

Interception de contaminants dans les eaux de ruissellement
agricole à l'aide de verre recyclé modifié par des
oxyhydroxydes de fer

par

Léalu QUE-TRÉPANIÉ

MÉMOIRE PAR ARTICLE PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE
SUPÉRIEURE COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE
MAÎTRISE EN GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT
M. Sc. A.

MONTRÉAL, LE 20 AOÛT 2026

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC



Léalu Que-Trépanier, 2026



Cette [licence Creative Commons CC BY-NC-ND 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/) signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette œuvre à condition de créditer l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'œuvre n'ait pas été modifié.

PRÉSENTATION DU JURY

CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ

PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. Mathieu Lapointe, directeur de mémoire
Département du génie de la construction à l'École de technologie supérieure

Josiane Nikiema, présidente du jury
Département du génie de la construction à l'École de technologie supérieure

Annie Levasseur, membre du jury
Département du génie de la construction à l'École de technologie supérieure

IL A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 16 JUILLET 2026

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d’abord à exprimer ma profonde reconnaissance à mon directeur de recherche, M. Mathieu Lapointe, pour le temps qu’il m’a consacré tout au long de ce travail, ainsi que pour la qualité de son encadrement. Sa vision et son approche d’accompagnement ont grandement contribué à orienter et à enrichir ma réflexion. Son support a transformé ce parcours en une véritable expérience d’apprentissage, marquée par des échanges constructifs et formateurs. Cette collaboration a constitué une opportunité précieuse de développement académique et personnel.

Un merci bien spécial à tous les membres de l’équipe du Laboratoire de génie des eaux et des processus environnementaux et les laboratoires connexes. Imane, Marielle, Alexis et Sébastien, je vous remercie pour votre temps, votre support, vos conseils et votre patience, sans qui la réalisation de ce mémoire n’aurait pas pu être possible. À tous mes camarades de laboratoire, Donald, Samuel, Étienne, Linda, Manel et Emilia, Mariana, Mathieu, bref, à tous ceux à qui j’ai pu poser mes mille et unes questions dès mes premiers moments au laboratoire, votre aide et votre compagnie ont été instrumentales dans le cadre de mon parcours à la maîtrise. Un remerciement tout particulier à ma collègue Lovenie, avec qui j’ai travaillé de très près tout au long de mon projet.

Je tiens également à exprimer toute ma gratitude à mes parents, qui m’ont toujours permis de poursuivre mes projets avec confiance et détermination. Leur soutien constant et leurs encouragements m’ont permis de toujours viser plus haut et de persévérer tout au long de mon parcours académique. Leur présence, discrète mais essentielle, a constitué un appui fondamental dans l’atteinte de mes objectifs. Je souhaite aussi remercier mon partenaire, Maxime, dont le soutien a été déterminant dans la réalisation de ce projet. Sa présence m’a aidée à mieux canaliser mes ambitions, à gérer mes attentes et à maintenir l’équilibre nécessaire entre engagement académique et énergie personnelle.

Interception de contaminants dans les eaux de ruissellement agricole à l'aide de verre recyclé modifié à l'aide d'oxyhydroxydes de fer

Léalu QUE-TRÉPANIÉ

RÉSUMÉ

L'apport excessif de nutriments et de polluants issus du ruissellement agricole contribue indéniablement à la dégradation de la qualité de l'eau, soulignant le besoin de solutions innovantes, modulables et opérationnellement simples. Dans ce contexte, le verre recyclé concassé apparaît comme un média filtrant prometteur, mais il reste peu étudié pour le traitement des eaux de ruissellement agricole. Bien que la littérature montre que la capacité d'adsorption des médias filtrants puisse être améliorée par modification de surface, aucune étude n'a exploré cette approche spécifiquement avec le verre. Ce projet constitue donc le premier à examiner de plus près la modification de la surface du verre recyclé par des oxyhydroxydes de fer et du polyacrylamide (PAM), combinée à une déshydratation à basse température (≤ 120 °C), pour le traitement des eaux agricoles.

Des essais en colonnes ont été réalisés selon un plan factoriel 3×4 afin d'évaluer l'efficacité d'élimination de différents paramètres de qualité de l'eau, incluant la turbidité, le carbone organique total, les orthophosphates et les métaux. L'étude a également permis de comparer si les médias de verre modifié performant mieux que ceux qui n'ont pas subi de traitement de modification de surface. Les médias recouverts et modifiés à 90 °C ont montré une amélioration notable de l'élimination de la turbidité pour les deux fractions granulométriques les plus grossières (1190 μm et 2000 μm). Aucune différence significative dans la composition élémentaire de surface n'a été observée entre les médias modifiés à 90 °C et 100 °C. Les médias modifiés, toutes tailles de particules et températures confondues, n'ont pas relargué de bore ou de fer au-delà de 0,1 ppm, et l'élimination du fer a atteint au moins 76 % pour tous les médias testés. Cette étude confirme le potentiel du verre recyclé modifié comme média filtrant peu coûteux, offrant une valorisation intéressante d'une matière résiduelle.

Mots-clés : verre recyclé concassé, média filtrant, traitement de l'eau, ruissellement agricole, oxyhydroxydes de fer, modification de surface, filtration en colonne

Contaminant interception in agricultural runoff using recycled glass modified with iron oxyhydroxides

Léalu QUE-TRÉPANIÉ

ABSTRACT

Excessive inputs of nutrients and pollutants from agricultural runoff undeniably contribute to the degradation of water quality, highlighting the need for innovative, adaptable, and operationally simple solutions. In this context, crushed recycled glass appears as a promising filtration medium, yet it remains poorly studied for the treatment of agricultural runoff. While the literature demonstrates that the adsorption capacity of filtration media can be enhanced through surface modification, no studies have specifically explored this approach using glass. This project therefore represents the first attempt to investigate the modification of recycled glass surfaces with iron oxyhydroxides and polyacrylamide (PAM), combined with low-temperature dehydration (≤ 120 °C), for agricultural water treatment.

Column experiments were conducted following a 3×4 factorial design to evaluate the removal efficiency of various water quality parameters, including turbidity, total organic carbon, orthophosphates, and metals. The study also compared the performance of modified glass media with unmodified ones. Coated and modified media at 90 °C showed a notable improvement in turbidity removal for the two coarsest particle size fractions (1190 μm and 2000 μm). No significant differences in surface elemental composition were observed between media modified at 90 °C and 100 °C. Across all particle sizes and modification temperatures, the modified media did not release boron or iron above 0.1 ppm, and iron removal reached at least 76 % for all tested media. This study confirms the potential of modified recycled glass as a low-cost filtration medium, providing an effective valorization of a residual waste material.

Keywords: crushed recycled glass, filtration media, water treatment, agricultural runoff, iron oxyhydroxides, polyacrylamide, surface modification, column filtration

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE	3
1.1 La contamination des ressources en eau liée aux activités agricoles	3
1.1.1 Les pratiques agricoles et les contaminants	4
1.1.1.1 Nutriments - azote et phosphore	4
1.1.1.2 Métaux	7
1.1.1.3 Sédiments et matière organique	7
1.1.1.4 Pesticides et contaminants émergents	8
1.1.1.5 État des cours d'eau en milieu agricole au Québec	11
1.1.1.5.1 L'état des cours d'eau en milieu agricole au Québec	11
1.1.1.5.2 Stratégies innovantes pour la protection de l'eau en contexte agricole	13
1.2 Traitement des eaux par filtration	14
1.2.1 Principes de base de la filtration	14
1.2.2 Caractéristiques des médias filtrants	16
1.2.2.1 Granulométrie et distribution des grains	17
1.2.2.2 Porosité et surface de contact	18
1.2.2.3 Surface spécifique et adsorption	19
1.2.3 Le verre recyclé comme média filtrant	21
1.3 Modification de matériaux filtrants	25
1.3.1 Coagulants et formation d'hydroxydes métalliques	26
1.3.1.1 Les types de coagulants	26
1.3.1.2 La modification de surface grâce aux hydroxydes métalliques	30
1.3.2 Floculants pour la stabilisation des hydroxydes métalliques	30
1.3.2.1 Les polyacrylamides	31
1.3.2.2 Rôle de pontage dans la modification de surface d'un média filtrant	33
1.3.2.3 Les enjeux associés à l'utilisation du PAM	33
1.3.3 Modification de surface du verre recyclé par oxyhydroxydes	34

CHAPITRE 2 MÉTHODOLOGIE	39
2.1 Préparation de l'expérience	39
2.2 Protocole expérimental	39
2.2.1 Caractérisation et synthèse du média filtrant	40
2.2.2 Montage expérimental.....	41
2.3 Performance et stabilité du média filtrant.....	42
2.3.1 Évaluation de l'enlèvement des contaminants par le média filtrant.....	42
2.3.2 Stabilité du média filtrant modifié	44
2.4 Statistiques	44
CHAPITRE 3 AGRICULTURAL DRAINAGE WATER TREATMENT WITH METAL-COATED RECYCLED GLASS AS FILTRATION MEDIA	47
3.1 Abstract.....	47
3.2 Introduction.....	47
3.3 Results & Discussion	49
3.3.1 Characterization of Media.....	50
3.3.2 Turbidity Removal	55
3.3.3 Total Organic Carbon Removal	58
3.3.4 Phosphorus Removal.....	61
3.3.5 Element Removal	64
3.4 Practical Implications and Research Needs	67
3.5 Methods	68
3.5.1 Synthesis and Characterization of Media.....	69
3.5.1.1 Pre-treatment.....	69
3.5.1.2 Media Modification Procedure	70
3.5.2 Contaminant Filtration Experiments	72
3.5.3 Contaminant Removal Analysis.....	74
3.5.4 Stability of the Modified Media.....	76
3.5.5 Statistical Analysis	76
CHAPITRE 4 DISCUSSION	79
4.1 Performance des médias filtrants et effets de la modification aux oxyhydroxydes de fer	79
4.2 Sélectivité des mécanismes d'élimination selon le contaminant	80

4.3	Limites et contribution scientifique de l'étude	81
CONCLUSION.....		83
ANNEXE I INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES DE QUE-TRÉPANIER ET AL.		
	2025.....	85
LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES		89

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1. Sommaire des propriétés des principaux coagulants inorganiques utilisés en traitement des eaux	28
Tableau 2.1. Équations utilisées pour estimer la porosité (ϕ), la densité apparente (ρ_{app}) et la densité réelle ($\rho_{réelle}$)	40
Tableau 2.2. Caractéristiques de l'eau de ruissellement agricole brute	42
Tableau 3.1. Equations used to estimate porosity (ϕ), bulk density (ρ_{bulk}), and real (particle) density (ρ_{real}) of recycled glass media	69
Tableau 3.2. Agricultural runoff characteristics	74

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1.1. État des cours d'eau en milieu agricole au Québec	12
Figure 1.2. Type de procédés de filtration des eaux en fonction des différentes substances et de la taille des pores du média filtrant	15
Figure 1.3. Illustration des médias granulaires avec différents coefficients d'uniformité	17
Figure 1.4. Stades typiques de développement d'un filtre rapide.....	20
Figure 1.5. Chaîne d'opération d'une filière de recyclage de verre.....	22
Figure 1.6. Diagramme E-pH pour les espèces (a) d'aluminium et (b) de fer	29
Figure 1.7. Structure chimique du PAM et des copolymères acrylamides	32
Figure 1.8. Différents types de complexes de surface pouvant se former entre des ions ou molécules et des sites hydroxyles ferrique	37
Figure 3.1. Characterization of the tested media	53
Figure 3.2. Surface elemental composition of modified media heated at 90°C and 100°C for three particle sizes (595, 11190 and 2000 µm) and summary of treatment performance	54
Figure 3.3. Turbidity removal is governed by grain size and enhanced by surface modification.....	57
Figure 3.4. Limited and cycle-dependent TOC removal by modified and unmodified glass media	60
Figure 3.5. Orthophosphate removal of the media shown by particle size fraction (595 µm, 1190 µm, 2000 µm).....	63
Figure 3.6. Aluminum removal performance of the media across particle size fraction (595 µm, 1190 µm, 2000 µm) and heating temperature treatment (70°C, 90°C, 100°C, 120°C)	66
Figure 3.7. Schematic of the filtration column setup.....	73

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	Sulfate d'aluminium
BET	Brunauer-Emmett-Teller
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
COT	Carbone organique total
DBO	Demande biochimique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
E. coli	Escherichia coli
EPA	Environmental Protection Agency
FAO	Food and Agriculture Organization
FeCl_2	Chlorure ferreux
FeCl_3	Chlorure ferrique
HCl	Acide chlorhydrique
MELCCFP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs
MES	Matières en suspension
NaOH	Hydroxyde de sodium
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	Azote ammoniacal
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
PAM	Polyacrylamide
pH	Potentiel hydrogène

PPV	Produits pharmaceutiques vétérinaires
REA	Règlement sur les exploitations agricoles
SiO ₂	Dioxygène de silicium
SPFA	Substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées
SSA	Surface spécifique d'adsorption
UV	Ultraviolet
α -FeOOH	Goethite
γ -FeOOH	Lepidocrocite

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

Unités de mesures

g Gramme

g/cm³ Gramme par centimètre cube

kg Kilogramme

L Litre

log Logarithme décimal (base 10)

m Mètre

m²/g Mètre carré par gramme

m/h Mètre par heure

mg Milligramme

mg/L Milligramme par litre

µg/L Microgramme par litre

mm Millimètre

µm Micromètre

NTU Unité néphélométrique de turbidité
(Nephelometric Turbidity Unit)

ppm Partie par million

Tg/an Téragramme par année

Paramètres et indices

C_u Coefficient d'uniformité (d₆₀/d₁₀)

d₁₀ Diamètre effectif correspondant à 10 %
passant

d₅₀ Diamètre médian

d₆₀ Diamètre effectif correspondant à 60 %
passant

ΔH Perte de charge

Ψ Sphéricité

Éléments chimiques et ions

Cd Cadmium

Cu Cuivre

Fe Fer

Ni Nickel

P Phosphore

PO₄³⁻ Ion orthophosphate

Zn Zinc

INTRODUCTION

Les pressions des activités agricoles sur l'environnement à l'échelle mondiale sont indéniables (Mateo-Sagasta et al., 2017; Manninen et al., 2023). Bien que ce secteur d'activité soit socio-économiquement essentiel, les mesures actuellement en place pour limiter les impacts environnementaux de l'agriculture ne parviennent pas à réduire de manière significative la pollution diffuse agricole et à atténuer l'eutrophisation des cours d'eau (Akinawo, 2023; Gouvernement du Québec, 2025a). Considérant les réalités et les contraintes de mise en application de mesures de gestion environnementale dans le milieu agricole, des solutions innovantes, opérationnellement simples et modulables sont nécessaires pour compléter les outils règlementaires et financiers qui existent déjà (Collins et al., 2016; Lapointe & Rochman, 2023).

La filtration granulaire se présente ainsi comme une méthode de traitement des eaux classique bien documentée, relativement passive et efficace ayant le potentiel de réduire à la source les contaminants qui cheminent vers l'environnement, notamment par l'eau de surface et l'eau souterraine (Gill et al., 2009; Vandermoere et al., 2018; Maiyo et al., 2023). Bien que le sable soit un média de filtration très répandu, son usage soulève de plus en plus d'enjeux de durabilité, considérant l'épuisement de la ressource à plusieurs endroits sur la planète (Torres et al., 2021). Le verre recyclé, une matière résiduelle valorisable, est considéré comme une alternative prometteuse depuis les années 90, puisque ses performances d'enlèvement des contaminants tendent à être similaires à celles du sable, lorsque les deux médias sont contrôlés pour avoir des caractéristiques physiques semblables (Soyer et al., 2010; Gill et al., 2011; Cescon & Jiang, 2020; Ahmad et al., 2025). En parallèle, plusieurs études portant sur la modification de surface des matériaux utilisés en traitement des eaux montrent qu'il est possible de modifier les propriétés surfaciques pour améliorer l'enlèvement des contaminants, notamment via l'augmentation de la surface d'adsorption. Ceci est principalement établi et documenté pour le sable ainsi que les fibres, mais pas pour le verre recyclé (Larrahondo & Burns, 2014; Mebarki, 2025; Kurusu et al., 2022; Garud et al. 2024).

Problématique et objectifs de recherche

Dans le but d'explorer une méthode alternative prometteuse de traitement *in situ* des eaux de ruissellement agricole et de répondre à un manque de connaissances concernant la modification de surface du verre recyclé ainsi que son efficacité en filtration granulaire, le présent mémoire a été entrepris. Compte tenu des connaissances actuelles sur la modification de surface des matériaux filtrants, l'hypothèse générale de cette étude est que le revêtement du verre recyclé par des oxyhydroxydes de fer permet d'améliorer les propriétés du média filtrant et, par conséquent, ses performances de traitement des eaux de ruissellement agricole. Il est également supposé que les conditions de préparation du média influencent cette amélioration.

Afin de vérifier cette hypothèse, l'effet de la granulométrie et de la température de traitement des médias de verre modifiés sur les performances d'enlèvement des contaminants a été évalué. Les performances de ces médias ont également été comparées à celles de médias non modifiés.

Ce mémoire est structuré en 4 chapitres. D'abord, le premier chapitre présente une revue de littérature afin de situer le projet dans le cadre de l'état des connaissances actuel. Le deuxième chapitre présente la méthodologie utilisée dans le cadre des essais de filtration en colonne réalisés en laboratoire ainsi que le design expérimental de l'étude. Le troisième chapitre intègre l'article scientifique rédigé dans le cadre du mémoire, article soumis et accepté pour publication dans la revue *npj Clean Water*. Le dernier et quatrième chapitre fait un retour sur le travail réalisé dans l'article en discutant des éléments marquants et importants. Pour finir, la conclusion revisite l'ensemble du travail réalisé dans le cadre de ce mémoire de maîtrise et souligne son apport à l'avancement des connaissances dans le domaine du traitement des eaux à l'aide de matériaux fonctionnalisés.

CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre présente une revue de la littérature portant sur la contamination des ressources en eau en milieu agricole et sur les approches de traitement visant à en limiter les impacts. Il couvre d'abord les principales sources de contaminants associés aux pratiques agricoles ainsi que les stratégies de protection de l'eau actuellement mises en œuvre. Les principes fondamentaux de la filtration en traitement des eaux et les propriétés des médias filtrants sont ensuite présentés, avec un intérêt particulier pour la filtration granulaire et l'utilisation du verre recyclé comme média alternatif. Enfin, le chapitre traite des méthodes de modification de surface des matériaux filtrants, en mettant l'accent sur le rôle des coagulants et des floculants dans la formation et la stabilisation d'hydroxydes et d'oxyhydroxydes métalliques, bases théoriques du présent projet.

1.1 La contamination des ressources en eau liée aux activités agricoles

L'agriculture constitue l'une des sources majeures de contamination des eaux douces et souterraines à l'échelle mondiale (Mateo-Sagasta et al., 2017; Gruère & Le Boëdec, 2019). Cette problématique internationale se manifeste dans des contextes agroenvironnementaux variés, quel que soit le niveau d'industrialisation ou les cadres réglementaires en place. Dans plusieurs pays industrialisés, les agences environnementales nationales identifient le ruissellement agricole parmi les sources majeures de dégradation de la qualité des eaux de surface, notamment en tant que source importante de pollution non ponctuelle associée aux apports de sédiments et de nutriments (EPA, 2025; ECCC, 2025; Li et al, 2023).

L'expansion et l'intensification des activités agricoles, destinées à répondre à la demande alimentaire croissante, exacerbent la contamination des ressources en eau (FAO, 2013). Parmi les contaminants transportés vers les milieux aquatiques figurent les nutriments (azote et phosphore), la matière organique, les matières en suspension, les métaux, les pesticides et les agents pathogènes, ainsi que les contaminants émergents dont les substances perfluoroalkylées

(SPFA) et les micro- et nanoplastiques (Mateo-Sagasta et al., 2017). Ces substances modifient les cycles biogéochimiques, favorisent l'eutrophisation et compromettent la santé des écosystèmes aquatiques et des populations qui en dépendent (Jabbar & Grote, 2019; FAO & WHO, 2025).

1.1.1 Les pratiques agricoles et les contaminants

Le secteur agricole constitue le principal consommateur de ressources en eau douce à l'échelle mondiale, représentant une part importante des prélèvements d'eau pour l'irrigation, ce qui accentue les pressions exercées à la fois sur la quantité et sur la qualité de l'eau disponible pour les écosystèmes et les usages humains (Velasco-Muñoz et al., 2018, 2020; OECD, 2025).

Dans l'ensemble, ceci est attribuable au ruissellement, au lessivage et à l'érosion des sols associés aux pratiques agricoles ainsi qu'à l'apport de nutriments et de contaminants organiques lié aux élevages (Cheng et al., 2022). Les milieux agricoles présentent une vulnérabilité accrue face aux changements climatiques. L'intensification et la fréquence croissante des événements de fortes précipitations favorisent l'érosion des sols agricoles, entraînant une augmentation des flux sédimentaires vers les cours d'eau et les plans d'eau. De nombreuses régions, en particulier celles soumises à un stress hydrique élevé, sont confrontées à des contraintes croissantes de disponibilité en eau pour l'irrigation (OECD, 2017). Dans ce contexte, la gestion des eaux de ruissellement et des émissions agricoles devient cruciale pour limiter la contamination des ressources en eau.

1.1.1.1 Nutriments - azote et phosphore

Parmi les contaminants d'origine agricole, l'azote et le phosphore jouent un rôle central dans les processus d'eutrophisation des eaux douces, car leur disponibilité régit la production primaire dans de nombreux écosystèmes (Fink et al., 2018; Shen et al., 2020). À cet effet, l'intensification de la fertilisation favorise l'acidification et la dégradation des sols, ainsi que l'enrichissement en nutriments des eaux de surface (Khan et al., 2018). L'usage des engrais

phosphatés a notamment connu une forte augmentation, passant de 4,6 à 17,5 Tg P/an entre 1961 et 2013 (Lu et Tian, 2017), et les apports annuels de phosphore vers les eaux douces sont aujourd'hui estimés à 1,5 Tg par année (Mekonnen & Hoekstra, 2018).

Cette intensification résulte à la fois de l'expansion des surfaces cultivées et de l'augmentation des taux d'application des fertilisants (Lu & Tian, 2017). Les flux actuels de nutriments dépassent désormais les limites planétaires associées aux cycles de l'azote et du phosphore, tant pour les écosystèmes d'eau douce que pour les milieux côtiers, soulignant le caractère systémique de cette problématique environnementale (Carpenter & Bennett, 2011; Richardson et al., 2023).

L'azote et le phosphore sont des nutriments essentiels à la croissance du phytoplancton. Lorsque ces nutriments sont introduits dans les milieux aquatiques, ils favorisent une production excessive de biomasse algale, dont la décomposition consomme de grandes quantités d'oxygène dissous (Chislock et al., 2013; Devlin & Brodie, 2023). Cela peut réduire la disponibilité d'oxygène pour les autres organismes aquatiques et, dans les cas extrêmes, provoquer l'hypoxie (Bondarev et al., 2023). Par ailleurs, cette eutrophisation favorise la prolifération de cyanobactéries, qui produisent des toxines nuisibles à la santé humaine et peuvent compromettre les sites de prélèvement d'eau potable (Akinawo, 2023). Bien que l'eutrophisation constitue un processus naturel d'évolution des écosystèmes aquatiques, les pressions associées à l'intensification et à l'expansion des activités agricoles engendrent une accélération marquée du phénomène d'eutrophisation, bien au-delà du rythme naturel de succession écologique lacustre qui s'opère généralement à l'échelle de siècles ou même de millénaires (Carpenter, 1981).

Bien que la gestion de l'eutrophisation se concentre fréquemment sur les nitrates à l'échelle internationale, le phosphore constitue le nutriment limitant dans de nombreux écosystèmes continentaux. Dans certains contextes, les lacs et les rivières se caractérisent par de faibles apports naturels en phosphore, ce qui rend ces systèmes particulièrement sensibles à des apports même modestes de ce nutriment (Guilford & Hecky, 2000). Dans ces milieux

naturellement riches en azote, le phosphore contrôle la prolifération des algues et la dynamique trophique. L'emphasis de l'encadrement réglementaire du phosphore trouve son origine dans les premières études expérimentales menées sur des lacs d'eau douce en Amérique du Nord à la fin des années 1960. Les travaux réalisés au « Experimental Lakes Area » ont montré que l'enrichissement en phosphore suffisait à provoquer une augmentation marquée de la biomasse de phytoplanctons, même en présence de réductions des apports en azote (Schindler, 1974; Schindler et al., 2008). Ce sont ces résultats qui ont orienté et qui influencent encore aujourd'hui les stratégies de gestion des nutriments dans les écosystèmes lacustres, notamment au Canada.

Dans les systèmes aquatiques, le phosphore se présente sous différentes formes, incluant les fractions inorganique, organique dissoute et organique particulaire. Parmi ces formes, les orthophosphates, principalement sous la forme d'ions orthophosphate (PO_4^{3-}), constituent la fraction inorganique soluble la plus significative et représentent la seule forme directement assimilable par les organismes aquatiques pour leur croissance et leur métabolisme (CCME, 2004). Les autres formes de phosphore, qu'elles soient organiques ou condensées, ne sont pas immédiatement biodisponibles et doivent être transformées par des processus biologiques, chimiques ou physiques avant de pouvoir contribuer à la productivité biologique des milieux aquatiques (Matula & Wojtkowska, 2025). En contexte agricole, ces différentes fractions de phosphore sont mobilisées à partir des sols et des fertilisants par le ruissellement de surface et l'érosion des sols, entraînant un apport accru en phosphore vers les cours d'eau. Ce transfert contribue à l'enrichissement progressif des milieux aquatiques en nutriments et à la dégradation de leur qualité écologique, notamment par l'accélération des processus d'eutrophisation (Stackpoole et al., 2019; Feng et al., 2023).

Au-delà des nutriments, et plus particulièrement du phosphore, d'autres contaminants d'origine agricole contribuent à la détérioration de la qualité des milieux aquatiques et soulèvent des enjeux écotoxicologiques distincts.

1.1.1.2 Métaux

Bien que moins médiatisés que les nutriments, les métaux constituent également un enjeu majeur de contamination en milieu agricole. Ils proviennent notamment des amendements organiques, tels que les fumiers, lisiers et composts, pouvant contenir du cadmium (Cd), du cuivre (Cu), du manganèse (Mg), du nickel (Ni) ou du zinc (Zn) provenant de l'alimentation animale (Wan et al. 2024). Les fertilisants minéraux et les correcteurs de pH appliqués peuvent également être enrichis involontairement en métaux (Khan et al., 2018). Ces éléments peuvent se retrouver sous forme dissoute, particulaire ou complexée, influençant leur mobilité et leur biodisponibilité (Wan et al., 2024). D'autant plus, les perturbations physiques dont le travail du sol, l'irrigation intensive, l'érosion et les événements météorologiques intenses peuvent remettre en suspension les particules du sol où certains métaux se sont accumulés au fil du temps (Chen et al., 2025; Su et al., 2025). Une fois introduits dans les milieux aquatiques, les métaux peuvent affecter les organismes vivants par toxicité aiguë ou chronique (Ahn et al., 2020), perturber différents processus enzymatiques (Gashkina, 2024) et s'accumuler dans les chaînes alimentaires (Almashhadany et al., 2025).

1.1.1.3 Sédiments et matière organique

Les pratiques agricoles intensives, en particulier le travail du sol, l'exposition prolongée des surfaces nues et la fertilisation, contribuent de manière significative à l'augmentation des apports de sédiments en suspension dans les cours d'eau (Ni et al., 2021, EPA, 2025). À l'échelle mondiale, ces processus ont contribué à une hausse estimée à 0,58 gigatonne par année des flux de matières particulaires vers les océans au cours des dernières décennies (Sun et al., 2025). Les sédiments transportés par le ruissellement agricole constituent également un vecteur important de matière organique particulaire provenant du sol et des résidus végétaux, ainsi que des intrants organiques tels que les fumiers et composts (Mateo-Sagasta et al., 2017).

La matière organique transportée par ces sédiments peut être rapidement décomposée par les communautés microbiennes dans les systèmes aquatiques, contribuant à la demande biochimique en oxygène (DBO) et à l'altération des processus biogéochimiques locaux (Zhao

et al., 2021). L'agriculture modifie la matière organique dissoute transitant vers les cours d'eau, non seulement en augmentant les flux exportés, mais aussi en altérant la nature de cette matière organique. Ces changements peuvent influencer le fonctionnement biogéochimique des milieux aquatiques, notamment la disponibilité des nutriments, l'activité microbienne et le transport des contaminants. (Graeber et al., 2015).

Les perturbations physiques, dont le travail du sol, l'irrigation intensive, l'érosion et les événements météorologiques extrêmes, peuvent remettre en suspension ces particules riches en carbone et en nutriments, facilitant leur transfert vers les systèmes aquatiques (Öttl et al., 2024; Manninen et al., 2023). Une fois dans les cours d'eau, le carbone organique, qu'il soit particulaire ou dissous, joue un rôle central dans la dynamique biogéochimique en stimulant la décomposition microbienne et la demande biochimique en oxygène, tout en favorisant la complexation des métaux. (Wood et al., 2011; Zhao et al., 2021; Xenopoulos et al., 2021).

Ainsi, les sédiments et la matière organique issus des activités agricoles ne se limitent pas à enrichir les cours d'eau en nutriments, mais participent également au transfert de nombreuses substances associées aux particules et à la matière organique. Les apports en sédiments et en matière organique issus des activités agricoles constituent des enjeux bien connus de la qualité de l'eau, dont les effets sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques sont largement documentés. Toutefois, ces pressions coexistent avec l'introduction d'autres substances d'origine agricole, dont les contaminants dits émergents, pour lesquels les connaissances sur les impacts environnementaux et les risques pour la santé humaine demeurent plus limitées.

1.1.1.4 Pesticides et contaminants émergents

Depuis maintenant plus d'une décennie, la présence de contaminants dits émergents dans les milieux aquatiques suscite une attention croissante dans la littérature scientifique (Sauvé & Desrosiers, 2014, Morin-Crini et al., 2022; Sardar et al., 2025). Ces substances, généralement d'origine anthropique, se caractérisent par une occurrence récente ou par une reconnaissance tardive de leurs effets environnementaux et sanitaires (Richardson & Kimura, 2020). En

contexte agricole, les contaminants émergents incluent les résidus de produits pharmaceutiques vétérinaires, les substances per- et polyfluoroalkylées (SPFA) ainsi que les micro- et nanoplastiques (Meppelink et al., 2025).

