

Tecnologie innovative per il trattamento delle acque reflue tessili mediante processi biologici

Francesco Staiano¹

¹Affiliation not available

Abstract

Negli ultimi anni, attività antropiche sempre più spinte hanno reso necessario l'adeguamento di impianti di depurazione preesistenti tramite nuove tecnologie innovative ed ecosostenibili, atte a garantire miglior efficienza depurativa con ingombri planimetrici sempre più contenuti. In tale ambito vengono interessati, in modo particolare, gli scarichi di acque reflue derivanti dalle attività dell'industria tessile, con considerevoli concentrazioni residue di coloranti presenti allo scarico.

La necessità di ridurre la produzione di fanghi chimici ha indotto ad adottare nuove tecnologie depurative che presentano migliori efficienze di trattamento. Tra questi spiccano i bioreattori a membrana MBR (Membrane Bio-Reactor) che presentano numerosi vantaggi rispetto agli odierni trattamenti convenzionali, come impianti a fanghi attivi che sfruttano processi di degradazione biologica a colture sospese. Alla base del funzionamento dei sistemi MBR vi è la combinazione dei meccanismi di separazione fisica attraverso filtrazione con i processi di degradazione biologica della sostanza organica.

Negli ultimi decenni, gli studi di ricerca scientifica si sono focalizzati sulla formazione del fouling, ovvero la deposizione indesiderata di una soluzione o una particella sulla superficie o nei pori della membrana, cercando di limitarne gli effetti. Numerose sono le cause di formazione del fouling, come la tipologia di refluo, la presenza di prodotti dell'attività microbica come prodotti microbici solubili (SMP), sostanze polimeriche extracellulari (EPS), particelle esopolimeriche trasparenti (TEP) costituite prevalentemente da polisaccaridi acidi.

Solo di recente l'attenzione è stata rivolta verso l'utilizzo di membrane dinamiche auto-formanti (SFDM); esse sfruttano a loro vantaggio la formazione dello strato di fouling su materiale di supporto a basso costo a maglia larga con porosità variabile.

Ulteriori studi di notevole interesse hanno dimostrato come l'applicazione di processi elettrochimici agli MBR rappresenta un promettente approccio per il controllo del fouling, ed un potenziamento efficace nella rimozione di nutrienti come ortofosfati (PO_4^{3-}P) ed azoto ammoniacale ($\text{NH}_4^+\text{-N}$).

L'attività di tirocinio, svolta presso il Laboratorio di Ingegneria Sanitaria Ambientale (SEED) dell'Università degli Studi di Salerno, si è concentrata sullo studio dei due processi precedentemente menzionati al fine di analizzare, contestualmente alla rimozione di nutrienti, all'abbattimento della sostanza organica disciolta, il monitoraggio di parametri chimico-fisici, controllo sulla formazione del fouling e i suoi precursori, anche la graduale rimozione di coloranti industriali.

Trattamento di reflui industriali tessili

L'industria tessile è famigerata per il suo vasto consumo di acqua e l'utilizzo spinto di coloranti per la produzione di vari tessuti. Circa il 50% dei coloranti prodotti nel mondo vengono impiegati in tale settore ¹ e, siccome la ritenzione dei coloranti nei processi di tintura si aggira nell'intervallo di 2-50% ², la maggior parte di essi viene scaricata con acque reflue.

La più grande classe di coloranti presenti nell'industria tessile sono coloranti azotati, che costituiscono circa il 70% in peso ³. Inoltre, numerose sostanze chimiche vengono utilizzate per migliorare le loro proprietà di adesione, come tensioattivi e metalli pesanti, che rendono le acque reflue ancora più difficili da trattare ⁴.

