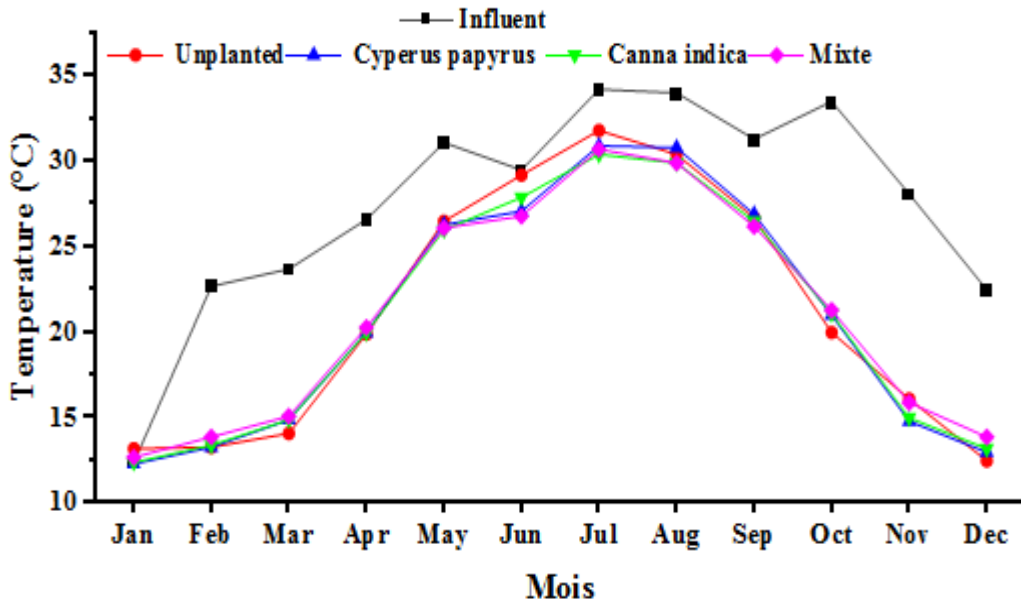
الموسائط المقاسة	عدد العينات	الحوض A1 Témoïn	الحوض A2 <i>Cyperus papyrus</i>	الحوض A3 <i>Canna indica</i>	الحوض A4 <i>Cyperus papyrus+</i> <i>Canna indica</i>
pH	36	7.52	7.04	7.19	7.07
CE (mS/cm)	36	7.12	18.13	9.27	17.38
T(°C)	36	21.14	20.94	20.89	21.06
OD (mg/l)	36	3.06	4.68	3.48	4.88
MES (mg/l)	36	24.08	20.83	23.25	21.58
DCO (mg/l)	36	86.83	53.74	44.74	37.16
DBO ₅ (mg/l)	36	44.5	22.58	19.91	16.33
NO ₂ ⁻ (mg/l)	36	0.04866	0.00525	0.00733	0.00466
NO ₃ ⁻ (mg/l)	36	1.62	1.60	1.82	1.56
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	36	0.99	0.32	0.72	0.28

3.V. النتائج و المناقشة

1.3.V. تحديد المعلمات الفيزيائية والكيميائية

1.1.3.V. تباين درجة الحرارة

يوضح الشكل مختلف قيم درجات الحرارة خلال مدة الدراسة، والملاحظ أن قيم درجة الحرارة تنخفض في مختلف الأحواض المعالجة مقارنة بالمياه الخام. أعطت النتائج المتحصل عليها في الشكل (24)، أن قيم درجة الحرارة في المياه الخام كانت محصورة بين القيمتين 34.2°C المسجلة في شهر جويلية، و 12.46°C في شهر جانفي.

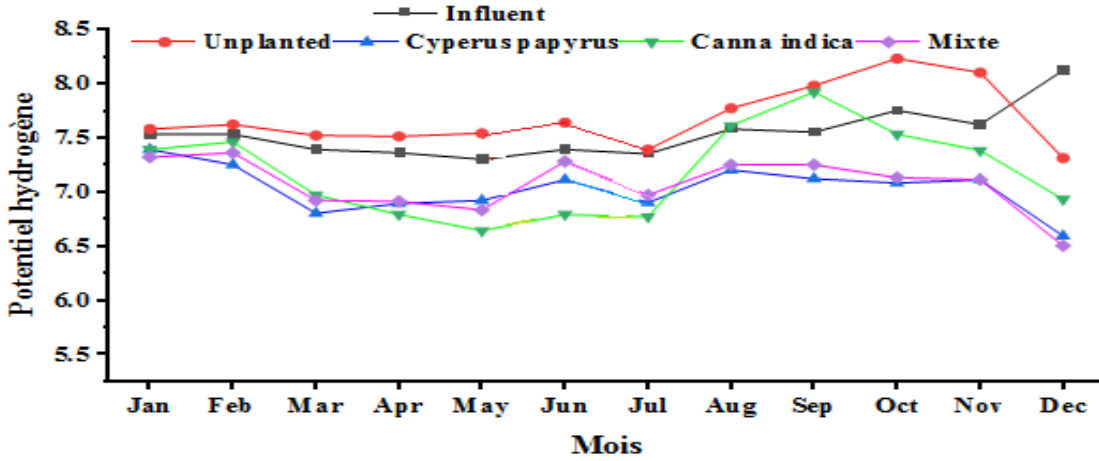


الشكل (24): التباين الزمني لدرجة الحرارة T(°C) للماء الداخل والخارج من الأحواض.

أظهر التحليل الإحصائي عدم وجود فرق معنوي ($P > 0.05$)، بين الأحواض المزروعة والحوض الغير مزروع، كذلك بين الأحواض المزروعة فيما بينها، وكانت القيم متقاربة على طول فترة التشغيل للنظام، هذا الفرق لا يؤثر على إختيار الكائنات الحية الدقيقة المسؤولة على عملية المعالجة. يرجع انخفاض درجة الحرارة في الأحواض المعالجة إلى نقص التفاعلات البيوكيميائية ونقص عدد البكتيريا [5].

2.1.3.V. تباين درجة الحموضة

يوضح الشكل (25)، إنخفاض قيم الأس الهيدروجيني (pH) في جميع الأحواض المعالجة مقارنة بمياه الصرف الخام، حيث ينخفض من القيمة المتوسطة 7.54 في المياه المستعملة إلى 7.04 و 7.19 و 7.07 بالنسبة للأحواض المزروعة بنباتات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* نظام منفصل ومختلط على التوالي، وإلى 7.52 بالنسبة للحوض الغير مزروع.



الشكل (25): التباين الزمني للأس الهيدروجيني ال pH للماء الداخل والخارج من الأحواض.

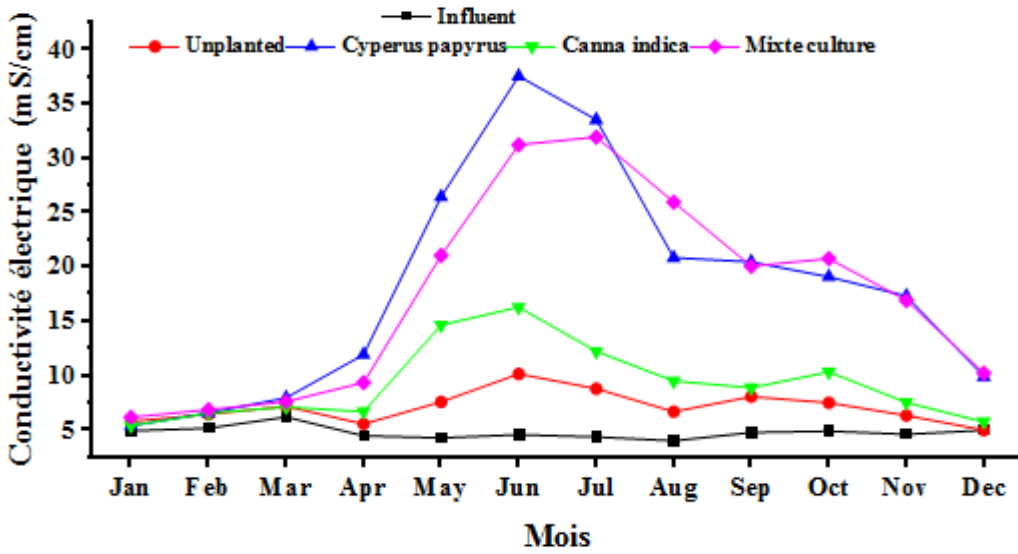
أظهرت تحليل الإحصائي وجود فرق معنوي بين الأحواض المزروعة بالنباتات والحوض الغير مزروع ($P < 0.05$)، بينما لا يوجد فرق بين الأحواض المزروعة فيما بينها نظام (فردى/مختلط) ($P > 0.05$). هذه النتيجة مشابهة للدراسة التي قام بها *Leiva 2018* [6]، حيث قارن بين نظام إستزراع فردى ومختلط، بطريقة التدفق الأفقي تحت السطح، واستعمل نبات *Cyperus papyrus* ونبات *Zantedeschia aethiopica*، والنتائج التي تحصل عليها للأس الهيدروجيني (pH)، تتراوح بين 6.1 و 7.4 في كلا النظامين، الفردي والمتعدد وهذه النتيجة لم تعبر على وجود فرق معنوي بين الأحواض ($P > 0.05$).

بالإضافة الى ذلك، تم العثور على نتائج مماثلة لقيم الأس الهيدروجيني (pH)، بين 6.95 و 7 في دراسة تدفق أفقي تحت السطح، مزروع بنباتات الزينة [7-9]. هذا الإنخفاض الطفيف للأس الهيدروجيني (pH)، يمكن أن يرجع إلى تمعدن المادة العضوية كما ذكر *Garcia 2019* [10].

كذلك يمكن أن تدعم عملية نزع النيتروجين تحويل NO_3 الى N_2 ، وتنتج في نفس الوقت عددا كبيرا من أيونات الهيدروجين، مما سيؤدي إلى إنخفاض قيمة الأس الهيدروجيني [11]. كذلك الإفرازات الجذرية للنبات (أحماض عضوية) [12] تزيد من حموضة الوسط، بالإضافة إلى إنتاج النبات لأيونات الهيدروجين (H^+) لتعويض بعض من الكاتيونات الداخلة في التغذية المعدنية للنباتات [12].

3.1.3.V. التباين في الناقلية الكهربائية

من خلال الشكل (26)، نلاحظ إرتفاع قيم الناقلية في الأحواض المزروعة بالنباتات مقارنة بقيم الناقلية في الحوض الغير مزروع، هذا الإرتفاع يزداد في فصل الصيف. حيث ترتفع من 4.80 ms/cm في المياه المستعملة الخام الى 18.13 mS/cm و 9.27 mS/cm و 17.38 mS/cm بالنسبة للأحواض المزروعة بالنباتات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* نظام أحادي ونظام متعدد على التوالي و 4.80 mS/cm بالنسبة للحوض الغير مزروع.



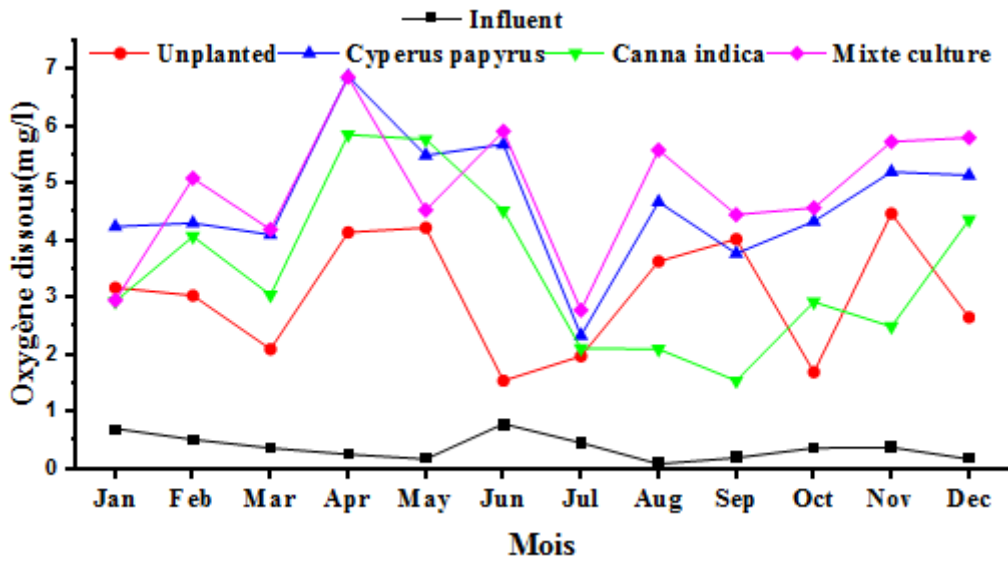
الشكل (26): التباين الزمني للناقلية الكهربائية CE للماء الداخل والخارج من الأحواض.

أظهر التحليل الإحصائي عدم وجود فرق ذات دلالة إحصائية بين المياه المستعملة والحوض الشاهد ($P > 0.05$)، كذلك لا يوجد فرق بين الحوض الشاهد والحوض المزروع بالنبات *Canna indica* ($P > 0.05$)، كما أظهر وجود فرق متباين بين الحوض الشاهد والأحواض المزروعة بالنباتات *Cyperus papyrus* في نظام منفصل ومختلط ($P < 0.05$)، كذلك وجود فرق ذات دلالة إحصائية بين الحوض المزروع بنبات *Canna indica* والأحواض المزروعة بنبات *Cyperus papyrus* نظام (منفصل / مختلط) ($P < 0.05$).

يرجع إرتفاع الناقلية في المياه المعالجة، إلى تأين المواد الصلبة الغير عضوية المذابة، وهو مقياس لمجموع المواد الصلبة الذائبة والملوحة. تزداد الناقلية نتيجة الأملاح التي تذوب في الماء وتتكسر إلى شحنة موجبة وأيونات سالبة الشحنة [13]. كذلك يرجع سبب الإرتفاع للناقلية، نتيجة إلى تعرق النبات [14] وتبخر المياه، وينتج عنه زيادة التركيز في الوسط وهذا ما يلاحظ في فصل الصيف.