Bien que les pesticides soient largement étudiés, ils partagent avec les contaminants émergents des caractéristiques importantes, soit leur persistance dans l'environnement et leur résistance aux méthodes de traitement d'eau conventionnelles (Khan et al, 2022a; Peluso et al., 2023; Mitra et al., 2024). Selon certaines définitions du terme lui-même (Sauvé & Desrosiers, 2014), les pesticides pourraient donc même être considérés des contaminants émergents. Cette combinaison de propriétés les rend particulièrement préoccupants pour la qualité des milieux aquatiques. Contrairement aux pesticides et aux fertilisants, appliqués intentionnellement sur les champs pour un effet agricole précis, les contaminants émergents comme les produits pharmaceutiques vétérinaires, les SPFA et les microplastiques atteignent l'environnement et les cours d'eau de manière indirecte, via le ruissellement, la lixiviation ou l'épandage de matières contaminées (Rad et al., 2022; Habimana & Sauvé, 2024).

Parmi les contaminants introduits indirectement dans l'environnement, les produits pharmaceutiques vétérinaires (PPV) illustrent bien la complexité de leur transfert vers les cours d'eau. Administrés sous forme d'antibiotiques ou d'hormones dans le cadre de l'élevage de bétail, les résidus de PPV se retrouvent dans les cours d'eau via le ruissellement et la lixiviation du fumier utilisé comme fertilisant, ou, dans certains cas, par déversement direct des effluents d'élevage (Saeed et al., 2024).

Les substances per- et polyfluoroalkylées (SPFA) forment une large classe de composés fluorés synthétiques reconnus pour leur stabilité chimique exceptionnelle, leur résistance aux processus de dégradation et leur persistance dans l'environnement (Environnement et Changement Climatique Canada, 2024). Bien que leur utilisation directe en agriculture soit limitée, des études récentes montrent que ces substances peuvent être introduites dans les sols agricoles par l'épandage de boues ou biosolides, de composts et d'amendements organiques, et présentent le risque d'être transférées vers les eaux de surface et souterraines par

ruissellement et lixiviation (Buta et al., 2021; Habimana & Sauvé, 2025). En milieu aquatique, les SPFA sont majoritairement présentes sous forme dissoute, ce qui limite leur élimination par les procédés conventionnels de traitement de l'eau et favorise leur propagation à l'échelle des bassins versants (Meppelink et al., 2025; Saliu & Sauvé, 2024).

En comparaison aux SPFA qui sont des composés organiques, les nanoplastiques ainsi que les microplastiques constituent un autre groupe majeur de contaminants émergents associés aux activités agricoles, mais qui sont pour leur part à l'état solide (Cobos et al., 2025). Respectivement définis comme des particules plastiques de taille inférieure à $<1\ \mu\text{m}$ et inférieure à 5 mm, ils proviennent notamment de la dégradation des plastiques utilisés pour le paillage, les serres et les systèmes d'irrigation, ainsi que de l'application d'amendements organiques contaminés (Nair et al., 2025). Les sols agricoles sont désormais reconnus comme des réservoirs importants de microplastiques, lesquels peuvent être mobilisés vers les cours d'eau par l'érosion et le ruissellement (Meppelink et al., 2025). En milieu aquatique, ces particules présentent une forte affinité pour les contaminants organiques et les métaux, modifiant leur transport, leur biodisponibilité et leurs effets écotoxicologiques (Cobos et al., 2025).

La présence de contaminants émergents dans les eaux de surface soulève des préoccupations environnementales et sanitaires importantes (Death et al., 2021). Des études récentes ont mis en évidence des effets écotoxicologiques sur les organismes aquatiques, incluant des perturbations physiologiques, biochimiques et reproductives, ainsi que des risques potentiels pour la santé humaine associés à une exposition chronique à de faibles concentrations (Khan et al., 2022b; Hong et al., 2025; Aib et al., 2025).

Ainsi, l'ensemble de ces contaminants, qu'ils soient d'usage intentionnel ou introduits indirectement, illustre les défis complexes de la gestion de la qualité de l'eau, défis auxquels le Québec ne fait pas exception.

1.1.1.5 État des cours d'eau en milieu agricole au Québec

1.1.1.5.1 L'état des cours d'eau en milieu agricole au Québec

Les pressions exercées par les activités agricoles se traduisent concrètement par une dégradation marquée de la qualité de l'eau dans plusieurs territoires, même dans des régions où les ressources en eau douce ne représentent pas une contrainte majeure, comme c'est le cas au Québec et dans de nombreuses régions du monde. Même lorsque les outils réglementaires et les pratiques agroenvironnementales adoptés et mis en place sont relativement avancées (OCDE, 2025), la contamination des cours d'eau agricoles demeure un enjeu préoccupant, illustrant que même dans des contextes dotés de ressources et de moyens techniques, la qualité de l'eau reste vulnérable aux impacts agricoles (Gouvernement du Québec, 2025a; Mateo-Sagasta, 2017).

Les mesures de contrôle et d'atténuation de l'eutrophisation au Québec reposent en grande partie sur la gestion des apports en phosphore (Gouvernement du Québec, 2025b). Le cadre réglementaire et législatif actuel de la province s'inspire encore des premières études réalisées sur les lacs d'eau douce canadiens (Schindler, 1974; Schindler et al., 2008).

Au Québec, la gestion réglementaire du phosphore en milieu agricole repose principalement sur le Règlement sur les exploitations agricoles (REA), dont l'application s'opérationnalise par l'exigence d'un bilan de phosphore, utilisé comme principal outil de contrôle des surplus susceptibles de contribuer à l'eutrophisation des milieux aquatiques. Or, malgré ces efforts, aucune amélioration significative n'a été observée pour certains paramètres clés au cours des dix dernières années : bien que les concentrations de nitrites et nitrates, formes que prend l'azote dans l'eau, montrent une légère tendance à la baisse, alors que pour le phosphore, les concentrations demeurent les mêmes (Gouvernement du Québec, 2025a).

Selon le plus récent rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec, « **la qualité de l'eau des cours d'eau en milieu agricole est préoccupante** » (Gouvernement du Québec, 2025a). Pour la période 2020-2025, seuls trois indicateurs

présentent un état mauvais, tous directement liés aux activités agricoles, et aucune amélioration n'a été constatée pour les cinq dernières années pour les communautés de diatomées benthiques, les pesticides ainsi que la physicochimie et la bactériologie de l'eau. Les données présentées dans la Figure 1.1 illustrent bien l'étendue de la dégradation de la qualité de l'eau dans les zones agricoles du Québec, mettant en évidence l'importance des enjeux liés aux contaminants agricoles et le besoin de solutions supplémentaires au-delà des mesures réglementaires actuelles (Gouvernement du Québec, 2025a; Vérificateur général du Québec, 2024).

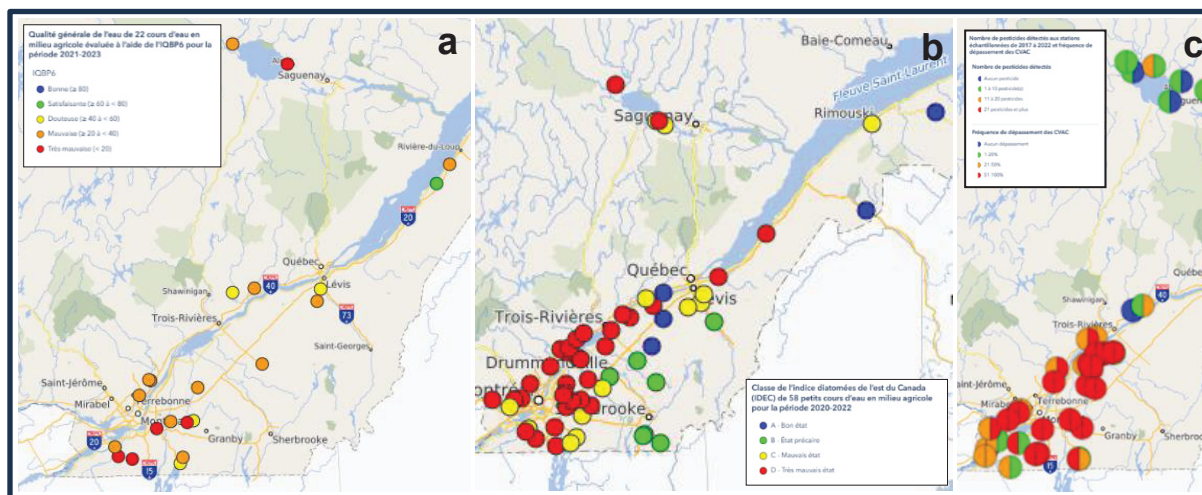


Figure 1.1. État des cours d'eau en milieu agricole au Québec. **a.** Physicochimie et bactériologie des cours d'eau en milieu agricole **b.** Communautés de diatomées benthiques dans les petits cours d'eau en milieu agricole et **c.** Pesticides dans les cours d'eau en milieu agricole

Tiré de Gouvernement du Québec (2025a)

Ainsi, face à l'inefficacité relative des mesures actuelles (Vérificateur général du Québec, 2024), il devient nécessaire d'explorer et d'envisager des stratégies innovantes permettant de réduire la contamination à la source et de protéger la qualité de l'eau dans les territoires agricoles.

1.1.1.5.2 Stratégies innovantes pour la protection de l'eau en contexte agricole

Considérant l'ensemble des enjeux associés à la contamination de l'eau liée au secteur de l'agriculture, la mise en place de solutions efficaces et déployables devient essentielle. Bien que la solution repose en partie sur une réforme des politiques liées à l'eau (OECD, 2019), la réduction des apports en contaminants provenant des territoires agricoles constitue un levier d'action prioritaire (OECD, 2021; Lapointe et Rochman, 2023). Or, plusieurs technologies actuellement disponibles demeurent coûteuses, complexes ou difficilement adaptables aux réalités opérationnelles du secteur agricole (Xia et al., 2020). Certaines de ces technologies, comme les fossés végétalisés requièrent des investissements importants en temps et en entretien, ce qui engendre des coûts élevés, particulièrement contraignants pour les exploitations de plus petite taille et limitant leur déploiement à grande échelle (Xi et al., 2020; Zhao et al., 2020). Néanmoins, la faisabilité économique et technologique demeure l'un des principaux critères guidant l'adoption de mesures environnementales par les agriculteurs (Collins et al., 2016).

Afin de répondre à la problématique de la contamination des ressources en eau liée aux activités agricoles, les stratégies proposées dans la littérature peuvent être regroupées en quatre grandes catégories : 1) les pratiques agroenvironnementales à l'échelle de la parcelle, 2) les solutions reposant sur les services écosystémiques, 3) les mesures de contrôle hydrologique et 4) les solutions d'ingénierie (Quill et al., 2024). Toutefois, aucune de ces approches, prise isolément, ne permet de répondre à l'ensemble des enjeux associés à la pollution diffuse d'origine agricole.

Bien que la réduction des contaminants à la source et le maintien des services écosystémiques demeurent des stratégies à privilégier pour la protection de la qualité de l'eau (Damphousse et al., 2024), les pressions exercées par les activités agricoles peuvent, dans certains contextes, dépasser la capacité naturelle des écosystèmes à absorber nutriments, sédiments et contaminants (Quill et al., 2024). Dans ces situations, les solutions d'ingénierie, telles que les systèmes de filtration, offrent un contrôle direct et ciblé des flux de contaminants, une efficacité

rapide et modulable, ainsi que la possibilité de combiner plusieurs mécanismes de traitement au sein d'un même dispositif (Xia et al., 2020; Lapointe et al., 2025). Ces systèmes peuvent être conçus et dimensionnés en fonction des conditions hydrologiques locales, notamment des débits de drainage et du temps de résidence requis pour assurer l'efficacité du traitement, comme l'illustrent les approches de modélisation appliquées aux filtres agricoles in situ (McGrath et al., 2013).

Les systèmes de filtration in situ représentent ainsi une alternative particulièrement prometteuse, puisqu'ils permettent de réduire simultanément une diversité de contaminants, tant sous forme dissoute que particulaire (Vandermoere et al., 2018; Lapointe et Rochman, 2023). Ces éléments justifient le développement et l'évaluation de nouveaux filtres, visant à améliorer les solutions existantes et à renforcer leur efficacité pour le traitement des eaux agricoles à la source.

1.2 Traitement des eaux par filtration

Le traitement conventionnel des eaux repose sur une succession de procédés physico-chimiques et physiques visant principalement l'élimination des contaminants particuliers et colloïdaux, au sein desquels la filtration constitue une étape clé (Cheremisinoff, 2002; Hendricks, 2006). La filtration est une méthode de séparation solide-liquide qui s'appuie sur des mécanismes tels que l'interception, le tamisage et l'adsorption des particules au contact d'un média filtrant, permettant ainsi la rétention des matières en suspension et de certains contaminants associés. Deux grandes technologies de filtration sont couramment employées en traitement de l'eau : la filtration granulaire et la filtration membranaire, qui se distinguent par leurs mécanismes dominants et leurs conditions d'exploitation.

1.2.1 Principes de base de la filtration

La filtration granulaire consiste à faire passer l'eau à travers un lit de particules solides, généralement composé de sable, de gravier, de charbon anthracite ou d'autres configurations

multimédias. La rétention des contaminants s'effectue principalement par des mécanismes physiques et physico-chimiques au sein du milieu poreux (Hendricks, 2006). À titre de comparaison, la filtration membranaire repose sur l'utilisation de membranes synthétiques, classées selon leur taille de pores, incluant la microfiltration, l'ultrafiltration, la nanofiltration et l'osmose inverse, permettant une séparation plus fine des contaminants en fonction de leur taille et de leurs interactions avec la membrane (Aziz et al., 2024). À cet effet, la Figure 1.2 illustre les différents types de filtration en fonction de la taille des particules des contaminants à intercepter. Bien que les procédés membranaires puissent offrir une efficacité accrue pour l'élimination de certains contaminants dissous et des pathogènes (Cheremisinoff, 2002; Othman et al., 2022; Nasir et al., 2022), ils sont généralement associés à des coûts d'investissement et d'exploitation plus élevés, ainsi qu'à des problèmes de colmatage importants, ce qui limite leur applicabilité pour le traitement des eaux de ruissellement agricole qui peuvent avoir une forte teneur en matières en suspension (Rao & Menon, 2024).

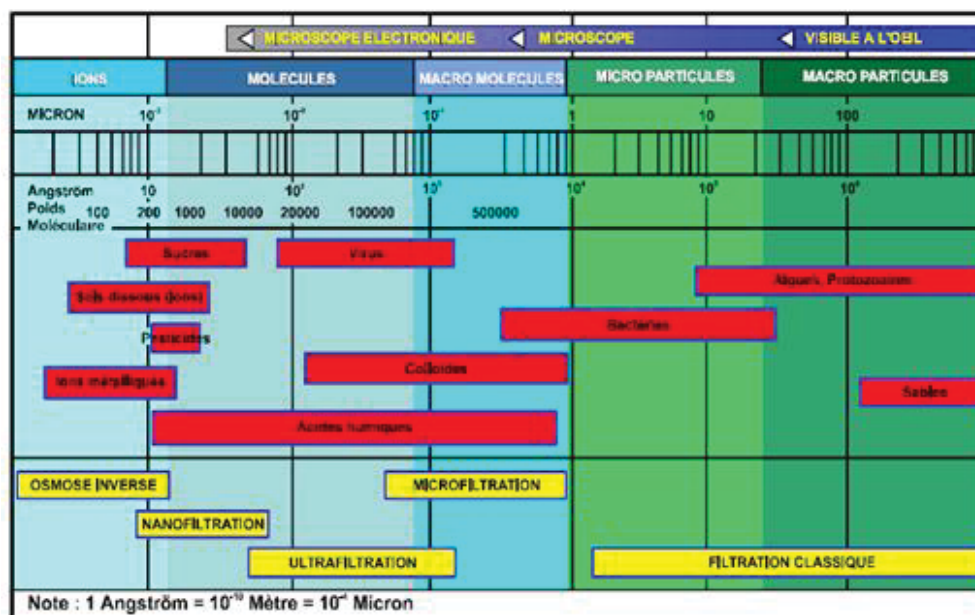


Figure 1.2. Type de procédés de filtration des eaux en fonction des différentes substances et de la taille des pores du média filtrant

Tiré de Dahmani (2017)

La filtration lente, caractérisée par un temps de contact prolongé de l'eau avec le média (vitesse de filtration entre 0,1–0,4 m/h), favorise l'adsorption des contaminants dissous, la rétention des particules fines et, dans certaines conditions, le développement d'une couche biologique à la surface du sable appelée *schmutzdecke* (Verma et al. 2017, Maiyo et al., 2023). Cette couche, bien que bénéfique pour la purification microbiologique, ne constitue pas le principal mécanisme d'élimination des contaminants organiques et n'est pas indispensable dans les filtres lents utilisés en conditions de terrain (Vu & Wu, 2022). Dans les filtres rapides, le taux de filtration plus élevé et le nettoyage fréquent requis empêchent la formation d'une *schmutzdecke* (Crittenden et al., 2012). Par conséquent, l'élimination des contaminants repose presque exclusivement sur le tamisage et l'interception des particules grossières, ce qui réduit l'efficacité sur les contaminants dissous (Chabi et al., 2024).

Dans un contexte où la mise à l'échelle de solutions de traitement *in situ* des eaux de ruissellement agricole est limitée par des contraintes opérationnelles, énergétiques et économiques, les approches de traitement passives ou faiblement mécanisées, telles que la filtration granulaire, apparaissent particulièrement pertinentes. En combinant des services écosystémiques et des procédés d'ingénierie, ces dispositifs offrent une flexibilité de conception et une robustesse adaptées aux spécificités des eaux de ruissellement agricole (Lapointe & Rochman, 2023). Néanmoins, la performance de ces systèmes dépend étroitement des caractéristiques physiques et chimiques des médias filtrants, qui gouvernent les mécanismes de filtration et d'adsorption des contaminants.

1.2.2 Caractéristiques des médias filtrants

L'efficacité de la filtration granulaire dépend en grande partie des propriétés du média utilisé, telles que la granulométrie, la porosité, le coefficient d'uniformité, la densité, la perméabilité et la surface spécifique (Crittenden et al., 2012; Cescon & Jiang, 2020). Ces caractéristiques conditionnent directement les mécanismes de filtration, incluant le tamisage, l'interception, l'adsorption et la rétention des particules, et déterminent l'efficacité globale du traitement.

1.2.2.1 Granulométrie et distribution des grains

La distribution granulométrique des particules d'un média filtrant est caractérisée, entre autres, par le diamètre effectif (d_{10}) et le coefficient d'uniformité (C_u), bien que d'autres diamètres caractéristiques, tels que d_{50} et d_{60} soient couramment rapportés dans la littérature (Cheremisinoff, 2002; Crittenden et al., 2012). Chaque diamètre caractéristique correspond à la taille en dessous de laquelle une fraction donnée des grains est plus fine : d_{10} correspond à 10 %, d_{50} à 50 % et d_{60} à 60 %. Le coefficient d'uniformité ($C_u = d_{60}/d_{10}$) reflète l'étalement de la distribution granulométrique, une valeur proche de 1 indiquant un média uniforme (voir Figure 1.3). Un C_u faible (< 3 , idéalement entre 1-2) favorise un passage d'eau régulier et réduit le risque de zones préférentielles d'écoulement au sein du lit filtrant (Huisman & Wood, 1974; Cheremisinoff, 2002; Gouvernement du Québec, 2023a, 2023b).

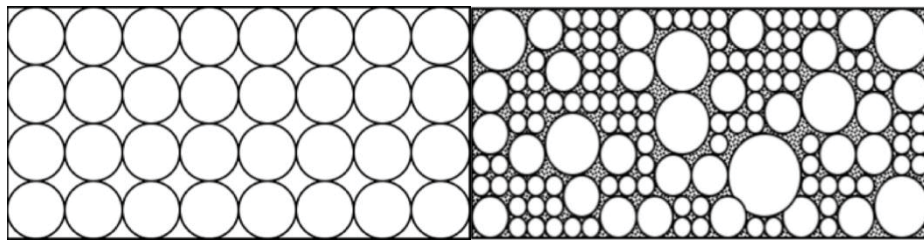


Figure 1.3. Illustration des médias granulaires avec différents coefficients d'uniformité (C_u) : grains uniformes ($C_u \approx 1$) vs grains gradués ($C_u > 1$)

Adapté de Chen et al. (2016)

La granulométrie influence directement les paramètres essentiels pour évaluer le comportement hydraulique, notamment la porosité et la perméabilité du média. Elle contribue également à déterminer la surface spécifique du média. La granulométrie est au cœur des modèles classiques de filtration en milieu poreux, notamment la loi de Darcy et les relations de type Kozeny–Carman, qui décrivent l'influence de la granulométrie sur la perte de charge (ΔH) dans les médias granulaires (Cheremisinoff, 2002).

La densité des médias granulaires varie en fonction de la nature du média filtrant sélectionné et influence directement la stabilité du lit filtrant ainsi que la résistance hydraulique du système.

À titre d'exemple, le sable de silice, qui demeure à ce jour l'un des médias granulaires les plus couramment utilisés en filtration, présente généralement une densité réelle comprise entre 2,40 et 2,65 g/cm³ (Haarhoff et Vessal, 2010; Crittenden et al., 2012; Gouvernement du Québec, 2023a, 2023b).

1.2.2.2 Porosité et surface de contact

La porosité correspond à la proportion d'espaces vides dans le lit filtrant et conditionne directement la circulation de l'eau à travers le média. Une porosité adéquate permet de maintenir un compromis entre un débit hydraulique suffisant et une bonne capacité de rétention des particules. Elle est étroitement liée à la granulométrie du média, ces deux paramètres devant être considérés ensemble lors de la conception des systèmes de filtration.

Outre la taille des grains, leur forme influence également l'organisation des pores et l'écoulement dans le lit filtrant. Cette forme est généralement décrite par la sphéricité (ψ), qui compare la surface réelle d'une particule à celle d'une sphère de même volume. Dans les lits granulaires, la sphéricité moyenne des particules est estimée indirectement à partir de mesures de perte de charge, notamment à l'aide de l'équation d'Ergun (Haarhoff & Vessal, 2010; Allen et al. 2013; Koerkemoer & Luckos, 2015; Gouvernement du Québec, 2023a, 2023b).

L'écoulement de l'eau à travers le média s'accompagne d'une perte de charge, résultant principalement des forces de friction entre le fluide et les grains, ainsi que de l'obstruction progressive des pores par les particules retenues. Au cours du fonctionnement, cette accumulation entraîne une augmentation de la perte de charge, phénomène connu sous le nom de colmatage. Ce processus limite la durée de fonctionnement efficace du filtre et constitue un critère déterminant pour les stratégies d'exploitation et de maintenance (Crittenden et al., 2012).

Les médias à granulométrie fine offrent généralement une meilleure rétention des particules, mais ils sont aussi plus susceptibles à une augmentation rapide de la perte de charge en raison de la réduction de la taille des pores et de leur colmatage plus rapide (Cheremisinoff, 2002). À

l'inverse, des médias plus grossiers favorisent un écoulement plus stable et une évolution plus lente de la perte de charge, comme observé notamment pour le verre broyé comparativement au sable (Soyer et al., 2010).

Enfin, la configuration des pores et la forme des grains déterminent non seulement les conditions d'écoulement, mais aussi la surface disponible pour l'adsorption des contaminants, reliant directement les propriétés physiques du média à son efficacité globale de traitement (Crittenden et al., 2012).

1.2.2.3 Surface spécifique et adsorption

La surface spécifique d'adsorption (SSA) d'un média filtrant correspond à la surface accessible pour l'adsorption des contaminants dissous et l'adhésion des micro-organismes (Cheremisinoff, 2002). Elle dépend étroitement de la granulométrie du média, une taille de grains plus fine conduisant généralement à une SSA plus élevée et, par conséquent, à une meilleure rétention des particules et des espèces dissoutes (Hägg & Pott, 2022).

L'adsorption désigne le mécanisme par lequel des molécules ou des particules se fixent à la surface d'un solide par des interactions physiques ou chimiques. L'adsorption physique (physisorption) est principalement gouvernée par des interactions faibles comme les forces de Van der Waals tandis que l'adsorption chimique (chimisorption) implique la formation de liaisons chimiques plus fortes entre les espèces adsorbées et la surface du matériau (Toth, 2002; Yao et al., 2025).

Dans les systèmes de filtration granulaire, l'efficacité d'adsorption dépend des propriétés physiques du média, telles que la surface spécifique, la porosité et la taille des pores, ainsi que des conditions physico-chimiques de l'eau, notamment le pH, la concentration du contaminant et le temps de contact (Dotto & McKay, 2020). La capacité d'adsorption d'un média peut être estimée à l'aide de modèles appelés isothermes, tels que ceux de Langmuir, de Freundlich ou de BET (Lambert et al., 2021; Zhang et al., 2021; Arroyave et al., 2022). Ces derniers

permettent de quantifier la relation entre la quantité de contaminant retenue par le média et sa concentration dans l'eau à l'équilibre (Crittenden et al., 2012).

Par ailleurs, la performance d'un filtre granulaire évolue au cours de son exploitation. Au départ, l'élimination des contaminants repose sur des mécanismes physiques et physico-chimiques, principalement l'adsorption sur les surfaces du média et le tamisage des particules en suspension (Crittenden et al., 2012). Pour les filtres lents, la couche biologiquement active se développe rapidement et constitue l'un des mécanismes primaires d'enlèvement (Ellis & Wood, 1985). Au cours de cette phase initiale d'opération du filtre, une amélioration de l'enlèvement peut être observée, à mesure que les grains du média se recouvrent de dépôts, renforçant leur capacité à retenir les particules. Par la suite, l'efficacité atteint un plateau et l'accumulation continue de particules entraîne une perte de charge croissante et une diminution de la perméabilité, modifiant les conditions hydrauliques du filtre. Cette évolution peut influencer la surface spécifique effective et les capacités d'adsorption (Cheremisinoff, 2002). La Figure 1.4 illustre les stades typiques de développement d'un filtre rapide : la maturation (ripening), la filtration efficace et la percée du filtre (breakthrough), ainsi que l'augmentation progressive de la perte de charge avec le temps.

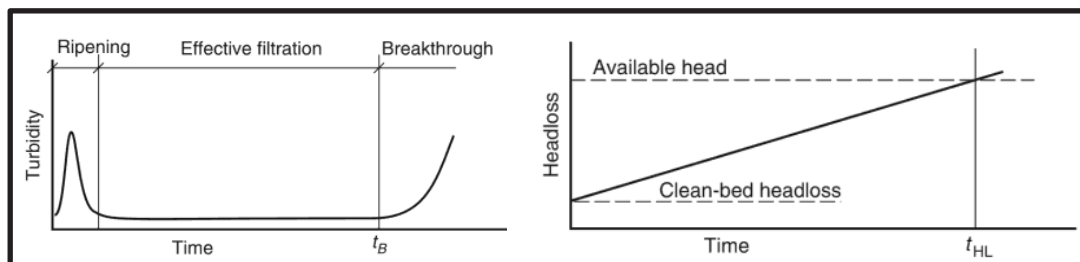


Figure 1.4. Stades typiques de développement d'un filtre rapide. De gauche à droite : évolution de la turbidité de l'effluent et de la perte de charge (headloss) en fonction du temps

Adapté de Crittenden et al. (2012)

Lorsque la perte de charge maximale disponible est atteinte, un rétrolavage du filtre est nécessaire afin de rétablir la perméabilité et l'efficacité hydraulique du filtre (Crittenden et al., 2012).

Puisque l'adsorption constitue un des mécanismes principaux sur lequel repose le média développé dans le cadre de ce projet, son fonctionnement est décrit plus en détails dans la section 3.1.3 de la revue de littérature. Tels que démontrés dans les dernières sections, les médias granulaires présentent diverses combinaisons de propriétés physiques et chimiques qui leur octroient des capacités d'enlèvement des contaminants qui varient (Shaikh & Ahammed, 2022; Ahmad et al., 2025). Il est possible de sélectionner le média le plus approprié pour traiter une eau contaminée en fonction des particularités du milieu environnant et des caractéristiques de l'eau elle-même. Certains matériaux offrent un compromis intéressant entre comportement hydraulique et capacité de rétention, ce qui peuvent en faire un candidat prometteur pour le traitement des eaux de ruissellement agricole (Gill et al., 2009; Shaikh & Ahammed, 2022; Ahmad et al., 2025).

1.2.3 Le verre recyclé comme média filtrant

À l'échelle mondiale, le sable demeure le média filtrant le plus couramment utilisé en traitement des eaux, en raison de sa disponibilité, de son faible coût et de ses propriétés hydrauliques bien documentées (Maiyo et al., 2023). Toutefois, son extraction intensive soulève des enjeux environnementaux croissants, tels que la dégradation des écosystèmes aquatiques, l'érosion des berges et l'épuisement des ressources naturelles (Torres et al., 2021). Dans ce contexte, le recours à des médias filtrants alternatifs issus de matières résiduelles valorisées s'inscrit dans une approche de traitement plus durable (One Earth, 2025).

Parmi ces alternatives au sable, le charbon actif, les zéolites, les sous-produits métallurgiques, les biomédias ainsi que le verre recyclé ont été explorés (Seelsaen et al., 2006). Leur disponibilité, leur coût et leur impact environnemental varient toutefois, et certaines nécessitent encore l'exploitation de ressources non renouvelables, ce qui limite leur intérêt dans une approche d'économie circulaire (Cescon & Jiang, 2020).

Le verre recyclé représente une alternative intéressante au sable en filtration granulaire (Kazmi et al. 2019; Ahmad et al., 2025; Walia et al., 2025). Il est généralement obtenu en broyant des

contenants en verre de différentes couleurs, souvent en fin de chaîne de recyclage lorsque le matériau ne peut plus être réutilisé dans l'industrie en raison de ses impuretés. Le verre recyclé ainsi broyé se présente sous forme de grains irréguliers, dont la taille peut être ajustée pour répondre aux besoins des systèmes de filtration (Ahmad et al., 2025). La Figure 1.5 illustre un exemple de chaîne d'opération moderne de centre de tri pour le recyclage du verre.