Le acque reflue tessili possono essere trattate utilizzando approcci fisico-chimici, spesso sotto forma di pretrattamento, in combinazione con processi biologici, come il sistema convenzionale a fanghi attivi. L'aggiunta di composti chimici, per ovviare a problemi di coagulazione e flocculazione dei costituenti, con la simultanea presenza di coloranti tessili danno luogo a fanghi secondari che dovranno essere trattati appropriatamente. Ciò comporta non solo costi maggiori di smaltimento, ma anche una seria minaccia ambientale, siccome tali trattamenti non riescono a soddisfa-

re standard di rimozione appropriati, poiché l'acqua chiarificata trasporterà con sé residui di tali composti, che anche a basse concentrazioni nei corpi idrici risultano dannosi. Altri metodi in uso includono l'ozonizzazione, l'adsorbimento, l'elettrolisi, etc., il cui principale svantaggio comune è l'elevato costo di impianto e di gestione. Pertanto, è comunemente accettato, che il trattamento biologico risulti essere l'approccio più adeguato, ma che necessiti di modifiche tali al fine di rispettare i limiti all'effluente.

I bioreattori a membrana (MBR)

I bioreattori a membrana, meglio noti con l'acronimo MBR (Membrane Bio-Reactor), costruiscono un efficiente sistema di trattamento delle acque reflue, nel quale vengono combinati i processi biologici di degradazione della sostanza organica ed un processo fisico di filtrazione attraverso membrane. Le membrane sono mezzi porosi capaci di separare selettivamente le sostanze in forma sospesa o disciolta contenute in un refluo. Numerosi sono i campi d'applicazione di tale tecnologia, in quanto fornisce una qualità eccellente degli effluenti in termini di rimozione di BOD, COD e bonifica delle acque contaminate ed offrono una bassa produzione di fanghi, ingombri planimetrici ridotti e facilità di adattamento ad impianti esistenti. Per separare la biomassa sospesa nella miscela areata sono utilizzate, di norma, membrane a fibre cave, tubolari, a lastre piane e più raramente a spirali, attuando processi di microfiltrazione, ultrafiltrazione, nanofiltrazione e osmosi inversa ⁵.

La prima applicazione è stata documentata nel 1969 ⁶; tuttavia, nonostante i suoi numerosi vantaggi, l'utilizzo iniziale in ampia scala è ostacolato dalla propensione della membrana al fouling e ai relativi costi di gestione. Le cause di formazione del fouling, definito come la diminuzione di permeabilità dovuta alla deposizione indesiderata di una soluzione o una particella sulla superficie

o nei pori della membrana.

Il fouling nei bioreattori a membrana

Una diminuzione del flusso di permeato o un aumento della pressione di transmembrana (TMP) durante il processo di filtrazione a membrana è generalmente inteso con il termine “fouling” (Fig. 2). Il fouling si verifica come una conseguenza delle interazioni tra la membrana e il refluo all’interno del reattore biologico, ed è uno dei principali limiti del processo MBR. Le principali cause di incrostazioni della membrana si possono sintetizzare come un assorbimento di materia macromolecolare e colloidale, una crescita di biofilm sulla superficie della membrana o precipitazione di materia.

A seconda delle cause che lo determinano, il fouling può essere distinto in removibile, irremovibile e irreversibile (Fig. 3). Il fouling removibile può essere facilmente eliminato mediante operazioni di pulizia meccanica (es. controlavaggio), mentre il fouling irremovibile necessita dell’utilizzo di prodotti chimici, in grado di rimuovere più fortemente i depositi adsorbiti. La limitazione di ricorrenti ed intensi lavaggi chimici, oltre alla loro onerosità, comportano l’indebolimento della membrana ⁸. Infine, il fouling irreversibile è quell’aliquota di fouling permanente che non può essere rimossa da alcun approccio. In molti casi, la formazione del cake layer è legata al fouling removibile, ed è considerato come il principale contributo alla incrostazione della membrana negli MBR. Esso costituisce l’80% della resistenza totale a filtrazione, mentre il restante è da attribuire al modulo a membrana (12%) e al fouling irremovibile e/o irreversibile (8%) ⁹.