4.1.3.V. تباين الأوكسجين المذاب

يوضح الشكل (27)، إرتفاع الأوكسجين المنحل في جميع الأحواض المعالجة مقارنة بالمياه المستعملة، حيث سجلنا 0.38 mg /l القيمة المتوسطة للأوكسجين المنحل في المياه المستعملة. من خلال النتائج المتحصل عليها خلال مدة الدراسة والشكل (27)، نلاحظ ان قيم الأوكسجين المنحل تتغير بين أدنى قيمة /l 1,55 سجلت في حوض نبات *Canna indica* في شهر سبتمبر، وأعلى قيمة 6.88 في الحوض المزروع بنبات *Cyperus papyrus* في شهر أبريل، و بقيم متوسطة /l 4.68 و /l 3.48 و /l 4.88 بالنسبة للأحواض المزروعة بنبات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* نظام منفصل ومختلط على التوالي، و /l 3.06 بالنسبة للحوض الغير مزروع.



الشكل (27): التباين الزمني للأوكسجين المنحل DO للماء الداخل والخارج من الأحواض.

أظهر التحليل الإحصائي وجود فرق معنوي بين المياه المستعملة وجميع الأحواض المعالجة ($P < 0.05$)، بالنسبة لكمية الأوكسجين المذاب، وهذا راجع إلى إرتفاع درجة العكارة في المياه المستعملة مما يؤدي إلى إعاقة نفاذية الأوكسجين الهوائي داخل مياه الصرف الصحي، بالإضافة إلى العدد الهائل من الكائنات الحية الدقيقة النشطة التي تقوم بإستهلاك كمية كبيرة من الأوكسجين، لإستغلاله في عملية الأكسدة. أظهر التحليل الإحصائي وجود فروق ذات دلالة إحصائية بين الحوض الشاهد وجميع أحواض المعالجة بالنباتات ($P < 0.05$)، حيث كانت كمية الأوكسجين المذاب أعلى في الأحواض المزروعة بالنباتات، وهذا راجع لوجود النباتات التي تعمل على طرح الأوكسجين من خلال جذورها في وسط الأحواض.

كذلك أظهر التحليل الإحصائي وجود فرق إحصائي بين حوض النبات المزروع بالنبات *Canna indica* والأحواض المزروعة بنبات *Cyperus papyrus* نظام منفصل ونظام مختلط ($P < 0.05$)، حيث كانت الأحواض الأخيرة أعلى، وهذا راجع إلى الطريقة الرئيسية للأوكسجة الطبيعية في الأراضي الرطبة

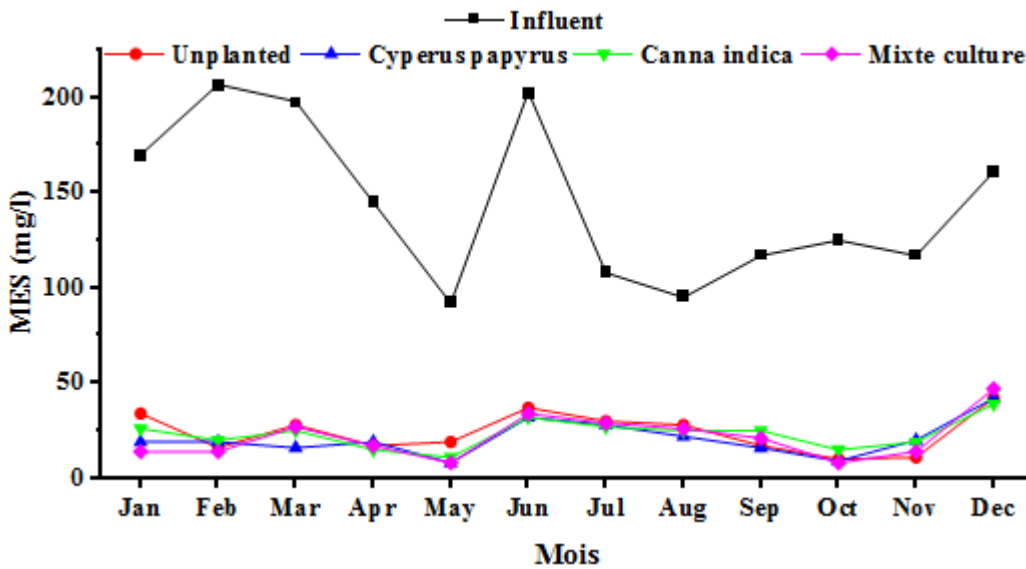
المبنية، وهي إفراز الأكسجين من جذور النباتات، وهذه القدرة مرتبطة بشكل كبير بأنواع النباتات [15]. حيث يختلف معدل نقل الأكسجين باختلاف أنواع النباتات [16،17].

5.1.3. V. تباين المادة العالقة

يوضح الشكل (28)، مختلف قيم المواد العالقة عند المدخل والمخرج لنظام المعالجة خلال فترة التشغيل، حيث تراوحت قيم مياه الصرف الصحي الخام بين أعلى قيمة /l 207 mg في شهر فيفري وأدنى قيمة /l 92 mg في شهرماي ذات المتوسط /l 144.83 mg.

من خلال النتائج المتحصل عليها، نلاحظ انخفاض تركيز المواد العالقة في جميع الأحواض المعالجة، بمتوسط /l 20.83 mg و /l 23.25 mg و /l 21.58 mg بالنسبة للأحواض المزروعة بنبات *Canna indica* و *Cyperus papyrus* نظام (منفصل / مختلط) على التوالي، و /l 24.08 mg بالنسبة للحوض الغير مزروع.

حيث وصلت نسبة الإزالة الى 85.61% و 83.94% و 85.09% بالنسبة للأحواض المزروعة بالنباتات *Canna indica* و *Cyperus papyrus* في نظام الإستزراع الأحادي والمختلط على التوالي، و 83.37% بالنسبة للحوض الغير مزروع.



الشكل (28): التباين الزمني للمواد العالقة MES للماء الداخل والخارج من الأحواض.

أظهر التحليل الإحصاء عدم وجود فرق ذو دلالة إحصائية بين الحوض الشاهد والأحواض المزروعة، والأحواض المزروعة فيما بينها ($P > 0.05$)، وهذا راجع أساسا لأن إزالة المواد الصلبة العالقة في معالجة الأراضي الرطبة، يرتبط بعملية الترشيح والترسيب والإستيعاب الميكروبي داخل وسط

الركيزة للأراضي الرطبة [18]، حيث يتمتع نظام التدفق الأفقي تحت السطح بشكل عام بإزالة جيدة من حيث المواد الصلبة العالقة في جميع أنحاء العالم.

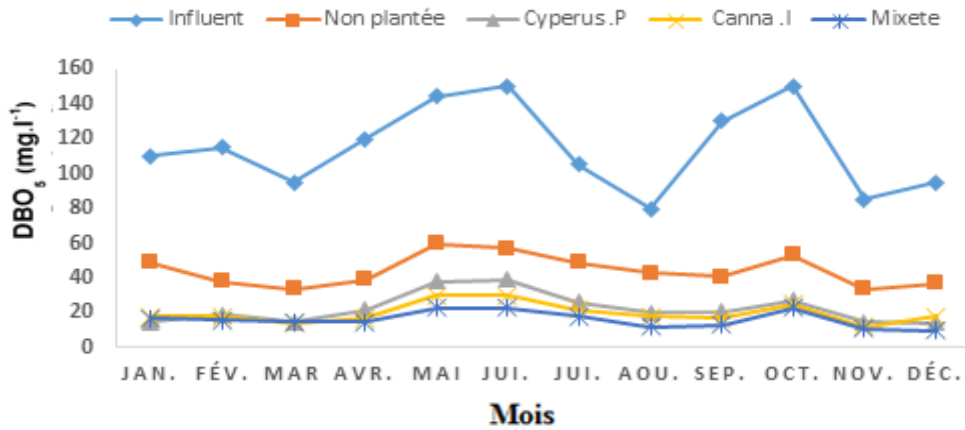
تحصل *comino 2011* عن نسبة إزالة % 60 [19] و *2020 de Queiroz* عن نسبة إزالة 90,8% [20] و *Idris 2012* عن نسبة إزالة 83% [21] للمواد الصلبة العالقة، كذلك في دراسة أخرى لنبات *Cyperus papyrus* وبطريقة التدفق الأفقي تحصل *Abou-Elela 2017* على نسبة إزالة 80% [22] للمواد الصلبة العالقة.

الإختلاف في هذه النسب يمكن أن يرجع إلى نوعية الحصى المستخدم في التجربة والمسامية وطريقة تصميم الحوض، كذلك زمن المكوث.

6.1.3.V. تباين الطلب البيوكيميائي للأكسجين (DBO₅)

نما كل من نبات *Cyperus papyrus* ونبات *Canna indica* جيدا، في نظام التدفق الأفقي تحت السطحي القائمة على الحصى عند تحميلها بمياه الصرف الصحي المنزلية، ومن خلال الشكل (29) نلاحظ التراكيز المختلفة للطلب البيوكيميائي للأكسجين DBO₅، حيث تتغير بين القيمتين 150 mg /l وهي أعلى قيمة كانت في شهر جوان، و 80 mg /l كأدنى قيمة في شهر أوت، و بمتوسط 114 mg /l. يؤثر نمو النبات على عملية المعالجة في النظام، ويساهم في إزالة المواد العضوية من مياه الصرف الصحي، بحيث تراوحت عملية إزالة الطلب البيوكيميائي للأكسجين DBO₅ من الأراضي الرطبة المزروعة بنسبة %80.34 و %82.66 و %85.78 لحوض نبات *Cyperus papyrus* و *Canna Indica* نظام (منفصل / مختلط) على التوالي، وبنسبة %61.27 بالنسبة للحوض الغير مزروع. بشكل عام، إنخفض تركيز الطلب البيوكيميائي للأكسجين DBO₅ في جميع الأحواض المعالجة مقارنة بمياه الصرف الصحي الخام، بمعدل 22.58 mg /l و 19.91 mg /l و 16.33 mg /l في أحواض المعالجة بالنباتات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* نظام منفصل و مختلط على التوالي، وبمتوسط 44.5 mg /l بالنسبة لحوض الشاهد.

إزالة الطلب البيوكيميائي للأكسجين DBO₅ في الحوض المزروع والحوض الغير المزروع، يشير إلى أن الأغشية الحيوية تلعب دورا مهم في إزالة الملوثات العضوية [23،24]، بالإضافة الى إزالة المواد العضوية القابلة للترسيب عن طريق الترسيب والترشيح في الوسط الداخلي للنظام [25].



الشكل (29): التباين الزمني للطلب البيوكيميائي للأكسجين DBO_5 للماء الداخل والخارج من الأحواض.

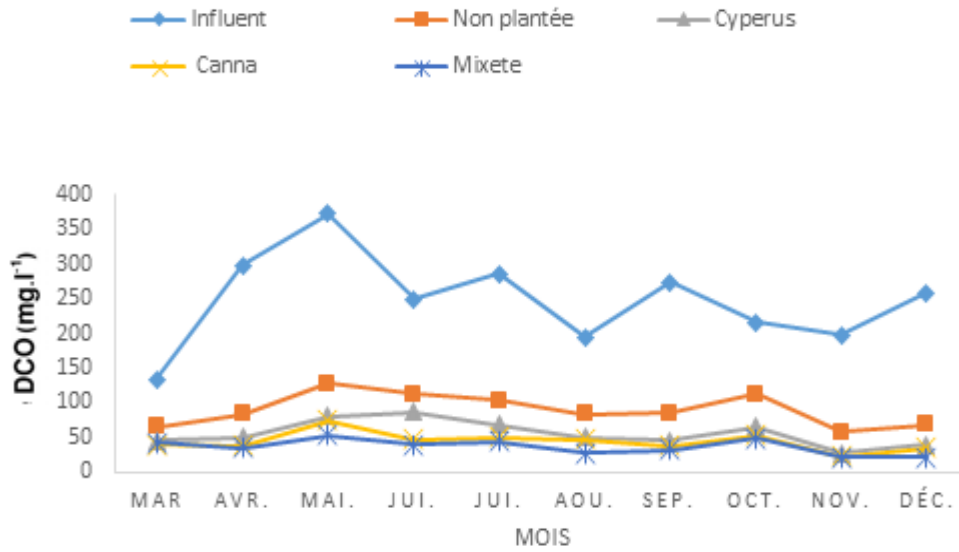
أظهر التحليل الإحصائي فرق متباين بين الأحواض المزروعة بالنباتات والحوض الشاهد في ($P < 0.05$) ، وكانت الإزالة في الأحواض المزروعة بالنباتات أعلى، ويرجع هذا الى وجود النبات الذي يوفر مساحة سطحية لنمو الأغشية الحيوية، ويعزز نظام الجذر الليفي إطلاق الأكسجين الجذري والنشاط الميكروبي البكتيري [26،27]، وهذا من خلال إنتقال الأكسجين من الأوراق إلي السيقان ثم الجذور، أي إطلاق الأكسجين من جذور النبات في الأراضي الرطبة يساهم في تقليل DBO_5 [28،29]، وهذا لأن الأكسجين ينشط البكتيريا التي تعمل على تحليل المواد العضوية، وهذا ما أكدته عدد متزايد من الدراسات التي تشير إلى أن التحلل الميكروبي مقارنة بامتصاص الغطاء النباتي يعمل كمساهم رئيسي في إزالة التلوث في الأراضي الرطبة المبنية [30-33].

كما يبين التحليل الإحصائي أنه لا يوجد فروق ذات دلالة إحصائية بين الأحواض المزروعة بالنباتات فيما بينها في الزراعة المنفردة والمختلطة ($P > 0.05$)، وهذه النتيجة مشابهة للدراسة التي قام بها *Angassa 2018* [34]، حيث قارنت الدراسة بين أداء ثلاث محطات تجريبية في نظام تدفق أفقي تحت السطح، إثنين مزروعتان بنبات *Vetiveria zizanioides* ونبات *Phragmites karka*، وأخرى بدون نبات وكانت إزالة DBO_5 أعلى من الناحية الإحصائية في الأراضي الرطبة المزروعة بالنباتات مقارنة بوحدة التحكم الغير مزروعة ($P < 0.05$)، مع عدم وجود فرق ذو دلالة إحصائية بين الأحواض المزروعة فيما بينها ($P > 0.05$)، نتيجة لأن إزالة المواد العضوية في نظام التدفق الأفقي تحت السطح هي عملية ميكروبية هوائية ولا هوائية وكذلك عمليات فيزيائية متمثلة في الترشيح والترسيب [35،36].