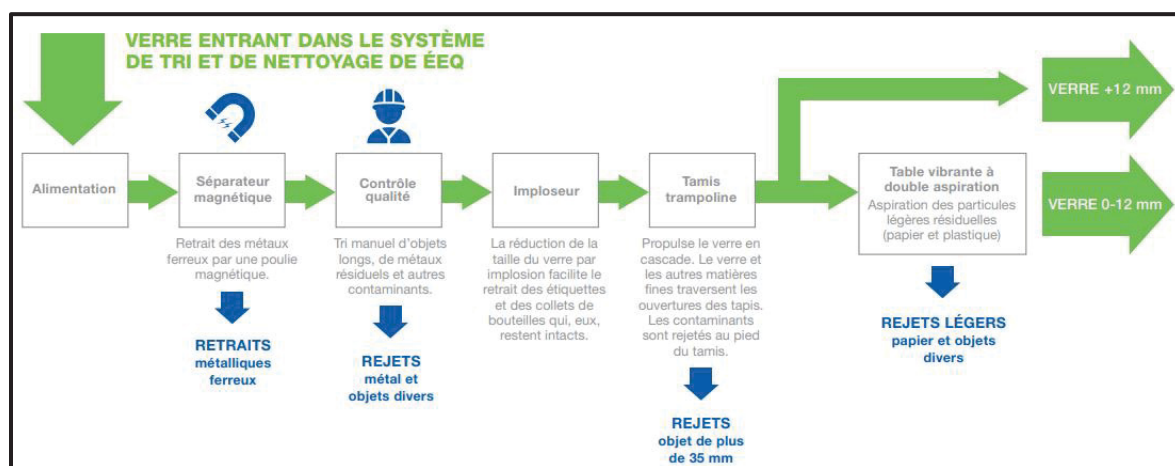


Figure 1.5. Chaîne d'opération d'une filière de recyclage de verre

Tiré de Éco Entreprises Québec (2017)

Pour évaluer le potentiel du verre recyclé comme média filtrant, il est utile de considérer la quantité disponible dans les flux de recyclage locaux. Selon le Bilan 2023 de la gestion des matières résiduelles du Québec, environ 82 000 tonnes de verre ont été éliminées, principalement des contenants ($\approx 68\%$, soit 56 000 tonnes) (Recyc-Québec, 2025). Ceci est sans compter le verre utilisé comme matériau de recouvrement ou pour d'autres usages dans les sites d'enfouissement qui s'élevait à 76 000 tonnes. Le verre recyclé constitue un flux de matière considérable, facilement accessible pour une valorisation en filtration granulaire.

La matière principale qui compose la plupart des verres est le dioxyde de silicium (SiO_2), ce qui confère au matériau une structure amorphe stable et chimiquement inerte (Epure et al., 2023). Plusieurs études montrent que le verre recyclé peut offrir des performances de filtration comparables à celles du sable pour l'élimination des contaminants particuliers et microbiologiques (Gill et al., 2009; Soyer al., 2010; Soyer et al., 2013; Cescon & Jiang, 2020;

Ahmad et al., 2025). Toutefois, son utilisation comme média filtrant nécessite un contrôle qualité et un prétraitement appropriés afin de limiter les risques de contamination par des microplastiques, lesquels peuvent provenir de résidus plastiques associés aux produits en verre (étiquettes, bouchons, résidus d'emballage) (Hägg & Pott, 2022; Zhang et al., 2022a; Flood et al., 2020).

Les propriétés physiques et hydrauliques du verre recyclé et du sable de silice ont d'ailleurs été comparées par Soyer et al. (2010). Bien que les médias présentent des différences de densité (verre = 2.50 g/cm^3 ; sable = 2.62 g/cm^3), de porosité (verre = 0.49 ; sable = 0.38) et de sphéricité (verre = 0.41-0.43 ; sable = 0.70-0.76), leur capacité à réduire la turbidité et le nombre de particules est similaire. La perte de charge initiale sur le lit filtrant propre est plus faible pour le verre recyclé, ce que les auteurs attribuent à la forme angulaire des grains et à la porosité interstitielle plus élevée. Ces résultats suggèrent qu'en maintenant un diamètre effectif et un coefficient d'uniformité comparables, le verre recyclé peut offrir une filtration équivalente au sable tout en améliorant la perméabilité. Cette tendance a été observée pour des essais avec ou sans prétraitement de coagulation, à différents dosages et avec divers coagulants. Dans une étude ultérieure, Soyer et al. (2013) démontre que le verre recyclé peut remplacer le sable dans des filtres bicouches intégrant du charbon actif, sans altérer significativement les performances de filtration.

Selon Cescon et Jiang (2020), la porosité d'un filtre à base de verre recyclé (0,52) est légèrement supérieure à celle d'un filtre à sable (0,47), en raison de la plus grande angularité des grains de verre. En étudiant l'activité biologique dans des filtres lents contenant du verre recyclé sur une période de 8 mois d'exploitation continue, le filtre à base de verre a maintenu des performances égales ou supérieures à celles des filtres de sable avec des taux d'élimination allant de 56 % à 96 % pour la turbidité, entre 99,78-100 % pour les coliformes et supérieurs à 99,9 % pour les kystes de *Giardia* et les oocystes de *Cryptosporidium*.

L'efficacité du verre recyclé pour l'élimination de la turbidité et d'*Escherichia coli* (*E. coli*), en fonction de différentes tailles de grains de média, a également été étudiée par Ahmad et al.

(2025). Un compromis bien connu entre la perméabilité du média et l'élimination de la turbidité a été observé : le média à grains plus fins permet d'atteindre une réduction maximale de la turbidité, de 93,1 %, mais au prix d'une perméabilité réduite. Dans cette étude, les performances du verre recyclé ont pu être améliorées de deux manières complémentaires : en appliquant un prétraitement de coagulation avant la filtration et en utilisant une configuration multicouche de médias, permettant ainsi d'optimiser à la fois l'efficacité de filtration et les caractéristiques hydrauliques du système.

Les résultats obtenus par Gill et al. (2009) démontrent que des enlèvements de l'ordre de 72-83 % de la demande chimique en oxygène (DCO), de 10 à 26 % de l'azote total et de 3,7 à 4 log d'enlèvement de coliformes fécaux peuvent être atteints par les filtres à base de verre recyclé. Cependant, la capacité du verre recyclé à éliminer les phosphates est limitée par ses propriétés physiques : sa surface lisse (rugosité = $0,330 \mu\text{m}$) et sa faible surface spécifique ($0,51 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) offrent peu de sites d'adsorption comparativement aux sables étudiés (rugosité = $1,469\text{-}3,032 \mu\text{m}$; surface spécifique = $2,05\text{-}2,63 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$). Ces résultats suggèrent que le verre recyclé présente des performances globales prometteuses en filtration granulaire, mais n'est pas adapté aux contaminants dont le traitement repose principalement sur l'adsorption.

Cette limitation de l'enlèvement du phosphore est corroborée par l'étude de Salzmann et al. (2022) portant sur le traitement tertiaire des effluents de lagunes municipales. Les auteurs identifient la faible teneur en calcium du verre recyclé comme un facteur limitant, comparativement au sable, naturellement plus riche en ions calcium et magnésium, favorisant la précipitation des phosphates. Dans cette étude, des taux d'enlèvement de 92 % pour les matières en suspension totales (MES), de 90 % pour l'azote ammoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) et de 45 % pour la demande chimique en oxygène (DCO) ont été obtenus avec le verre recyclé. Bien que les performances d'élimination des MES soient comparables entre les filtres à verre et les filtres à sable, ces derniers ont montré des abattements supérieurs pour l'azote ammoniacal (+ 10 %) et la DCO (+ 21 %).

Afin de pallier la carence en calcium du verre recyclé, Gill et al. (2011) ont exploré l'ajout d'une couche de sable calcaire dans des filtres tertiaires. Malgré la présence de cette couche, l'enlèvement du phosphore est resté plus élevé dans le filtre à sable (51 %) que dans le filtre à verre recyclé (40 %), et la couche calcaire n'a contribué qu'à environ la moitié du phosphore total éliminé. Ces résultats indiquent que, pour améliorer l'élimination du phosphore et de ses différentes formes par le verre recyclé, d'autres stratégies doivent être investiguées.

Bien que l'intérêt pour les voies de valorisation du verre recyclé ne soit pas récent, (CWC, 1993; CWC, 1996; Epure et al., 2023), la modification de surface du verre recyclé dans le cadre du traitement des eaux demeure à ce jour très peu documentée (Lapointe et al., 2025; Koumiya et al., 2026). Cette lacune dans la littérature met en évidence l'opportunité de développer des méthodes pour modifier la surface du verre recyclé afin d'augmenter son affinité pour certains contaminants dissous, comme le phosphore, tout en préservant ses avantages hydrauliques et environnementaux.

1.3 Modification de matériaux filtrants

Bien que la littérature scientifique qui porte spécifiquement sur la modification du verre recyclé à des fins de traitement des eaux demeure limitée, de nombreuses études menées sur d'autres types de médias filtrants permettent d'établir un état des connaissances pertinent. La modification de surface des matériaux utilisés en traitement des eaux, incluant les médias filtrants (Dongmei et al. 2003; Vandermoere et al., 2018; Koumiya et al., 2026) et certains agents de lestage ou de floculation (Kurusu et al., 2022; Lapointe et al., 2022; Mebarki et al., 2025), est de plus en plus étudiée comme une voie permettant d'améliorer les performances d'élimination des contaminants en altérant les propriétés physico-chimiques des surfaces (Garud et al., 2024).

Parmi les approches recensées, la plus répandue et la mieux documentée repose sur la formation in situ et le dépôt d'hydroxydes ou d'oxyhydroxydes métalliques, principalement de fer ou d'aluminium, issus de l'hydrolyse de coagulants. Cette stratégie permet d'augmenter la

surface spécifique réactive du média filtrant et de modifier sa charge de surface, influençant ainsi les mécanismes d'adsorption et d'interaction avec les contaminants dissous ou particuliers (Thirunavukkarasu et al., 2003; Dongmei et al., 2011; Larrahondo et al., 2014; Watson et al., 2022; Weiter et al., 2024). Dans ce contexte, les principes physico-chimiques associés à la coagulation et à la floculation, traditionnellement mobilisés pour le traitement conventionnel des eaux pour la déstabilisation et l'agrégation des particules, peuvent être exploités pour la modification de médias filtrants (Thirunavukkarasu et al., 2003; Larrahondo et al., 2014). Dans le cadre de cette étude, les coagulants et les floculants ne sont pas considérés comme de simples réactifs de traitement conventionnel, mais comme des agents fonctionnels permettant respectivement la formation d'une couche d'hydroxydes métalliques et sa stabilisation à la surface des médias filtrants.

1.3.1 Coagulants et formation d'hydroxydes métalliques

Un coagulant a pour effet de modifier les propriétés chimiques d'une solution pour favoriser l'agrégation des particules dissoutes ou en suspension. Dans le traitement de l'eau, cette agrégation forme des particules plus grosses, facilitant leur décantation ou leur filtration. Les coagulants existent sous forme organique et inorganique, liquide ou en poudre (sec) et peuvent être d'origine naturelle ou synthétique (Crittenden et al., 2012; Bratby, 2016).

1.3.1.1 Les types de coagulants

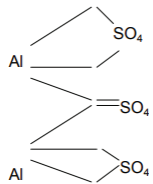
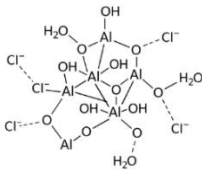
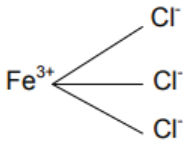
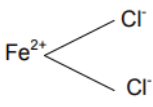
Les coagulants organiques sont communément des dérivés de sources végétales ou animales et contiennent des protéines, des tanins ou des résines. Parmi eux, le chitosan, un dérivé de la chitine, un polysaccharide présent dans les coquilles de crustacées, et la cellulose sont fréquemment utilisés. En ce qui concerne les coagulants inorganiques, il s'agit principalement de sels de métaux multivalents qui, lors de leur dissolution dans l'eau, génèrent des espèces cationiques actives favorisant la neutralisation des charges et l'agrégation des particules colloïdales (Li, 2025).

Bien que les coagulants organiques soient généralement considérés comme plus avantageux d'un point de vue environnemental en traitement conventionnel des eaux (Ali et al., 2025), les coagulants inorganiques demeurent particulièrement pertinents dans le contexte de la modification de médias filtrants (Lucas et al., 2025). Lorsqu'utilisés en traitement des eaux usées, les coagulants métalliques dans les eaux usées ont pour effet de produire une plus grande quantité de boues et d'en modifier leur contenu, d'augmenter les concentrations de sels métalliques à l'effluent et de consommer de l'alcalinité (Umar et al., 2016; MELCCFP, 2023). Toutefois, ces considérations sont d'impacts limités pour le projet de recherche mené dans le cadre de ce mémoire. En effet, l'utilisation de sels métalliques, tels que le chlorure ferrique, permet la formation contrôlée d'oxydes et d'hydroxydes de fer à la surface des matériaux, générant des sites actifs pour l'adsorption des contaminants (Zouboulis et al., 2008; An et al., 2014). D'autant plus, bien que les coagulants soient synthétisés et produits en laboratoire, plusieurs des matières brutes utilisées pour la production sont en fait des sous-produits industriels, aussi appelées matières premières alternatives (Kemira, 2025).

Les coagulants inorganiques les plus couramment employés incluent le sulfate d'aluminium (alum; $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), le polychlorure d'aluminium (PAC), le chlorure ferrique (FeCl_3) ainsi que le chlorure ferreux (FeCl_2). Un sommaire des propriétés de ces coagulants est présenté dans le Tableau 1.1. Les coagulants à base d'aluminium sont généralement efficaces sur une plage de pH plus étroite que ceux à base de fer (Li, 2025). Cette limitation s'explique par la transition rapide entre les espèces solubles Al^{3+} et $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, qui se produit entre pH 5 et 7 et restreint la formation des floccs insolubles d' $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ (Bratby, 2016; MELCCFP, 2023). En dehors de cette plage, l'aluminium demeure trop soluble ou les floccs précipités se redissolvent sous forme d' $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, ce qui compromet l'efficacité de la coagulation et rend le processus plus difficile à contrôler (Leopold & Freese, 2009).

Tableau 1.1. Sommaire des propriétés des principaux coagulants inorganiques utilisés en traitement des eaux

Adapté de Amer (2019)

Type de coagulant inorganique	Structure moléculaire	Caractéristiques		Références
		Avantages	Inconvénients	
Sulfate d'aluminium (alun; $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot x \text{H}_2\text{O}$)		- Faible corrosivité - Peu coûteux	- Aucune efficacité au-delà de pH 8,5 - Résidus métalliques pouvant poser problème si surdosé	1-6
Polychlorure d'aluminium (PAC)		- Meilleure coagulation que l'alun - Faible consommation pour la neutralisation - Effet stable pour des eaux de faibles température (10-15°C)	- Aucune efficacité au-delà de pH 8,5 - Plus coûteux que l'alun	1 et 6
Chlorure ferrique (FeCl_3)		- Plage de pH efficace large - Formation directe d'oxyhydroxydes comparativement au FeCl_2	- Forte consommation d'alcalin (base) pour la neutralisation - Corrosif	1-5
Chlorure ferreux (FeCl_2)		Moins coûteux que FeCl_3	- Moins documenté - Dosage critique	1 et 7

1. Bratby, 2016; 2. Lucas et al. 2025; 3. Aziz et al., 2007; 4. Umar et al., 2016; 5. Hidayah et al., 2024, 6. Zouboulis et al., 2008, 7. An et al., 2014

À l'inverse, les espèces hydrolysées du fer se forment progressivement sur une large gamme de pH, ce qui permet aux coagulants ferriques d'avoir une stabilité chimique accrue et un meilleur contrôle de la formation d'hydroxydes lors des procédés de coagulation ou de modification de surface. Entre pH 5 et 11, la forme dominante du fer dans l'eau est le précipité $\text{FeO}(\text{OH})_{(s)}$, soit l'oxyhydroxyde de fer (III) (Schweitzer & Pesterfield, 2010). Les diagrammes de Pourbaix pour l'aluminium et le fer sont présentés à la Figure 1.6 pour illustrer les différences de stabilité et de solubilité en fonction du pH et du potentiel redox.

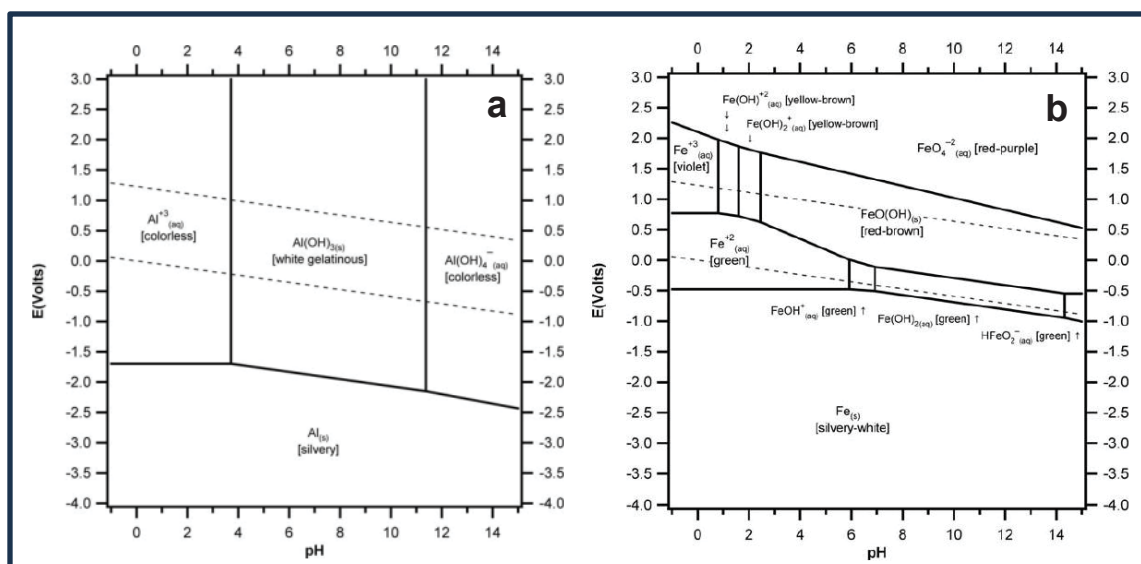


Figure 1.6. Diagramme E-pH pour les espèces (a) d'aluminium et (b) de fer

Tiré de Schweitzer & Pesterfield (2010)

Considérant la plus grande flexibilité des coagulants métalliques à base de fer en ce qui a trait à la plage opérationnelle de pH, ceux-ci sont fréquemment privilégiés pour des applications nécessitant une formation stable et contrôlée d'hydroxydes, notamment dans des procédés de modification de surface des matériaux filtrants. Lorsqu'un coagulant ferrique est ajouté à l'eau, il forme des oxyhydroxydes de fer, des particules solides présentant une grande surface et des sites réactifs à leur surface (Cornell & Schwertmann, 2003). Ces caractéristiques leur permettent de retenir efficacement certains contaminants dissous, comme le phosphore. C'est

cette capacité qui rend le fer particulièrement approprié pour modifier la surface des matériaux filtrants et améliorer leur performance d'adsorption.

1.3.1.2 La modification de surface grâce aux hydroxydes métalliques

Afin d'augmenter la capacité d'adsorption d'un média filtrant, différentes propriétés physico-chimiques peuvent être modifiées, notamment par la fonctionnalisation de la surface du matériau (Dongmei et al., 2011; Watson et al., 2022). La formation de phases ferriques en surface constitue une approche largement documentée pour introduire des sites de fixation spécifiques, en particulier pour les anions tels que les orthophosphates (Weng et al., 2012; Vandermoere et al., 2018; Ahmed et al., 2024). Les coagulants ferriques, par leur hydrolyse en solution aqueuse, permettent la précipitation d'hydroxydes de fer qui peuvent ensuite évoluer vers des oxyhydroxydes plus structurés (Cornell & Schwertmann, 2003; Cudennec & Lecerf, 2006).

Tel qu'il a été démontré, les coagulants métalliques, dont le FeCl_3 , permettent la formation d'hydroxydes et d'oxyhydroxydes de fer à la surface des médias filtrants, générant des sites actifs pour l'adsorption des contaminants. Toutefois, la simple précipitation des hydroxydes ne garantit pas leur fixation sur le matériau. Pour stabiliser ces phases métalliques et favoriser la formation d'une couche chargée, l'intervention de flocculants devient nécessaire.

1.3.2 Flocculants pour la stabilisation des hydroxydes métalliques

Les flocculants sont des polymères ou des substances naturelles qui favorisent l'agrégation des particules colloïdales et des précipités en solution. En traitement des eaux, cette agrégation repose principalement sur des mécanismes de pontage entre particules et contaminants, ce qui augmente la taille et la cohésion des floccs et facilite leur sédimentation ou leur filtration (Bratby, 2016).

Les différents types de flocculants peuvent être d'origine synthétique, comme les polyacrylamides (PAM), ou naturelle, comme la cellulose, la chitine, la gélatine, etc. Il s'avère en effet que certaines substances naturelles peuvent agir tant comme coagulant que flocculant selon leurs propriétés et les conditions opératoires (Salehizadeh et al., 2018). La charge électrique, le poids moléculaire et la densité de charge sont des caractéristiques clés de chaque flocculant (Dao et al., 2016; Nasser & James, 2006). Selon leur nature chimique (cationique, anionique ou non ionique), ils interagissent avec des surfaces chargées, des particules colloïdales ou des ions métalliques, modulant ainsi l'efficacité du pontage et de l'adsorption des contaminants (Li, 2025).

1.3.2.1 Les polyacrylamides

Les polyacrylamides (PAM) sont des flocculants polymériques de masse moléculaire élevée (entre 10^5 à 10^7 g·mol⁻¹). Leur densité de charge est généralement plus faible que celle des coagulants inorganiques (Al³⁺, Fe³⁺), mais leur longue chaîne macromoléculaire les rend efficaces à de faibles concentrations (μg·L⁻¹ à mg·L⁻¹) (Gregory & Barany, 2011; Dao et al., 2016; Wong et al., 2006). Leur adsorption sur les colloïdes et les hydroxydes métalliques contribue à stabiliser les floccs et à renforcer leur cohésion (Gregory & Barany, 2011; Khandaker et al, 2024). La Figure 1.7 présente une vue d'ensemble des différentes catégories de PAM ainsi que leur structure moléculaire.

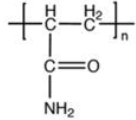
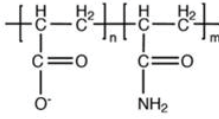
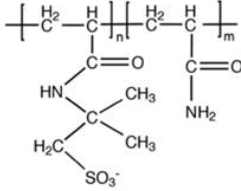
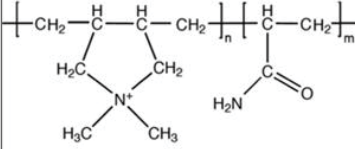
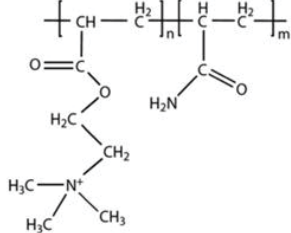
Category	Name	Structure
Non-ionic PAM	Polyacrylamide	
Anionic PAM	Polyacrylamide-co-acrylic acid, hydrolyzed polyacrylamide	
	Poly-acrylamido-2-methylpropane sulfonate	
Cationic PAM	Poly(acrylamide-co-diallyldimethylammonium)poly(AM-co-DADMAC)	
	Poly(acrylamide-co-N,N,N-trimethyl-2-((1-oxo-2-propenyl)oxy))	

Figure 1.7. Structure chimique du PAM et des copolymères acrylamides
Tiré de Xiong et al. (2018)

La floculation induite par polymères repose sur la capacité des longues chaînes macromoléculaires à s’adsorber simultanément sur plusieurs particules (Gregory & Barany, 2011). Au-delà de cette structure globale, ce sont les groupes fonctionnels spécifiques présents sur les chaînes polymériques qui déterminent l’affinité des PAM pour les surfaces colloïdales et métalliques. Parmi eux, les groupes carboxylates (-COO⁻), sulfonates (-SO₃⁻) ou ammoniums quaternaires confèrent des charges localisées capables d’interagir électrostatiquement avec différentes surfaces de colloïdes ou de solides chargés, dont les hydroxydes métalliques (Gregory & Barany, 2011; Dao et al., 2016). Ces groupes fonctionnels permettent différents mécanismes d’interaction avec les surfaces, incluant la liaison hydrogène, la complexation ou

la chélation. L'efficacité de ces interactions dépend de plusieurs facteurs notamment le pH, la charge de surface et la structure du polymère (McGuire et al., 2006; Khandaker et al., 2024).

1.3.2.2 Rôle de pontage dans la modification de surface d'un média filtrant

Dans le cadre de la modification de surface, les flocculants peuvent servir à la stabilisation et l'organisation des précipités métalliques à la surface des médias filtrants en favorisant le pontage entre les particules et coagulants métalliques (McGuire et al., 2006; Lapointe et al., 2025; Koumiya et al., 2026).

Dans l'optique de modification de surface du verre recyclé utilisant un coagulant métallique tel que le FeCl_3 , un flocculant anionique à haute masse molaire est particulièrement adapté pour favoriser le pontage entre les particules (Gregory & Barany, 2011; McGuire et al., 2006). En effet, les groupes fonctionnels négatifs du polymère (carboxylates ($-\text{COO}^-$) ou sulfonates ($-\text{SO}_3^-$)) s'adsorbent préférentiellement sur les hydroxydes métalliques positifs formés in situ, tandis que les segments libres de la chaîne assurent la liaison entre les flocs et la surface du verre, contribuant à la formation d'un revêtement continu et homogène (McGuire et al., 2006).

Pour les flocculants anioniques contenant des groupes carboxyles, l'adsorption sur les colloïdes et les hydroxydes métalliques peut s'opérer par des interactions électrostatiques, des liaisons hydrogène et, en présence de cations divalents, par des mécanismes de pontage ionique (Gregory & Barany, 2011; Dao et al., 2016; Lapointe et Barbeau, 2019).

1.3.2.3 Les enjeux associés à l'utilisation du PAM

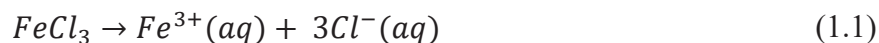
L'utilisation du polyacrylamide (PAM) dans les procédés de traitement de l'eau et des effluents est largement documentée pour son efficacité à améliorer la décantation et la séparation des matières en suspension (Wong et al., 2006; Cai et al., 2023). Toutefois, elle soulève des enjeux environnementaux et sanitaires, principalement liés à la présence résiduelle d'acrylamide monomère issu d'une polymérisation incomplète. L'acrylamide est un composé neurotoxique

et potentiellement cancérigène, susceptible d'être relargué dans les eaux traitées ou les boues en l'absence de contrôles adéquats (Xiong et al., 2018). Par ailleurs, la dégradation environnementale du PAM, par hydrolyse, irradiation ou activité biologique, peut accroître la mobilité de fragments polymériques et favoriser la libération de monomères résiduels (Cheng et al., 2024).

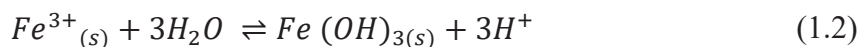
En conditions de laboratoire, l'utilisation du PAM pour modifier la surface de médias filtrants tels que le verre ou le sable est généralement associée à des risques environnementaux et sanitaires faibles lorsque les protocoles de dosage et de rinçage sont adéquatement contrôlés (Wong et al., 2006; Xiong et al., 2018). Des traitements thermiques modérés (<120 °C) permettent de stabiliser le dépôt ferrique et de fixer le polymère sur le support, tout en limitant la dégradation thermique du PAM (Zhang et al., 2022b; Zhang et al., 2023). De plus, le rinçage des médias après modification permet d'éliminer les segments polymériques non adsorbés, réduisant davantage les risques potentiels (Xiong et al., 2018; Cheng et al., 2024). Dans ces conditions, les risques liés à la présence résiduelle d'acrylamide et à l'accumulation de fragments polymériques sont réduits, mais ne peuvent être totalement écartés, ce qui permet néanmoins de se concentrer principalement sur l'obtention d'une couche chargée et fonctionnelle.

1.3.3 Modification de surface du verre recyclé par oxyhydroxydes

Lors de l'introduction d'un sel métallique, tel que le chlorure ferrique (FeCl_3), en milieu aqueux, ce dernier se dissocie rapidement en ions ferrique et chlorure.



Les ions Fe^{3+} ainsi libérés subissent ensuite une hydrolyse en présence d'eau, conduisant à la formation d'hydroxydes de fer amorphes, principalement sous la forme de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Thirunavukkarasu et al., 2003; Kosmulski et al., 2003) :



L'ajout d'une solution basique comme NaOH permet de ramener le pH vers la neutralité ou légèrement basique (≈ 7.5), ce qui favorise la précipitation contrôlée de $Fe(OH)_{3(s)}$. Dans le cadre de la modification de surface du verre, ce pH neutre/basique permet également la déprotonation partielle des groupes silanols ($-Si-OH$) qui se trouvent à la surface des particules de verre, conduisant à une charge de surface négative croissante avec le pH (silanols $-Si-O^-$) capable d'interagir avec les phases ferriques formées in situ (Lowe et al., 2015).

Dans la littérature, la fixation des phases ferriques sur un média filtrant est souvent réalisée par calcination, généralement entre 300 et 550 °C (Thirunavukkarasu et al., 2003; Dongmei et al., 2011; Watson et al., 2022; Lapointe et al., 2025). Ce traitement thermique convertit les hydroxydes de fer en oxydes cristallins tels que la magnétite (Fe_3O_4), l'hématite ($\alpha-Fe_2O_3$) ou la maghémite ($\gamma-Fe_2O_3$) (Cornell & Schwertmann, 2003; Gialanella et al., 2010; Zhang et al., 2010). Cependant, cette approche présente des limites pratiques importantes, notamment une demande énergétique importante, des durées de traitement prolongées et des contraintes pour une application à grande échelle (Dongmei et al., 2011; Watson et al., 2022). De plus, la calcination favorise la disparition des phases de transition riches en groupements hydroxyles, notamment les oxyhydroxydes de fer (Gialanella et al., 2010). Or, ces phases, incluant la goethite ($\alpha-FeOOH$) ou la lépidocrocite ($\gamma-FeOOH$), présentent une forte affinité et une bonne sélectivité pour les orthophosphates dissous, grâce à leur surface spécifique élevée et à la présence de sites hydroxyles réactifs (Kosmulski et al., 2003; Kozin, 2014; Yang et al., 2018). Par exemple, la surface spécifique de la goethite ($8-200 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) est généralement supérieure à celle de l'hématite ($2-90 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$), ce qui favorise l'adsorption de certains contaminants anioniques (Cornell & Schwertmann, 2003; Yang et al., 2018).

Pour préserver ces phases oxyhydroxydées tout en assurant leur immobilisation sur le média filtrant, des alternatives à la calcination ont été développées. Tel que précédemment décrit, l'ajout d'un flocculant, tel qu'un polyacrylamide, permet de favoriser le pontage et l'ancrage des particules d'hydroxydes de fer précipitées à la surface des grains du média, ce qui améliore

la surface générée sans nécessiter un traitement thermique intense (Larrahondo & Burns, 2014; Koumiya et al., 2026). Cette immobilisation peut être complétée par un séchage ou un traitement thermique modéré, suffisant pour induire une déshydratation partielle des hydroxydes sans conversion complète vers des oxydes (Cornell & Schwertmann, 2003; Cudennec & Lecerf, 2006; Liu et al., 2007; Liu et al., 2010). Cette approche permet de combiner la stabilité du revêtement ferrique avec le maintien de phases particulièrement efficaces pour l'adsorption des contaminants (Kosmulski et al., 2003; Kozin, 2014).