Le cause di formazione del fouling sono da attribuire generalmente alla tipologia di refluo, alla presenza di prodotti dell’attività microbica come prodotti microbici solubili (SMP), sostanze po-

limeriche extracellulari (EPS) e particelle esopolimeriche trasparenti (TEP). La presenza di tali frazioni è auspicabile nei convenzionali sistemi a fanghi attivi, poiché aiutano la formazione di fiocchi microbici e li rende facilmente depositabili. Mentre, grazie alla loro natura eterogenea, possono formare uno strato di gel che può fungere da barriera al flusso di permeato per i sistemi MBR.

Attualmente gli EPS, in forma legata o solubile (Fig. 4), sono considerati la principale causa di fouling su membrana negli MBR. Sono costituiti prevalentemente da proteine, polisaccaridi, acidi nucleici, lipidi, acidi umici, ecc. che si trovano all'interno o all'esterno della superficie cellulare. I polisaccaridi sono generalmente trattenuti dalle membrane in misura maggiore rispetto le proteine, che tendono ad accumularsi nella miscela liquida ¹⁰. A causa della loro struttura, gli EPS possiedono una vasta superficie e trasportano numerosi gruppi funzionali, esercitando grandi influenze sulle caratteristiche fisico-chimiche dei fiocchi di fango, tra cui idrofobicità, adesione, proprietà di sedimentazione, flocculazione e disidratazione, e quindi influenzano in modo significativo il fouling su membrana negli MBR ¹¹.

La componente solubile di tali sostanze viene chiamata più comunemente SMP, definito come il pool di composti organici che vengono rilasciati in soluzione in fase di crescita batterica e di decadimento endogeno della biomassa ¹³. Essi rappresentano solo una quota parte della sospensione dei fanghi in un MBR rispetto ad altri foulants, ma tendono a aderire molto facilmente alla superficie della membrana stessa, causando gravi incrostazioni.

Le TEP sono considerate come una sorta di sostanze polimeriche extracellulari sospese, quindi contengono a loro volta polisaccaridi, proteine, lipidi, amino acidi, oligoelementi ¹⁴. La loro presenza nel liquame da trattare deriva da due processi di formazione (Fig. 5) da materia organica disciolta (DOM). In particolar modo è possibile convertire DOM in particolato organico disciolto

(POM) attraverso trasformazione biotica, ovvero possono formarsi da muco, superfici di rivestimento cellulare, materiali particolati e detriti organici prodotti da fitoplancton e batteri presenti in ambienti acquatici ¹⁴. Oppure, si possono formare attraverso processi di trasformazione abiotica, ovvero direttamente da sostanze precursori in condizioni ambientali specifiche come turbolenze, densità ionica e concentrazioni di colloidali inorganici.

Bioreattori a membrana dinamica autoformante (SFDMBR)

Per trarre vantaggio dalla formazione del fouling, l'utilizzo di membrane dinamiche autoformanti (SFDM), piuttosto che membrane prontamente disponibili, ha trovato numerosi impieghi in ambito scientifico, in particolar modo per i bassi costi legati ai materiali di supporto a maglia larga che vengono impiegati. La caratteristica principale di tale sistema è la formazione di uno strato biologico autoformante supportato da materiale generalmente inerte, come nylon, poliestere, tessuto o tessuti non tessuti, avente dimensione dei pori nell'ordine di decine di micron. In altre applicazioni si sono adottati materiali di supporto organici ed inorganici come reti in acciaio inossidabile, tubi in ceramica e membrane per filtrazioni più spinte, ma l'elevato costo ne ha limitato considerevolmente l'uso. Lo strato biologico, noto anche come cake layer, protegge lo strato inferiore, denominato gel layer, dalla diretta collisione con grandi particelle (Fig. 6). In condizioni stazionarie il cake layer si stabilisce attraverso un equilibrio dinamico tra l'aumento di spessore e l'effetto della pulizia della membrana e della miscelazione nell'unità biologica. Il cake layer è composto prevalentemente da fanghi visibili e grossolani. Il diametro dei fiocchi va a diminuire dall'interno verso l'esterno dello strato per effetto delle ingenti forze di taglio, generate durante il moto di filtrazione. Invece, il gel layer è composto prevalentemente da sostanze come EPS, SMP e TEP, ed