7.1.3.V. التباين في الطلب الكيميائي للأكسجين (DCO)

من خلال الشكل (30)، نلاحظ أن فترة تشغيل النظام كانت قيم تراكيز الطلب الكيميائي للأكسجين DCO للمياه المستعملة محصورة بين أعلى قيمة /l 373mg في شهر ماي وأدنى قيمة /l 134mg في شهر مارس وذات القيمة المتوسطة /l 254mg. جميع الأحواض المعالجة أظهرت كفاءة إزالة عالية بما فيها الحوض الشاهد الذي أعطى كفاءة إزالة 65.15%، والأحواض المزروعة بالنباتات أعطت 78.45% و 82.04% و 85.07% لكل من الحوض المزروع بالنباتات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* في نظام (فردى/مختلط) على التوالي، وقد وجد [37] *Albalawneh 2016*. [38] *Haritash 2015*. [39] *Ramprasad 2018*. أن الأراضي الرطبة المزروعة تزيل ما بين نسبة 70-95% من المواد العضوية من مياه الصرف الصحي.

من خلال النتائج المتحصل عليها خلال مدة الدراسة، تحصلنا على تراكيز منخفضة للطلب الكيميائي على الأكسجين في الأحواض المعالجة مقارنة بالمياه المستعملة، بمتوسط /l 53.74 mg و /l 44.74mg و /l 37.16mg لحوض نبات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* في نظام (منفصل /نظام مختلط) على التوالي، و /l 86.83mg بالنسبة للحوض الشاهد.



الشكل (30): التباين الزمني للطلب الكيميائي للأكسجين (DCO) للماء الداخل والخارج من الأحواض.

من خلال الدراسة الإحصائية للنتائج، تبين وجود فرق ذو دلالة إحصائية بين المياه المستعملة والمياه المعالجة ($P < 0.05$)، في جميع أحواض المعالجة أي أحواض النباتات (منفصل / مختلط) والحوض الغير مزروع، يرجع ذلك إلى إستهلاك المواد العضوية الموجودة في المياه من قبل الكائنات الحية الدقيقة والنباتات الموجودة في الأحواض ونظام الترشيح والترسيب في الوسط الداخلي [40]. كما تبين وجود

فرق ذو دلالة إحصائية بين الحوض الشاهد والأحواض المزروعة بالنباتات ($P < 0.05$)، حيث كانت الأحواض المزروعة أعلى في كفاءة إزالة DCO من الحوض الشاهد، مع عدم وجود فرق ذو دلالة إحصائية بين الأحواض المزروعة فيما بينها ($P > 0.05$).

نفس وجود الفرق الإحصائي والإزالة الأعلى ل DCO في الأحواض المزروعة مقارنة بالحوض الغير مزروع، بإطلاق الأكسجين من خلال جذور النبات مما يسهل تحلل المواد العضوية بواسطة الميكروبات (البكتيريا) الهوائية [41]، نفس الملاحظة تحصل عليها *Jamwal 2021* [42] في الهند، في دراسة مقارنة بين حوض مزروع بنبات *Canna indica* وحوض غير مزروع في نظام تدفق أفقي تحت السطح، وتم الحصول على أن الحوض المزروع أعطى كفاءة إزالة أعلى من الحوض الغير مزروع ($P < 0.05$).

أعطى التحليل الإحصائي عدم وجود فروق ذات دلالة إحصائية ($P > 0.05$)، بين الأحواض المزروعة فيما بينها في إزالة DCO، كذلك هذه النتيجة توصل إليها *Leiva 2018* [6] في دراسة كان الهدف منها المقارنة بين نباتين للزينة *Cyperus papyrus and Zantedeschia aethiopica* في الزراعة الأحادية ومختلطة الأنواع، بطريقة التدفق الأفقي تحت السطح، ولاحظ عدم وجود فرق معنوي بين النظامين الأحادي والمتعدد ($P > 0.05$)، في إزالة DCO.

كذلك في دراسة أخرى ل *Aalam 2022* [43]، قائمة على دراسة مقارنة بين ثلاثة أحواض مزروعة بالنباتات *Iris , Sagittaria , P.australis* وحوض غير مزروع مملوء بالحصى، ولم يتم العثور على فروق دلالة إحصائية ($P > 0.05$) بين الأحواض المزروعة بالنباتات، في حين سجلت فرق إحصائي بين الأحواض المزروعة والحوض الغير مزروع ($P < 0.05$).

وعلى عكس ما توصلنا إليه لاحظ *Zhou 2017* [44]، في دراسة مقارنة بين الزراعة الأحادية في نظام مزروع ب *Canna indica* ونظام متعدد الأنواع مزروع ب *Canna indica and Lythrum salicaria* أن كفاءة إزالة DCO كانت أعلى ب 1.2 مرة في نظام الإستزراع متعدد الأنواع.

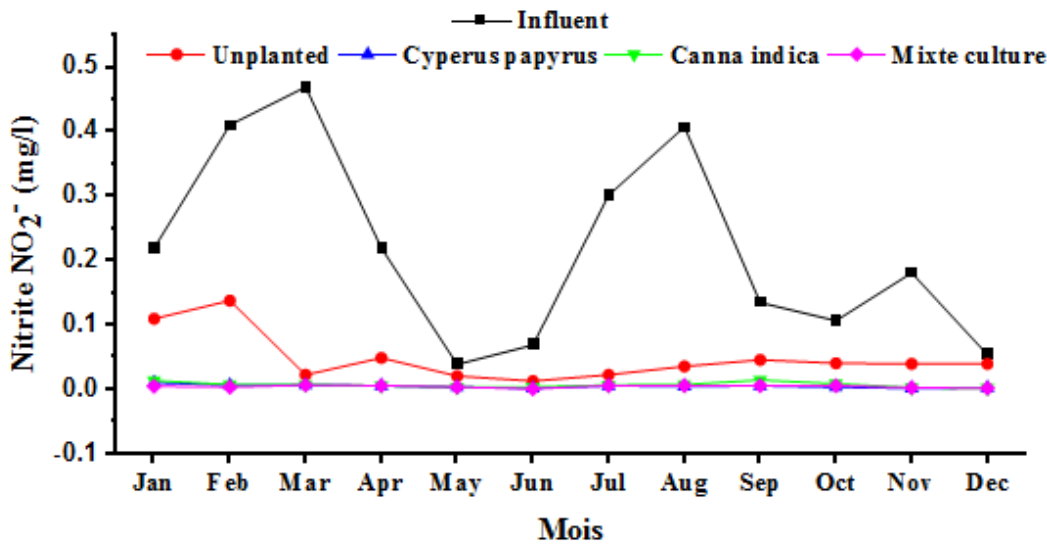
لكن *Liang 2011* [45] لاحظ أن الأرض الرطبة أحادية الزراعة لديها كفاءة إزالة ل DCO أعلى من الزراعة المختلطة للأراضي الرطبة، بحيث أرض رطبة مزروعة بنبات *canna indica* لديها كفاءة إزالة أعلى بكثير (بفارق 12%) من الأراضي الرطبة متعددة الأنواع (*Phragmites australis, Canna indica, Cyperus flabelliformis, Pennistum purpureum and Hymenocallis littoralis*)

بحيث خلال السنة الأولى من التشغيل سيطرت *Canna indica* على الأراضي الرطبة متعددة الأنواع، ولكن في السنوات الأخيرة كانت الهيمنة من قبل *Phragmites australis*

يرجع هذا الاختلاف في النتائج ونفس النظام، إلى الاختلاف الزمني والمكاني وتوزيع الجذور والتفضيلات الغذائية التي سادت في الأوساط الفردية ومتعددة الأنواع [46].

8.1.3.V. تباين نيتروجين النتريت ($N-NO_2^-$)

يوضح الشكل (31)، مختلف قيم تركيز النتريت ($N-NO_2^-$) عند المدخل والمخرج للنظام، حيث تتراوح قيم النتريت ($N-NO_2^-$) لمياه الصرف الصحي الخام بين أعلى قيمة 0.47 mg/l في شهر مارس وأدنى قيمة 0.039 mg/l في شهر ماي بمتوسط حوالي 0.218 mg/l . من خلال النتائج المتحصل عليها خلال فترة الدراسة، لوحظ أن محتوى النتريت في المياه الخام منخفض، وإستمر في الإنخفاض في جميع الأحواض المعالجة، حيث إنخفض بمعدل 0.00525 mg/l و 0.00733 mg/l و 0.00466 mg/l في الحوض المزروع بنبات *Canna* و *Cyperus papyrus* و *indica* نظام منفصل ونظام مختلط على التوالي، و 0.04866 mg/l في الحوض الغير مزروع، حيث وصلت كفاءة الإزالة إلى نسبة 97.59% و 96.63% و 97.86% في الأحواض المزروعة بالنباتات *Canna indica* و *Cyperus papyrus* نظام فردي ومتعدد على التوالي، ونسبة 77.67% في الحوض الغير مزروع.



الشكل (31): التباين الزمني للنتريت ($N-NO_2^-$) للماء الداخل والخارج من الأحواض.

أظهر التحليل الإحصائي عدم وجود فرق ذات دلالة إحصائية بين الأحواض المزروعة بالنباتات والحوض الشاهد ($P > 0.05$)، ربما يرجع هذا لكون تركيز النتريت ($N-NO_2^-$) في المياه الخام منخفض جداً، كما أن إزالة النيتروجين تتم بشكل أساسي عن طريق النتريجة ونزع النيتروجين في مناطق مختلفة من الوسط الداخلي في النظام التدفق الأفقي تحت السطح، و في ظروف الأكسدة المناسبة [47]. لكن بالرغم من عدم وجود فرق متباين بين الحوض الشاهد والأحواض المزروعة بالنباتات، إلا أن أحواض المعالجة بالنباتات كانت ذات كفاءة إزالة أفضل للنتريت ($N-NO_2^-$) بالنسبة للحوض الغير مزروع، لأن النبات لها

دور في إزالة النيتروجين [48]، بحيث تساهم النباتات %40-0.5 من الإزالة الكلية للنيتروجين [49،50] وتخزنه في الجزء العلوي، أي في السيقان والأوراق [51].

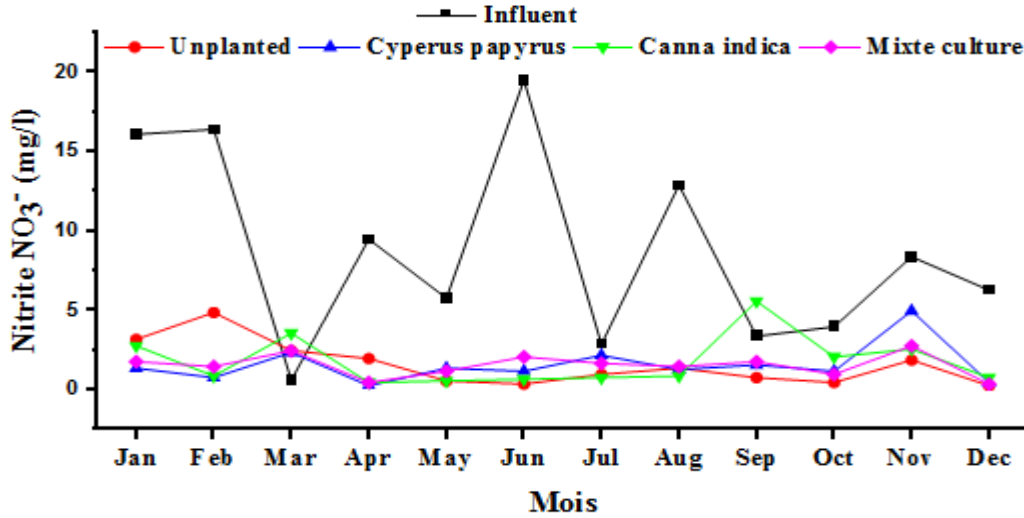
كذلك أظهر التحليل الإحصاء عدم وجود فرق متباين بين الأحواض المزروعة بالنباتات في (نظام فردي / متعدد) فيما بينها ($P > 0.05$)، وهذه النتائج مشابهة تقريبا لتلك الموجودة في دراسة أخرى لنفس المنطقة في تقرت العابد إبراهيم 2015 [5] ، والتي كان الهدف منها المقارنة بين أنواع مختلفة من النباتات من حيث كفاءة المعالجة للمياه المستعملة، وكانت النباتات المختارة هي *Juncus effusus* و *Cyperus papyrus* و *Typha latifolia*. بحيث لم يتم العثور على فروق ذات دلالة إحصائية ($P > 0.05$) بين الأحواض المزروعة بالنباتات في إزالة النترت ($N-NO_2^-$) باستخدام طريقة التدفق الأفقي تحت السطح.

9.1.3.V. تباين نيتروجين النترات ($N-NO_3^-$)

يوضح الشكل (32)، مختلف قيم النترات عند المدخل والمخرج للنظام حيث تتراوح قيم مياه الصرف الصحي الخام بين أعلى قيمة / 19.5 mg في شهر جوان وأدنى قيمة / $0,65 \text{ mg}$ في شهر مارس بمتوسط / $8,82 \text{ mg}$.

من خلال نتائج المتحصل عليها خلال مدة الدراسة، نلاحظ إنخفاض تركيز النترات لجميع الأحواض المعالجة، بحيث تنخفض الى / 1.60 mg و / 1.82 mg و / 1.56 mg بالنسبة للحوض المزروع بنبات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* نظام منفصل ونظام مختلط على التوالي، وإلى / 1.62 mg بالنسبة للحوض الغير مزروع.

حيث وصلت كفاءة الإزالة الى %81.76 و %79.30 و %82.24 في الأحواض المزروعة بنبات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* نظام منفصل ونظام مختلط على التوالي، ونسبة %81.57 في الحوض الغير مزروع.