L'efficacité de ce type de modification de surface a été démontrée dans plusieurs études avec le sable. Par exemple, des essais réalisés en conditions réelles ont montré qu'un filtre de sable recouvert d'oxyhydroxydes de fer pouvait atteindre des rendements d'enlèvement du phosphore supérieurs à 74 %, illustrant le potentiel de cette approche pour le traitement des eaux (Vandermoere et al., 2018). Ces résultats confirment l'intérêt de privilégier des stratégies de synthèse à basse température favorisant la formation et la conservation d'oxyhydroxydes de fer en surface des médias filtrants (Cornell & Schwertmann, 2003). Cette performance peut être attribuable à plusieurs mécanismes d'adsorption, dont les interactions électrostatiques entre les ions métalliques positifs et les groupes chargés négativement à la surface du matériau renforcent l'efficacité de l'adsorption. (Garud et al., 2024; Lapointe et al., 2025).

La Figure 1.8 illustre les différents types de complexes pouvant se former entre des ions ou molécules et les sites hydroxyles ferriques sur une surface modifiée. Ces sites sont créés lors de la précipitation contrôlée de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ à partir de FeCl_3 , et permettent l'adsorption efficace des contaminants à la surface du média filtrant (Cornell & Schwertmann, 1996).

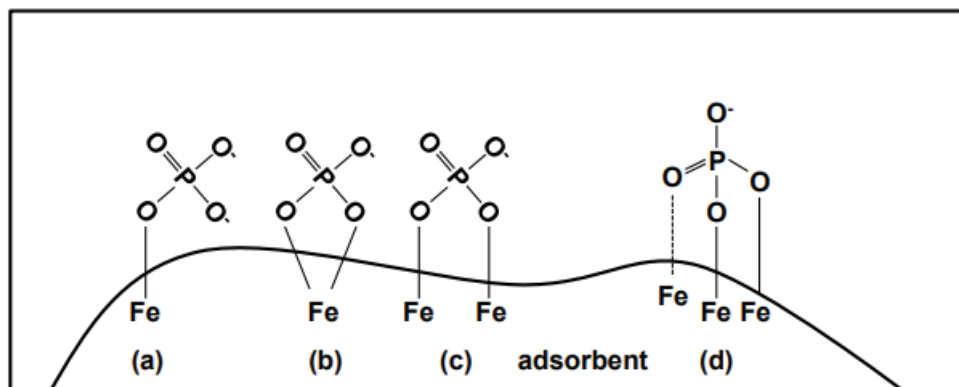


Figure 1.8. Différents types de complexes de surface pouvant se former entre des ions ou molécules et des sites hydroxyles ferriques. (a) monodentate, (b) bidentate mononucléaire, (c) bidentate binucléaire, (d) tridentate

Tiré de Reinhardt (2022), adapté de Petrone (2013)

À la lumière de tous les concepts présentés ainsi que l'état des connaissances actuel sur le sujet, le projet de recherche vise à évaluer la modification de surface du verre recyclé par des hydroxydes de fer précipités, stabilisés à l'aide d'un flocculant, afin d'améliorer l'enlèvement de contaminants en filtration granulaire. Plus spécifiquement, ce travail a pour objectifs de :

1. Étudier l'influence de la granulométrie et de la température de traitement des médias de verre sur l'enlèvement des contaminants;
2. Comparer la performance des médias modifiés à celle des médias non modifiés afin d'identifier les conditions optimales de préparation.

Cette approche permet de combler une lacune identifiée dans la littérature concernant la modification de surface du verre recyclé et d'apporter des recommandations pratiques pour son utilisation dans le traitement des eaux en contexte agricole.

CHAPITRE 2

MÉTHODOLOGIE

2.1 Préparation de l'expérience

Cette étude examine le potentiel du verre recyclé concassé comme milieu de filtration granulaire et évalue la modification de surface par oxyhydroxyde de fer afin d'améliorer la performance d'élimination des contaminants. Un plan expérimental factoriel 3×4 a été utilisé pour déterminer les effets de la granulométrie du verre (595 μm , 1190 μm et 2000 μm) et de la température de chauffage (70 °C, 90 °C, 100 °C, 120 °C) sur les performances de filtration. Pour plus de clarté, les groupes d'échantillons ont été désignés par la taille maximale d'une particule de verre (en μm) : 595, 1190 et 2000, correspondant respectivement aux fractions fine, moyenne et grossière.

2.2 Protocole expérimental

Une version modifiée du protocole de Kurusu et al. (2022) et de Koumiya et al. (2025) a été utilisée pour préparer le verre recyclé. Avant la modification de surface, chaque échantillon a été lavé afin d'éliminer les matières organiques résiduelles, les particules fines et autres contaminants liés à l'origine post-consommation du matériau. Une solution de nettoyage a été préparée en mélangeant 0,03 mL de savon Versa-Clean™ par gramme de milieu avec 90 mL d'eau chaude. Chaque échantillon a été agité pendant 2 minutes avec une tige en verre (1 minute dans le sens horaire, puis 1 minute dans le sens antihoraire).

Pour favoriser l'hydroxylation de surface de la silice constituant le verre, le milieu nettoyé a été immergé dans 150 mL de HCl 1 N pendant une heure, avec agitation durant les deux premières et deux dernières minutes. Les échantillons ont ensuite été rincés à l'eau ultrapure jusqu'à obtention d'un pH neutre (≈ 7). Des essais préliminaires ont montré que des traces de savon entraînaient systématiquement un échec de la modification de surface ; ainsi, un rinçage complet était indispensable.

2.2.1 Caractérisation et synthèse du média filtrant

Le verre recyclé concassé a été obtenu en trois fractions granulométriques, selon l'échelle de maillage des tamis (mesh, correspondant au nombre d'ouvertures par pouce linéaire) : 30–70 mesh, 16–30 mesh et 10–20 mesh. Afin de vérifier et caractériser la distribution granulométrique, une analyse par tamisage a été réalisée à l'aide de tamis dont l'ouverture variait entre 150 μm et 2360 μm . Des échantillons de 450 g ont été tamisés pendant 15 minutes au moyen d'un agitateur mécanique (RX-29 ROTAP, numéro de série 11794). D'après les spécifications du fabricant et les résultats du tamisage, des tailles représentatives de 595 μm , 1190 μm et 2000 μm ont été attribuées aux fractions fine, moyenne et grossière. Ces valeurs correspondent à la plus grande ouverture de tamis à travers laquelle les particules de chaque fraction sont passées.

En plus de l'analyse granulométrique, la porosité (ϕ), la densité apparente (ρ_{app}) et la densité réelle ($\rho_{réelle}$) ont été déterminées par la méthode de déplacement d'eau. Ces propriétés physiques permettent d'évaluer le comportement d'empilement du milieu, sa perméabilité et la dynamique d'écoulement à l'intérieur des colonnes. Les équations utilisées sont présentées dans le Tableau 2.1. Chaque fraction granulométrique a été analysée en triplicat pour tenir compte de la variabilité de mesure.

Tableau 2.1. Équations utilisées pour estimer la porosité (ϕ), la densité apparente (ρ_{app}) et la densité réelle ($\rho_{réelle}$)

Paramètre	Équation
Porosité	$\phi = \frac{V_{\text{eau ajoutée}}}{V_{\text{média}}} \quad (1)$
Densité apparente	$\rho_{app} = \frac{m_{\text{média}}}{V_{\text{média}}} \quad (2)$
Densité réelle	$\rho_{réelle} = \frac{\rho_{app}}{1 - \phi} \quad (3)$

Dans un bécher de 500 mL, 6 mL de FeCl_3 (PIX 311, 13,36 % Fe dans HCl, Kemira) ont été ajoutés à 90 g de verre immergés dans 50 mL d'eau ultrapure. Le pH de la suspension a été ajusté entre 7,5 et 8,0 au moyen d'une solution de NaOH 2 N.

Ensuite, un volume de 50 mL de flocculant PAM anionique (0,1 g de Hydrex 3511 dans 200 mL d'eau déionisée, agitation pendant 15 minutes) ont été ajoutés graduellement sous agitation douce à l'aide d'une tige de verre. La formation de floccs, signe de l'agrégation colloïdale, est généralement observée en moins de 30 secondes.

Après modification, le média a été décanté puis soumis à un traitement thermique à 70, 90, 100 ou 120 °C pendant 3 h pour favoriser la déshydratation partielle des hydroxydes de fer et stabiliser le revêtement. Après un premier cycle de chauffage, les échantillons ont été rincés trois fois à l'eau déionisée, puis chauffés à nouveau dans les mêmes conditions. La plage de température choisie (70–120 °C) prévient la dégradation du PAM (>150 °C) tout en restant compatible avec une mise à l'échelle énergétique et opérationnelle.

La modification de surface a été vérifiée par spectroscopie XPS (Escalab 250Xi, Thermo Fisher Scientific), confirmant la présence de fer à la surface du milieu.

2.2.2 Montage expérimental

Les performances d'élimination des contaminants ont été évaluées à l'aide de colonnes en verre borosilicaté (XK 16/20, Cytiva). Chaque colonne (longueur : 20 cm, diamètre interne : 16 mm) contenait 32,5 g de milieu et était alimentée par une pompe à seringue à $2,0 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$. Le débit réel moyen mesuré était de $2,60 \pm 0,02 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$.

Avant les essais, chaque colonne a été conditionnée en filtrant trois portions successives de 50 mL d'eau ultrapure (pH 7,5). Chaque essai expérimental comportait cinq cycles de filtration avec 50 mL d'eau agricole contaminée. Le pH et la turbidité ont été mesurés après chaque cycle.

Les essais de filtration ont été réalisés en utilisant trois fractions granulométriques de verre recyclé (595 μm , 1190 μm et 2000 μm), chacune ayant été soumise à une modification de surface et à un traitement thermique à quatre températures différentes (70 °C, 90 °C, 100 °C et 120 °C). À titre de témoins, des échantillons de médias prétraités, mais non modifiés de chaque granulométrie, ont également été testés dans les mêmes conditions.

2.3 Performance et stabilité du média filtrant

2.3.1 Évaluation de l'enlèvement des contaminants par le média filtrant

La performance d'élimination des contaminants a été évaluée en mesurant la turbidité ainsi que la concentration en espèces carbonées (COT, CT, CI) et en orthophosphate dans les échantillons de filtrat. Ces paramètres reflètent à la fois les aspects physiques et chimiques de la qualité de l'eau et fournissent une évaluation globale de l'efficacité de filtration des milieux testés. Les caractéristiques physicochimiques de l'eau de ruissellement agricole brute utilisée pour les essais de filtration sont présentées au Tableau 2.2.

Tableau 2.2. Caractéristiques de l'eau de ruissellement agricole brute

Paramètre	Valeur mesurée
Turbidité	15.7 ± 0.8 NTU
Carbone organique total (COT)	94.2 ± 1.9 mg TOC/L
Orthophosphate	0.12 ± 0.01 mg PO_4^{3-} /L
pH	7.9 ± 0.3

La turbidité de chaque échantillon filtré a été mesurée en triplicat après chaque cycle de filtration à l'aide d'un turbidimètre (TL2350, Hach). La turbidité est un indicateur fondamental de la clarté de l'eau, reflétant la concentration de particules et de colloïdes en suspension. En tant que paramètre physique, elle mesure directement la capacité du milieu à retenir la matière particulaire et à réduire les solides diffusant la lumière. Une forte réduction de la turbidité est

essentielle pour améliorer l'aspect esthétique de l'eau, protéger les procédés de traitement en aval et réduire les sites d'attachement microbien. Étant donné que la filtration vise principalement à éliminer les solides en suspension, la réduction de la turbidité constitue une mesure primaire de l'efficacité du milieu filtrant.

Les analyses de carbone ont été effectuées à l'aide d'un analyseur de COT (FormacsHT, Skalar) couplé à un distillateur automatique (Pro Nitro S, P-Selecta). La mesure des fractions carbonées permet de suivre l'élimination de la matière organique et l'évolution des espèces du carbone inorganique dissous, fournissant des informations complémentaires sur les processus physicochimiques associés à la filtration. Ces analyses peuvent également contribuer à inférer les mécanismes de rétention des composés carbonés, tels que leur adsorption sur la surface du verre ou leur piégeage dans la porosité du milieu granulaire.

Les concentrations en orthophosphate ont été déterminées par analyse colorimétrique selon la méthode à l'acide ascorbique (Standard Methods, 2005). Une cuve en quartz de 100 mm (Part No. 6610016000, Cary UV Varian) a été utilisée pour accroître la sensibilité conformément à la loi de Beer-Lambert. Les étalons, les blancs et les échantillons ont tous été mesurés dans la même cuve à l'aide d'un spectrophotomètre (Cary 300 Bio, Varian) afin d'assurer la cohérence des mesures.

Les solutions étalons de calibration allaient de 0 à 0,2 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$ et ont été mesurées à 880 nm. La courbe d'étalonnage a montré une forte linéarité ($R^2 = 0,9973$; pente = 6,0171), avec une limite de quantification (LOQ) d'environ 0,04 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$. Avant l'analyse des orthophosphates, une sélection préliminaire de la performance du média a été effectuée afin d'identifier la condition de traitement la plus appropriée. D'après les résultats préliminaires d'élimination et la faisabilité opérationnelle, le traitement thermique à 90 °C a été retenu pour les essais détaillés sur l'enlèvement des orthophosphates.

2.3.2 Stabilité du média filtrant modifié

Pour déterminer si la modification du média filtrant génère le relargage d'éléments dans l'eau filtrée, des échantillons de filtrat ont été analysés par spectroscopie d'émission optique avec plasma à couplage inductif (ICP-OES; 5110, Agilent Technologies, Australie). Des courbes d'étalonnage ont été préparées à l'aide d'un étalon multi-éléments (AQ0-223-845, SCP SCIENCE) couvrant deux plages de concentration : 0,1–5 ppm (faible) et 50–400 ppm (élevée). Les échantillons ont été dilués 1:1 en mélangeant 5 mL de HNO₃ à 5 % avec 5 mL d'échantillon. Cette dilution a été choisie sur la base d'essais préliminaires afin d'assurer une détection fiable dans la plage de concentrations attendue. Pour chaque élément, les longueurs d'onde les plus couramment utilisées ont été surveillées, et les résultats ont été retenus en fonction du coefficient de corrélation le plus élevé de la courbe d'étalonnage ($R^2 > 0,9999$) et de l'absence d'interférences spectrales.

Sur les 15 éléments analysés, seulement quatre, l'aluminium (Al), le bore (B), le fer (Fe) et le magnésium (Mg), ont été détectés. Toutefois, la plupart des concentrations de B, Fe et Mg se situaient en dehors de la plage d'étalonnage applicable, ce qui les rend non fiables pour une analyse quantitative. Plus précisément, les concentrations de B et Fe étaient inférieures à la limite de quantification de la courbe d'étalonnage basse ($<0,1$ ppm), et celle de Mg était inférieure à la plage de quantification de la courbe élevée (<50 ppm).

2.4 Statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec R (version 2025.05.1+513, R Core Team). Les tests et modèles statistiques ont été sélectionnés en fonction des caractéristiques des données et appliqués seulement après confirmation que toutes les hypothèses nécessaires à une inférence valide étaient satisfaites.

Pour la turbidité et la concentration en éléments, un modèle linéaire à effets mixtes a été utilisé afin de tenir compte de la structure hiérarchique des données. Les effets fixes comprenaient la fraction granulométrique, la température de chauffage et le cycle de filtration. Des effets

aléatoires ont été utilisés pour tenir compte de la variabilité entre les essais expérimentaux. Les diagnostics des résidus ont confirmé que les hypothèses de normalité et d'homoscédasticité étaient respectées. Lorsque nécessaire, des structures de variance ont été ajoutées pour tenir compte d'une éventuelle hétéroscédasticité. Les données de réduction de l'orthophosphate ont été analysées à l'aide d'un modèle de régression linéaire après application d'une transformation logarithmique naturelle sur la variable de réponse afin d'améliorer la normalité et de stabiliser la variance. Le modèle incluait un terme polynomial orthogonal de degré trois pour le cycle de filtration afin de capturer d'éventuelles tendances non linéaires dans le temps, ainsi que la taille du média comme prédicteur catégoriel pour évaluer les différences d'efficacité de réduction entre les traitements. Des erreurs standards robustes (compatibles avec l'hétéroscédasticité) et des intervalles de confiance ont été calculés à l'aide des packages sandwich et lmtest dans R pour tenir compte de l'hétéroscédasticité détectée, telle qu'indiquée par un test de Breusch–Pagan significatif. Les hypothèses du modèle ont été évaluées au moyen de graphiques de résidus et du test de Shapiro–Wilk pour la normalité.

Pour le carbone organique total, un modèle des moindres carrés généralisés (GLS) a été utilisé, car les diagnostics préliminaires indiquaient des violations des hypothèses du modèle mixte linéaire, notamment une variance non constante et une non-normalité des résidus. Le modèle GLS incorporait une structure de variance permettant aux écarts résiduels de varier selon la température de chauffage. Les vérifications diagnostiques ont confirmé une amélioration de l'ajustement du modèle et le respect des hypothèses. Les données du traitement thermique à 100 °C ont été exclues de l'analyse de l'élimination du carbone. Presque toutes les valeurs de TOC provenant de cette série indiquaient une élimination négative ou un lessivage apparent, ce qui était incohérent avec les attentes et les autres traitements. Une enquête a révélé que l'acide sulfurique utilisé pour l'élimination du carbone inorganique (IC) n'avait pas été remplacé avant cette série, entraînant probablement une élimination incomplète de l'IC et des valeurs de TC artificiellement élevées. Les données d'étalonnage confirmaient cela, montrant un R^2 réduit et des intercepts élevés dans la courbe d'étalonnage IC. Comme les échantillons avaient été entièrement consommés durant l'analyse, une nouvelle mesure était impossible.

Par conséquent, ces données ont été exclues afin de maintenir la validité des comparaisons statistiques.

Enfin, pour explorer l'impact de la température de chauffage (modifié à 90 °C vs. modifié à 100 °C) sur la composition élémentaire de surface, une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée sur l'ensemble de données XPS. Cependant, en raison de sa contribution minimale à la variation globale, l'interprétation subséquente de l'ACP s'est concentrée sur la fraction granulométrique comme principal facteur explicatif.

CHAPITRE 3

AGRICULTURAL DRAINAGE WATER TREATMENT WITH METAL-COATED RECYCLED GLASS AS FILTRATION MEDIA

Léalu Que-Trépanier ^a, Lovenie Victor ^a, Mathieu Lapointe ^a

^a Département de génie de la construction, École de technologie supérieure,
1100 Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada H3C 1K3

Article publié dans *npj clean water*, **9**, 44 (2 avril 2026)
<https://doi.org/10.1038/s41545-026-00574-7>

3.1 Abstract

Excess nutrient and pollutant loading from agricultural runoff is a key driver of water quality degradation, necessitating low-cost, in-situ treatment solutions. Filtration beds are commonly employed for this purpose, yet reliance on sand as the primary filter medium is increasingly unsustainable. Crushed recycled glass is a promising alternative, though its performance characteristics and potential for surface modification remain underexplored. This study demonstrates that surface modification of crushed recycled glass with iron species improves turbidity removal, with statistically significant enhancements observed for specific treatment conditions ($p < 0.05$). Modified media also achieved Fe removal of at least 76% without detectable iron leaching. Orthophosphate removal by modified media, while constrained by the analytical limit of quantification and therefore representing minimum estimates, was consistently higher than that of unmodified glass. These findings show that surface modification of recycled glass can enhance contaminant removal, while highlighting the influence of particle size on overall performance, providing a foundation for future studies on its filtration behavior and potential for field applications.

3.2 Introduction

Agricultural water (runoff and drainage water) remains a major but under-addressed source of environmental contamination worldwide, with significant nutrient loads, particularly

phosphorus (P) and nitrogen (N), originating from cultivated lands. These biogeochemical flows have already exceeded the safe operating limits defined by the planetary boundaries framework (Richardson et al., 2023; Sun et al., 2025). Water pollution linked to agriculture stems from both diffuse and point sources includes fertilizer and pesticide application, soil erosion following rainfall, and nutrient leaching into groundwater (Khan et al., 2018; Jabbar et Grote, 2019; Xia et al., 2020). Notably, a substantial proportion of agrochemicals never reach their intended targets, instead dispersing directly into surrounding ecosystems (Schulz, 2004). Moreover, agricultural runoff is most often discharged into the environment without any treatment (Williams et al., 2019). Addressing this complex issue requires a multifaceted approach, combining reduced chemical use in the field, enforceable regulations on contaminant inputs, cost-effective on-site treatment technologies, and incentive structures, both economic and behavioral, that promote sustainable farming practices (Xia et al., 2020; Srivastav et al., 2023).

Filtration is a simple yet effective water treatment technology that has been widely explored for the removal of contaminants from various water sources. Several mechanisms could be simultaneously at play in porous collector, e.g., adsorption, interception, sedimentation, Brownian diffusion, hydrodynamic repulsion, electrostatic affinities, Van der Waals forces, etc (Yang et al., 2018; Lambert et al., 2021). Nevertheless, in the context of agricultural water (drainage and runoff), filtration could offer a promising decentralized treatment strategy, particularly because systems can be designed to operate in a semi-passive manner, requiring limited energy input and minimal operator intervention (Koumiya et al., 2026). By physically and chemically removing contaminants at the source, filtration can also reduce reliance on chemical treatments (Hansra et al., 2022). However, implementing filtration at scale requires careful consideration of material sustainability. In some regions, sand, a commonly used filtration medium, is becoming a scarce and ecologically sensitive resource, prompting concerns about the long-term viability of conventional sand filters (One Earth Editorial Team, 2025; Torres et al, 2021). As such, the design of agricultural water filtration systems must increasingly align with circular economy principles, favoring locally available, reusable, and

low-impact materials that ensure operational sustainability (Cescon & Jiang, 2020; Lapointe et al., 2025).

One such alternative is crushed recycled glass, which has gained attention as a sustainable filter medium. However, its performance remains under-characterized, particularly when surface modification of the media is involved to enhance contaminant removal (Cescon & Jiang, 2020; Gill et al., 2009; Soyer et al., 2010; Ahmad et al., 2025). While offering similar contaminant removal performance to sand, crushed recycled sand allows for reduced clean-bed and clogging headloss, which is attributed to the angularity of the media grains and the higher interstitial porosity (Soyer et al., 2010; Hunce et al., 2019). Previous studies have explored and successfully generated iron-based surface modifications of granular media, sand, and fibrous materials (Lapointe et al., 2025; Dongmei et al., 2011; Watson et al., 2022; Thirunavukkarasu et al., 2003; Abdullah et al., 2023; Ojaswini et al., 2022; Larrahondo & Burns, 2014; Kurusu et al., 2022; Lapointe et al., 2023). These modified media have been shown to improve the contaminant removal performance for turbidity, phosphorus, natural organic matter (NOM) as well as micro- and nanoplastics (Lapointe et al. 2025; Lapointe et al., 2023; Abi Farraj et al., 2024). Additionally, metal surface-modified porous collectors have already been identified as having strong potential for on-site passive runoff treatment (Lapointe & Rochman, 2023; Lapointe et al., 2022). Despite these recent advances, the applicability of iron-based modification techniques to granular recycled glass remains insufficiently documented (Koumiya et al., 2026; Lapointe et al., 2025). This study addresses this gap by presenting a detailed investigation of low-temperature surface modification of recycled glass with iron species, using polyacrylamide (PAM) as a binding agent instead of high-temperature calcination. Filtration performance was evaluated to determine how surface modification and media characteristics influence the removal of key water quality parameters.

3.3 Results & Discussion

To evaluate the potential of crushed recycled glass as a granular filtration medium for agricultural runoff, a series of experiments was conducted to assess the contaminant removal

efficiency of surface-modified glass media. Fifteen media combinations were tested, varying by particle size (595 μm , 1190 μm , and 2000 μm) and heating temperature (70 °C, 90 °C, 100 °C, and 120 °C), along with an unmodified control for each size. Baseline characterization was performed using granulometric analysis to assess physical properties relevant to filtration. Additionally, X-ray photoelectron spectroscopy (XPS) was used to compare the surface composition of the best-performing media with that of the unmodified control. Finally, performance was evaluated through screening tests to examine the effects of particle size, heating temperature, and filtration cycle on contaminant removal efficiency and potential elemental leaching.

3.3.1 Characterization of Media

A granulometric sieve analysis of three particle size fractions was conducted to identify key physical characteristics (effective grain size (d_{10}), median size (d_{50}), and the coefficient of uniformity ($C_u = d_{60}/d_{10}$)) and assess suitability as filter media. Full particle size details are provided in the Supplemental Table 1.

Figure 3.1a shows the particle size distribution curves of the three media samples: 595 μm , 1190 μm , and 2000 μm . The finest medium (595 μm , blue curve) had $d_{10} = 0.28$ mm, $d_{50} = 0.43$ mm, and $C_u = 1.67$, indicating a broader size distribution. The intermediate medium (1190 μm , green curve) showed $d_{10} = 0.62$ mm, $d_{50} = 0.75$ mm, and $C_u = 1.3$, reflecting better sorting. The coarsest medium (2000 μm , orange curve) had $d_{10} = 0.94$ mm, $d_{50} = 1.4$ mm, and $C_u = 1.5$. All media fall within typical size ranges for granular filtration, with d_{10} values between those used in slow sand filtration (0.15–0.35 mm) and rapid sand filtration (0.35–0.60 mm) (Veolia, 2025). The relatively low C_u values (<2) suggest uniform materials, favorable for consistent hydraulic behavior and pore structure (Xiao et al., 2023). Gradation differences imply varying hydraulic conductivity and head loss, with coarser media offering greater permeability and finer media enhancing particulate retention (Veolia, 2025; Xia et al., 2019; Allen et al., 2013). Based on column dimensions, mass media, and bulk density, estimated bed heights ranged from 11.5 to 11.8 cm. These values yielded L/D ratios of 122 (2000 μm), 186 (1190 μm), and

430 (595 μm), all well below the recommended >1000–2000 range (Cescon & Jiang, 2020; McGivey & Kawamura, 2008). The relatively large particle sizes, although suitable for full-scale systems, contribute to reduced bed heights in the shorter experimental columns, resulting in low L/D ratios. These conditions may reduce residence time and, at higher velocities, compromise water distribution through the media bed, potentially limiting contaminant removal efficiency. However, under the low velocities applied in this study, flow is expected to remain largely uniform, minimizing impacts associated with water distribution.

The modified media was monitored at four temperatures: 70 °C, 90 °C, 100 °C, and 120 °C (Figure 3.1b). Detailed information on heating times and characterization results for all temperatures is provided in the Supplementary Materials.

Surface composition for oxygen (O) and iron (Fe) clearly shifted with increasing coagulant concentration (Figure 3.1c-d). Although it is important to note that the control media used for XPS analysis was not subjected to the same pretreatment (soap washing or acid soak) as the modified media, minor elements (Al, Cl, Ca and Mg) all remained well below 5% (Figure 3.1d). Nevertheless, using lower ferric chloride ratios than reported in the literature (Koumiya et al., 2026; Dongmei et al., 2011), similar atomic weight surface coverage of Fe (~ 10%) was obtained. Operationally and economically, these low temperatures are compelling: heating protocols at 90–100 °C require minimal energy input compared to high-temperature ovens, reduce equipment and time costs, and are easily implementable in typical laboratory or pilot-scale setups (Chen et al., 2022; Cespi et al., 2024). XPS analysis of modified media at 90°C and 100°C confirmed the presence of iron on the media, likely Fe^{3+} , as indicated by the Fe $2p_{3/2}$ peaks observed at around 710-711 eV, which is characteristic of ferric iron (Figure 3.1e).

Heating temperature had minimal effect on Fe surface composition, whereas particle size influenced the relative abundance of several elements (Al, C, Cl, O) (Figure 3.2a-f). Overall, these results indicate that heating temperature did not substantially affect iron surface coverage under the conditions tested. Particle size influenced the relative abundance of some elements, consistent with variations in surface area and coverage. A summary of contaminant removal

(turbidity, orthophosphate, and TOC) and a comparison between unmodified vs. modified recycled glass media are presented in Figure 3.2g.

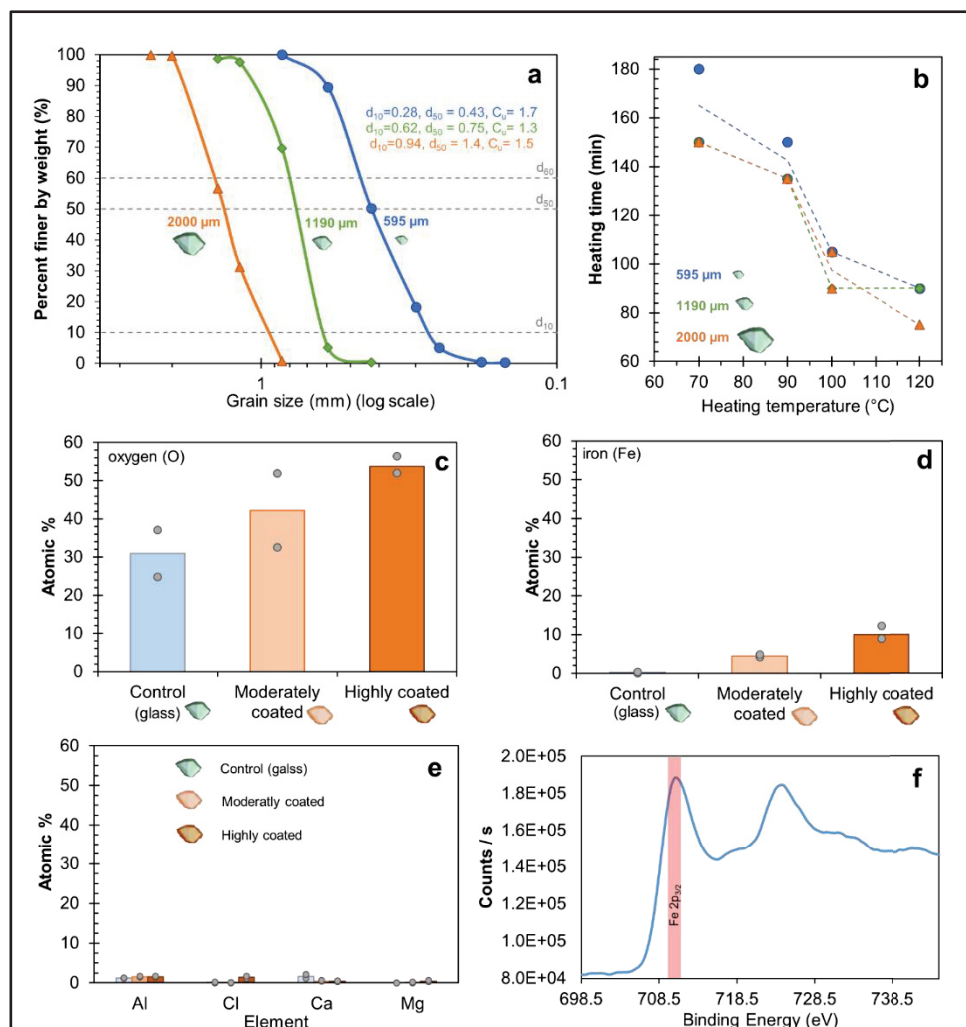


Figure 3.1. Characterization of the tested media. **a.** Media grain size distribution (coarsest to finest, left to right) with percent finer by weight plotted against grain size (log scale). **b.** Average heating time of modified media at 70°C, 90°C, 100°C and 120°C for three particle size fractions (595 μm, 1190 μm, 2000 μm). Data points represent individual samples; dashed lines show temperature trends. Heating time decreased with temperature but remained relatively consistent across media sizes. **c-e.** Surface elemental composition of control and modified media (2000 μm) by X-ray photoelectron spectroscopy (XPS) showing normalized atomic percentages (%) for **c.** oxygen (O), **d.** iron (Fe) and **e.** minor elements (Al, Cl, Ca, Mg). Data points reflect minimum and maximum atomic % for each treatment. Modified media (moderately: 0.04 mL FeCl₃ g⁻¹ media; highly: 0.07 mL FeCl₃ g⁻¹ media) show increased Fe and O, consistent with iron oxyhydroxide deposition on the silica-based surface. Moderately coated media were heated at 90°C (n=2); highly coated at 95 ± 5°C (n=4). **f.** XPS spectrum of iron (Fe) for modified 2000 μm media, showing photoelectron counts per second vs. binding energy. The ~711 eV peak corresponds to the Fe 2p_{3/2} core level, and its position and the presence of strong satellite features suggest a dominant Fe³⁺ oxidation state over Fe²⁺.