è molto più sottile, ma ha il ruolo principale di rendere la membrana più selettiva. Il suo spessore è generalmente circa il 10% dell'intero layer, ma, nonostante ciò, contribuisce in modo sostanziale alla resistenza della membrana alla filtrazione ¹⁶. La combinazione di questi effetti si traduce nella possibilità di ottenere alti livelli di rimozione con una manutenzione del sistema limitata, costi energetici e d'investimento minori rispetto ai convenzionali MBR, miglior controllo del fouling e flusso del permeato più elevato ¹⁷.

Processi elettrochimici applicati ai bioreattori a membrana (e-MBR)

Recenti progressi in ambito scientifico hanno dimostrato come l'applicazione di un campo elettrico ai bioreattori a membrana può ridurre efficacemente le incrostazioni (Fig. 6). Alla base di tali sistemi vi sono meccanismi elettrochimici come elettrocoagulazione, elettrosmosi e elettroforesi che aiutano all'ossidazione degli inquinanti e, allo stesso tempo, controllare il fenomeno del fouling ¹⁹.

L'elettrocoagulazione è il principale meccanismo che influenza la rimozione di composti organici ad alto potenziale di incrostazione delle acque reflue. Tale processo comporta la generazione di coagulanti in sito, dissolvendo elettricamente ioni di metallici dall'anodo e rilascio di idrogeno gassoso dal catodo, che stimolerebbe la fluttuazione delle particelle flocculate verso la superficie del reattore aerobico, favorendo così anche la miscelazione all'interno dell'unità areata. Le reazioni che avvengono all'anodo e al catodo contribuiscono alla formazione di ioni Al^{3+} e Fe^{2+} , i quali risultano essere coagulanti molto efficaci per la flocculazione del liquame ²⁰. La quantità di ioni rilasciati dai rispettivi elettrodi rappresenta, indirettamente, la fornitura di corrente elettrica fornita al sistema. La qualità dell'acqua trattata dipende fortemente dalla quantità di ioni prodotti, dalla

densità di corrente e dal tempo di esposizione. Da ciò si evince che la scelta progettuale di tali parametri potrebbe influenzare la crescita batterica, inibendone il metabolismo.

L'elettrosmosi è un processo di filtrazione ottenuto artificialmente utilizzando il passaggio di corrente elettrica tra catodo ed anodo, che aumenta il flusso di ioni generato ²¹. Le molecole d'acqua polarizzate si avvicineranno al catodo per effetto del campo elettrico instaurato stimolando la rimozione dell'acqua legata dai fiocchi microbici .

L'elettroforesi è un processo elettrocinetico, mediante il quale le particelle cariche compiono un moto verso l'elettrodo caricato di segno opposto. Poiché la forza intermolecolare tra le particelle colloidali, depositatesi sulla membrana lungo il moto di filtrazione, è relativamente grande, la tendenza che l'aumento dell'intensità elettrica accelera il movimento elettroforetico è più evidente sotto l'azione di un campo elettrico più forte. Pertanto, il flusso di permeato aumenta con l'aumentare dell'intensità elettrica. Lo stato critico verrà raggiunto quando la velocità di migrazione elettroforetica delle particelle colloidali è uguale alla velocità di filtrazione sulla superficie della membrana ²².