الشكل (32): التباين الزمني للنترات NO_3^- للماء الداخل والخارج من الأحواض.

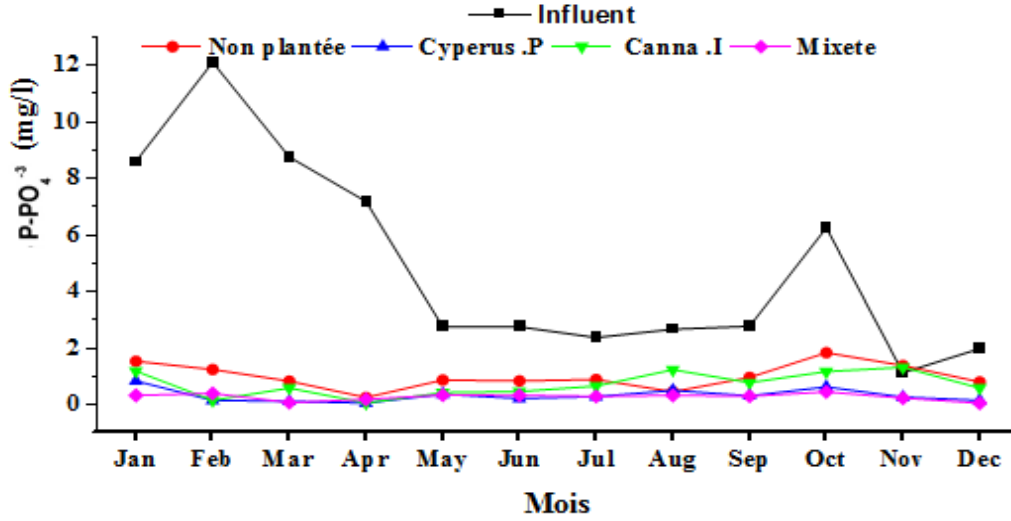
أظهر التحليل الإحصائي عدم وجود فرق ذات دلالة إحصائية بين الأحواض المزروعة بالنباتات والحوض الغير مزروع ($P > 0.05$)، ربما يرجع هذا إلى نوع التدفق كونه تحت السطح، بحيث تكون نسبة الأكسجين الذائب قليلة في جميع أحواض المعالجة، وكما ابلغ Lee 2009 [52] ان عملية النتجة تحدث في المنطقة الهوائية، ولكن تحدث عملية نزع النيتروجين في منطقة نقص الأكسجين، حيث تستخدم آلية نزع النيتروجين البيولوجية النترات كمستقبل نهائي للإلكترون في البيئات المنخفضة الأكسجين، وفي هذه العملية تقلل البكتيريا نزع النيتروجين غير العضوي مثل النتريت والنترات إلى غاز نيتروجين أساسي غير ضار. وربما كان هذا راجع جزئيا إلى النتجة الجيدة في الأحواض المزروعة، وتم استقبال النترات التي تمت إزالتها عن طريق نزع النيتروجين على الفور بواسطة النترات الناتجة عن النتجة.

كما أظهر التحليل الاحصائي عدم وجود فرق معنوي ($P > 0.05$) بين الأحواض المزروعة فيما بينها (نظام فردي / مختلط)، وهذه النتيجة مشابهة لتلك التي حصل عليها Zurita 2009 [53]، في دراسة له الهدف منها المقارنة بين نظام إستزراع أحادي ونظام إستزراع متعدد، تحتوي على ثلاثة أنواع من نباتات الزينة (*Strelitzia reginae*, *Anturium andreanum* and *Agapanthus africanus*) ونبات رابع (*Zantedeschia aethiopica*) في نظام أحادي، أظهرت النتائج أن إزالة النترات كانت ليس لها دلالة إحصائية بين الأحواض المزروعة الفردية والمتعددة ($P > 0.05$).

10.1.3.V. تباين الأرتوفوسفور ($P-PO_4^{3-}$)

من خلال التغير الموسمي لإزالة الأرتوفوسفور في الشكل (33)، لاحظنا قيم $P-PO_4^{3-}$ تتناقص بعد أن كانت بمتوسط 4,94 mg/l في المياه المستعملة، تناقصت إلى 0.32 mg/l و 0.72 mg/l و 0.28 mg/l في الأحواض المزروعة بالنباتات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* نظام فردي ونظام متعدد على التوالي، و 0.99 mg/l في الحوض الشاهد.

تحصلنا على مردود التنقية في الأحواض المزروعة بنسبة 93.33% و 85.39% و 94.24% في الأحواض المزروعة بالنباتات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* نظام منفصل ومختلط على التوالي، وبنسبة 79.78% في الحوض الغير مزروع.



الشكل (33): التباين الزمني للأرتو فسفور PO_4^{3-} للماء الداخل والخارج من الأحواض.

من خلال نتائج متحصل عليها ومن خلال تحليل الإحصائي، تبين أنه لا يوجد فرق ذات دلالة إحصائية بين الأحواض المعالجة بالنباتات والحوض الغير مزروع ($P > 0.05$)، وهذا ما يؤكد أن إزالة وتخزين الفسفور بواسطة الركيزة أحد الأليات الرئيسية لإزالة الفوسفور [54]، ويتم ذلك عن طريق الترسيب والترشيح والإمتصاص، يليها التأثير المشترك للنباتات المائية والكائنات الحية الدقيقة [55]. يعد إمتصاص النبات للفوسفور قليل جدا وهي النسبة المقدره بنمو النبات التي يمكن أن تصل إلى 10% اعتمادا على المناخ والنبات ونوع المياه الصرف الصحي [56].

أعطى التحليل الإحصائي عدم وجود فرق ذات دلالة إحصائية بين الأحواض المزروعة في النظام الفردي والمختلط ($P > 0.05$)، نفس الملاحظة تحصل عليها Zhang 2007 [57] في دراسة له أفادت أن الأراضي الرطبة الأحادية والمختلطة المزروعة بالأنواع النباتية *Schoenoplectus* و *Canna indica* *validus* حققت كفاءة إزالة للأرتوفسفور أعلى من 70% دون وجود فرق معنوي ($P > 0.05$) بين الأحواض المزروعة.

على الرغم من عدم وجود فرق معنوي في إزالة $P-PO_4^{3-}$ في دراستنا، إلا أن الأنواع النباتية المختلفة تبقى لها أداء معالجة مختلف للمغذيات المختلفة [58]، وهذا ما لاحظناه في حوض نبات *Cyperus papyrus* كان أحسن في إزالة الأرتوفسفور وهذا ما أكده Abou-Elala 2014 [59]، في دراسة له لعدة أنواع من النباتات مثل *Cyperus papyrus* و *Canna indica* و *Typha latifolia*

Phragmites australis المستخدمة في أحواض المعالجة بالمياه في نظام تدفق أفقي تحت السطح وتم العثور على أن نبات *Cyperus papyrus* أكثر فعالية في امتصاص الفسفور من الأنواع الأخرى التي تم تقييمها، وكذلك تتفق مع *Abou-Elala 2013* [60]، الذي ذكر أن إمتصاص الفسفور بواسطة نبات *Cyperus papyrus* كان أفضل من النباتات الأخرى التي تم تقييمها.

المراجع باللغة العربية

[5] العابد إبراهيم. 2015. معالجة مياه الصرف الصحي لمنطقة تقرت بواسطة نباتات منقية محلية، رسالة دكتوراه. جامعة قاصدي مرباح ورقلة.

المراجع باللغة الأجنبية

[1] Rodrigues, A.C., Boroski, M., Shimada, N.S., Garcia, J.C., Nozaki, J., Hioka, N., (2008). Treatment of paper pulp and paper mill wastewater by coagulation-flocculation followed by heterogeneous photocatalysis. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 194: 1-10.

[2] Degremont. (2005). *Mémento technique de l'eau*, 10 ème édition, Ed. Lavoisier, Paris.

[3] Zerdi, Saad., (2017), Identification de plantes épuratrices locales et leur utilisation dans l'épuration des eaux usées de la région d'el oued, thèse doctorat, 166p.

[4] Amiri, K. (2020) contributions a l'evaluation et au traitement des eaux usées dans le sud est de sahara Algerien. application au sud de la region d'oued righ (tougourt). Thèse doctorat.

[6] Leiva, A. M., Núñez, R., Gómez, G., López, D., & Vidal, G. (2018). Performance of ornamental plants in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow constructed wetlands for treating wastewater. *Ecological engineering*, 120, 116-125.

[7] Calheiros, C.S., Bessa, V.S., Mesquita, R.B., Brix, H., Rangel, A.O., Castro, P.M. 2015. Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. *Ecol. Eng.* 79, 1–7.

[8] Konnerup, D., Koottatep, T., Brix, H. 2009. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia. *Ecol, Eng*, 35 (2), 248–257.

[9] Zurita, F., De Anda, J., Belmont, M.A. 2009. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecol, Eng*, 35 (5), 861-869.

[10] García-Ávila, F., Patiño-Chávez, J., Zhinín-Chimbo, F., Donoso-Moscoso, S., Flores del Pino, L. & Avilés-Añazco, A. (2019). Performance of *Phragmites Australis* and *Cyperus Papyrus* in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed wetlands. *International Soil and Water Conservation Research* (2019).

[11] Ge, Z.B., Wei, D.Y., Zhang, J., Hu, J.S., Liu, Z., Li, R.H. (2019). Natural pyrite to enhance simultaneous long-term nitrogen and phosphorus removal in constructed wetland: three years of pilot study. *Water Res* 148: 153–161

[12] Bebb, A.A., Labed, B., Zeghdi, S. and Messaitfa, A. 2020. Erratum to purification performance of *Typha latifolia*, *Juncus effusus* and *Papyrus cyperus* in arid climate: Influence of seasonal variation. *Journal of Water Chemistry and Technology* 42 (4): 312-312.

- [13] Roselene, H. (2014). A Study on Remediation of Polluted Water Using *Canna indica*. *Int J Res Rev, I(1)*, 1-15.
- [14] Labeled Brahim., Ahmed Abdelhafid Bebbba and Nouredine Gherraf. 2014. Phytoremediation performance of urban wastewater by the plant *Juncus effusus* in an arid climate. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences* 5(6): 95-103.
- [15] Wang, X.O., Tian, Y.M., Zhao, X.H., Peng, S., Wu, Q., Yan, L.J. **2015**. Effects of aeration position on organics, nitrogen and phosphorus removal in combined oxidation pond-constructed wetland systems. *Bioresour. Technol*, 198, 7–15.
- [16] Lai, W. L., Zhang, Y., Chen, Z. H. 2012. Radial oxygen loss, photosynthesis, and nutrient removal of 35 wetland plants. *Ecological Engineering*, 39, 24-30.
- [17] Liu, H., Hu, Z., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Liang, S., ... & Wu, H. (2016). Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed wetlands: a review. *Bioresource Technology*, 214, 797-805.
- [18] Wu ,S., Austin ,D., Liu ,L., Dong, R. 2011. Performance of integrated household constructed wetland for domestic wastewater treatment in rural areas. *Ecol. Eng*, 37(6):948-54.
- [19] Comino, E., Riggio, V., Rosso, M., 2011. Mountain cheese factory wastewater treatment with the use of a hybrid constructed wetland. *Ecol,Eng*, 37 (11), 1673–1680.
- [20] de Queiroz, R.D.C.S., Maranduba, H.L., Hafner, M.B., Rodrigues, L.B., de Almeida Neto, J.A., 2020. Life cycle thinking applied to phytoremediation of dairy wastewater using aquatic macrophytes for treatment and biomass production. *J, Clean, Prod*, 122006.
- [21] Idris, S.M., Jones, P.L., Salzman, S.A., Croatto, G., Allinson, G., 2012. Evaluation of the giant reed (*Arundo donax*) in horizontal subsurface flow wetlands for the treatment of recirculating aquaculture system effluent. *Environ. Sci, Pollut, Control Ser*, 19 (4), 1159–1170.
- [22] Abou-Elela, S. I., Elekhawy, M. A., Khalil, M. T., & Hellal, M. S. (2017). Factors affecting the performance of horizontal flow constructed treatment wetland vegetated with *Cyperus papyrus* for municipal wastewater treatment. *International journal of phytoremediation*, 19(11), 1023-1028.
- [23] Iasur-Kruh, L., Hadar, Y., Milstein, D., Gasith, A., Minz, D., 2010. Microbial population and activity in wetland microcosms constructed for improving treated municipal wastewater. *Microb Ecol*, 59, 700–709
- [24] Wu, Y., He, T., Chen, C., Fang, X., Wei, D., Yang, J., Zhang, R., Han, R., 2019. Impacting Microbial Communities and Absorbing Pollutants by *Canna Indica* and *Cyperus Alternifolius* in a Full-Scale Constructed Wetland System. *Int J Environ Res Public Health*, 16, 802.