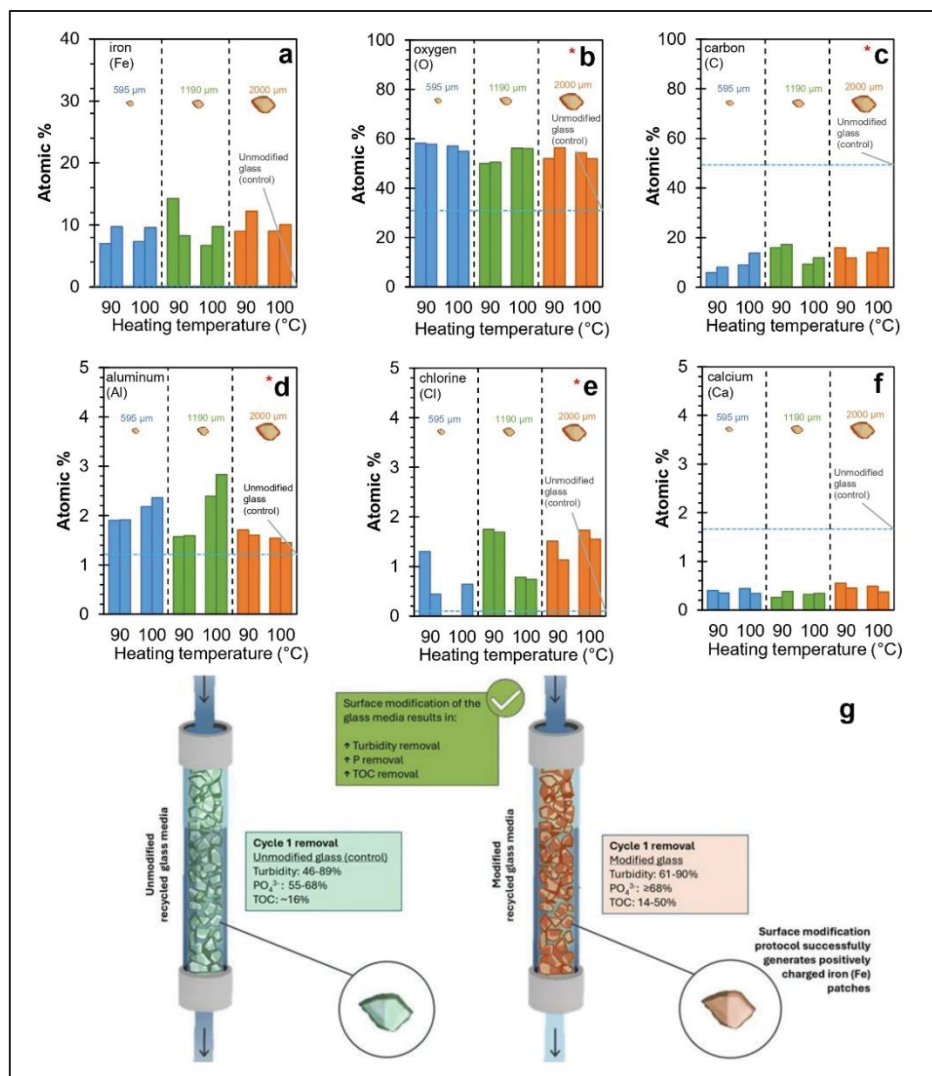


Figure 3.2. Surface elemental composition of modified media heated at 90°C and 100°C for three particle sizes (595, 1190 and 2000 μm) and summary of treatment performance. **a-f.**

X-ray photoelectron spectroscopy (XPS) analysis of surface elemental composition for individual elements. Initial PCA analysis showed no significant separation between samples treated at 90 °C and 100 °C, indicating that heating temperature had minimal effect on overall surface composition. Therefore, data from both temperature treatments were pooled within each particle size fraction to increase statistical robustness of subsequent analyses. PCA and univariate comparisons across particle sizes revealed significant differences ($p < 0.05$) in the surface composition of four elements: Al, C, Cl and O. Results for unmodified control media (2000 μm) are included for comparison. No statistically significant differences in surface Fe or O were observed between temperature treatments (90°C vs 100°C) indicating that both conditions result in comparable iron surface coverage Note: Y-axis scales were adjusted for Al, Cl and Ca to enhance visibility of low-percentage values. **g.** Contaminant removal for unmodified and modified recycled glass media, showing turbidity, orthophosphates (PO_4^{3-}) and TOC removal following the first filtration cycle

3.3.2 Turbidity Removal

Turbidity removal performance was evaluated across five filtration cycles for all tested particle size fractions (595 μm , 1190 μm and 2000 μm) and thermal treatment conditions (control, modified at 70°C, 90°C, 100°C and 120°C). To distinguish improvements attributable to surface modification from inherent particle-size effects, all treatment effects were evaluated relative to the unmodified control within each media size. Across all particle sizes, modified media generally exhibited higher turbidity removal than the unmodified control (Figure 3.3a-b). The modified media at 90°C achieved the highest performance gains, particularly for the two coarser particle size fractions (1190 μm and 2000 μm), with additional turbidity removal of +12% and +17%, respectively (Figure 3.3c). These improvements are consistent with similar findings reported in the literature (Koumiya et al., 2026; Soyer et al., 2010; Soyer et al., 2013). While all treatment combinations (particle size x heating temperature) showed improved performance, statistically significant differences ($p < 0.05$) were only observed for the coarsest particle size fraction (2000 μm) modified at 70°C (95% CI: 4-20%), 90°C (95% CI: 10-26%) and 120°C (95% CI: 4-20%). Performance trends of modified media shown by heating treatment are provided in Supplemental Figure 1.

Filtration cycle also had a significant effect ($p < 0.05$), with turbidity removal declining over successive cycles (Figure 3.3a vs Figure 3.3b). This trend likely reflects limitations of the experimental setup, particularly the suboptimal L/D ratio, which may have contributed to early breakthrough, reduced contact time, and reduced depth filtration, limiting the media's ability to retain suspended particles effectively. Regardless of modification, the finest media (595 μm) consistently outperformed coarser fractions, indicating that particle size was the dominant factor influencing turbidity removal. To further explore this, the relationship between effective size (d_{10}) and turbidity removal was investigated (Figure 3.3d). A strong linear relationship was observed for control media across all filtration cycles ($R^2 \geq 0.96$) (Supplemental Table 2), with similar trends for modified media (lowest $R^2 = 0.934$), indicating that effective size is a key predictor of turbidity removal efficiency. The slope and intercept shifted slightly with each subsequent filtration cycle, with filtration cycle 1 (F1) exhibiting the lowest sensitivity to grain

size (shallowest slope) and cycle 5 the highest (steepest slope), which could reflect media aging or fouling effects. For comparison, silica sand was included as a reference material. For both unmodified and surface-modified glass and sand media, turbidity removal was compared across 3 filtration cycles (Figure 3.3e). Removal was primarily governed by media grain size and surface modification, decreasing with increasing grain size and remaining consistently higher for modified media. Material type (glass or silica sand), despite differences in chemical composition and morphology, showed no clear effect on removal performance, with comparable trends observed for both media.

Taken together, these results highlight the dependence of turbidity removal on filter media particle size. Lower removal by coarser media is consistent with expectations and reflects physical properties less conducive to high or near complete turbidity removal (Koumiya et al., 2026; Cescon & Jiang, 2020). The short column configuration, with L/D ratios well below typical design recommendations, likely amplified this effect by limiting contact time and depth filtration mechanisms (Cescon & Jiang, 2020; McGivney & Kawamura, 2008). From an operational perspective, the choice of media grain size involves balancing contaminant removal efficiency with hydraulic performance. While the finest media fraction (595 μm) offers the greatest surface area for adsorption, it also presents higher flow resistance and an increased risk of clogging, potentially leading to greater head loss in full-scale systems. In contrast, coarser media allow for higher permeability and reduced maintenance needs. The 1190 μm media fraction may offer a compromise, combining adequate surface area with more favorable hydraulic properties (Cescon & Jiang, 2020).

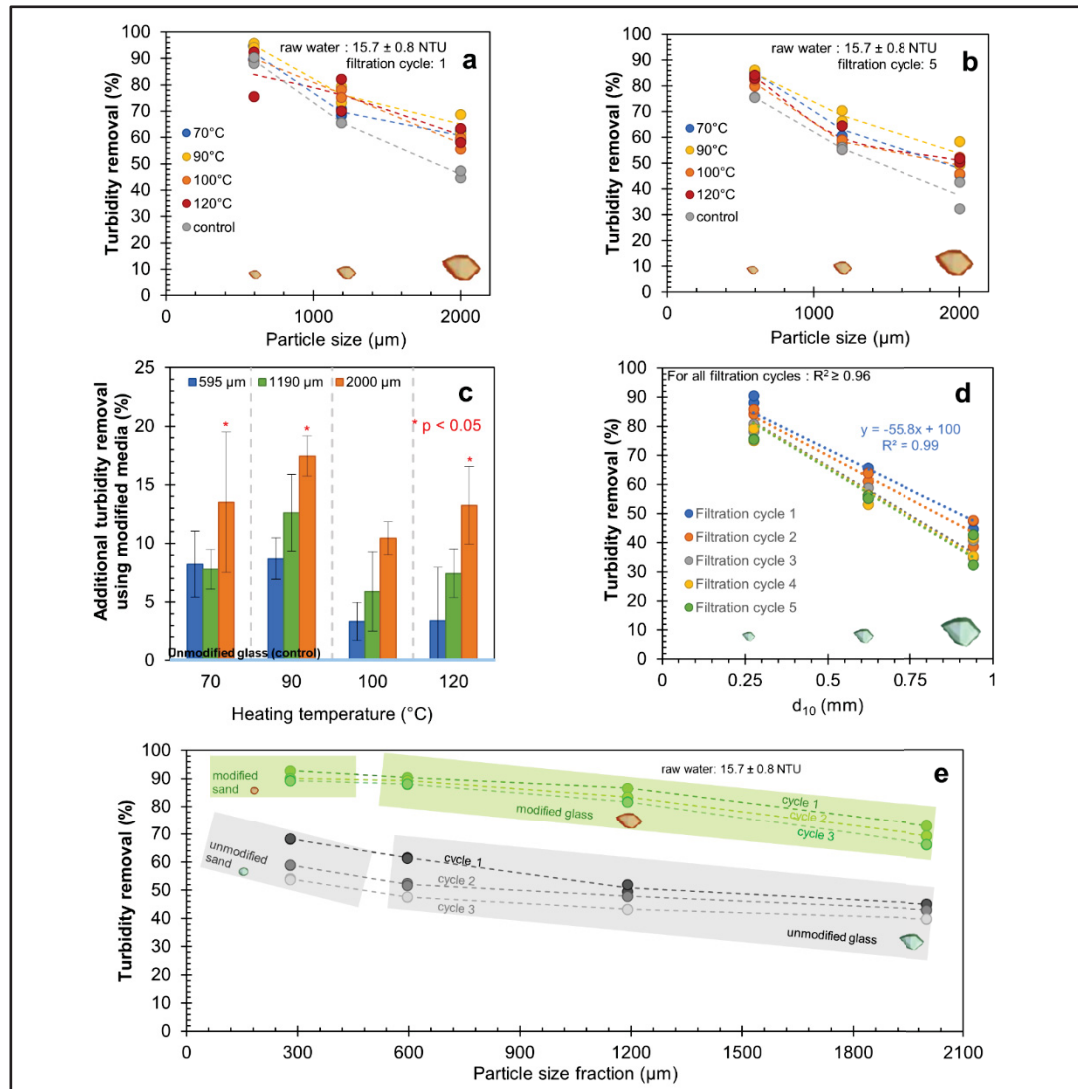


Figure 3.3. Turbidity removal is governed by grain size and enhanced by surface modification. **a.** At initial stage (Filtration cycle 1) and **b.** At final stage (Filtration cycle 5).

a-b. Dashed lines represent the average between replicates ($n=2$). **c.** Improvement in turbidity removal by modified media, showing average additional removal by modified media across filtration cycles. Error bars show the distribution of values across filtration cycles. Media modified at 90°C achieved the greatest improvement across all particle size fractions. Red markers show statistically significant improvements. **d.** Effect of grain size (d_{10}) on turbidity removal (%) for the unmodified control media across five filtration cycles.

Each point represents a sample. Dotted lines show least-squares linear regressions, with intercepts fixed at 100% for direct comparison of slopes. The equation and R^2 value for cycle 1 are shown as a reference. The strong linear correlations indicate a consistent decrease in turbidity removal efficiency with increasing grain size. **e.** Turbidity removal as a function of media grain size for glass and silica sand (280 μm), unmodified and surface-modified, across filtration cycles 1–3 ($n = 2$). Condition (a-e): Flow rate during filtration:

$$2.60 \pm 0.02 \text{ mL min}^{-1} (0.78 \pm 0.01 \text{ m h}^{-1}) \text{ at pH } 7.9 \pm 0.3$$

3.3.3 Total Organic Carbon Removal

The total organic carbon (TOC) concentration of the raw water was 94.2 ± 1.9 mg/L, notably higher than typical values reported for agricultural runoff. As a result, the tested raw water sample may not represent typical agricultural runoff. Elevated organic matter can accelerate sorption site saturation and fouling, so TOC removal results should be interpreted with this limitation in mind.

As described in the Methods section, data from the 100 °C treatment were excluded from the TOC statistical analysis. As a result, conclusions focus on comparative trends observed for the control, 70 °C, 90 °C, and 120 °C treatments. The exclusion of the 100 °C group does not affect the primary conclusion that surface modification did not enhance sustained TOC removal over successive filtration cycles, as this trend was consistently observed across all remaining modified treatments and particle size fractions. However, it limits the interpretation of intermediate temperature effects between 90°C and 120°C. TOC removal performance of the media is summarized in Figure 3.4. In the first filtration cycle, the finer modified media (595 μm) at 70°C and 90°C significantly outperformed ($p < 0.05$) the unmodified glass media (control) of the same size (Figure 3.4a). However, TOC removal by the control media exceeded ($p < 0.05$) that of the modified media after 5 filtration cycles for the 595 μm at all treatment temperatures and for the other two size fractions at 90°C and 120°C (Figure 3.4b).

For the control media, TOC removal increased significantly across filtration cycles for the 595 μm and 1190 μm size fractions ($p < 0.05$), while the 2000 μm media showed no significant change (Figure 3.4c). In contrast, all modified media exhibited a significant decline in TOC removal following the first filtration cycle, regardless of particle size fraction or heating treatment (Figure 3.4d-f). Although pairwise comparisons of modified media at cycle 1 confirmed that the finest media removed more TOC than coarser fractions across all temperatures, these differences were not statistically significant in later cycles. Overall, the finer modified media (595 μm) delivered superior TOC removal initially, but repeated use and surface modification reduced their efficiency. The benefit of fine media is thus limited to early

filtration. Unlike what has been reported by other studies (Nachimuthu et al., 2020; Fanelli et al., 2019), the media modification procedure did not improve TOC removal compared to the control for filtration cycles 2-5. This outcome is attributed to the unusually high TOC content of the raw water and the suboptimal L/D ratio of the experimental setup.

The observed disparity, where modified media improved turbidity removal but not TOC removal, aligns with the underlying removal mechanisms involved (Narayan & Goel, 2011). Surface coating of oxyhydroxides is intended to enhance processes driven by specific chemical interactions, whereas TOC removal depends mainly on nonspecific adsorption and physical filtration. It is plausible that the modified layer selectively favors adsorption of targeted contaminants, therefore limiting TOC removal. Furthermore, competition for adsorption sites on metal oxide surfaces between organic matter and other negatively charged contaminants is well documented (Guan et al., 2006; Ahmed et al., 2024). For full-scale application in the field, media regeneration may be required to maintain TOC removal efficiency over repeated filtration cycles. Future studies should investigate regeneration approaches to optimize long-term performance of modified media.

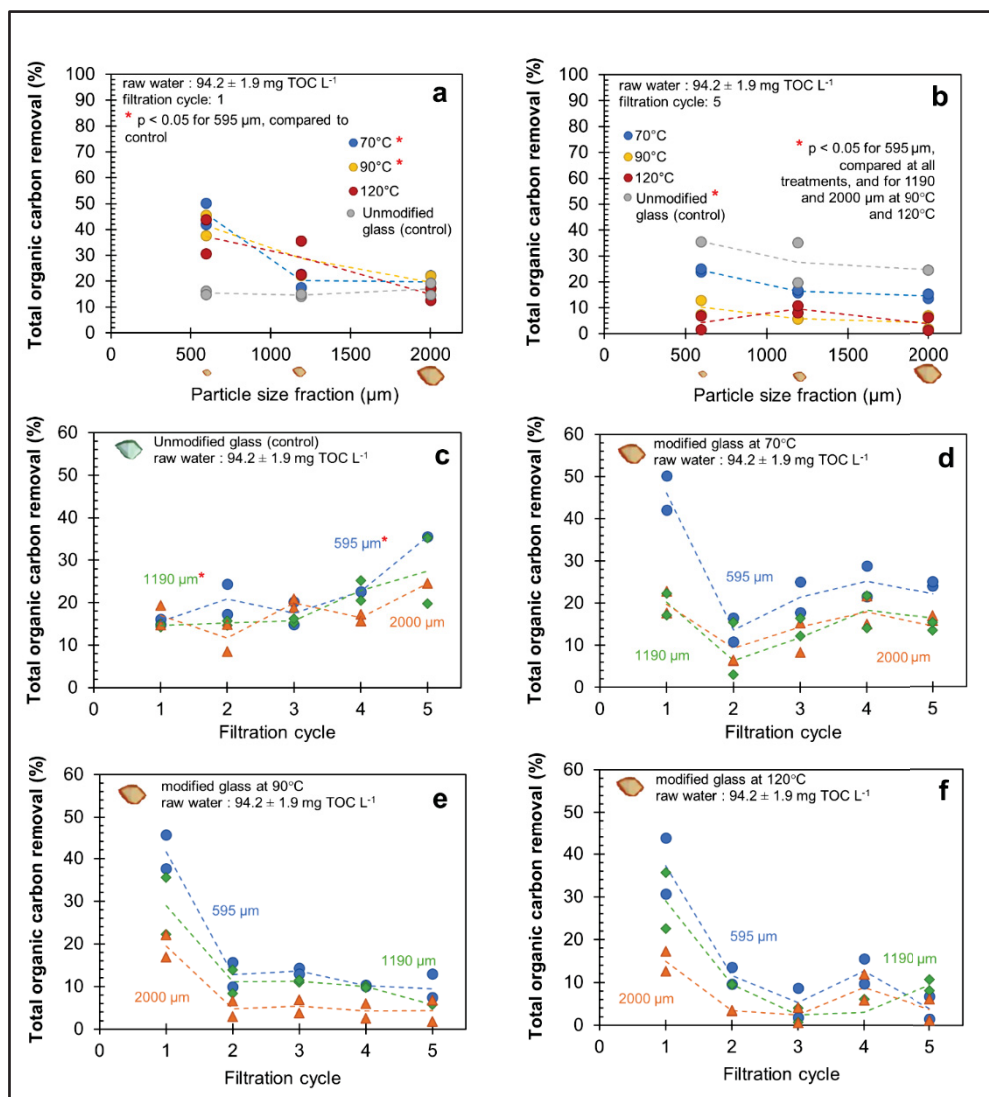


Figure 3.4. Limited and cycle-dependent TOC removal by modified and unmodified glass media. a. First filtration cycle (F1) and b. Fifth filtration cycle (F5). Dashed lines represent the average between replicates (n=2). For the control, there are only 1 replicate for the finest and coarsest particle size fractions (595 and 2000 μm). Those data points were excluded from the analysis due to extreme values most likely associated with cross-contamination of the glass tubes used for carbon analysis. c-f. Total organic carbon (TOC) removal across particle size fractions (595 μm (blue, circle), 1190 μm (green, diamond), and 2000 μm (orange, triangle)) under different heating treatments. c. Unmodified control media. The 595 μm and 1190 μm particle size fractions show a significant increase ($p < 0.05$; red markers) across filtration cycles. d. Grafted and dried at 70°C. e. Grafted and dried at 90°C. f. Grafted and dried at 120°C. For all modified media, a significant initial drop in TOC removal following the first filtration cycle was observed. Condition (a-f): Flow rate of filtration: $2.60 \pm 0.02 \text{ mL min}^{-1}$ ($0.78 \pm 0.01 \text{ m h}^{-1}$) at $\text{pH } 7.9 \pm 0.3$

3.3.4 Phosphorus Removal

The orthophosphate removal performance of the tested media is shown in Figure 4.5. Based on the significant improvement in turbidity removal using the media modified at 90°C, this treatment was selected for orthophosphate analysis (orthophosphate concentration in raw water: 0.12 mg PO₄³⁻/L). Filtrate orthophosphate concentrations from the 90°C modified media consistently fell below the quantification limit, preventing reliable quantitative comparisons and supporting qualitative interpretation of results. Based on the initial orthophosphate concentration and the LOQ, a minimum conservative removal performance by the modified media was estimated at $\geq 68\%$, across all particle size fractions, whereas the unmodified control media showed higher and more variable filtrate concentrations (Figure 3.5a-b). These findings provide preliminary qualitative evidence supporting the effectiveness of surface-modified glass media and justify further evaluation under conditions that enable robust quantitative assessment.

The control media showed initial orthophosphate removal around 70–75% in the first cycle but declined to 55% by the third cycle, before slightly stabilizing in later cycles. This trend suggests a limited capacity of the unmodified glass surface to retain orthophosphate, with saturation or desorption effects reducing its long-term effectiveness. Removal performance also varied with particle size: the finest fraction (595 μm) achieved the highest initial removal ($\approx 76\%$ in the first cycle), while medium (1190 μm) and coarse 2000 μm) fractions exhibited lower but steadier performance ($\sim 50\%$ and $\sim 35\%$, respectively) (Figure 3.5c). The log-transformed modelling showed that both filtration cycle and media size had a statistically significant effect on orthophosphate removal ($p < 0.05$), with removal efficiency declining over filtration cycles and decreasing with increasing media particle size. These results suggest that smaller particle fractions provide higher specific surface area, enhancing the initial capacity for orthophosphate adsorption, although this effect diminishes with repeated use in the absence of chemical surface modification. The first and third-degree polynomial terms for filtration cycle were both significant ($p < 0.05$), indicating a strong downward and curved relationship between the number of filtration cycles and removal efficiency. Particle size fraction also had

a pronounced effect: compared to the reference (smallest) media size, the 1190 μm and 2000 μm media sizes were associated with 13–18% and 26–33% reductions in orthophosphate removal, respectively, both highly significant ($p < 0.05$). The fitted regression equation for orthophosphate removal associated with the control media is presented in the Supplementary Information.

Given the existing literature highlighting competitive interactions between total organic carbon (TOC) and orthophosphates, an investigation of the potential relationship between the removal of these two contaminants within the dataset was attempted. However, given the limitation of reliable orthophosphate measurements for the modified media, a meaningful analysis of this relationship could not be conducted. Future studies should prioritize obtaining more accurate and quantifiable orthophosphate measurements for modified media to evaluate this potential relationship.

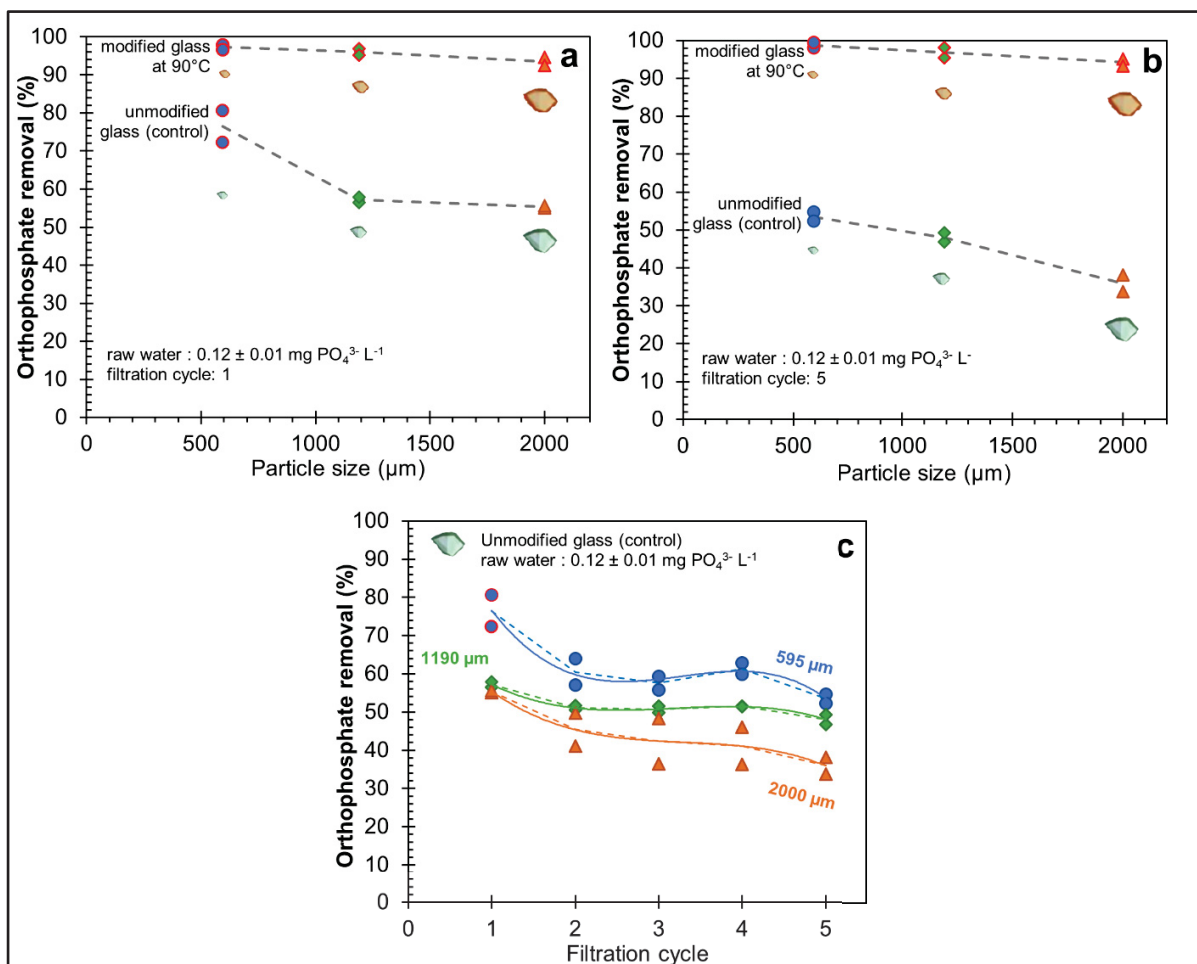


Figure 3.5. Orthophosphate removal of the media shown by particle size fraction (595 μm , 1190 μm , 2000 μm). a. First filtration cycle (F1) and b. Fifth filtration cycle (F5). a-b. Particle size fractions are shown as 595 μm (blue, circle), 1190 μm (green, diamond), and 2000 μm (orange, triangle)). Data points represent the average orthophosphate removal (%) from 2-3 replicate measurements per filtrate sample; dashed lines connect average values. The raw water orthophosphate concentration was $0.12 \text{ mg PO}_4^{3-}/\text{L}$. LOQ: $0.04 \text{ mg PO}_4^{3-}/\text{L}$ (corresponding to a 68 % removal) c. Orthophosphate removal by the control media across filtration cycles. Solid lines represent third-order polynomial trendlines used in the statistical modeling and are color-coded by media size. The third-order polynomial trendlines were fitted to raw data rather than average values yet closely follow the average removal performance across filtration cycles, reflecting the strong underlying trend. Removal efficiency significantly decreased with each additional filtration cycle and with increasing media size ($p < 0.05$). Condition (a-c): Flow rate of filtration: $2.60 \pm 0.02 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ ($0.78 \pm 0.01 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$) at $\text{pH } 7.9 \pm 0.3$

3.3.5 Element Removal

Of the 15 tested elements by ICP-OES, only Al, B, Fe, and Mg were detected within the selected calibration ranges. The remaining elements were below the method's detection limits in the raw water and, consequently, in the filtrates. For B, Fe, and Mg, concentrations in filtrates fell below their respective limits of quantification (LOQ). For B and Mg, the raw water concentrations could not be reliably determined. Iron was present in the raw water at 0.41 mg/L, but most treated samples concentrations remained below 0.1 mg/L, indicating a minimal estimate removal of at least 76% by the modified media. This not only confirms that the surface modification procedure did not cause iron leaching during filtration, it also shows that the media can remove contaminants such as metals from polluted water samples. The absence of detectable B above 0.1 mg/L further supports the chemical stability of the iron oxyhydroxide-modified surfaces, which could otherwise be a source of release. Aluminum was the only element consistently detected above the LOQ in filtrates (Figure 3.6).