Combinazione dei processi elettrochimici ai bioreattori a membrana dinamica autoformante (e-SFDMBR)

Un SFDMBR (reattore 1) e un e-SFDMBR (reattore 2) con volume di 19L ciascuno sono stati utilizzati in questo studio (Fig. 8). Per realizzare il processo di filtrazione, i moduli a membrana dinamica autoformante incapsulata viva, brevettate presso il Laboratorio di Ingegneria Sanitaria Ambientale (SEED) dell'università degli studi di Salerno (IT). Le membrane, dette anche ESFDM (Encapsulated self-forming dynamic membrane) hanno con superficie di filtrante di 214.5 cm²

e porosità di 30 μm e, sono stati direttamente immersi nei suddetti reattori. La rete in Dacron è stata fornita da Saati s.p.a (Appiano Gentile, Italia). L'inoculo di fanghi attivi è stato ottenuto dall'impianto di trattamento delle acque reflue urbane municipali sito in Salerno (IT).

Due elettrodi cilindrici (anodo e catodo) distanziati di 6 cm sono stati installati in modo da avvolgere il modulo a membrana del reattore 2. L'anodo è costituito in alluminio, mentre il catodo in acciaio inossidabile. Entrambi gli elettrodi sono collegati ad un alternatore di corrente (Figura 6.4), attraverso cui è stata applicata un'intensità di corrente pari a 0.5 mA/cm^2 . A partire dalle caratteristiche dimensionali dell'anodo ($h=40 \text{ cm}$ e $d=24 \text{ cm}$) e considerando una percentuale dei vuoti della cella pari a 55%, è stato possibile ricavare la densità di corrente di circa 1.6 A. L'applicazione del campo elettrico è stata ottenuta con una modalità di esposizione intermittente di 5 min ON e 20 min OFF. L'alimentazione dei reattori e il processo di filtrazione a membrana sono stati eseguiti utilizzando pompe peristaltiche a circa 6.5 ml/min. Al fine di ridurre il fouling della membrana e di controllare al meglio il Dynamic layer, il flusso del permeato è stato condotto in modalità intermittente, utilizzando un ciclo di aspirazione di 9 min ON e 1 min OFF, nel quale sono state condotte operazioni di controlavaggio in modalità "forward" attraverso una pompa a circa 32.1 ml/min. Il flusso del permeato è stato anch'esso regolato attraverso un sistema di sollevamento con portata iniziale di 10.7 ml/min, al fine di bilanciare la quantità di flusso entrante in ogni reattore. Nella parte inferiore di ogni reattore sono stati installati dei diffusori a bolle fini per soddisfare la richiesta di aerazione da parte dei microrganismi aerobi e ricreare le condizioni di perfetta miscelazione. Sono stati utilizzati a tale scopo dei compressori monostadio capaci di raggiungere picchi di pressione massima nominale fino ad 8 bar. È stato previsto un sistema di "overflow" attraverso una pompa, per prevenire innalzamenti improvvisi del livello dei due reattori, dovuto all'aumento della pressione di transmembrana (TMP) e quindi ad una portata minore dell'effluente. Durante lo studio è stato preparato quotidianamente un refluo sintetico al fine di simulare le caratteristiche delle acque reflue tessili, con l'obiettivo di analizzare le rimozioni in termini di contaminanti convenzionali come COD, nutrienti e coloranti. L'aggiunta di glucosio ha permesso di ricreare le

condizioni iniziali di COD in un refluo tessile di 900 ± 400 mg/L. Invece, l'immissione di NaCl ha permesso di calibrare la conducibilità tra $5200 \div 5750$ $\mu\text{S}/\text{cm}$, così da ottenere, a parità di densità elettrica, effetti più considerevoli dall'applicazione del campo elettrico con costi energetici minori. I due bioreattori hanno continuamente operato per 37 giorni in condizioni di controllo costanti dei parametri chimico-fisici. I parametri necessari al fine di ottenere condizioni ottimali alla crescita batterica come la temperatura, l'ossigeno disciolto e il pH sono stati monitorati durante tutta la durata della "run" sperimentale. La temperatura è risultata in media pari a $19\text{-}22$ °C, mentre il pH e l'ossigeno disciolto si attestano rispettivamente in media pari a $8.50\text{-}9.00$ e $6.00\text{-}8.20$ mg/L.