- [25] Sani, A.R., Dareini, F. (2014). Treatment of hospital wastewater by Vetiver and typical reed plants at wetland. *Indian J, Fundamental Applied Life Sci*, 4(53):890-897
- [26] Lekshmi, B., Sutar, R.S., Ranade, D.R., Parikh, Y.J., Asolekar, S.R., 2020. Enhancement of Water Reuse by Treating Wastewater in Constructed Wetlands: Minimization of Nutrients and Fecal Coliform. In : Reddy, K.R., Agnihotri, A.K., Yukselen-Aksoy, Y., Dubey, B.K., Bansal, A. (Eds.), *Sustainable Environmental Geotechnics. Lecture Notes in Civil Engineering*. Springer International Publishing, Cham, 213–223 pp.
- [27] Li, L., Yang, Y., Tam, N.F.Y., Yang, L., Mei, X. Q., Yang, F. J. 2013. Growth characteristics of six wetland plants and their influences on domestic wastewater treatment efficiency. *Ecol Eng*, 60, 382–392
- [28] Dong, C., Huang, Y. H., Wang, S. C. and Wang, X. H. (2016). Oxygen supply and wastewater treatment in subsurface-flow constructed wetland mesocosm: Role of plant presence. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(2).
- [29] Maharjan, A. K., Amatya, I. M., & Toyama, T. (2021). Pollutant Removal Abilities of Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland. *Nepal Journal of Civil Engineering*, 1(1), 11-17.
- [30] da Costa, J.F., de Paoli, A.C., Seidl, M., von Sperling, M. 2013. Performance and behaviour of planted and unplanted units of a horizontal subsurface flow constructed wetland system treating municipal effluent from a UASB reactor. *Water Sci Technol* 68, 1495–1502.
- [31] da Costa, J.F., Martins, W.L.P., Seidl, M., von Sperling, M. 2015. Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactor–trickling filter effluent. *Water Sci Technol*, 71, 1004–1010.
- [32] Ebrahimi, A., Taheri, E., Ehrampoush, M.H., Nasiri, S., Jalali, F., Soltani, R., Fatehizadeh, A. 2013. Efficiency of Constructed Wetland Vegetated with *Cyperus alternifolius* Applied for Municipal Wastewater Treatment [WWW Document]. *J Environ Public Health*.
- [33] Iasur-Kruh, L., Hadar, Y., Milstein, D., Gasith, A., Minz, D. 2010. Microbial population and activity in wetland microcosms constructed for improving treated municipal wastewater. *Microb Ecol*, 59, 700–709.
- [34] Angassa, K., Leta, S., Mulat, W., Kloos, H., & Meers, E. (2018). Organic matter and nutrient removal performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands planted with *Phragmites karka* and *Vetiveria zizanioides* for treating municipal wastewater. *Environmental Processes*, 5(1), 115-130.

- [35] Vymazal, J. (2011). Plants used in constructed wetland with horizontal subsurface flow: A review. *Hydrobiologia*, 674:133-156
- [36] Vymazal, J., Kropfelova, L. (2009). Removal of organics in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review of the field experience. *Sci Total Environ*, 407:3911-3922
- [37] Albalawneh, A., Chang, T. K., Chou, C. S., Naoum, S., 2016. Efficiency of a horizontal sub-surface flow constructed wetland treatment system in an arid area. *Water*, 8, 51.
- [38] Haritash, A.K., Sharma, A., Bahel, K. 2015. The potential of Canna lily for Wastewater Treatment under Indian Conditions. *Int J Phytoremediation*, 17, 999–1004.
- [39] Ramprasad, C., Philip, L. 2018. Greywater treatment using horizontal, vertical and hybrid flow constructed wetlands. *Curr Sci*, 114, 155–165.
- [40] Maharjan, A. K., Amatya, I. M., & Toyama, T. (2021). Pollutant Removal Abilities of Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland. *Nepal Journal of Civil Engineering*, 1(1), 11-17.
- [41] Gaballah, M.S., Abdelwahab, O., Barakat, K.M., Aboagye, D. 2020. A novel horizontal subsurface flow constructed wetland planted with *Typha angustifolia* for treatment of polluted water. *Environ Sci Pollut Res*, 27, 28449–28462.
- [42] Jamwal, P., Raj, A. V., Raveendran, L., Shirin, S., Connelly, S., Yeluripati, J., ... & Tamburini, M. (2021). Evaluating the performance of horizontal sub-surface flow constructed wetlands: A case study from southern India. *Ecological Engineering*, 162, 106170
- [43] Aalam, T., Arias, C. A., & Khalil, N. (2022). Physicochemical and Biological Contribution of Native Macrophytes in the Constructed Wetlands to Treat Municipal Wastewater: A Pilot-Scale Experiment in a Sub-Tropical Climate Region. *Recycling*, 7(1), 8.
- [44] Zhou, Q., Zhu, H., Bañuelos, G., Yan, B., Liang, Y., Yu, X., Cheng, X., Chen, L. 2017. Effects of vegetation and temperature on nutrient removal and microbiology in horizontal subsurface flow constructed wetlands for treatment of domestic sewage. *Water Air Soil Pollut*, 228 (3), 95.
- [45] Liang, M.Q., Zhang, C.F., Peng, C.L., Lai, Z.L., Chen, D.F., Chen, Z.H. 2011. Plant growth, community structure, and nutrient removal in monoculture and mixed constructed wetlands. *Ecol, Eng*, 37 (2), 309-316.
- [46] Karathanasis, A.D., Potter, C.L., Coyne, M.S. 2003. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecol, Eng*, 20 (2), 157-169.

- [47] Chen, X., Zhong, F., Chen, Y., Wu, J., & Cheng, S. (2022). The Interaction Effects of Aeration and Plant on the Purification Performance of Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(3), 1583.
- [48] Schierano, M. C., Panigatti, M. C., Maine, M. A., Griffa, C. A., & Boglione, R. (2020). Horizontal subsurface flow constructed wetland for tertiary treatment of dairy wastewater: removal efficiencies and plant uptake. *Journal of Environmental Management*, 272, 111094
- [49] Białowiec, A., Janczukowicz, W., Randerson, P.F. 2011. Nitrogen removal from wastewater in vertical flow constructed wetlands containing LWA/gravel layers and reed vegetation. *Ecol, Eng*, 37 (6), 897–902.
- [50] Kantawanichkul, S., Kladprasert, S., Brix, H. 2009. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Ecol, Eng*, 35 (2), 238–247.
- [51] Di Luca, G.A., Mufarrege, M.M., Hadad, H.R., Maine, M.A. 2019. Nitrogen and phosphorus removal and *Typha domingensis* tolerance in a floating treatment wetland. *Sci, Total Environ*, 650, 233–240.
- [52] Lee, C. G., Fletcher, T. D., & Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in life sciences*, 9(1), 11-22.
- [53] Zurita, F., De Anda, J., & Belmont, M. A. (2009). Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 35(5), 861-869.
- [54] Lu, S., Zhang, X., Wang, J., Pei, L. 2016. Impacts of different media on constructed wetlands for rural household sewage treatment. *J, Clean, Prod*, 127, 3253.
- [55] Shen, S., Li, X., Cheng, F., Zha, X., & Lu, X. (2020). recent developments of substrates for nitrogen and phosphorus removal in CWs treating municipal wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(24), 29837-29855.
- [56] Hoffmann ,H., Platzer ,C., Winker ,M., Muench,E.V .(2011) . Technology review of constructed wetlands subsurface flow constructed wetlands for grey water and domestic wastewater treatment. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ), Eschborn.
- [57] Zhang, Z., Rengel, Z., Meney, K. 2007. Nutrient removal from simulated wastewater using *Canna indica* and *Schoenoplectus validus* in mono-and mixed-culture in wetland microcosms. *Water Air Soil Pollut*, 183 (1-4), 95-105.

- [58] Sehar, S., Sumera, S., Naeem ,S., Perveen, I., Ali, N., Ahmad, S .(2015) . A comparative study of macrophytes influence on wastewater treatment through subsurface flow hybrid constructed wetland. *Ecol Eng*, 81:62-69
- [59] Abou-Elela, S.I., Golinelli, G., El-Tabl, A.S., Hellal, M.S. 2014.Treatment of municipal wastewater using horizontal flow constructed wetlands in Egypt. *Wat, Sci, & Techn*, 38-69(1)
- [60] Abou-Elela, S.I., Golinielli, G., Abou-Taleb, E.M., Hellal, M.S. 2013.Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. *Ecol, Eng*, 61: 460-

الخلاصة العامة

تبين دراستنا بوضوح قدرة النباتات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* علي معالجة المياه المستعملة المنزلية سواء في النظام المنفصل او المختلط حيث حصلنا على نسب الازالة التالية :

- نسبة إزالة الملوثات العضوية
 1. الطلب الكيميائي للاكسجين (DCO) بين 78-86%
 2. الطلب البيوكيميائي للاكسجين (BOD_5) بين 80-85%
- نسبة إزالة للملوثات الازوتية
 1. النتريت ($N-NO_2^-$) بين 97-98%
 2. النترات ($N-NO_3^-$) بين 81-83 %
- نسبة إزالة الارتوفوسفور ($P-PO_4^{3-}$) بين 85-90%
- نسبة إزالة المواد المعالقة MES بين 83-86 %

ومن خلال ما توصلنا اليه، لا يبد وأن نتائجنا تدعم الفرضية القائلة بأن مزيجاً من الأنواع النباتية يحسن أداء النظام، وهذا مشابه للعديد من الدراسات السابقة ومع ذلك، فإن عدداً قليلاً فقط من التجارب التي وصلت لمزايا الجمع بين الأنواع النباتية، وغالباً ما تكون باستنتاجات متناقضة.

كانت نتائجنا متقاربة من حيث كفاءة المعالجة بين الاحواض المزروعة بنوع واحد من النباتات والاحواض ذات الزراعة المختلطة.

كذلك الملاحظ من هذه النتائج ان كفاءة الازالة كانت عالية لجميع الملوثات في جميع الاحواض المزروعة بالنباتات مقارنة بالاحواض الغير مزروعة وهذا يثبت كفاءة النباتات في قدرة المعالجة. وان وجود النبات له تأثير إيجابي على النشاط البيولوجي في احواض المعالجة.

كما ان النبات ابدى تأقلم وتعايش في مناخ المنطقة الصحراوي وتحمل ملوحة وطبيعة مياه الصرف الحضرية.

ومن خلال هذه النتائج توصلنا الى ان نبات *Cyperus papyrus* و *Canna indica* في نظام (منفصل/نظام مختلط) لهما أداء متشابه.

على الرغم من تقارب النتائج بين الاحواض المنفصلة والمختلطة الا ان أنظمة الزراعة متعددة الأنواع تقدم مزايا أخرى من الناحية الجمالية فهي تحسن شكل النظام علاوة على ذلك تحسن مقاومة الاجهاد البيئي والامراض النباتية.

تعد تقنية الأراضي الرطبة المبنية اليوم كواحدة من أكثر التقنيات المناسبة بشكل خاص في المناطق التي يكون فيها تنفيذ طريقة المعالجة التقليدية غير مجد اقتصادياً، مثل المستوطنات والمجمعات الصغيرة والمتوسطة، والمناطق الريفية والجبلية والنائية وللمعالجة في مواقع المنازل المنفردة أو مجموعة من الشقق. ومن هنا يأتي دور الأراضي الرطبة ذات الاستزراع المتعدد فهي تضي منظر جمالية رائعة وخلاصة بالإضافة الي فعالية التنقية والمحافظة على البيئة، كذلك تمتلك الأراضي الرطبة المنشأة تكاليف استثمار أقل بشكل ملحوظ، خاصة بالنسبة للمجمعات صغيرة الحجم، تأتي ميزتها الاقتصادية الرئيسية من مرحلة التشغيل بسبب الحد الأدنى من متطلبات الطاقة والاحتياجات المنخفضة للصيانة واليد العاملة. لقد ثبت أن أنظمة الأراضي الرطبة المبنية توفر معالجة فعالة للغاية لمياه الصرف المنزلية، فعاليتها الإجمالية تمكن من تطبيقها على مختلف مياه الصرف الصناعي والزراعي بنتائج واعدة للغاية، باعتبارها تقنية معالجة طبيعية، يمكن وصف الأراضي الرطبة المبنية على أنها أنظمة مستدامة، تحقق معايير الاستدامة مثل الصرف الصحي الفعال، والمساهمة في جوانب الصحة العامة والنظافة، وحماية البيئة، وحماية الموارد الطبيعية، والتشغيل البسيط والموثوق والقوي والقبول الاجتماعي.

-اتجاهات البحث في المستقبل

- دراسة نباتات أخرى من اجل اختبارها في تنقية مياه الصرف المنزلي
- استخدام الأراضي الرطبة المبنية لمعالجة مصادر المياه الأكثر تعقيداً مثل مياه الصرف الصناعي.
- استعمال نظام التدفق المهجن (شاقولي افقي - افقي شاقولي)

الملحق

الملحق

الجدول (9): معايير مياه الصرف الصحي التي يتم تصريفها حسب منظمة الصحة العالمية (1971).

جودة سيئة	جودة رديئة	جودة مقبولة	جودة جيدة	الوسائط
1>	1≤	3≤	5<	DO mg/l
10>	10≤	50≤	70≤	DO %
25<	25	10≥	5≥	DBO ₅ mg/l
80<	80	40≥	25≥	DCO mg/l
80<	80	50≥	25≥	NO ₃ ⁻ mg/l
8<	8	2≥	0.5≥	NH ₄ ⁺ mg/l
-	1<	1≥	0.3≥	NO ₂ ⁻ mg/l
10<	10	3≥	2≥	NTK mg/l
2<	2	1≥	0.5≥	Po ₄ ³⁻ mg/l
-	70<	-	70≥	MES mg/l
1<	1	0.6≥	0.3≥	P _T mg/l
-	2000	-	2≥	CE mS/cm
-	8.5< و 6.5>	-	8.5≥ و 6.5≤	pH

الملحق

الجدول (10): معايير الصرف من محطة معالجة مياه الصرف الصحي، والتركيزات القصوى المصرح بها من BOD₅ و DCO و MES والنيتروجين والفسفور (منظمة الصحة العالمية، 1989).

المعايير	أقصى تركيز مسموح به
DBO ₅	25 mg/l
DCO	125 mg/l
MES	35 mg/l*

* بالنسبة للتصريفات في البيئة الطبيعية من أحواض البحيرة ، يتم ضبط هذه القيمة على
150 mg/l

المعايير	الحمولة الاجمالية للتلوث العضوي بالكيلوغرام/ يوم	أقصى تركيز مسموح به
Zone sensible à l'azote	600 à 6000	15 mg/l
	> 6000	10 mg/l
Zone sensible au phosphore	600 à 6000	2 mg/l
	> 6000	1 mg/l

*تشير هذه المتطلبات إلى درجة حرارة المفاعل البيولوجي الهوائي لمحطة المعالجة لا تقل عن 12 درجة مئوية. يمكن استبدال حالة درجة الحرارة هذه بتحديد فترات الطلب المحددة وفقاً للظروف المناخية الإقليمية.

الجدول (11): القيم الحدية لمعايير التصريف في محطة المعالجة (الجريدة الرسمية للجمهورية الجزائرية، 2006).