The raw water concentration was 0.65 mg/L, with post-filtration levels ranging from 0.22 to 0.44 mg/L. The modified media treated at 70 °C achieved the highest aluminum removal across all particle sizes, with efficiencies of 65–70% for 595 μm , 55–59% for 1190 μm , and 54–57% for 2000 μm (Figure 3.6a). Statistical analysis confirmed that the differences across particle size were significant ($p < 0.05$ for 1190 and 2000 μm , compared to 595 μm), demonstrating that aluminum removal efficiency decreased as particle size increased. The effect of filtration cycle on aluminum removal was not statistically significant ($p > 0.05$), indicating that removal efficiency did not markedly decrease across the five cycles.

As for the impact of heating temperature, media treated at 90°C and 120°C removed significantly less ($p < 0.05$) aluminum than the media dried at 70°C. No significant difference in removal was observed for media dried at 100°C. Although the media modified at 90°C had the lowest performance for aluminum, a minimal removal percentage of over 50% was achieved for the finest media (595 μm), with decreasing performance as particle size increased. Since the pretreatment and surface modification conditions of all media were identical, these

results suggest that heating temperature of the modified media had an influence on aluminum removal efficiency.

Samples from the fifth filtration cycle for all modified media (control, 70°C, 90°C, 100°C and 120°C) were compared (Figure 3.6b). Based on these results alone, the modified media at 70°C still appears to improve performance slightly while 90°C still exhibits inferior aluminum removal. While heating temperature significantly influenced aluminum removal overall, none of the modified conditions resulted in statistically significant improvements compared to the control at any tested media size. Although the modified media treated at 70°C showed the highest Al removal, the underlying mechanisms at play, such as potential differences in the type or crystallinity of iron oxyhydroxides, cannot be confirmed without further characterization. Additional surface analyses using XRD, SEM, BET or FTIR would provide a stronger mechanistic basis to interpret the effect of heating treatments on removal efficiency.

Overall, the modified glass media in this study exhibited lower aluminum removal performance than reported in the literature but were comparable to unmodified sand (Koumiya et al., 2026) and did not leach aluminum (Sabogal-Pax et al., 2020; Mahdavi et al., 2018). These results suggest that the modified media with larger particle sizes may reduce aluminum adsorption efficiency, potentially due to lower specific surface area. This aligns with previous findings in this study that smaller media enhance removal by increasing surface area and improving adsorption kinetics.

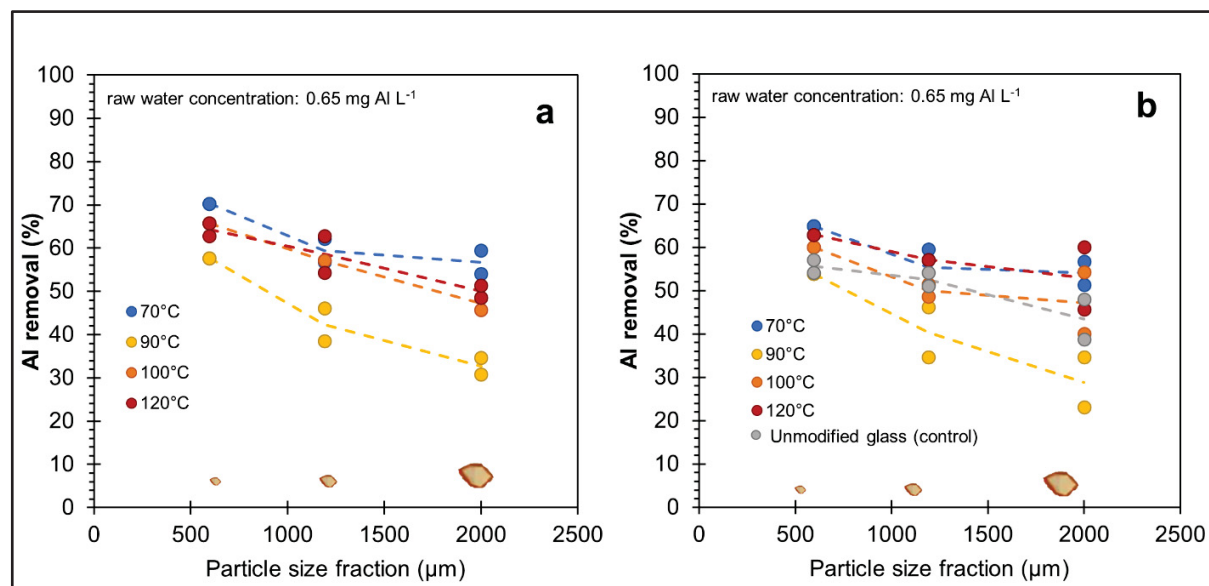


Figure 3.6. Aluminum removal performance of the media across particle size fraction (595 μm , 1190 μm , 2000 μm) and heating temperature treatment (70°C, 90°C, 100°C, 120°C). **a.** For the first filtration cycle (F1) and **b.** the fifth filtration cycle (F5). Results show that finer media generally exhibit higher aluminum removal. Raw water aluminum concentration was 0.65 mg Al L⁻¹. Conditions (a-b): Flow rate of filtration: $2.60 \pm 0.02 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ ($0.78 \pm 0.01 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$) at pH 7.9 ± 0.3

The observed differences between heating temperatures may be related to variations in iron phases formed during the conversion of iron hydroxides, which can affect key surface properties such as crystallinity, surface charge, and point of zero charge (PZC) (Schwertmann & Fechter, 1982; Lau et al., 2004). For instance, goethite, ferrihydrite and lepidocrocite have distinct PZCs, which influence their surface charge behavior and consequently their affinity for adsorbing cationic or anionic species under different pH conditions (Yang et al., 2018; Schwertmann & Fechter, 1982; Kozin, 2014; Liu et al., 2007). Without more detailed surface characterization, the precise mechanisms behind these differences remain speculative. Considering that the speciation of aluminum in the tested raw water is unknown, both cationic (Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$) and anionic forms ($\text{Al}(\text{OH})_4^-$) could have been present, and their adsorption may have occurred selectively depending on the specific iron phases present on the media surface (Okazaki et al., 1986; Krupinska, 2020). Once again, the data underscore the need to optimize both particle size and heating temperature during media preparation to maximize removal of the desired contaminant.

3.4 Practical Implications and Research Needs

This study evaluated the effects of particle size (595, 1190, and 2000 μm) and surface modification treatments (heated at 70, 90, 100, 120°C) on crushed recycled glass media and their performance for key water quality parameters. Surface modification of the media was confirmed via XPS analysis. Initial PCA and statistical analyses of XPS data revealed that heating temperature (90 °C vs. 100 °C) had minimal influence on surface composition, including Fe content, suggesting that temperature selection can be guided primarily by operational considerations rather than surface functionalization. Particle size influenced surface elemental composition, with significant differences observed for Al, C, Cl, and O across fractions, likely reflecting a combination of true surface chemistry effects and the surface-sensitive nature of XPS.

In terms of treatment performance, turbidity removal was improved by surface-modified media in comparison to the unmodified control across particle size fractions, with the 90 °C treatment yielding the most statistically significant enhancement ($p < 0.05$). Within the scope of this study, performance did not appear strongly affected by the base material (glass or silica sand). Orthophosphate removal appeared promising across particle sizes and filtration cycles, but the results are constrained by filtrate concentrations for modified media being below LOQ. Total organic carbon removal was initially higher for finer modified media but declined with repeated use, likely due to high raw water TOC, competitive adsorption, and the suboptimal column L/D ratio. Total organic carbon removal by modified media treated at 100°C could not be assessed due to a methodological limitation. ICP analysis reliably detected only aluminum, with removal across all modified samples consistent with values reported in the literature; the highest aluminum removal performance was observed for media modified at 70 °C.

Overall, the results highlight the synergistic roles of particle size and surface modification on contaminant removal. Future work should include greater replication and refined quantification of orthophosphate removal to improve confidence in treatment efficacy alongside with expanded assessment of media performance under conditions closer to field applications,

including long-term durability testing, breakthrough curve analysis, and evaluation of coagulant dose-dependent filtration behavior. High-resolution surface characterization of the media, namely analyses of coating phase, iron oxidation state, surface charge and zeta potential, pore structure, and adsorption site density, is required for further mechanistic insight on the removal processes and coating stability. Analysis of specific TOC fractions would also benefit the research to better understand the removal mechanisms involved for total organic carbon and investigate the potential competition with phosphorus. Finally, cost comparisons with conventional media would help contextualize the practical potential of surface-modified recycled glass for water treatment.

Importantly, the treatment performance observed in this study is specific to the tested pretreatment and modification protocols; alternative methods may yield different outcomes, particularly regarding metal leaching or long-term efficiency. Despite its limitations, the study provides preliminary, statistically supported evidence that surface-modified recycled glass media can remove turbidity, orthophosphate, and metals such as aluminum and iron over repeated filtration cycles. This approach shows potential as a practical solution for mitigating contaminant transport to groundwater and surface waters, supporting improved water quality and ecosystem protection in agricultural regions.

3.5 Methods

This study investigates the potential of crushed recycled glass as a granular filtration medium and evaluates surface modification through iron oxyhydroxide surface modification to enhance contaminant removal performance. A 3×4 factorial experimental design was used to assess the effects of glass particle size fraction (595 μm , 1190 μm , 2000 μm) and heating temperature (70 °C, 90 °C, 100 °C, 120 °C) on filtration performance. For clarity, sample groups are hereafter referred to by their largest particle size (in μm): 595, 1190, and 2000, corresponding to finest through coarsest fractions.

3.5.1 Synthesis and Characterization of Media

Crushed recycled glass was obtained in three particle size fractions: 30–70 mesh, 16–30 mesh, and 10–20 mesh. To verify and characterize the particle size distributions, granulometric analysis was conducted using sieves with mesh openings ranging from 150 μm to 2360 μm . Samples of 450 g were sieved for 15 minutes using a mechanical sieve shaker (RX-29 ROTAP, serial number 11794). Based on manufacturer specifications and sieve results, representative particle sizes of 595 μm , 1190 μm , and 2000 μm were assigned to the fine, medium, and coarse media fractions, respectively. These values correspond to the largest sieve opening through which the particles in each fraction passed. In addition to the granulometric analysis of the media, porosity (ϕ), bulk (ρ_{bulk}) and real density (ρ_{real}) were estimated using the water displacement method. These physical properties are important for understanding media packing behavior, permeability, and potential flow dynamics within the filter columns. The equations used to calculate each parameter are presented in Table 3.1. To account for inherent variability in packing and measurement, each particle size fraction was analyzed in triplicate.

Tableau 3.1. Equations used to estimate porosity (ϕ), bulk density (ρ_{bulk}), and real (particle) density (ρ_{real}) of recycled glass media

Parameter	Equation
Porosity	$\phi = \frac{V_{\text{water added}}}{V_{\text{media}}}$
Bulk density	$\rho_{\text{bulk}} = \frac{m_{\text{media}}}{V_{\text{media}}}$
Real density	$\rho_{\text{real}} = \frac{\rho_{\text{bulk}}}{1 - \phi}$

3.5.1.1 Pre-treatment

A modified version of the protocol developed by Kurusu et al. (2022) and Koumiya et al. (2026) was applied to prepare the recycled glass media used in this study. Prior to surface modification, each sample was washed to remove residual organic matter, fine particulates, and other surface contaminants associated with the post-consumer origin of the material.

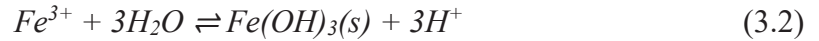
Following manufacturer recommendations, a cleaning solution was prepared by mixing 0.03 mL of Versa-Clean™ soap (Fisherbrand) per gram of medium with 90 mL of warm water. Each sample was then agitated for 2 minutes using a glass rod, 1 minute clockwise followed by 1 minute counterclockwise. To promote surface hydroxylation of the silica composing the glass, the cleaned media was soaked in 150 mL of 1 N HCl for 1 hour, with stirring performed for 2 minutes at both the beginning and end of the soaking period. Following acid treatment, the samples were rinsed with ultrapure water until the rinse water reached neutral pH (≈ 7). Experimental trials indicated that residual soap consistently resulted in failed surface modification, therefore, thorough rinsing was critical to the success of the process.

3.5.1.2 Media Modification Procedure

In a 500 mL beaker, 6 mL of ferric chloride solution (PIX 311, 13.36% Fe in HCl, Kemira), corresponding to 0.07 mL FeCl_3 per gram of media, was added to 90 g of crushed glass immersed in 50 mL of ultrapure water. The selected dosage was based on preliminary trials and verified by XPS to achieve measurable surface Fe coverage. The pH of the mixture was carefully monitored and adjusted to between 7.5 and 8.0 using a 2N NaOH solution to facilitate hydrolysis and promote surface activation. Subsequently, 50 mL of an anionic polyacrylamide (PAM) flocculant solution (0.1 g Hydrex 3511 in 200 mL deionized water, stirred for 15 min at room temperature) was gradually introduced under gentle stirring with a glass rod. Floc formation, indicating colloidal aggregation on the glass surfaces, typically occurred within 30 seconds.

The modification procedure is proposed to involve the hydrolysis of ferric chloride and subsequent interactions with the silica surface of the glass particles, as summarized in Equations 4-7. Although these chemical reactions are supported by prior studies (Koumiya et al., 2026; Kurusu et al., 2022), their occurrence in the present system is inferred rather than directly proven. Upon addition to water, FeCl_3 dissociates to release ferric ions (Fe^{3+}), which then hydrolyze to form ferric hydroxide colloids:





The resulting $Fe(OH)_3$ colloids serve as bridging agents between the flocculant and the silanol-rich glass surface. At the working pH (7.5–8.0), deprotonation of surface silanol groups ($\equiv Si-OH$) is favored, producing negatively charged $\equiv Si-O^-$ sites capable of interacting with iron species:



These deprotonated sites can form coordination bonds with either free Fe^{3+} ions or the ferric hydroxide particles. Previous studies have shown that anionic polyacrylamide (PAM) enhances aggregation by adsorbing onto multiple $Fe(OH)_3$ colloids simultaneously, forming polymer bridges, that increase floc size and adhesion to the glass surface (Koumiya et al., 2026; Kurusu et al., 2022; Lapointe et al., 2023; Gregory & Barany, 2011; McGuire et al., 2006).

Following modification, the media were decanted to remove the supernatant and subjected to thermal treatment to promote the partial dehydration of iron hydroxides and improve surface coating stability and bonding. Samples were oven-dried at 70 °C, 90 °C, 100 °C or 120 °C for up to 3 hours or until constant mass was achieved. Thermogravimetric analysis was conducted by recording mass at regular intervals to monitor heating process. After the initial heating cycle, the media were rinsed three times with deionized water to remove loosely bound species and particulates, followed by a second heating cycle (same conditions) to ensure coating stability. The temperature range used in this study (70–120°C) is significantly lower than the temperatures typically required for full dehydroxylation or crystallization of iron oxides ($\geq 300^\circ C$) (Dongmei et al., 2011; Watson et al., 2022; Thirunavukkarasu et al., 2003; Gialanella et al., 2010). This choice was made to balance surface modification performance with the thermal sensitivity of the polyacrylamide (PAM) flocculant used during media synthesis. Higher temperatures ($>150^\circ C$) can induce PAM degradation, potentially compromising the structural integrity of the modified layer (Zhang et al., 2022). Additionally, moderate thermal treatment was selected to reflect energy-efficient and operationally feasible conditions for potential scale-up, as high-temperature protocols are often more energy-intensive and require

specialized equipment. As such, complete conversion of $\text{Fe}(\text{OH})_3$ into Fe_2O_3 is not expected. Instead, the formation of partially dehydrated iron oxyhydroxide species such as ferrihydrite and goethite ($\alpha\text{-FeO}(\text{OH})$) and lepidocrocite ($\gamma\text{-FeO}(\text{OH})$) is more likely (Liu et al., 2007; Cudennec & Lecerf, 2003; Liu et al., 2010), consistent with the goal of preserving PAM integrity and the practical objectives of this study:



Experimental validation of surface modification was conducted via X-ray Photoelectron Spectroscopy (XPS) (Escalab 250Xi, Thermo Fisher Scientific), confirming the presence of iron on the modified media surface and providing indirect evidence of successful modification. XPS analyses were performed using a 1000 μm spot size, with the number of scans adjusted for each element to optimize signal-to-noise ratios. Each sample was analyzed in duplicate and detection limits ranged from 0.03-0.1 at.%, depending on the element. Atomic % values were obtained from background-subtracted peak areas, corrected using manufacturer-provided sensitivity factors, and normalized to the total detected signal. For XPS analysis only, control media were analyzed without a prior cleaning step, whereas modified media were cleaned prior to the iron modification procedure. This difference may result in higher surface carbon signals for the control media due to residual organic matter associated with post-consumer crushed glass. All media used in column filtration experiments underwent identical pretreatment. The final iron-modified media are expected to contain positively charged surface sites, enhancing their adsorption capacity for negatively charged water contaminants such as natural organic matter (NOM) and phosphate (PO_4^{3-}).

3.5.2 Contaminant Filtration Experiments

To evaluate the contaminant removal performance of crushed recycled glass used as granular filtration media, column filtration experiments were conducted using borosilicate glass columns (XK 16/20, Cytiva) equipped with flow adapters (AC 16, Cytiva) (see Figure 3.7). Columns were operated in parallel to ensure direct comparison of media under identical

hydraulic conditions. Flow adapters were connected to both ends of each column to maintain constant bed height, with an 80 μm mesh screen at the bottom to prevent media loss. Each column (length: 20 cm; inner diameter: 16 mm) was packed with 32.5 g of glass media and connected to a mechanical syringe pump delivering 50 mL of water at a nominal flow rate of 2.0 mL min^{-1} . Columns were gently agitated after packing to ensure uniform media distribution. Filtrates were collected in 50 mL beakers at the end of each cycle. Flow rates were verified manually using a stopwatch, and the average flow rate across all columns was $2.60 \pm 0.02 \text{ mL min}^{-1}$. This configuration allowed for consistent and reproducible evaluation of filtration performance across all media types. Based on the column dimensions and operating flow rate, the superficial filtration velocity was approximately $0.78 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$, corresponding to a slow sand filtration regime, well below that of rapid sand filtration. The suboptimal L/D ratio represents a major limitation of this study. We selected the experimental setup based on experiments conducted by colleagues using sand. As it turns out, the physical characteristics of the tested glass media, namely the granulometry and porosity, limited the achievable bed height relative to the column diameter. This likely influenced flow distribution and residence times, potentially biasing the measured contaminant removal efficiencies of the tested media. Under optimal L/D ratios, improved hydraulic efficiency and reduced short-circuiting would be expected, potentially resulting in higher removal efficiencies than those reported here.

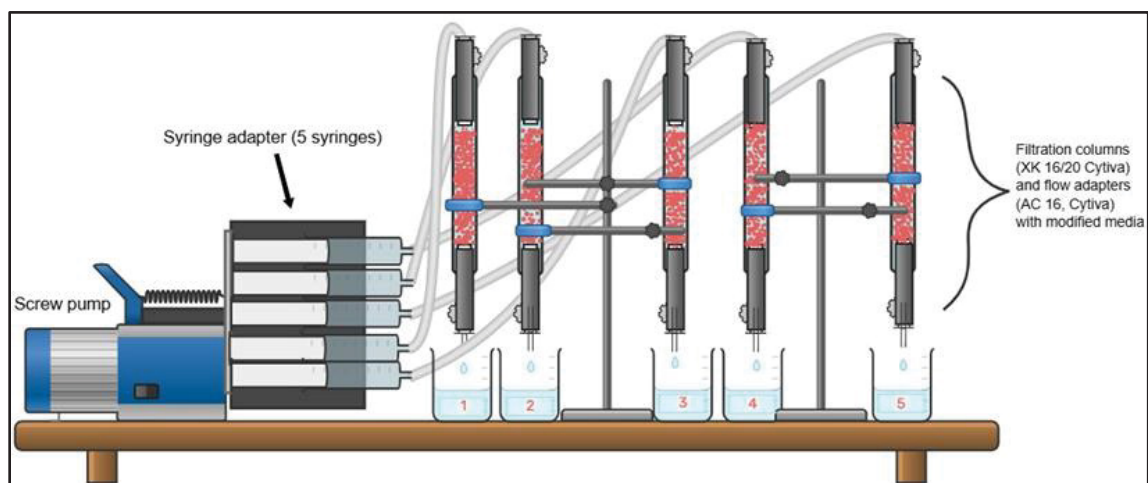


Figure 3.7. Schematic of the filtration column setup

Before testing with contaminated water, each column was conditioned by filtering three successive 50 mL portions of ultra-pure water (adjusted to pH 7.5) to remove any loosely bound or unmodified particles. Each experimental run then consisted of five consecutive filtration cycles, using 50 mL samples of contaminated agricultural water. This number was selected to capture the initial operational behavior of each media, capturing early-stage changes in filtration performance, while allowing systematic comparison across all tested media and conditions. The filtrate from each cycle was collected in separate 50 mL polypropylene tubes and stored at 4 °C until analysis. Turbidity and pH were measured immediately after each cycle using a Con 510 Series pH meter (Oakton Instruments).

Filtration experiments were conducted using three particle size fractions of the recycled glass media (595 μm , 1190 μm , and 2000 μm), each subjected to surface modification and thermal treatment at four different temperatures (70 °C, 90 °C, 100 °C, and 120 °C). As controls, pretreated but unmodified media of each particle size were also tested under the same conditions.

3.5.3 Contaminant Removal Analysis

Contaminant removal performance was assessed by measuring turbidity, carbon species (TOC, TC, IC), and orthophosphate concentrations in the filtrate samples. Together, these parameters reflect both physical and chemical aspects of water quality and provide an overall evaluation of the filtration efficiency of the tested media. The raw agricultural runoff characteristics for the analyzed parameters are summarized in Table 3.2.

Table 3.2. Agricultural runoff characteristics

Parameter	Measured value
Turbidity	15.7 ± 0.8 NTU
Total organic carbon (TOC)	94.2 ± 1.9 mg TOC/L
Orthophosphate	0.12 ± 0.01 mg PO_4^{3-} /L
pH	7.9 ± 0.3

Turbidity of each filtered sample was measured in triplicate after each filtration cycle using a turbidimeter with a quantification limit of 0.1 NTU (TL2350, Hach). Turbidity is a fundamental indicator of water clarity, reflecting the concentration of suspended particles and colloids. As a physical parameter, it directly measures the media's capacity to retain particulate matter and reduce light-scattering solids. High turbidity removal is essential for improving water aesthetics, protecting downstream treatment processes, and reducing microbial attachment sites. Since filtration is primarily intended to remove suspended solids, turbidity reduction serves as a primary measurement of the media's effectiveness.

Carbon analyses were performed using a TOC Analyzer (FormacsHT, Skalar) coupled with an automatic distiller (Pro Nitro S,P-Selecta). The measurement of carbon fractions provides insight into the removal of dissolved organic and inorganic substances and a more nuanced view of the chemical interactions occurring during filtration, such as adsorption onto the glass surface or entrapment within the pore spaces of the granular medium.

Orthophosphate concentrations were determined via colorimetric analysis using the ascorbic acid method (Standard Methods, 2005). A 100 mm quartz cuvette (Part No. 6610016000, Cary UV Varian) was used to enhance sensitivity according to the Beer-Lambert law. Standards, blanks, and samples were all measured in the same cuvette using a spectrophotometer (Cary 300 Bio, Varian) to ensure consistency.

Calibration standards ranged from 0 to 0.2 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$ and were measured at 880 nm. The calibration curve showed strong linearity ($R^2 = 0.9973$; slope = 6.0171), with a quantification limit (LOQ) of approximately 0.04 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$. Prior to orthophosphate analysis, media performance screening was conducted to identify the most suitable treatment condition. Based on preliminary removal results and operational feasibility, the 90 °C heating treatment was selected for detailed orthophosphate testing.

3.5.4 Stability of the Modified Media

To assess whether the modified media released any elements into the filtered water, filtrate samples were analyzed using inductively coupled plasma–optical emission spectroscopy (ICP-OES; 5110, Agilent Technologies, Australia). Calibration curves were prepared using a multi-element standard (AQ0-223-845, SCP SCIENCE) across two concentration ranges: 0.1–5 ppm (low) and 50–400 ppm (high). Samples were diluted 1:1 by mixing 5 mL of 5% HNO₃ with 5 mL of sample. This dilution was selected based on preliminary trials to ensure reliable detection within the expected concentration range. For each element, the most commonly used analytical wavelengths were monitored. Reported results were selected based on the highest calibration curve correlation coefficient ($R^2 > 0.99$) and verification that the chosen wavelengths were free of spectral interferences, ensuring accurate quantification.

Elements were considered detected when signal intensities exceeded the instrument detection limit. Quantitative results were reported only when measured concentrations fell within the applicable calibration range. Values below 0.1 ppm for the low-range calibration and below 50 ppm for the high-range calibration were considered below the limit of quantification and were not used for quantitative assessment. Elements not detected above these thresholds were reported as below detection or quantification limits, as appropriate. Only Al and Fe raw water concentrations were obtained. Therefore, the precise content of these metals in the raw water is uncertain and their removal by the media could not be quantifiably assessed.

3.5.5 Statistical Analysis

All statistical analyses were performed using R (version 2025.05.1+513, R Core Team). Statistical tests and models were selected based on data characteristics and were applied only after confirming that all assumptions for valid inference were met. For turbidity, element concentration, a linear mixed-effects model was used to account for the hierarchical structure of the data. Fixed effects included particle size fraction, heating temperature, and filtration cycle. Random effects were used to account for variability among experimental runs. Residual diagnostics confirmed that model assumptions of normality and homoscedasticity were met.

Where appropriate, variance structures were included to account for any heteroscedasticity. Orthophosphate removal data were analyzed using a linear regression model after applying a natural logarithmic transformation to the response variable to improve normality and stabilize variance. The model included a third-degree orthogonal polynomial term for filtration cycle to capture potential non-linear trends over time, and media size as a categorical predictor to assess differences in removal efficiency across media treatments. Robust (heteroscedasticity-consistent) standard errors and confidence intervals were calculated using the sandwich and lmtest packages in R to account for detected heteroscedasticity, as indicated by a significant Breusch–Pagan test. Model assumptions were assessed through residual plots and the Shapiro–Wilk test for normality.

For total organic carbon, a Generalized Least Squares (GLS) model was used instead, as preliminary diagnostics indicated violations of LMM assumptions, including non-constant variance and non-normality of residuals. The GLS model incorporated a variance structure allowing residual spreads to differ across heating temperature. Diagnostic checks confirmed improved model fit and assumption compliance. Data from the 100°C heating treatment were excluded from the carbon removal analysis. Nearly all TOC values from this run indicated negative removal or apparent leaching, inconsistent with expectations and other treatments. Investigation revealed that the sulfuric acid used for inorganic carbon (IC) removal had not been replaced before this run, likely causing incomplete IC removal and artificially elevated TC values. Calibration data supported this, showing reduced R^2 and elevated intercepts in the IC calibration curve. Since samples were entirely consumed during analysis, remeasurement was not possible. Therefore, these data were excluded to maintain the validity of statistical comparisons.

Finally, to explore the impact of heating temperature (modified at 90 °C vs. modified at 100 °C) on surface elemental composition, principal component analysis (PCA) was performed on the XPS dataset. However, due to its minimal contribution to overall variation, subsequent PCA interpretation focused on particle size fraction as the primary explanatory factor.

DATA AVAILABILITY

The data are available from the corresponding author upon reasonable request.

CODE AVAILABILITY

The code used to perform statistical analyses in this study is available from the corresponding author upon reasonable request.

CHAPITRE 4

DISCUSSION

Cette étude visait à évaluer le potentiel du verre recyclé, modifié ou non par un greffage au fer, comme média filtrant pour l'élimination de la turbidité, du carbone organique, des orthophosphates et de certains métaux, dans des conditions expérimentales représentatives de systèmes à faible rapport longueur/diamètre. Les résultats obtenus confirment que la granulométrie demeure le facteur dominant de performance, tout en montrant que la modification au fer induit des effets ciblés, dépendants à la fois du contaminant et des cycles de filtration.

4.1 Performance des médias filtrants et effets de la modification aux oxyhydroxydes de fer

Les performances observées pour le verre recyclé non modifié s'inscrivent globalement dans la continuité des travaux de Soyer et al. (2010, 2013), Gill et al. (2011) et Ahmad et al. (2025), qui rapportent des efficacités comparables entre le verre concassé et le sable siliceux pour la réduction de la turbidité et des particules fines. Dans la présente étude, les fractions fines ont systématiquement montré les meilleures performances, ce qui confirme que les mécanismes de rétention physique dominant lorsque la taille des grains diminue. Toutefois, les efficacités absolues restent inférieures à celles rapportées dans des filtres à lit plus profond, ce qui est cohérent avec les faibles rapports L/D utilisés ici et souligne que les résultats doivent être interprétés dans une perspective comparative plutôt qu'optimisatrice.

La modification de surface par le fer a conduit à une couverture surfacique d'environ 10 % atomique, telle que mesurée par XPS. Cette valeur est comparable à celles rapportées pour des sables ou carbones activés modifiés dans la littérature, notamment par Larrahondo et Burns (2014) et Dongmei et al. (2011), même lorsque des conditions de préparation plus sévères sont utilisées. L'absence de différence significative entre les traitements thermiques à 90 °C et 100 °C suggère que le seuil de saturation des sites accessibles est atteint rapidement, ce qui

concorde avec les observations selon lesquelles l'augmentation de la charge en fer n'entraîne pas nécessairement une augmentation proportionnelle des performances d'adsorption.

4.2 Sélectivité des mécanismes d'élimination selon le contaminant

En ce qui concerne la turbidité, les médias modifiés ont montré des améliorations modérées mais significatives pour les fractions grossières, alors que les fractions fines n'ont pas bénéficié d'un gain mesurable. Ce comportement est cohérent avec les résultats de Lapointe et al. (2025), qui indiquent que les interactions de surface deviennent déterminantes lorsque la rétention physique est limitée. Les données suggèrent ainsi que le greffage au fer agit principalement comme un mécanisme compensatoire pour des médias dont la granulométrie est moins favorable, sans supplanter l'effet structurant de la taille des particules.

Les résultats relatifs au carbone organique total mettent en évidence une dynamique plus complexe. Si une amélioration de l'élimination est observée lors du premier cycle pour les médias modifiés, cette tendance s'inverse lors des cycles suivants, où les médias non modifiés deviennent plus performants. Cette observation contraste avec certaines études rapportant une amélioration soutenue de l'élimination de la matière organique par des matériaux modifiés au fer, notamment Mahdavi et al. (2018) et Lapointe et al. (2025). Toutefois, elle est cohérente avec les travaux d'Ahmed et al. (2024), qui démontrent que la matière organique peut rapidement saturer ou bloquer les sites actifs des oxyhydroxydes de fer, en particulier en présence de concentrations élevées en TOC. Les résultats obtenus ici suggèrent donc que la modification au fer induit une sélectivité fonctionnelle qui limite l'efficacité à moyen terme pour les matrices riches en matière organique, plutôt qu'un gain universel.

L'élimination des orthophosphates constitue le résultat le plus robuste de l'étude. Les médias modifiés ont permis d'abaisser systématiquement les concentrations en sortie sous la limite de quantification, indépendamment de la granulométrie. Ces résultats sont en forte cohérence avec les travaux de Vandermoere et al. (2018), Lambert et al. (2021) et Thirunavukkarasu et al. (2003), qui identifient les surfaces riches en fer comme particulièrement efficaces pour

l'adsorption des espèces phosphatées. Néanmoins, contrairement à ces études qui quantifient précisément les capacités d'adsorption et les cinétiques de saturation, les limites analytiques rencontrées ici empêchent toute comparaison quantitative directe. Les résultats doivent donc être considérés comme une validation qualitative solide du potentiel du média, mais non comme une évaluation exhaustive de ses performances à long terme.

Concernant les métaux, l'élimination de l'aluminium observée, de l'ordre de 50 à 70 %, est comparable à celle rapportée par Mahdavi et al. (2018) pour des matériaux granulaires modifiés au fer, mais reste inférieure aux performances maximales observées pour des médias à plus forte surface spécifique. L'absence de différence significative entre les médias modifiés et non modifiés suggère que la capacité d'adsorption est davantage contrôlée par la morphologie et l'accessibilité des sites que par la seule présence de fer, comme le soulignent également Larrahondo & Burns (2014). L'absence de lixiviation du fer et la réduction mesurée du fer dissous confirment néanmoins la stabilité chimique du greffage et la pertinence du matériau du point de vue opérationnel.

4.3 Limites et contribution scientifique de l'étude

L'étude présente des limites expérimentales : le rapport L/D dans les colonnes était inférieur aux recommandations (>1000), et le TOC de l'eau brute était très élevé par rapport aux conditions agricoles classiques. Ces facteurs ont probablement réduit l'efficacité observée pour certains contaminants et limitent la généralisation des résultats. Néanmoins, les tendances observées (impact de la granulométrie, effets de modification, stabilité chimique) sont robustes et comparables aux études existantes sur les médias recyclés et modifiés au fer (Soyer et al., 2010, 2013; Gill et al., 2011; Lambert et al., 2021). Néanmoins, comme il est fréquemment le cas dans le cadre d'essais en laboratoire, l'analyse d'un plus grand nombre de répliques et l'analyse des contaminants émergents comme les microplastiques et les SPFA permettraient d'avoir un portrait plus complet du potentiel de traitement des eaux par les médias de verre modifié aux oxyhydroxydes. L'étude permet de cibler ces futurs essais vers des médias de plus

grandes granulométries et à une sélection de température de traitement plus restreinte, par exemple 90°C et 120°C.

La contribution scientifique de l'étude réside dans l'évaluation réaliste et nuancée d'un média filtrant favorisant la valorisation du verre, préparé à basse température, en conditions expérimentales proches de celles rencontrées dans des systèmes décentralisés. Cette approche met en évidence des contraintes opérationnelles souvent peu discutées dans les études de laboratoire et contribue à mieux définir les contextes dans lesquels le verre recyclé modifié au fer constitue une option pertinente. L'étude confirme le potentiel du verre recyclé concassé comme média alternatif durable et recyclable pour la filtration des eaux de ruissellement agricole et elle démontre l'intérêt de la modification de surface au fer pour augmenter la sélectivité chimique vis-à-vis des phosphates et certains métaux, tout en maintenant la stabilité du média.

Pour valider ces résultats dans un contexte opérationnel, des essais à l'échelle pilote, incluant le suivi des pertes de charge, du colmatage et de la régénération des médias, seraient nécessaires. La caractérisation complémentaire des phases ferriques et du potentiel de surface permettrait également de relier les performances d'adsorption aux propriétés physico-chimiques du média.

CONCLUSION

Cette étude a évalué l'effet de la granulométrie (595, 1190 et 2000 μm) et des traitements de modification de surface (chauffage à 70, 90, 100 et 120 °C) sur des médias de verre recyclé concassé, ainsi que leur performance pour différents paramètres de qualité de l'eau. La modification de surface des médias a été confirmée par analyse XPS. Les analyses statistiques initiales et l'ACP des données XPS ont montré que la température de chauffage (90 °C vs 100 °C) avait une influence minimale sur la composition de surface, y compris sur la teneur en Fe^{2+} , suggérant que le choix de la température peut être guidé principalement par des considérations opérationnelles plutôt que par la fonctionnalisation de surface. La granulométrie a, en revanche, influencé la composition élémentaire de surface, avec des différences significatives observées pour l'Al, le C, le Cl et l'O selon les fractions, reflétant à la fois des effets de chimie de surface réels et la sensibilité de l'XPS aux couches superficielles.

En termes de performance de traitement, l'enlèvement de la turbidité a été amélioré par les médias modifiés par rapport au témoin non modifié pour toutes les fractions de granulométrie, avec une amélioration statistiquement significative pour le traitement à 90 °C ($p < 0,05$). Bien que la comparaison statistique n'ait pas été possible pour les faibles concentrations en orthophosphates, les résultats suggèrent un potentiel élevé d'élimination du phosphore quel que soit la granulométrie et au cours des cycles de filtration. La modification de surface n'a pas permis un fort enlèvement du carbone organique total (COT) sur cinq cycles de filtration, ce qui pourrait s'expliquer par la concentration élevée de COT dans l'eau brute et par la compétition entre contaminants pour les sites d'adsorption. L'analyse ICP n'a détecté de manière fiable que l'aluminium, dont l'élimination sur tous les échantillons modifiés était cohérente avec les valeurs rapportées dans la littérature, la meilleure performance ayant été observée pour le média chauffé à 70 °C.

Globalement, ces résultats mettent en évidence le rôle synergique de la granulométrie et de la modification de surface dans l'amélioration de l'élimination des nutriments et de la turbidité.

Les médias de verre recyclé modifiés présentent un fort potentiel comme matériau efficace et opérationnellement adaptable pour le traitement de l'eau. Des études futures devraient inclure un plus grand nombre de répétitions, une quantification plus précise de l'élimination des orthophosphates, ainsi qu'une optimisation de la dose de sel à base de fer afin d'améliorer la fonctionnalisation de surface. Une caractérisation de surface à haute résolution pourrait également fournir des informations supplémentaires sur l'état d'oxydation et la forme chimique des espèces de fer présentes sur le média. L'analyse des fractions spécifiques de COT, en particulier le carbone organique dissous (COD), permettrait de mieux comprendre les mécanismes d'élimination du carbone organique total.

Il est important de noter que la performance observée dans cette étude dépend des protocoles de prétraitement et de modification de surface testés ; d'autres méthodes pourraient donner des résultats différents, notamment concernant le lessivage des métaux ou l'efficacité à long terme. Néanmoins, cette étude fournit des preuves préliminaires que les médias de verre recyclé modifiés en surface peuvent réduire des paramètres clés de la qualité de l'eau et des contaminants tels que la turbidité, les orthophosphates et les métaux comme l'aluminium et le fer, sur plusieurs cycles de filtration. Compte tenu du faible coût, de la disponibilité et de la possibilité de mise à l'échelle du verre recyclé, cette technologie pourrait offrir une solution pratique pour limiter le transport de substances nocives vers les eaux souterraines et de surface, contribuant ainsi à l'amélioration de la qualité de l'eau et à la protection de la biodiversité en milieu agricole.

ANNEXE I

INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES DE QUE-TRÉPANIER ET AL. 2025

Table AI.1. Physical properties of glass media particle size fractions

US mesh size	Largest particle size (µm)	d ₁₀ (mm)	d ₅₀ (mm)	d ₆₀ (mm)	C _u (mm)	Porosity	Apparent density (g/cm ³)	Real density (g/cm ³)
30-70	595	0.28	0.43	0.46	1.7	0.38	1.37	2.20
16-30	1190	0.62	0.75	0.8	1.3	0.42	1.40	2.40
10-20	2000	0.94	1.4	1.5	1.5	0.42	1.41	2.44

Detailed description of heating

Relative mass was recorded over time for each particle size fraction (595 µm, 1190 µm, and 2000 µm) to determine the time required to reach equilibrium. Heating completion was defined as the point at which relative mass change remained within $\pm 1\%$ across two consecutive time points. The average heating times for each particle size fraction and treatment temperature combination are shown for comparison in Fig.1b (in the article). For the two coarsest size fractions (1190 µm and 2000 µm), faster heating time can likely be attributed to the larger porosity of the media of 0.42, compared to the finest media (595 µm) which has a porosity of 0.38.

Table AI.2. Linear regression equations and corresponding coefficients of determination (R^2) describing the relationship between filter media effective size (d_{10} , mm) and turbidity removal (%) of unmodified glass control media over five filtration cycles. Each equation represents the average turbidity removal across replicates for a given cycle

Filtration cycle	Equation	R^2
1	$y = -55.826x + 100$	0.995
2	$y = -60.126x + 100$	0.975
3	$y = -67.617x + 100$	0.984
4	$y = -68.547x + 100$	0.974
5	$y = -69.175x + 100$	0.964

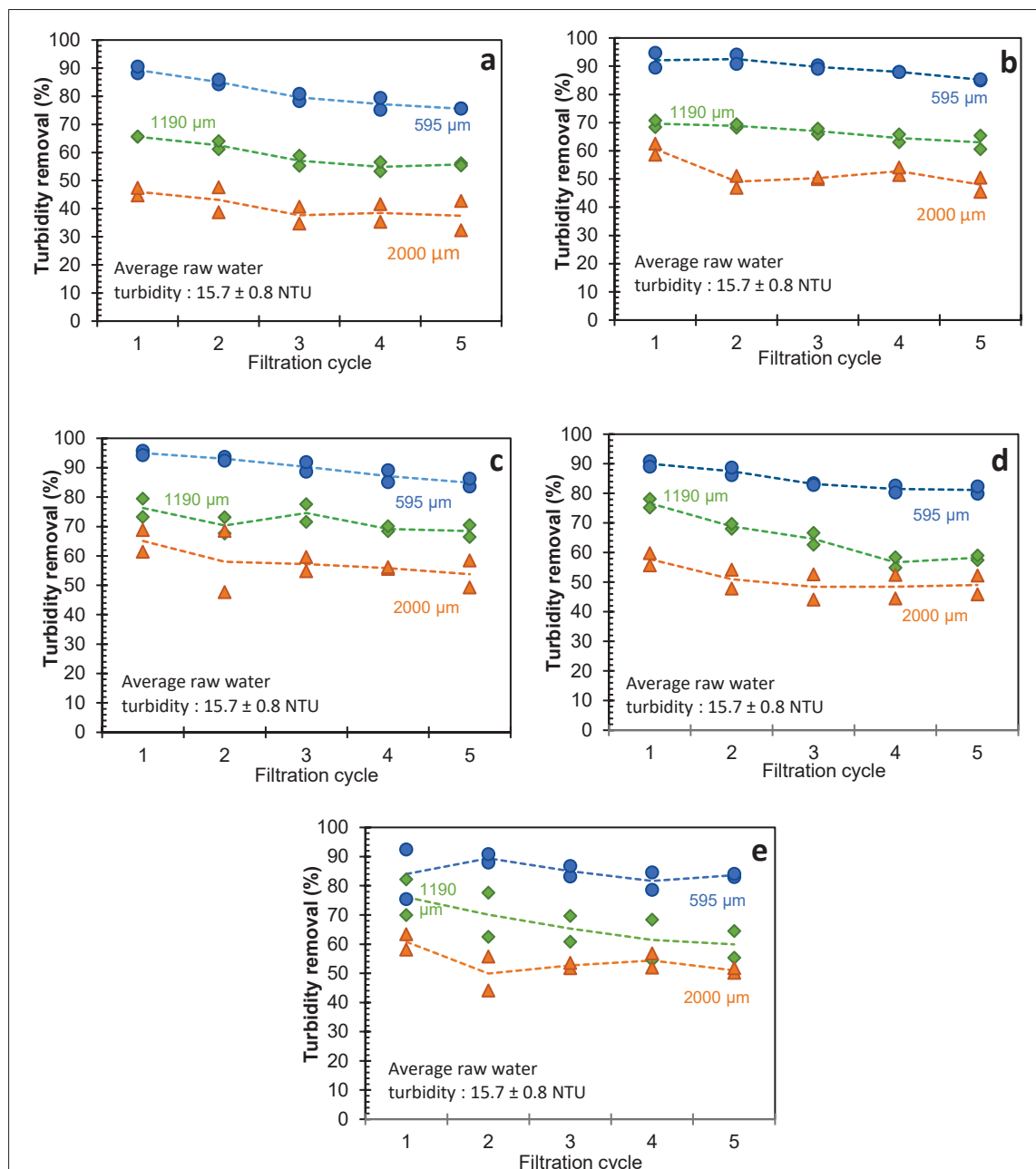


Figure AI.1. Turbidity removal across filtration cycles for three particle size fractions (595 μm , 1190 μm and 2000 μm) shown by modification treatment: **a.** Unmodified control glass media. **b-e.** Modified media. **b.** Heated at 70°C. **c.** Heated at 90°C. **d.** Heated at 100°C. **e.** Heated at 120°C. Fine (595 μm), medium (1190 μm), and coarse (2000 μm) size fractions are represented by blue circles, green diamonds, and orange triangles, respectively. Dotted lines represent the average between replicates ($n=2$). Results show consistently higher turbidity removal by the finest media (595 μm) across all treatment conditions. Average raw water turbidity: 15.7 ± 0.8 NTU. Conditions (a-e): Flow rate of filtration: 2.60 ± 0.02 mL min⁻¹ (0.78 ± 0.01 m h⁻¹) at pH 7.9 ± 0.3

Regression equation for orthophosphate removal by unmodified media

The fitted regression equation for log-transformed orthophosphate removal by unmodified media was:

$$\log(\text{Removal}) = 4.104 - 0.790 \cdot \text{poly1} + 0.158 \cdot \text{poly2} - 0.332 \cdot \text{poly3} - 0.167 \cdot I_{1190 \mu m} - 0.356 \cdot I_{2000 \mu m}$$

where poly1–poly3 are orthogonal polynomial components of filtration cycle.

A cubic polynomial was used to capture nonlinear trends of orthophosphate removal across filtration cycles for the unmodified media. To reduce multicollinearity between powers of the filtration cycle, orthogonal polynomials were used. While the individual polynomial coefficients are not directly interpretable, the model accurately captures the overall trend in removal.

Estimation of breakthrough for total organic carbon removal

Using TOC removal results for the finest (595 μm) media modified at 70°C, columns removed approximately 2,8 mg C for filtration cycles 1 and 2. Based on our calculations, media saturation occurred at 0.09 mg C/g of media.

Average removal of cycles 1 and 2 = 32.4%

Filtered water volume across 2 cycles = 100 ml

Captured carbon mass = 0.324 x 94.2 mg C/L x 0.1 L = 3 mg C

Mass of media in filtration column (70°C, 595 μm) = 32.5 g

Media saturation at 3.0 mg C / 32.5g = 0.09 mg C/g of media

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abdullah, J. A. A., Jiménez-Rosado, M., Guerrero, A., & Romero, A. (2023). Effect of Calcination Temperature and Time on the Synthesis of Iron Oxide Nanoparticles: Green vs. Chemical Method. *Materials*, 16, 1798. <https://doi.org/10.3390/ma16051798>
- Ahmad, S., Cedraz, F. M.-A., Borne, N., Albert, J. N. L., & Aw, T. G. (2025). Characterization and evaluation of recycled glass sand as water filtration media. *Journal of Water and Health*, 23(6), 780-793. <https://doi.org/10.2166/wh.2025.023>
- Ahmed, A. A., Morshedizad, M., Kühn, O., & Leinweber, P. (2024). Deciphering competitive interactions: Phosphate and organic matter binding on goethite through experimental and theoretical insights. *Science of The Total Environment*, 940, 173510. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173510>
- Ahn, T.-Y., Park, H.-J., Kim, J.-H., & Kang, J.-C. (2020). Effects of antioxidant enzymes and bioaccumulation in eels (*Anguilla japonica*) by acute exposure of waterborne cadmium. *Fisheries and Aquatic Sciences*, 23(1), 23. <https://doi.org/10.1186/s41240-020-00166-7>
- Aib, H., Parvez, M. S., & Czédli, H. M. (2025). Pharmaceuticals and Microplastics in Aquatic Environments: A Comprehensive Review of Pathways and Distribution, Toxicological and Ecological Effects. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 22(5), 799. <https://doi.org/10.3390/ijerph22050799>
- Akinnawo, S. O. (2023). Eutrophication: Causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies. *Environmental Challenges*, 12, 100733. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100733>
- Ali, S. K., Abdou, M. M., Emara, M. M., Farag, R. S., & Mubarak, M. F. (2025). Eco-friendly solutions: a comprehensive review of natural coagulants for sustainable water treatment. *Environmental Geochemistry and Health*, 47(12), 535. <https://doi.org/10.1007/s10653-025-02803-3>
- Allen, K. G., Von Backström, T. W., & Kröger, D. G. (2013). Packed bed pressure drop dependence on particle shape, size distribution, packing arrangement and roughness. *Powder Technology*, 246, 590-600. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2013.06.022>
- Almashhadany, D. A., Rashid, R. F., Altaif, K. I., Mohammed, S. H., Mohammed, H. I., & Al-Bader, S. M. (2025). Heavy metal(loid) bioaccumulation in fish and its implications for human health. *Italian Journal of Food Safety*, 14(1). <https://doi.org/10.4081/ijfs.2024.12782>
- Amer, A. (2019). *Inorganic & organic coagulants*. Water Technology Experts. <https://watertechexperts.com/inorganic-organic-coagulants/>

- An, J.-S., Back, Y.-J., Kim, K.-C., Cha, R., Jeong, T.-Y., & Chung, H.-K. (2014). Optimization for the removal of orthophosphate from aqueous solution by chemical precipitation using ferrous chloride. *Environmental Technology*, 35(13), 1668-1675. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.879495>
- Arroyave, J. M., Avena, M., Tan, W., & Wang, M. (2022). The two-species phosphate adsorption kinetics on goethite. *Chemosphere*, 307, 135782. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135782>
- Aziz, H. A., Alias, S., Assari, F., & Adlan, M. N. (2007). The use of alum, ferric chloride and ferrous sulphate as coagulants in removing suspended solids, colour and COD from semi-aerobic landfill leachate at controlled pH. *Waste management & research: the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA*, 25(6), 556-565. <https://doi.org/10.1177/0734242X07079876>
- Aziz, S., Mazhar, A. R., Ubaid, A., Shah, S. M. H., Riaz, Y., Talha, T., & Jung, D.-W. (2024). A comprehensive review of membrane-based water filtration techniques. *Applied Water Science*, 14(8), 169. <https://doi.org/10.1007/s13201-024-02226-y>
- Bondarev, D., Fedushko, M., Hubanova, N., Novitskiy, R., Kunakh, O., & Zhukov, O. (2023). Temporal dynamics of the fish communities in the reservoir: the influence of eutrophication on ecological guilds structure. *Ichthyological Research*, 70(1), 21-39. <https://doi.org/10.1007/s10228-021-00854-x>
- Bratby, J. (2016). *Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment*. IWA publishing.
- Buta, M., Hubeny, J., Zieliński, W., Harnisz, M., & Korzeniewska, E. (2021). Sewage sludge in agriculture - the effects of selected chemical pollutants and emerging genetic resistance determinants on the quality of soil and crops - a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 214, 112070. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112070>
- Cai, Q., Cai, P., Xu, L., Song, K., Li, Y., Zhou, Q., ... Xiao, B. (2023). Role of lake dissolved organic matter in cyanobacteria removal by cationic polyacrylamide flocculation and screen filtration. *Separation and Purification Technology*, 311, 123350. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.123350>
- Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life - Phosphorus: Canadian Guidance Framework for the Management of Freshwater Systems. (s.d.).
- Cao, B., Gao, B., Liu, X., Wang, M., Yang, Z., & Yue, Q. (2011). The impact of pH on floc structure characteristic of polyferric chloride in a low DOC and high alkalinity

- surface water treatment. *Water Research*, 45(18), 6181-6188. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.09.019>
- Carpenter, S. R. Submersed vegetation: an internal factor in lake ecosystem succession. *The American Naturalist* 118, 372-383 (1981). <https://www.journals.uchicago.edu/doi/abs/10.1086/283829>
- Cescon, A., & Jiang, J.-Q. (2020). Filtration Process and Alternative Filter Media Material in Water Treatment. *Water*, 12(12), 3377. <https://doi.org/10.3390/w12123377>
- Chabi, K., Li, J., Ye, C., Kiki, C., Xiao, X., Li, X., ... Yu, X. (2024). Rapid sand filtration for <10 µm-sized microplastic removal in tap water treatment: Efficiency and adsorption mechanisms. *Science of The Total Environment*, 912, 169074. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169074>
- Chen, F., Tao, J., & Mancl, K. (2016). *Sand size analysis for onsite wastewater treatment systems* (Fact Sheet AEX-757). Ohio State University Extension, Ohioline. <https://ohioline.osu.edu/factsheet/aex-757>
- Chen, W., Fujii, M., & Sun, L. (2022). Feasibility analysis of energy system optimization for a typical manufacturing factory with environmental and economic assessments. *Journal of Cleaner Production*, 366, 132887. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132887>
- Chen, J., Fan, P., Zhang, F., Tai, L., Fang, N., Niu, Y., ... Wang, K. (2025). Heavy metal(loid)s migration mechanisms during soil erosion: A systematic quantitative review. *International Soil and Water Conservation Research*, 13(2), 410-421. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2025.02.002>
- Cheng, C., Zhang, F., Shi, J., & Kung, H.-T. (2022). What is the relationship between land use and surface water quality? A review and prospects from remote sensing perspective. *Environmental Science and Pollution Research International*, 29(38), 56887-56907. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21348-x>
- Cheng, Y.-C., Wang, C.-P., Liu, K.-Y., & Pan, S.-Y. (2024). Towards sustainable management of polyacrylamide in soil-water environment: Occurrence, degradation, and risk. *Science of The Total Environment*, 926, 171587. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171587>
- Cheremisinoff, N. P. (2002). *Handbook of water and wastewater treatment technologies*. Boston : Butterworth-Heinemann.
- Chislock, M. F., Doster, E., Zitomer, R. A. & Wilson, A. E. (2013) Eutrophication: Causes, Consequences, and Controls in Aquatic Ecosystems. *Nature Education Knowledge* 4(4):10 Repéré à <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/eutrophication-causes-consequences-and-controls-in-aquatic-102364466/>

- Clean Washington Center. (1993). *Glass Markets Information System Application Summary Reports*. Division of the Department of Trade and Economic Development. Repéré à <https://p2infohouse.org/ref/45/44168.pdf>
- Clean Washington Center. (1996). Crushed Recycled Glass Media in Slow Rate Filtration. Repéré à <https://p2infohouse.org/ref/14/13561.pdf>
- Cobos, A. G. Z., Ochoa, K. P., Portilla, F., & Duque, P. (2025). Emerging contaminants in rural water: microplastic pollution and its association with agricultural, livestock, and industrial activities in Ecuador. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197(12), 1337. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-14761-5>
- Collins, A. L., Zhang, Y. S., Winter, M., Inman, A., Jones, J. I., Johnes, P. J., ... Noble, L. (2016). Tackling agricultural diffuse pollution: What might uptake of farmer-preferred measures deliver for emissions to water and air? *Science of The Total Environment*, 547, 269-281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.130>
- Cornell, R. M. & Schwertmann, U. (2003). *The Iron Oxides: Structure, Properties, Reactions. Occurrences and Uses* (2nd éd.). (S.l.) : Wiley-VCH Verlag GmbH & Co.
- Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J., & Tchobanoglous, G. (2012). *MWH's water treatment: principles and design*. John Wiley & Sons.
- Cudennec, Y., & Lecerf, A. (2006). The transformation of ferrihydrite into goethite or hematite, revisited. *Journal of Solid State Chemistry*, 179(3), 716-722. <https://doi.org/10.1016/j.jssc.2005.11.030>
- Dahmani, F. Z. (2017). *Étude computationnelle de la déminéralisation des eaux par osmose inverse*. (Mémoire de master, Université Abou Bekr Belkaid – Tlemcen, Tlemcen, Algérie). Repéré à <https://dspace.univ-tlemcen.dz/server/api/core/bitstreams/28ec22fb-d722-4e37-9ff1-bdcb9364ccab/content>
- Damphousse, L., Van Goethem, K., Carroll, E., Stammler, K., & Febria, C. (2024). Ecological impacts of management practices in agricultural drain networks: a literature synthesis. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, 49(3), 329-354. <https://doi.org/10.1080/07011784.2023.2295330>
- Dao, V. H., Cameron, N. R., & Saito, K. (2016). Synthesis, properties and performance of organic polymers employed in flocculation applications. *Polymer Chemistry*, 7(1), 11-25.
- Death, C., Bell, C., Champness, D., Milne, C., Reichman, S., & Hagen, T. (2021). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in livestock and game species: A review.

- Science of The Total Environment, 774, 144795.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144795>
- Devlin, M., & Brodie, J. (2023). Nutrients and Eutrophication. Dans A. Reichelt-Brushett (Éd.), *Marine Pollution – Monitoring, Management and Mitigation* (pp. 75-100). Cham : Springer Nature Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-031-10127-4_4
- Dongmei, L., Hui, H., Tingjin, Y., Mingzhu, H., Yi, R., Chunliu, L., & Na, H. (2011). Study on the Optimum Preparation Process Conditions of Iron Oxide Coated Sand. Dans *2011 International Conference on Computer Distributed Control and Intelligent Environmental Monitoring* (pp. 1823-1826). <https://doi.org/10.1109/CDCIEM.2011.197>
- Dotto, G. L., & McKay, G. (2020). Current scenario and challenges in adsorption for water treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(4), 103988. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103988>
- Éco Entreprises Québec. (2017). *Une nouvelle ère dans le recyclage du verre*. Repéré à https://www.eeq.ca/assets/Outils-et-ressources/Outils-et-ressources-CDT/pvi_fiche_traitement_verre_vff.pdf
- Ellis, K., & Wood, W. E. (1985). Slow sand filtration. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 15(4), 315-354. <https://www.epa.gov/nps/nonpoint-source-agriculture>
- Environnement et Changement Climatique Canada. 2024. Mise à jour de l'ébauche du rapport sur l'état des substances perfluoroalkyliques et polyfluoroalkyliques (SPFA). [évaluations]. Repéré à <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/evaluation-substances-existantes/mise-a-jour-ebauche-rapport-etat-substances-perfluoroalkyliques-polyfluoroalkyliques.html>
- Environnement et Changements climatiques Canada (ECCC) (2025). Qualité de l'eau des cours d'eau canadiens. https://publications.gc.ca/collections/collection_2025/eccc/en4/En4-144-64-2025-fra.pdf
- EPA. (2025). National Water Quality Inventory: Report to Congress. U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/waterdata>
- EPA (2025). *Nonpoint source: Agriculture*. U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/nps/nonpoint-source-agriculture>
- Epure, C., Munteanu, C., Istrate, B., Harja, M., Buium, F., Epure, C., ... Buium, F. (2023). Applications of Recycled and Crushed Glass (RCG) as a Substitute for Natural Materials in Various Fields—A Review. *Materials*, 16(17). <https://doi.org/10.3390/ma16175957>
- Fanelli, R. M., Blomquist, J. D., & Hirsch, R. M. (2019). Point sources and agricultural practices control spatial-temporal patterns of orthophosphate in tributaries to Chesapeake Bay.

Science of the Total Environment, 652, 422–433.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.062>

FAO, I (Éds). (2013). *The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture*. Londres. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780203142837>

FAO & WHO (2025). *Prioritizing food safety issues related to chemical water quality in agrifood systems*. Food Safety and Quality Series, No. 31. Rome.
<https://doi.org/10.4060/cd7058en>

Feng, W., Wang, T., Zhu, Y., Sun, F., Giesy, J. P., & Wu, F. (2023). Chemical composition, sources, and ecological effect of organic phosphorus in water ecosystems: a review. *Carbon Research*, 2(1), 12. <https://doi.org/10.1007/s44246-023-00038-4>

Flood, M., Fennessy, L., Lockrey, S., Avendano, A., Glover, J., Kandare, E., & Bhat, T. (2020). Glass Fines: A review of cleaning and up-cycling possibilities. *Journal of Cleaner Production*, 267, 121875. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121875>

Garud, H. B., Patil, P. H., Kulkarni, V. V., Kalantre, V. A., Burungale, S. H., & Jadhav, S. A. (2024). Polymer-grafted materials as surface-engineered adsorbents for water purification. *JCIS Open*, 15, 100122. <https://doi.org/10.1016/j.jciso.2024.100122>

Gashkina, N. A. (2024). Metal Toxicity: Effects on Energy Metabolism in Fish. *International Journal of Molecular Sciences*, 25(9). <https://doi.org/10.3390/ijms25095015>

Gialanella, S., Girardi, F., Ischia, G., Lonardelli, I., Mattarelli, M., & Montagna, M. (2010). On the goethite to hematite phase transformation. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 102(3), 867-873. <https://doi.org/10.1007/s10973-010-0756-2>

Gill, L., Doran, C., Misstear, D., & Sheahan, B. (2009). The use of recycled glass as a filter media for on-site wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*, 4(1), 198-205. <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.376>

Gill, L. W., Veale, P. L., & Murray, M. (2011). Recycled glass compared to sand as a media in polishing filters for on-site wastewater treatment. *Water Practice and Technology*, 6(3), wpt2011058. <https://doi.org/10.2166/wpt.2011.058>

Gouvernement du Québec. (2023a). Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique - 13. Séparation solide-liquide - Préliminaire. Repéré à <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/domestique/13-separation-solide-liquide.pdf>

Gouvernement du Québec. (2023b). Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique - 7. Filtres granulaires intermittents

- Préliminaire. Repéré à <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-uses/domestique/7-filtres-granulaires-intermittents.pdf>
- Gouvernement du Québec. (2025a). Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec 2025. [environnement.gouv.qc.ca/eau/rapport-eau/rapport-eau-2025.pdf](https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rapport-eau/rapport-eau-2025.pdf)
- Gouvernement du Québec. (2025b). Guide de référence du Règlement sur les exploitations agricoles (L.R.Q., c. Q -2, r. 26). Repéré à https://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/guide-reference-REA.pdf
- Graeber, D., Boëchat, I. G., Encina-Montoya, F., Esse, C., Gelbrecht, J., Goyenola, G., ... Zwirnmann, E. (2015). Global effects of agriculture on fluvial dissolved organic matter. *Scientific Reports*, 5(1), 16328. <https://doi.org/10.1038/srep16328>
- Gregory, J., & Barany, S. (2011). Adsorption and flocculation by polymers and polymer mixtures. *Advances in Colloid and Interface Science*, 169(1), 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2011.06.004>
- Guan, X.-H., Shang, C., & Chen, G.-H. (2006). Competitive adsorption of organic matter with phosphate on aluminum hydroxide. *Journal of Colloid and Interface Science*, 296, 51–58. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2005.08.050>
- Guildford, S. J., & Hecky, R. E. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography*, 45(6), 1213-1223. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.6.1213>
- Haarhoff, J., & Vessal, A. (2010). A falling-head procedure for the measurement of filter media sphericity. *Water SA*, 36(1). <https://doi.org/10.4314/wsa.v36i1.50912>
- Habimana, E., & Sauvé, S. (2025). A review of properties, occurrence, fate, and transportation mechanisms of contaminants of emerging concern in sewage sludge, biosolids, and soils: recent advances and future trends. *Frontiers in Environmental Chemistry*, 6, 1547596. <https://doi.org/10.3389/fenvc.2025.1547596>
- Hägg, K., & Pott, B.-M. (2022). Filter media for basin infiltration: a case study. *Water Practice and Technology*, 17(7), 1505-1514. <https://doi.org/10.2166/wpt.2022.074>
- Hansra, G. D. S., Singh, J. P., & Sahota, P. P. (2022). Composite radial filter for removal of agrochemicals from agricultural runoff. *Water Supply*, 22, 6130–6142. <https://doi.org/10.2166/ws.2022.185>
- Hendricks, D. (2006). *Water treatment unit processes: physical and chemical*. Boca Raton, Fla. : CRC.