الجريدة الرسمية للجمهورية الجزائرية / العدد 46 - 24 محرم عام 1414 هـ		
ملحق		
قيم الحد الاقصى لمعالم صرف نفايات الوحدات الصناعية		
القيمة القصوى	الوحدة	المعالم
30	د.م	درجة الحرارة.....
5.5 - 8.5	-	الرقم الايدروجيني.....
30	ملغ / لتر	مواد تامة التعليق.....
40	ملغ / لتر من الاكسجين	مطلب احيائي من الاكسجين.....
120	ملغ / لتر من الاكسجين	مطلب كيميائي من الاكسجين.....
40	-	نتروجين (حسب طريقة كجدال).....
02	-	فسفاط.....
0.1	-	سيانيدات.....
5	-	الالومنيوم.....
0.2	-	كادميوم.....
3.0	-	كروم +3.....
0.1	-	كروم +6.....
5	-	حديد.....
1	-	منغنيز.....
0.01	-	زئبق.....
5	-	نيكل.....
1	-	رصاص.....
3	-	نحاس.....
5	-	خارمين (توتياء).....
20	-	زيوت.....
20	-	محروقات.....
0.5	-	بنول.....
20	-	محللات معدنية.....
1.0	-	كلور ناشط.....
0.001	ملغ / لتر	متعدد كلورو - ثنائي بنيلات.....
2	ملغ / لتر	منظفات.....
10	ملغ / لتر	ضغوط نشطة مصعدية الشرط.....

(*) القيم التي حددها المرسوم التنفيذي رقم 93-160 الصادر في جويلية 1993

الجدول (12): القيم الحدية لمحتوى المواد الضارة في مياه الصرف غير المنزلية عند تصريفها في شبكة الصرف الصحي العامة أو محطة المعالجة. JORA 2009

الملحق		القيم المحددة القصوى لمحتوى المواد الضارة الموجودة في المياه القذرة غير المنزلية أثناء تفريغها في الشبكة العمومية للتطهير أو في محطة التنقية	
القيم المحددة القصوى (ملغ/لتر)	المعايير	القيم المحددة القصوى (ملغ/لتر)	المعايير
150	الأزوت الإجمالي	150	الأزوت الإجمالي
5	الأنتيوم	5	الأنتيوم
0,1	الفضة	0,1	الفضة
0,1	الأرستينك	0,1	الأرستينك
0,05	بيريليوم	0,05	بيريليوم
0,1	الكاديوم	0,1	الكاديوم
3	الكلور	3	الكلور
2	الكروم الثلاثي المتأخر المتكافئة	2	الكروم الثلاثي المتأخر المتكافئة
0,1	الكروم السداسي المتأخر المتكافئة	0,1	الكروم السداسي المتأخر المتكافئة
2	الكرومات	2	الكرومات
1	القصاس	1	القصاس
2	الكوبلت	2	الكوبلت
0,1	السيانور	0,1	السيانور
500	الاحتياجات البيوكيميائية من الأكسجين (DBO5)	500	الاحتياجات البيوكيميائية من الأكسجين (DBO5)
1000	الاحتياجات الكيميائية من الأكسجين (DCO)	1000	الاحتياجات الكيميائية من الأكسجين (DCO)
0,1	القصدير	0,1	القصدير
1	الحديد	1	الحديد
10	الفلورور	10	الفلورور
10	مجموع الهروقات	10	مجموع الهروقات
600	المواد العالقة	600	المواد العالقة
300	المختزيم	300	المختزيم
0,01	الزئبق	0,01	الزئبق
2	التيتان	2	التيتان
0,1	التريبت	0,1	التريبت
50	الفوسفور الكلي	50	الفوسفور الكلي
1	القيتول	1	القيتول
0,5	الرصاس	0,5	الرصاس
1	سلفور	1	سلفور
400	السلفات	400	السلفات
2	الزئق ومركباته	2	الزئق ومركباته

- الحرارة : أقل أو تساوي 30° مئوية.
- PH : ما بين 5,5 و 8,5.

- عدم احترام الالتزامات والمواصفات المحددة بالقرار المرخص بالتفريغ.

- عرقلة المراقبة التي تجرى وفقا للشروط المحددة في هذا المرسوم.

- تهاية نشاط المؤسسة التي منحت الترخيص بالتفريغ.

الفصل الثاني المراقبة

المادة 11 : يمكن اقتطاع عينات لغرض التحليل في كل وقت داخل شطب ترومبل المؤسسة من طرف ممثلي إدارة الولاية المكلفة بالوارد المائية بهدف مراقبة مدى مطابقتة خصائص المياه القذرة المفرغة في الشبكة العمومية للتطهير أو في محطة التنقية للقيم القصوى المحددة في هذا المرسوم.

المادة 12 : عندما تبين نتائج التحاليل أن المياه القذرة لا تنطبق مع القيم المحددة في قرار الترخيص، تقوم إدارة الولاية المكلفة بالوارد المائية بإصدار حياح المؤسسة لاتخاذ، في الأجل الذي ستحدده له، مجموع التدابير والأعمال التي من شأنها جعل التفريغ مطابقا لمواصفات الترخيص.

المادة 13 : عند انقضاء الأجل المحدد بالإعذار المبين في المادة 12 أعلاه، وإصرار صاحب المؤسسة على عدم الامتثال للإعذار، تقوم إدارات الولاية المكلفة بالوارد المائية والبيئة بطلب المؤسسة إلى غاية تنفيذ التدابير المحددة وهذا مع الاحتفاظ بحق التظور في المشابعات القضائية المتصوص عليها في التشريع المعمول به.

المادة 14 : تتميز شماليل اقتطاعات المياه القذرة غير المنزلية المتصوص عليها في المادة 11 أعلاه من طرف مخاطر معتمدة من الوزير المكلف بالوارد المائية.

الفصل الثالث أحكام ختامية

المادة 15 : يجب أن تنطبق هياكل المعالجة الأولية الموجودة مع أحكام هذا المرسوم في أجل لا يتجاوز الستة (6) بعد تاريخ نشر هذا المرسوم في الجريدة الرسمية.

المادة 16 : ينتشر هذا المرسوم في الجريدة الرسمية للجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية.

حرر بالجزائر في 17 جمادى الثانية عام 1430 الموافق 11 يونيو سنة 2009.

أحمد أويحيى

الجدول (13): مواصفات المياه العادمة المعالجة المستخدمة لأغراض الري: القرار الوزاري الصادر في 2 جانفي 2012

24		الجريدة الرسمية للجمهورية الجزائرية / العدد 41		25 شيبان عام 1433 هـ 15 يوليوز سنة 2012 م	
2 - المعايير الفيزيائية والكيميائية					
المعايير		الوحدة	التركيز الأقصى المقبول		
فيزيائية	pH	-	$6.5 \leq \text{pH} \leq 8.5$		
	المواد المترسبة	مغ / ل	30		
	CE	نسم سيمنس / م	3		
	تسرب $\text{CE}3 - 0 = \text{SAR}$		0.2		
			0.3		
			0.5		
كيميائية		نسم سيمنس / م	1.3		
			3		
	DBO5	مغ / ل	30		
	DCO	مغ / ل	90		
	كلوريت (Cl)	مل مكافئ / ل	10		
	أزوت (NO3 - N)	مغ / ل	30		
	بيكاربونات (HCO3)	مل مكافئ / ل	8.5		
	الأنتيوم	مغ / ل	20.0		
	الأرسونيك	مغ / ل	2.0		
	البراليوم	مغ / ل	0.5		
مواد سامة (*)	اليور	مغ / ل	2.0		
	الكادميوم	مغ / ل	0.05		
	الكلوروم	مغ / ل	1.0		
	الكوبالت	مغ / ل	5.0		
	التماس	مغ / ل	5.0		
	السيانور	مغ / ل	0.5		
	الفليور	مغ / ل	15.0		
	الحديد	مغ / ل	20.0		
	الفيثول	مغ / ل	0.002		
	الزئبق	مغ / ل	10.0		
	الليثيوم	مغ / ل	2.5		
	المنغنيز	مغ / ل	10.0		
	الزنك	مغ / ل	0.01		
	الموليبدين	مغ / ل	0.05		
	النيكل	مغ / ل	2.0		
	السماليوم	مغ / ل	0.02		
الفضاديوم	مغ / ل	1.0			
الزئبق	مغ / ل	10.0			

(*) : لتوعية التربة ذات التركيبة الحامضة، المحايدة أو القاعدية.



spectrophotomètre DR3900

جهاز مقياس الطيف الضوئي من نوع DR3900



Thermo réacteur مفاعل حراري



DBO-metre جهاز قياس الطلب البيوكيميائي للاكسجين

الملحق



centrifugeuses جهاز الطرد المركزي



Etuve غرفة البخار (الحاضنة)



Apara il-PH mètre-Oxy mètre-Conductiveté

جهاز متعدد القياسات لقياس درجة الحرارة والاس الهيدروجيني والناقلية الكهربائية



Performance of the *Canna indica* Plant in Treatment of Waste Water by Vertical Flow Method for the Touggourt Region, Algeria

Meriem Saoudi, Brahim Labed¹, Messaouda Allaoui², Awatef Bergiga and Mabrouk Serroui

Laboratory for Valorisation and Promotion of Saharan Resources, Kasdi Merbah University, Ouargla, Algeria

¹École Normale Supérieure, Laboratory for Valorisation and Promotion of Saharan Resources
 Kasdi Merbah University, Ouargla, Algeria

²Pollution & Waste Treatment Laboratory, University Kasdi Merbah, Ouargla

E-mail: meriemsoudi.1993@gmail.com

Abstract: The effectiveness of the *Canna indica* plant in treating waste water with a vertical flow system under dry and hot atmosphere was studied. This study included a comparison between a basin planted with *C. indica* and a non-planted one (witness), with the study of the ability of the *C. indica* plant to filter waste water. The study was carried out through an experimental model at the National Institute of Disinfection (INA) in Touggourt, Algeria. This model consists of circular basins with a capacity of 52L filled from bottom to top on a thickness of 18cm with gravel (25/15) mm. The process of supplying the basins with urban waste water after primary treatment (physical treatment) with 15L per day at a regular rate once every week and the water obtained after its stay in the tank for 5 days is collected through a container placed under the sink. After the study that lasted for six months from December 2019 to May 2020, obtained the removal of pollutants, with percentages of DCO (83.95%), N-NO₃⁻ (81.81%), P-PO₄⁻³ (90.49%), and bacteria *E. Coli* (99.86%). These percentages comply with the recommended standards for the safe use of this water in the agricultural field.

Keywords: Arid climate, Wastewater, Hydrophyte treatment, *Canna indica*, Touggourt region

The scarcity of water resources, especially in arid regions, is a global issue (Yi L et al 2011) and some scientific studies on natural treatment of urban wastewater have shown that treatment by plants is the best technique that is simple and easy to use and requires few possibilities and a natural treatment method in removing pollution through artificial wetlands (Wu et al 2016). The use of this technology is widespread in different regions and under different climates (Bebba et al 2019) and depends on providing the same conditions as natural wet areas, called the lung of the earth, due to the ability to treat dirty water and this thanks to the activity and the great role played by plants and microorganisms (Wu et al 2015). The alternative for water in these areas is the use of treated wastewater (Cirelli et al 2012), where the treatment system consists of a thick layer of gravel or sand or a combination of both, where the environment is always full or saturated with water.

The effectiveness of the basin of treated water by plants depends on the time of setting the water inside this unit, and the preferred time for the water to remain inside the basin is from 5 to 4 days, and therefore it is desirable that the garden basin be large so that the water allows a residence time in order to obtain a high-quality treatment. In order to obtain positive results, need a method of ventilation, which increases the activity of microorganisms in the dismantling of pollutants, and it has also been shown that the use of treatment technology by plants is very satisfactory and the

water purified by plants is considered to have roughly the same quality as that which comes out of a good traditional system equipped with nitrification units. (Bebba et al 2019). The aim of this study is to measure the efficacy of *Canna indica* in wastewater purification using a vertical flow system in a dry and hot atmosphere, and compare it to an uncultivated basin.

MATERIAL AND METHODS

Experimental protocol: The experimental gear consists of circular tubs of 52L capacity, filled from bottom to top at 18cm thickness with gravel (25 / 15mm) planted with young stems of the *Canna indica* plant at densities (36 tiges / m²) this criterion has been taken from previous studies (Tiglyene et al 2005). Basin I: planted with *Canna indica* and non-cultivated basin (as witness). The process of supplying the tubs with urban wastewater after the initial treatment (physical treatment) with 15L per day, by the method of vertical flow, at a regular rate once a week, and the water obtained after staying for 5 days in the tubs is collected through a container placed at the bottom of the basin.

Physicochemical properties of used packing materials: It is characterized by pH of pH = 14.7 neutral medium and conveyor CE = 3.88ms / cm. *Canna indica*, a plant species belonging to the *Canna* species, from the *Cannaceae* family (Choudhary et al 2011) was used. This plant was taken from the Model basin which is located in Tamasin - Touggourt. The

aim is to treat urban wastewater, exploit wastewater and reuse it for irrigation. *Canna* can be used to treat industrial wastewater through artificial wetlands and it is effective to remove organic loads, color and chlorinated organic compounds from wastewater (Charge) from paper factories, for example (Choudhary et al 2011). The study took place over a period of six months, from December 2019 to May 2020. The analyzes were performed for physicochemistry at the laboratory of the National Office for Disinfection (ONA) in Touggourt, Algeria and Bacteriology in the laboratory of food and water analysis at Soliman Amirat Hospital, Algeria.

Physicochemical and Bacteriological Parameters

Identification of suspended matter MES: The amount of suspended matter MES (NF T90-105) was estimated according to the filtration method and was used when the water is low in suspended matter. The centrifugation method when the water is of high density with suspended matter. The centrifuge has a rate of speed 3200-2800 revolutions per minutes.

Determination of the chemical demand for DCO: DCO was determined by oxidation by potassium picromate in an acidic environment with heating for two hours in the presence of Ag_2SO_4 and $HgSO_4$ by spectrophotometer DR3900. By using the Digestion par réacteur method, in r measurement of DCO, used capsules containing a previously prepared commercial reagent.