- Hidayah, E. N., Cahyonugroho, O. H., Novembrianto, R., Wahyusi, K. N., & Srihari, E. (2024). Comparison of Fe-based and Al-based coagulants in the removal of organic and disinfection by-product precursors. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 52(3), 2300177. <https://doi.org/10.1002/clen.202300177>
- Hong, M.-S., Lee, J.-S., Lee, M.-C., & Lee, J.-S. (2025). Ecotoxicological effects of per- and polyfluoroalkyl substances in aquatic organisms: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 214, 117678. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117678>
- Huisman, L.; Wood, W.E. Slow sand Filtration; World Health Organization: Geneva, Switzerland, 1974.
- Hunce, S. Y., Soyer, E., & Akgiray, Ö. (2019). Use of filterability index in granular filtration: effect of filter medium type, size and shape. *Water Supply*, 19(2), 382-391. <https://doi.org/10.2166/ws.2018.083>
- Jabbar, F. K., & Grote, K. (2019). Statistical assessment of nonpoint source pollution in agricultural watersheds in the Lower Grand River watershed, MO, USA. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 1487–1506. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3682-7>
- Kazmi, D., Williams, D. J., & Serati, M. (2020). Waste glass in civil engineering applications—A review. *International Journal of Applied Ceramic Technology*, 17(2), 529-554. <https://doi.org/10.1111/ijac.13434>
- Khan, M. N., Mobin, M., Abbas, Z. K., & Alamri, S. A. (2018). Fertilizers and Their Contaminants in Soils, Surface and Groundwater. Dans D. A. Dellasala & M. I. Goldstein (Éds), *Encyclopedia of the Anthropocene* (pp. 225-240). Oxford : Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809665-9.09888-8>
- Khan, S., Naushad, Mu., Govarthanan, M., Iqbal, J., & Alfadul, S. M. (2022a). Emerging contaminants of high concern for the environment: Current trends and future research. *Environmental Research*, 207, 112609. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112609>
- Khan, F. R., Catarino, A. I., & Clark, N. J. (2022b). The ecotoxicological consequences of microplastics and co-contaminants in aquatic organisms: a mini-review. *Emerging Topics in Life Sciences*, 6(4), 339-348. <https://doi.org/10.1042/ETLS20220014>
- Khandaker, S., Willott, J. D., Webber, G. B., & Wanless, E. J. (2024). Adsorption of polyacrylamides on mineral oxides: Effect of solution pH and polymer molecular weight. *Minerals Engineering*, 206, 108547. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2023.108547>

- Koekemoer, A., & Luckos, A. (2015). Effect of material type and particle size distribution on pressure drop in packed beds of large particles: Extending the Ergun equation. *Fuel*, 158, 232-238. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2015.05.036>
- Kosmulski, M., Maczka, E., Jartych, E., & Rosenholm, Jarl. B. (2003). Synthesis and characterization of goethite and goethite-hematite composite: experimental study and literature survey. *Advances in Colloid and Interface Science*, 103(1), 57-76. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(02\)00083-0](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(02)00083-0)
- Koumiya, D., Sauvé, S., Rochman, M. C., Lapointe, M. (2026). *Intercepting contaminants in agricultural drainage water and runoff*. (in press).
- Kozin, P. A. (2014). *Charge development at iron oxyhydroxide surfaces: the interplay between surface structure, particle morphology and counterion identity*. Umeå : Department of chemistry, Umeå universitet.
- Krupińska, I. (2020). Aluminium Drinking Water Treatment Residuals and Their Toxic Impact on Human Health. *Molecules*, 25, 641. <https://doi.org/10.3390/molecules25030641>
- Kurusu, R. S., Lapointe, M., & Tufenkji, N. (2022). Sustainable iron-grafted cellulose fibers enable coagulant recycling and improve contaminant removal in water treatment. *Chemical Engineering Journal*, 430, 132927. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.132927>
- Lambert, N., Van Aken, P., Van den Broeck, R., & Dewil, R. (2021). Adsorption of phosphate on iron-coated sand granules as a robust end-of-pipe purification strategy in the horticulture sector. *Chemosphere*, 267, 129276. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129276>
- Lapointe, M., Jahandideh, H., Farner, J. M., & Tufenkji, N. (2022). Super-bridging fibrous materials for water treatment. *npj Clean Water*, 5(1), 11. <https://doi.org/10.1038/s41545-022-00155-4>
- Lapointe, M., & Rochman, C. M. (2023). Passive ecosystem services, juxtaposed with engineered processes, can democratize wastewater treatment. *Nature Water*, 1(4), 308-310. <https://doi.org/10.1038/s44221-023-00065-w>
- Lapointe, M., Jahandideh, H., Alimi, O. S., Farner, J. M., & Tufenkji, N. (2025). Sustainable granular materials improve removal of natural organic matter, turbidity and microplastics during adsorption, ballasted flocculation and granular filtration. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(2), 116012. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.116012>
- Larrahondo, J. M., & Burns, S. E. (2014). Laboratory-Prepared Iron Oxide Coatings on Sands: Surface Characterization and Strength Parameters. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 140(4), 04013052. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0001068](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0001068)

- Lau, B. L. T., Harrington, G. W., Anderson, M. A., & Tejedor, I. (2004). Removal of nano and microparticles by granular filter media coated with nanoporous aluminium oxide. *Water Science and Technology*, 50, 223–228. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0717>
- Leopold, P., & Freese, S. D. (2009). *A Simple Guide to the Chemistry, Selection and Use of Chemicals for Water and Wastewater Treatment*. Republic of South Africa : Water Research Commission. Repéré à https://www.pseau.org/outils/ouvrages/wrc_a_simple_guide_to_the_chemistry_selection_and_use_of_chemicals_for_water_and_wastewater_treatment_2009.pdf
- Li, F. (2025). *Water Treatment Chemicals: Coagulants and Flocculants*. Singapore : Springer Nature Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-96-8221-8>
- Liu, H., Li, P., Zhu, M., Wei, Y., & Sun, Y. (2007). Fe(II)-induced transformation from ferrihydrite to lepidocrocite and goethite. *Journal of Solid State Chemistry*, 180(7), 2121–2128. <https://doi.org/10.1016/j.jssc.2007.03.022>
- Liu, H., Ma, M., Qin, M., Yang, L., & Wei, Y. (2010). Studies on the controllable transformation of ferrihydrite. *Journal of Solid State Chemistry*, 183(9), 2045–2050. <https://doi.org/10.1016/j.jssc.2010.07.012>
- Lowe, B. M., Skylaris, C.-K., & Green, N. G. (2015). Acid-base dissociation mechanisms and energetics at the silica-water interface: An activationless process. *Journal of Colloid and Interface Science*, 451, 231–244. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2015.01.094>
- Lucas, M. S., Teixeira, A. R., Jorge, N., & Peres, J. A. (2025). Industrial Wastewater Treatment by Coagulation–Flocculation and Advanced Oxidation Processes: A Review. *Water*, 17(13). <https://doi.org/10.3390/w17131934>
- Maiyo, J. K., Dasika, S., Jafvert, C. T. (2023). Slow Sand Filters for the 21st Century: A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(2). <https://doi.org/10.3390/ijerph20021019>
- Mahdavi, M., Ebrahimi, A., Mahvi, A. H., Fatehizadeh, A., Karakani, F., & Azarpira, H. (2018). Experimental data for aluminum removal from aqueous solution by raw and iron-modified granular activated carbon. *Data in Brief*, 17, 731–738. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.01.063>
- Manninen, N., Kanerva, S., Lemola, R., Turtola, E., & Soinne, H. (2023). Contribution of water erosion to organic carbon and total nitrogen loads in agricultural discharge from boreal mineral soils. *Science of The Total Environment*, 905, 167300. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167300>
- Mateo-Sagasta, J., Marjani Z. S., Turrall, H. (2017). Water pollution from agriculture: a global review - Executive summary. Food and Agriculture Organization of the United

- Nations (FAO) et International Water Management Institute (IWMI). Repéré à <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/bfacc678-6d07-42fb-b5d7-3c255a83c203/content>
- Matula, M., & Wojtkowska, M. (2025). Phosphorus speciation in water and sediments. *Desalination and Water Treatment*, 322, 101102. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2025.101102>
- Mcgrath, J. M., Penn, C. J., & Coale, F. J. (2013). A modelling approach to the design of in situ agricultural drainage filters. *Soil Use and Management*, 29(s1), 155-161. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00381.x>
- McGuire, M. J., Addai-Mensah, J., & Bremmell, K. E. (2006). Spectroscopic investigation of the adsorption mechanisms of polyacrylamide polymers onto iron oxide particles. *Journal of Colloid and Interface Science*, 299(2), 547-555. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2006.03.015>
- Mebarki, M., Joge Ngale, G., & Lapointe, M. (2025). Fibrous super-bridging agents simultaneously improve contaminants removal and sludge dewatering via a very compact three-in-one process. *npj Clean Water*, 8(1), 11. <https://doi.org/10.1038/s41545-025-00445-7>
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). (2023). *Dosage de produits chimiques : Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique* (Chapitre 17). Gouvernement du Québec. Repéré à <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/domestique/17-dosage.pdf>
- Meppelink, S. M., Kolpin, D. W., LeFevre, G. H., Cwiertny, D. M., Givens, C. E., Green, L. A., ... & Gray, J. L. (2025). Assessing microplastics, per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS), and other contaminants of global concern in wadable agricultural streams in Iowa. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 27(5), 1401-1422.
- Mitra, S., Saran, R. K., Srivastava, S., & Rensing, C. (2024). Pesticides in the environment: Degradation routes, pesticide transformation products and ecotoxicological considerations. *Science of The Total Environment*, 935, 173026. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173026>
- Morin-Crini, N., Lichtfouse, E., Liu, G., Balaram, V., Ribeiro, A. R. L., Lu, Z., ... Crini, G. (2022). Worldwide cases of water pollution by emerging contaminants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 20(4), 2311-2338. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01447-4>
- Nachimuthu, G., Watkins, M. D., Hulugalle, N., & Finlay, L. A. (2020). Storage and initial processing of water samples for organic carbon analysis in runoff. *MethodsX*, 7, 101012. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.101012>

- Nair, H.T., Sivaraman, R., Prakash, G., & Siddhuraju, P. (2025). Microplastic contamination in farmyard manures: implications for sustainable agriculture. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197(8), 973. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-14430-7>
- Narayan, S., & Goel, S. (2011). Enhanced coagulation for turbidity and Total Organic Carbon (TOC) removal from river Kansawati water. *Journal of Environmental Science and Engineering*, 53, 39–44. PMID: 22324144.
- Nasser, M. S., & James, A. E. (2006). The effect of polyacrylamide charge density and molecular weight on the flocculation and sedimentation behaviour of kaolinite suspensions. *Separation and Purification Technology*, 52(2), 241-252. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.04.005>
- Nasir, A. M., Adam, M. R., Mohamad Kamal, S. N. E. A., Jaafar, J., Othman, M. H. D., Ismail, A. F., ... Wan Salleh, W. N. (2022). A review of the potential of conventional and advanced membrane technology in the removal of pathogens from wastewater. *Separation and Purification Technology*, 286, 120454. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.120454>
- Ni, X., Parajuli, P. B., Ouyang, Y., Dash, P., & Siegert, C. (2021). Assessing land use change impact on stream discharge and stream water quality in an agricultural watershed. *CATENA*, 198, 105055. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105055>
- OECD (2017), Water Risk Hotspots for Agriculture, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264279551-en>
- OECD. *Navigating pathways to reform water policies in agriculture* (Rapport No. 128). (2019). <https://doi.org/10.1787/906cea2b-en>
- OECD. (2021). *Measuring progress in agricultural water management: Challenges and practical options* (Rapport No. 162). (2021). <https://doi.org/10.1787/52b4db7e-en>
- OECD. (2025). *Agricultural Policy Monitoring and Evaluation 2025: Making the Most of the Trade and Environment Nexus in Agriculture*. (S.I.): OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/a80ac398-en>
- Ojaswini, C., Sathe, S. S., Mahanta, C., & Kushwaha, A. (2022). Evaluation of iron coated natural sand for removal of dissolved arsenic from groundwater and develop sustainable filter media. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 18, 100682. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2022.100682>
- Okazaki, M., Takamidoh, K., & Yamane, I. (1986). Adsorption of Heavy Metal Cations on Hydrated Oxides and Oxides of Iron and Aluminum with Different Crystallinities.

- Soil Science and Plant Nutrition*, 32, 523–533.
<https://doi.org/10.1080/00380768.1986.10557535>
- One Earth Editorial Team. (2025). Building on sand. *One Earth*, 8(2).
<https://doi.org/10.1016/j.oneear.2025.101209>
- Othman, N. H., Alias, N. H., Fuzil, N. S., Marpani, F., Shahrudin, M. Z., Chew, C. M., ... Ismail, A. F. (2021). A Review on the Use of Membrane Technology Systems in Developing Countries. *Membranes*, 12(1), 30. <https://doi.org/10.3390/membranes12010030>
- Öttl, L. K., Wilken, F., Juřicová, A., Batista, P. V. G., & Fiener, P. (2024). A millennium of arable land use – the long-term impact of tillage and water erosion on landscape-scale carbon dynamics. *SOIL*, 10(1), 281-305. <https://doi.org/10.5194/soil-10-281-2024>
- Peluso, J., Chehda, A. M., Olivelli, M. S., Ivanic, F. M., Pérez Coll, C. S., Gonzalez, F., ... Aronzon, C. M. (2023). Metals, pesticides, and emerging contaminants on water bodies from agricultural areas and the effects on a native amphibian. *Environmental Research*, 226, 115692. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115692>
- Petrone, L. (2013). Molecular surface chemistry in marine bioadhesion. *Advances in Colloid and Interface Science*, 195-196, 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2013.03.006>
- Quill, L., Ferreira, D., Joyce, B., Coleman, G., Harper, C., Martins, M., ... O'Connell, D. W. (2024). An integrated mitigation approach to diffuse agricultural water pollution—a scoping review. *Frontiers in Environmental Science*, 12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1340565>
- Rad, S. M., Ray, A. K., Barghi, S., Rad, S. M., Ray, A. K., & Barghi, S. (2022). Water Pollution and Agriculture Pesticide. *Clean Technologies*, 4(4), 1088-1102. <https://doi.org/10.3390/cleantechnol4040066>
- Rao, A., & Menon, P. (2024). A Review of Membrane Filtrating Methods for Contaminant/Pollution Removal in Water and Sewage Treatment. *Engineering Perspectives in Filtration and Separation*, 1-6. <https://filtrationjournal.com/index.php/epfs/article/view/EPFS24401>
- Recyc-Québec. (2025). *Bilan 2023 de la gestion des matières résiduelles au Québec : Conditionnement et recyclage des matières recyclables (papier et carton, plastique, verre et métal)*. RECYC-QUÉBEC. <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2023-conditionnement-recyclage.pdf>
- Reinhardt, T. D. (2022). *Adsorptive removal of phosphonates and orthophosphate from membrane concentrate using granular ferric hydroxide* (Doctoral dissertation, Dissertation, Stuttgart, Universität Stuttgart, 2022).

- Richardson, S. D., & Kimura, S. Y. (2020). Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues. *Analytical Chemistry*, 92(1), 473-505. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.9b05269>
- Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S. E., Donges, J. F., Drüke, M., Fetzer, I., Bala, G., von Bloh, W., Feulner, G., Fiedler, S., Gerten, D., Gleeson, T., Hofmann, M., Huiskamp, W., Kummu, M., Mohan, C., Nogués-Bravo, D., Petri, S., Porkka, M., Rahmstorf, S., Schaphoff, S., Thonicke, K., Tobian, A., Virkki, V., Wang-Erlandsson, L., Weber, L., & Rockström, J. (2023). Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*, 9(37), eadh2458. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>
- Saeed, H., Padmesh, S., Singh, A., Nandy, A., Singh, S. P., & Deshwal, R. K. (2024). Impact of veterinary pharmaceuticals on environment and their mitigation through microbial bioremediation. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1396116. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1396116>
- Salehizadeh, H., Yan, N., & Farnood, R. (2018). Recent advances in polysaccharide bio-based flocculants. *Biotechnology Advances*, 36(1), 92-119. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2017.10.002>
- Saliu, T. D., & Sauvé, S. (2024). A review of per- and polyfluoroalkyl substances in biosolids: geographical distribution and regulations. *Frontiers in Environmental Chemistry*, 5, 1383185. <https://doi.org/10.3389/fenvc.2024.1383185>
- Salzmann, R. D., Ackerman, J. N., & Cicek, N. (2022). Pilot-scale, on-site investigation of crushed recycled glass as tertiary filter media for municipal lagoon wastewater treatment. *Environmental Technology*, 43(1), 51-59. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1775711>
- Sauvé, S., & Desrosiers, M. (2014a). A review of what is an emerging contaminant. *Chemistry Central Journal*, 8(1), 15. <https://doi.org/10.1186/1752-153X-8-15>
- Sardar, M. F., Younas, F., Li, H., Ali, J., Zhu, P., Yu, X., ... Guo, W. (2025). Current scenario of emerging pollutants in farmlands and water reservoirs: Prospects and challenges. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 291, 117829. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.117829>
- Schindler, D. W., & Fee, E. J. (1974). Experimental Lakes Area: Whole-Lake Experiments in Eutrophication. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 31(5), 937-953. <https://doi.org/10.1139/f74-110>
- Schindler, D. W., Hecky, R. E., Findlay, D. L., Stainton, M. P., Parker, B. R., Paterson, M. J., ... Kasian, S. E. M. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing

- nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(32), 11254-11258. <https://doi.org/10.1073/pnas.0805108105>
- Schulz, R. (2004). Field Studies on Exposure, Effects, and Risk Mitigation of Aquatic Nonpoint-Source Insecticide Pollution: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 33, 419–448. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.4190>
- Schweitzer, G. K. & Pesterfield, L. L. (2010). *The aqueous chemistry of the elements*. USA : Oxford University Press. (Schweitzer, G. K., & Pesterfield, L. L. (2010). The aqueous chemistry of the elements. Oxford University Press.).
- Schwertmann, U., & Fechter, H. R. (1982). The point of zero charge of natural and synthetic ferrihydrites and its relation to adsorbed silicate. *Clay Minerals*, 17, 471–476.
- Seelsaen, N., McLaughlan, R., Moore, S., Ball, J. E., & Stuetz, R. M. (2006). Pollutant removal efficiency of alternative filtration media in stormwater treatment. *Water Science and Technology*, 54(6-7), 299-305. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.617>
- Shaikh, I. N., & Ahammed, M. M. (2022). Granular media filtration for on-site treatment of greywater: A review. *Water Science and Technology*, 86(5), 992-1016. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.269>
- Soyer, E., Akgiray, Ö., Eldem, N. Ö., & Saatçı, A. M. (2010). Crushed recycled glass as a filter medium and comparison with silica sand. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 38(10), 927-935. <https://doi.org/10.1002/clen.201000217>
- Soyer, E., Akgiray, Ö., Eldem, N. Ö., & Saatçı, A. M. (2013). On the Use of Crushed Recycled Glass Instead of Silica Sand in Dual-Media Filters. *Clean – Soil, Air, Water*, 41, 325–332. <https://doi.org/10.1002/clen.201100470>
- Srivastav, A. L., Patel, N., Rani, L., Kumar, P., Dutt, I., Maddodi, B. S., & others. (2023). Sustainable options for fertilizer management in agriculture to prevent water contamination: A review. *Environment, Development and Sustainability*, 26, 8303–8327. <https://doi.org/10.1007/s10668-023-03117-z>
- Stackpoole, S. M., Stets, E. G., & Sprague, L. A. (2019). Variable impacts of contemporary versus legacy agricultural phosphorus on US river water quality. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(41), 20562-20567. <https://doi.org/10.1073/pnas.1903226116>
- Su, K., Zhang, Q., Chen, A., Wang, X., Zhan, L., Rao, Q., ... Yang, H. (2025). Heavy metals concentrations in commercial organic fertilizers and the potential risk of fertilization into soils. *Scientific Reports*, 15(1), 1230. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-79681-9>

- Sun, X., Tian, L., Fang, H., Walling, D. E., Huang, L., Park, E., ... Feng, L. (2025). Changes in global fluvial sediment concentrations and fluxes between 1985 and 2020. *Nature Sustainability*, 8(2), 142-151. <https://doi.org/10.1038/s41893-024-01476-7>
- Thirunavukkarasu, O. S., Viraraghavan, T., & Subramanian, K. S. (2003). Arsenic Removal from Drinking Water using Iron Oxide-Coated Sand. *Water, Air, and Soil Pollution*, 142(1), 95-111. <https://doi.org/10.1023/A:1022073721853>
- Torres, A., Simoni, M. U., Keiding, J. K., Müller, D. B., Ermgassen, S. O. S. E. zu, Liu, J., ... Lambin, E. F. (2021). Sustainability of the global sand system in the Anthropocene. *One Earth*, 4(5), 639-650. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.011>
- Toth, J. (2002). *Adsorption - Theory, Modeling, and Analysis* (1st éd., Vol. 107). (S.I.) : CRC Press.
- Umar, M., Roddick, F., & Fan, L. (2016). Comparison of coagulation efficiency of aluminium and ferric-based coagulants as pre-treatment for UVC/H₂O₂ treatment of wastewater RO concentrate. *Chemical Engineering Journal*, 284, 841-849. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.109>
- Vandermoere, S., Ralaizafisolariovony, N. A., Van Ranst, E., & De Neve, S. (2018). Reducing phosphorus (P) losses from drained agricultural fields with iron coated sand (-glaucanite) filters. *Water Research*, 141, 329-339. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.022>
- Velasco-Muñoz, J. F., Aznar-Sánchez, J. A., Belmonte-Ureña, L. J., Román-Sánchez, I. M. (2018). Sustainable Water Use in Agriculture: A Review of Worldwide Research. *Sustainability*, 10(4). <https://doi.org/10.3390/su10041084>
- Veolia. (2025). *Chapter 06 – Filtration. In Handbook of Industrial Water Treatment.* <https://www.watertechnologies.com/handbook/chapter-06-filtration>
- Vérificateur général du Québec. (2024). *Pratiques agricoles: santé et conservation des sols- Application de la Loi sur le développement durable: 2023 - Audit de performance - Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation - La Financière agricole du Québec.* Repéré à https://www.vgq.qc.ca/Fichiers/Publications/rapport-cdd/207/CDD_avril2024_ch2_PratiqueAgricole.pdf
- Verma, S., Daverey, A., & Sharma, A. (2017). Slow sand filtration for water and wastewater treatment – a review. *Environmental Technology Reviews*, 6(1), 47-58. <https://doi.org/10.1080/21622515.2016.1278278>
- Vu, C. T., & Wu, T. (2022). Enhanced Slow Sand Filtration for the Removal of Micropollutants from Groundwater. *Science of The Total Environment*, 809, 152161. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152161>

- Walia, S., Sobhani, D., Bradshaw, C., & Kazemian, H. (2025). Novel porous glass from recycled waste for efficient phosphorus capture in wastewater: A case study. *Journal of Water Process Engineering*, 70, 106922. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106922>
- Wan, Y., Liu, J., Zhuang, Z., Wang, Q., Li, H., Wan, Y., ... Li, H. (2024). Heavy Metals in Agricultural Soils: Sources, Influencing Factors, and Remediation Strategies. *Toxics*, 12(1). <https://doi.org/10.3390/toxics12010063>
- Watson, M., Nikić, J., Tubić, A., Isakovski, M. K., Šolić, M., Dalmacija, B., & Agbaba, J. (2022). Repurposing spent filter sand from iron and manganese removal systems as an adsorbent for treating arsenic contaminated drinking water. *Journal of Environmental Management*, 302, 114115. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114115>
- Weiter, L., Leyer, S., & Duchowski, J. K. (2024). Enhancement of Filtration Performance Characteristic of Glass Fiber-Based Filter Media, Part 2: Chemical Modification with Surface-Active Treatment. *Materials*, 17(11), 2720. <https://doi.org/10.3390/ma17112720>
- Weng, L., Van Riemsdijk, W. H., & Hiemstra, T. (2012). Factors Controlling Phosphate Interaction with Iron Oxides. *Journal of Environmental Quality*, 41(3), 628-635. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0250>
- Williams, M., Kookana, R. S., Mehta, A., Yadav, S. K., Tailor, B. L., & Maheshwari, B. (2019). Emerging contaminants in a river receiving untreated wastewater from an Indian urban centre. *Science of the Total Environment*, 647, 1256–1265. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.084>
- Wong, S. S., Teng, T. T., Ahmad, A. L., Zuhairi, A., & Najafpour, G. (2006). Treatment of pulp and paper mill wastewater by polyacrylamide (PAM) in polymer induced flocculation. *Journal of Hazardous Materials*, 135(1), 378-388. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.11.076>
- Wood, C. M., Al-Reasi, H. A., & Smith, D. S. (2011). The two faces of DOC. *Aquatic Toxicology*, 105(3, Supplement), 3-8. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.03.007>
- Xenopoulos, M. A., Barnes, R. T., Boodoo, K. S., Butman, D., Catalán, N., D’Amario, S. C., ... Wilson, H. F. (2021). How humans alter dissolved organic matter composition in freshwater: relevance for the Earth’s biogeochemistry. *Biogeochemistry*, 154(2), 323-348. <https://doi.org/10.1007/s10533-021-00753-3>
- Xia, Y., Zhang, M., Tsang, D. C. W., Geng, N., Lu, D., Zhu, L., ... Ok, Y. S. (2020). Recent advances in control technologies for non-point source pollution with nitrogen and phosphorous from agricultural runoff: current practices and future prospects. *Applied Biological Chemistry*, 63(1), 8. <https://doi.org/10.1186/s13765-020-0493-6>

- Xiong, B., Loss, R. D., Shields, D., Pawlik, T., Hochreiter, R., Zydney, A. L., & Kumar, M. (2018). Polyacrylamide degradation and its implications in environmental systems. *npj Clean Water*, 1(1), 17. <https://doi.org/10.1038/s41545-018-0016-8>
- Yang, Y., Deng, Q., Yan, W., Jing, C., & Zhang, Y. (2018). Comparative study of glyphosate removal on goethite and magnetite: Adsorption and photo-degradation. *Chemical Engineering Journal*, 352, 581-589. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.07.058>
- Yao, W., Wu, W., Liu, Y., Zhu, B., Xiao, J., Zhang, T., ... Xi, S. (2025). The Development Prospects and Potential of High Specific Surface Area Materials: A Review of the Use of Porous Framework Materials for the Capture and Filtration of Ammonia. *Molecules*, 30(8). <https://doi.org/10.3390/molecules30081737>
- Zhang, W.-J., Huo, C.-F., Feng, G., Li, Y.-W., Wang, J., & Jiao, H. (2010). Dehydration of goethite to hematite from molecular dynamics simulation. *Journal of Molecular Structure: THEOCHEM*, 950(1), 20-26. <https://doi.org/10.1016/j.theochem.2010.03.013>
- Zhang, X., Yao, H., Lei, X., Lian, Q., Roy, A., Doucet, D., ... Gang, D. D. (2021). A comparative study for phosphate adsorption on amorphous FeOOH and goethite (α -FeOOH): An investigation of relationship between the surface chemistry and structure. *Environmental Research*, 199, 111223. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111223>
- Zhang, Q., Wang, R., Shen, Y., Zhan, L., & Xu, Z. (2022a). An ignored potential microplastic contamination of a typical waste glass recycling base. *Journal of Hazardous Materials*, 422, 126854. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126854>
- Zhang, X., Han, M., Xu, L., & AlSofi, A. M. (2022b). Long-term stability prediction of polyacrylamide-type polymers at harsh conditions via thermogravimetric analysis. *Chemical Physics Letters*, 795, 139538. <https://doi.org/10.1016/j.cplett.2022.139538>
- Zhang, G., Ran, Y., Jiang, P., & Pei, H. (2023). A Study on the Thermal Degradation of an Acrylamide and 2-Acrylamido-2-Methylpropanesulfonic Acid Copolymer at High Temperatures. *Polymers*, 15(12). <https://doi.org/10.3390/polym15122665>
- Zhao, Y., Shu, X., Tu, Q., Yang, Y., Liu, C., Fu, D., ... Duan, C. (2020). Pollutant removal from agricultural drainage water using a novel double-layer ditch with biofilm carriers. *Bioresource Technology*, 310, 123344. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123344>
- Zhao, M., Jacobs, L., Bouillon, S., & Govers, G. (2021). Rapid soil organic carbon decomposition in river systems: effects of the aquatic microbial community and hydrodynamical disturbance. *Biogeosciences*, 18(4), 1511-1523. <https://doi.org/10.5194/bg-18-1511-2021>

Zouboulis, A., Traskas, G., & Samaras, P. (2008). Comparison of Efficiency between Poly-aluminium Chloride and Aluminium Sulphate Coagulants during Full-scale Experiments in a Drinking Water Treatment Plant. *Separation Science and Technology*, 43(6), 1507-1519. <https://doi.org/10.1080/01496390801940903>