Biochemical oxygen: This was quantified using a manométrique DBO-meter

Nitrite NO_2^- : The amount of NO_2^- -nitrate was determined with Diazotation spectrophotometer DR3900

Artphosphate: This was quantified with the spectrophotometer DR3900 as per the Phos Ver3 method (ascorbic Acid).

Dissolved oxygen: This was measured by the Ampérométrique method According to (AFNOR; T90-106) Oxymétrie BPL Inolab meter.

pH: pH was measured with a pH meter of the type PH meter senson1 (AFNOR, X31-103)

Electrical conductivity: This was measured with a conductivité senson5 conductivity meter.

Counts of *Coliformes totaux et Fécaux* and *E. Coli* : These in culture were estimated in liquid environment (AFNOR T90-433)

Purification yield: This was determined the purification efficiency of the measured environment by the following equation:

$$R\% = (C_p - C_e) / C_p \times 100$$

R: the payoff of the purification, C_p : Media concentration in the wastewater entering the basin (mg / l), C_e : The concentration of the used existing environments in

wastewater out of the basin (mg / l). The results presented for each medium represent the mean values measured and obtained from the two independent basins (culture and control). Characteristics of wastewater used in feeding tubes are given in Table 1.

RESULTS AND DISCUSSION

Evolution of temperature T ($^{\circ}C$): The average values of the temperature decrease in the treated water in the various basins compared to the used water (Fig. 2). The highest was $27.7^{\circ}C$ in May and the lowest $20.7^{\circ}C$ in December, that is, the temperature is sandwiched between the two $20.7 \leq T (^{\circ}C) \leq 27.7$. The decrease in temperature in the treated basins is explained by the decrease in the number of bacteria and the lack of biochemical reactions. As for the treated water in the cultivated basin and the non-cultivated basin, they are close to the length of the study period at the bottom of the tubs at a depth of 20 cm. This difference in temperature does not affect the selection of the microorganisms responsible for purification.

Dissolved oxygen (DO): The average dissolved oxygen increase in the treated tubs compared to the wastewater, 0.04 mg / l in April in the wastewater and 5.74 mg / l in March in treated water.

The dissolved oxygen (DO) increases gradually in the used water lowest in April, and this reflects the huge number of microorganisms (bacteria, fungi) that consume a large amount of oxygen and in addition to an increase in turbidity that impeded the permeability of air oxygen in the wastewater. Generally, dissolved oxygen changes in contrast to the organic density of the wastewater and in the depth of the treated tubs, and there is a difference in the amount of dissolved oxygen for the plant-grown tub and the non-cultivated tub and this is due to the presence of the plant as it works to transport oxygen from air into the tank from the leaves to the stems and roots (Almuktar et al 2018). The young plants are more effective in delivering oxygen through their roots to the bottom of the tub compared to older plants, whose roots form a fatty layer that prevents oxygen leakage.

pH: The average PH decreases in treated water in various



Fig. 1. Components of a vertical flow pretreatment basin

basins compared to wastewater, it decreases by a rate of 7.73 to 07.2 for the tub cultivated with plants and 7.70 for the non-cultivated pond (witness) compared to the national standard set at 6.5-8.5 (Fig. 4).

Several factors explain this decrease in the pH (acidity of the environment), including oxidation of nitrite and DCO (Münch et al 2004, Labej et al 2014). The oxidation of DCO that produces CO₂, which in turn leads to acidity of the environment and oxidation of nitrites leads to nitrate, and the reason for this is hydrogen pool as a result of the activity of the bacteria responsible for nitrification, CO₂ accumulation as a result of plant metabolism or the breakdown of organic matter by bacteria (Bebba et al 2020), production of H⁺ ions by the plant to replace some of the cations involved in the mineral nutrition of the plant and production of some secretions (organic acids) by the roots of the plant (Bebba et al 2020)

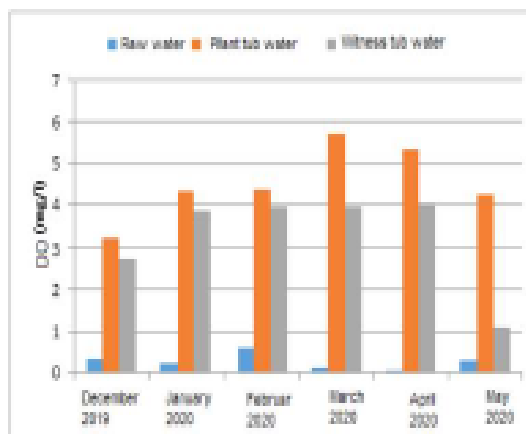


Fig. 3. Dissolved oxygen at the Inlet and outlet for both the culture and control

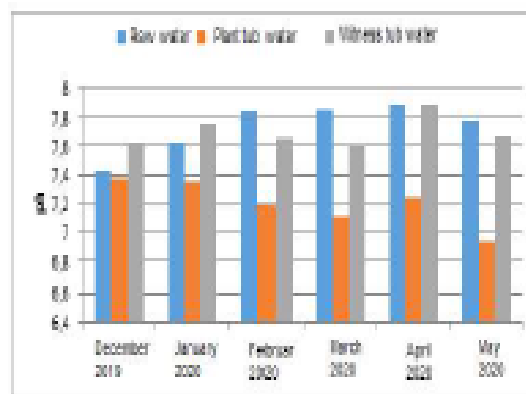


Fig. 4. Time evolution of the pH of the Inlet and outlet for each of the cultivated ponds and the control

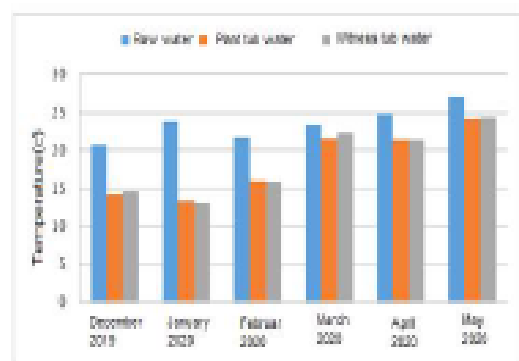


Fig. 2. Time evolution of the temperature T (°C) at the Inlet and outlet for both the cultivated tub and the control

Table 1. Parameters of wastewater used in ponds

Parameters	Number of samples	Minimum value	Maximum value	Average values
T(°C)	12	20.7	27.1	23.58
pH	12	7.43	7.88	7.73
Conductivities (ms/cm)	12	5.88	6.57	6.25
Dissolved oxygen (DO) (mg/l)	12	0.04	0.58	0.26
MES (mg/l)	12	121.6	548	298.43
DCO (mg/l)	12	109.8	322	202.5
DBO ₅ (mg/l)	12	50	140	87
NO ₂ ⁻ (mg/l)	12	0.092	0.122	0.110
NO ₃ ⁻ (mg/l)	12	15.8	39.4	29.6
PO ₄ ⁻³ (mg/l)	12	7.10	39.6	30.48
Coliformes totaux (UFC/100ml)	12	1.2E ⁰⁶	E ⁰⁶ 4.0	2.3E ⁰⁶
Coliformes fécaux (UFC/100ml)	6	E ⁰⁶ 1.0	E ⁰⁶ 2.5	1.6E ⁰⁶
E. coli (UFC/100ml)	6	3.2E ⁰⁵	E ⁰⁵ 2.4	1.4E ⁰⁵

Electrical conductivity (CE): The electrical conductivity of treated water in the cultivated basin is always greater than the electrical conductivity of treated water in the non-cultivated basin (the witness) and the wastewater (Fig. 5). The electrical conductivity is high in the basin planted with plants compared to the witness basin and the electrical conductivity is high due to plant sweating and the change of organic materials to mineral substances (Amiri et al 2019).

Evolution of suspended matter MES: Evolution of suspended matter MES ranged between 121.6 mg / l and 548 mg/l at a rate of 298.43 mg/l in urban wastewater, and for treated water the MES value in the basin cultivated with plants 54.5mg / l (*Canna Indica* with a yield of 81.73% and in the non-cultivated pond (witness) 72 mg/l with a yield of 75.87% compared to the national standard set at 30 mg / l. The decrease in the concentration of MES in the various treated waters is mainly a result of a physical treatment such as filtration, where coarse materials remain suspended and fine materials are trapped in the filter pores.

Evolution of chemical demand oxygen (DCO): The chemical demand for DCO oxygen in wastewater changes between 109.8 and 322mg/l, and through the time evolution of DCO (Fig. 7). The evolution of the chemical demand for DCO shows that its concentration decreases in treated water compared to wastewater, as it changes in the wastewater at a rate of 202.5mg_o / l, as for treated water, DCO values: 32.58Mg_o / l in the *Canna Indica* cultivated tub (83.95%), and 48.4Mg_o/l in the non-cultivated tub (control) (76.09).

The cultivated basin and the witness basin gave water with less DCO concentration than the wastewater. This is due to the physical absorption of organic materials in the

wastewater of the filter and the aeration of the environment by the bacterial organisms. This cultivated tub gave better yield compared to the non-cultivated tub. This decrease is due to the presence of the plant that provides physicochemical conditions that provide oxygen to the filtered environment through the leaves to the stems and then the roots and rhizomes by the bacterial organisms that cause DCO oxidation (Yi L et al 2011, Randerson et al 2012, Stefanakis 2019).

Biochemical demand for oxygen DBO₅: The biochemical demand for DBO₅ varied between 50 and 140mg / l in wastewater. Through the time evolution of DBO₅, the highest removal amount was in December and May, with a yield of 86.20% for the tub cultivated with plants, and the lowest

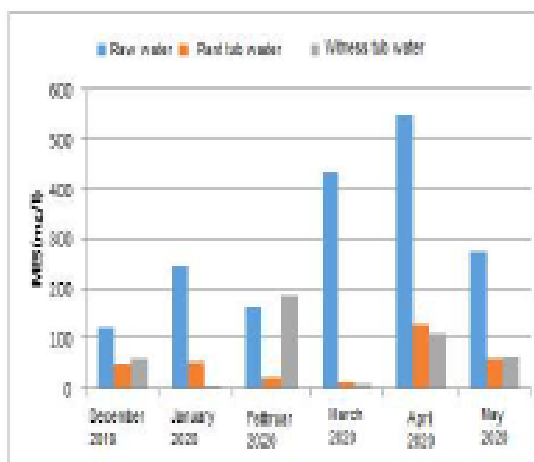


Fig. 6. Time evolution of the MES suspended material for the inlet and outlet for both the cultivated tub and the witness

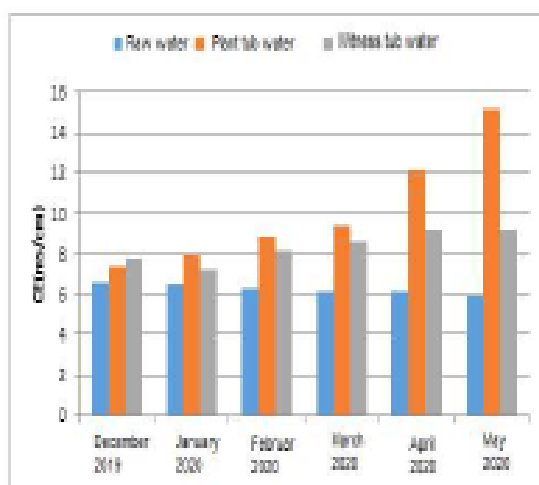


Fig. 5. Time evolution of the CE electrical conductivity of the inlet and outlet for both the control basin and the witness

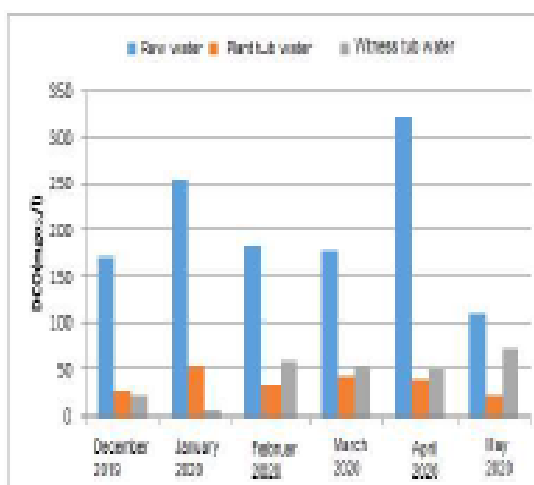


Fig. 7. Time evolution of the chemical oxygen demand (DCO) at the inlet and outlet for both cultivated and witness tubs

removal rate for DBO_5 was in March, with a rate of 65.51% for the tub planted with plants (Fig. 8) In general the concentration of DBO_5 in wastewater. Urban is greater than DBO_5 as the wastewater 87mg / l concentration of DBO_5 is reduced to 21 and 21.5 mg / l for cultivated pond and control pond, respectively. The removal of DBO_5 in the cultivated tub of plants was 75.86 and 75.28% for witness. The difference in removing DBO_5 between the planted tub and the witness tub is due to the presence of aquatic plants that have the property to absorb oxygen from the air to release it through their roots in the area surrounding the roots. This oxygen activates the bacteria, as they work to oxidize and break down organic materials (Felgin et al 2012).

NO_2^- nitrite: Through the time evolution of NO_2^- nitrite in the wastewater changes with time, and it is greater than the concentration of NO_2^- in the treated water as the NO_2^- concentration decreases (0.110 mg / l) in the wastewater and 0.12 mg / l in the *Canna indica* plant tub and 0.0263 mg/l for the witness tub (Fig. 9).

There were contrasted difference between witness cultivated with plants and the witness one. The yield of nitrite removal NO_2^- is 81.81% for the *Canna indica* tub, and 76.09% for the witness tub. The difference in removing NO_2^- between the cultivated tub and the witness one is due to the presence of an aquatic plant that has the property of absorbing oxygen from the air and is transported through the leaves and then the stems to the roots and rhizomes. This oxygen activates the bacteria that convert NO_2^- into NO_3^- nitrate in the root zone. This process is called nitrification (Jan Vymazal 2007).

Nitrate $N-NO_3^-$: Through the time evolution of $N-NO_3^-$ nitrate decreases in all treated tubs compared to wastewater, as the nitrate concentration decreases from 29.6 mg / l to 6.38 mg / l in the *Canna indica* tub and 2.41 in the non-cultivated tub (witness) (Fig. 10).

The concentration of nitrates after treatment in the plant basin is higher than its concentration in the basin of the witness, and this is due to the availability of oxygen during the vertical flow of water and the presence of the plant helps to transfer oxygen to the basin, which leads the dissolved oxygen to oxidation of nitrite into nitrate (Bialowiec et al 2012). This change in the amount removed from $N-NO_3^-$ nitrate is caused by the use of nitrates by the plant is during the day or in the presence of photosynthesis. The development of nitrates gives a decrease in the amount after filtering with plants. Plants absorb the removed organic nitrogen (Jan Vymazal 2007), and the remaining nitrogen is removed by nitrification, denitrification and aerial oxidation of ammonium (Ling et al 2009).

Ortho-phosphorous $P-PO_4^{3-}$: In general, the concentration of

$P-PO_4^{3-}$ for wastewater changes with time and is greater than the concentration of $P-PO_4^{3-}$ in the treated water, where the concentration of $P-PO_4^{3-}$ in the wastewater decreased by 30.48mg / l in the wastewater to, 2.89mg / l for *Canna indica*

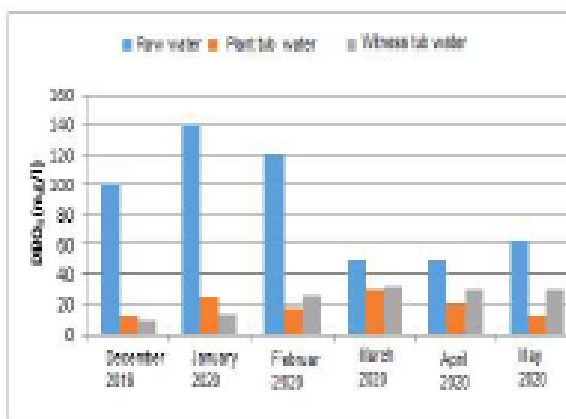


Fig. 8. Time evolution of the DBO_5 biochemical oxygen demand in the inlet and outlet for both the witness and cultivated tubs

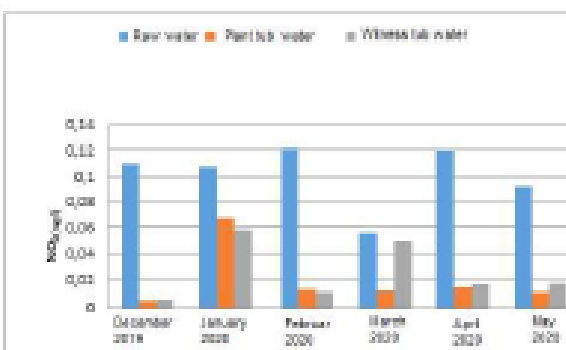


Fig. 9. Time evolution of NO_2^- nitrite of the inlet and outlet for both the cultivated and witness tubs

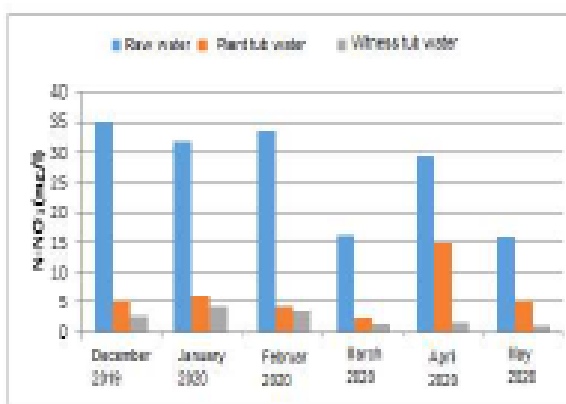


Fig. 10. Time evolution of the $N-NO_3^-$ nitrate to the input and outlet for both cultivated and witness tubs

and 4.49 mg / l in the non-cultivated tub (witness) (Fig. 11). The filtration yield in the *Canna indica* tub is 80.49 and 85.26 mg / l for the non-cultivated tub. The concentration of orthophosphorous in the treated water in all basins is caused by the absorption of $P-PO_4^{3-}$ in the filter (filter), as well as the quality of the gravel favors the absorption of $P-PO_4^{3-}$ (Vohla et al 2011). The high removal of ortho-phosphorous in the cultivated tub is caused by the interaction of bacteria and plants and the absorption of $P-PO_4^{3-}$ by the plant to its

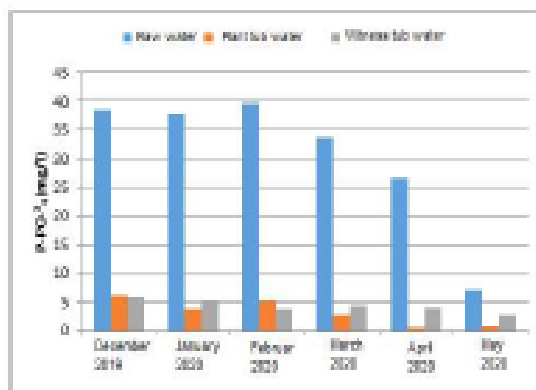


Fig. 11. Evolution of ortho-phosphorous $P-PO_4^{3-}$ Inlet and outlet for both cultivated and witness tubs

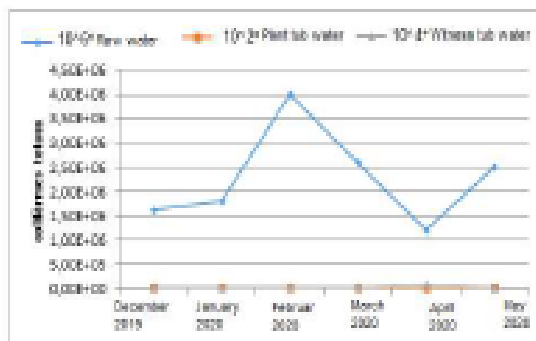


Fig. 12. Chronological evolution of Coliformes totaux for the inlet and outlet inlet and control tubs

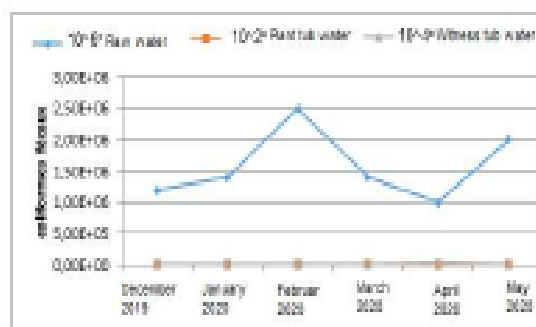


Fig. 13. Coliformes fécaux chronological evolution of the inlet and outlet for both the cultivated and the witness basins

physiological needs (Jan Vymazal 2007, Bialowiec et al 2012, Verma and Guthar 2018, Al-ani et al 2019).

Bacterial removal (*E. Coli*, Coliformes Fécaux, Coliformes totaux): The chronological evolution of the bacteria in the shapes shows the number of colonies (*E. Coli*, Coliformes Fécaux, Coliformes totaux) in wastewater is greater than the treated water in the cultivated basin and the non-cultivated basin.

The removal of the bacteria *E. Coli*, Coliformes fécaux, Coliformes totaux almost completely after treatment in cultivated ponds and may reaches 100%. These results are similar to the study of Duggan and Bates (2001). Therefore, the decrease in bacteria is in compliance with the WHO 2012 standards for unrestricted watering. Vymazal (2005) also noted that the purification tubs in 1 and 2 m area are better in cultivated tubs than in non-cultivated tubs. Confirmed by (Oueslati et al 2000) that it obtained in Tunisia.

During this study, the plant treated tub showed that there is a significant decrease in the removal of bacteria and pathogens, and this is explained by the natural death of bacteria as a result of a change in the living environment or destruction with organic materials, and the difference in removing bacteria between the pond cultivated with plants and the control basin is that the roots of the plant secrete biological acids (toxic substances) that work to kill bacteria. Vincent (1994) explained that *E. coli* decreased in cultivated ponds compared to the control by the probability that the roots secrete inhibitors (toxic substances) "exudats" that contribute to the eradication of *E. coli*.

CONCLUSION

The preset study demonstrated the ability of the plant *Canna indica* to purify wastewater, as the results indicated significant reduction in the main types of pollution organic, nitrogen, and phosphorous. In the aquarium planted with plants, it was better than in the unplanted aquarium (the witness), where the water staying for five days inside the basin was sufficient to remove pollutants in an acceptable manner. The presence of the plant has a positive effect on biological activity using vertical irrigation, so that the plant began to adapt and coexist by using this water in the semi-arid climate of the region, and reaching the permissible limits for the use of water resulting from the treatment basins of plants in agriculture (watering trees, fruits and grains), which has the ability to withstand the salinity of this water.

REFERENCES

Al-ani, Rana R, Abdul Hameed, and Filrat M Hassan 2019. Bioaccumulation of anionic and nonionic surfactants in *Ceratophyllum demersum* plant in Tigris River, Baghdad, Iraq. *Indian Journal of Ecology* 48:417-421.

- Almuktar, Suhad A.A.N., Suhail N. Abed and Miklas Scholz 2018. Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: A review. *Environmental Science and Pollution Research* 26(24): 23595-23623.
- Amiri, Khaled, Tarik Hartani, and Aziz Zeddouf 2019. The assessment of an integrated bio-filter systems for the wastewaters treatment in arid regions (Touggourt, Algeria). *Management of Environmental Quality An International Journal* 30 (4): 890-908.
- Bebba AA, Labeled I, Zeghdil S and Messalita A 2019. Purification performance of *Typha latifolia*, *Juncus effusus* and *Papyrus cyperus* in arid climate: Influence of seasonal variation. *Journal of Water Chemistry and Technology* 41(6): 396-401.
- Bebba AA, Labeled B, Zeghdil S and Messalita A 2020. Erratum to purification performance of *Typha latifolia*, *Juncus effusus* and *Papyrus cyperus* in arid climate: Influence of seasonal variation. *Journal of Water Chemistry and Technology* 42 (4): 312-312.
- Blakowec, Andrzej, Laura Davies, Antonio Albuquerque and Peter F Randerson 2012. The influence of plants on nitrogen removal from landfill leachate in discontinuous batch shallow constructed wetland with recirculating subsurface horizontal flow. *Ecological Engineering* 40(2): 44-52.
- Choudhary AK, Kumar S and Sharma C 2011. Organic load removal from paper mill wastewater using green technology. In *Proceedings of 11th World Aqua Congress* 2011: 16-18.
- Cirelli GL, Consoli S, Licciardello F, Aiello R, Giuffrida F and Leonard C 2012. Treated municipal wastewater reuse in vegetable production. *Agricultural Water Management* 104: 163-70.
- Duggan J, Bates MP and Phillips 2001. The efficacy of subsurface flow reed bed treatment in the removal of *Campylobacter* Spp., *Faecal coliforms* and *Escherichia coli* from poultry litter. *International Journal of Environmental Health Research* 11(2): 168-180.
- Feigin A, Ravina I and Shalhevet J 2012. Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection. *Springer Science & Business Media* 17.
- Labeled Brahim, Ahmed Abdelhafid Bebbi and Nouredine Ghemaf 2014. Phytoremediation performance of urban wastewater by the plant *Juncus effusus* in an arid climate. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences* 6(6): 95-103.
- Ling, Teck-Yee, Kasing Apun and Siti-Rubiah Zainuddin 2009. Performance of a pilot-scale biofilters and constructed wetland with ornamental plants in greywater treatment. *World Applied Sciences Journal* 8(11): 1555-1562.
- Münch C, Kuschik P and Röske I 2004. La Stimulation Racinaire de l'élimination de l'azote Concerné-t-elle Des Zones Limitées Ou l'ensemble d'un Marais Artificiel. *Ingénieries Spécial* 5-11.
- Oueslati M, Waddab M and Cwarbonnel Y 2000. Etude Physico Chimique Des Eaux Usées Domestiques Traitées Par Des Végétaux Aquatiques. Première Expérience Tunisienne.
- Randerson, Peter, Antonio Albuquerque, and Andrzej Blakowec 2012. l'influence de l'évapotranspiration sur les eaux usées construites efficacité du traitement. *Linnaeus ECO-TECH* 2012: 92-104.
- Stefanakis and Alexandros I 2019. The role of constructed wetlands as green infrastructure for sustainable urban water management. *Sustainability (Switzerland)* 11(24).
- Tiglyene S, Mandi L and Jaouad A 2005. Enlèvement Du Chrome Par Infiltration Verticale Sur Lits de Phragmites Australs (Cav.) Steudel. *Revue Des Sciences de l'eau/ Journal of Water Science* 18(2): 177-198.
- Verma, Rashmi, and Surindra Suthar 2018. Performance assessment of horizontal and vertical surface flow constructed wetland system in wastewater treatment using multivariate principal component analysis. *Ecological Engineering* 118 (February): 121-126.
- Vincent G, Dallaire S and Lauzer D 1994. Antimicrobial Properties of Roots Exudate of Three Macrophytes. *Mentha Aquatica* 290-296.
- Vohla, Christina, Margit Kölv, H John Bavor, Florent Chazarenc, and Olo Mander 2011. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering* 87(1): 70-89.
- Vymazal, J 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 26(5): 478-490.
- Vymazal, Jan 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 380(1-3): 48-65.
- Wu, Haiming, Jinlin Fan, Jian Zhang, Huo Hao Ngo, Wenshan Guo, Zhen Hu and Jialong LV 2016. Optimization of organics and nitrogen removal in Intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Effects of aeration time and aeration rate. *International Biodegradation and Biodegradation* 113: 139-145.
- Wu, Haiming, Jian Zhang, Huo Hao Ngo, Wenshan Guo, Zhen Hu, Shuang Liang, Jinlin Fan and Hai Liu 2015. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresour Technol* 176(2014): 594-601.
- Yi L, Jiao W, Chen X and Chen W 2011. An overview of reclaimed water Reuse in China. *Journal of Environmental Sciences* 23(10): 1585-1593.