Indagini sulla variazione nel tempo della torbidità degli effluenti, della pressione di transmembrana (TMP) e della presenza di solidi sospesi totali e volatili nelle miscele aerate, hanno permesso una semplice determinazione delle prestazioni dei moduli filtranti e del tempo necessario per la formazione dello strato dinamico autoformante (SFDM) per entrambe le membrane. Tali risultati attestano la formazione della membrana dinamica che avviene per valori inferiori a 5 NTU, in accordo con precedenti studi condotti da ²⁴. L'effetto positivo dei due sistemi sulla riduzione di torbidità è possibile costatarlo anche qualitativamente, attraverso un approccio ottico diretto come rappresentato in Fig. 9, dimostrando che entrambi i sistemi hanno prodotto i risultati sperati.

Per valutare le capacità depurative dei due sistemi è stata valutata l'efficienza di rimozione dei contaminanti convenzionali come COD, DOC, azoto ammoniacale e particolato sotto lo spettro del visibile ($\text{UV}_{254\text{nm}}$), risultando rispettivamente per il reattore 1 e il reattore 2 del 97.29% e 97.17% per il COD, del 96.60% e 94.47% per il DOC, del 99.39% e 96.51% per l'azoto ammoniacale e del 76.55% e 72.47% per gli $\text{UV}_{254\text{nm}}$. I valori di rimozione di materia organica, ovvero di COD e DOC, risultano comparabili con i valori ottenuti in un precedente studio di un MBR convenzionale ²⁵, dove è stato utilizzato un modulo a membrana di ultrafiltrazione convenzionale. I risultati osservati dimostrano ulteriormente il miglioramento della rimozione della materia organica grazie all'uso di un modulo a membrana incapsulata simultaneamente all'applicazione di processi

elettrochimici, che sono in grado di far coagulare le particelle organiche colloidali, ovvero, anche quelle ad alto peso molecolare, e capaci di ossidare efficacemente le sostanze organiche ²⁶.

La capacità di rimozione dei coloranti Direct e Reactive è stata indagata attraverso la spettrofotometria, simultaneamente alla determinazione di un ulteriore contaminante, come i solfati (SO_4^{2-}), derivanti dal loro uso nell'industria tessile. Per gli effluenti si osservano valori, rispettivamente per il reattore 1 e reattore 2, del 89.05% e 87.56% per il colorante Direct e del 91.33% e 91.37% del colorante Reactive, mentre si osserva una rimozione dei solfati pari al 48.72% e 46.33%. Per entrambi i sistemi si attestano risultati promettenti ben al di sotto dei limiti normativi per lo scarico di solfati in corpi superficiali o in fognatura. Da ciò si evince come entrambi i sistemi rappresentano una soluzione tecnologica in grado di ottenere alte efficienze di rimozione di coloranti presenti in reflui tessili, con costi decisamente ridotti in termini di realizzazione delle membrane filtranti e condizioni operative del processo; inoltre, si è osservato come l'applicazione di processi elettrochimici, con l'aggiunta simultanea di coloranti tessili, non abbia interferito con i processi di degradazione biologica all'interno del sistema e-SFDMBR.

Conclusioni

In conclusione, si può affermare che i risultati preliminari, condotti sul comportamento dei due sistemi per il trattamento di acque reflue tessili, sono promettenti in termini di rimozione dei contaminanti convenzionali, controllo del fouling. Tuttavia, l'applicazione del campo elettrico con intensità di 0.5 mA, anche se ha prodotto i risultati sperati, risultava comunque alta, ossidando eccessivamente l'anodo e rilasciando particelle di alluminio nella miscela aerata, per cui, ulteriori analisi saranno condotte per individuare il valore corretto al fine di migliorare il processo. Ad ogni modo, l'applicazione di tale tecnologia ha comunque fornito un'ottima efficienza di rimozione dei coloranti in soluzione e di sottoprodotti tipici dell'attività industriale tessile, come i solfati.

References

- 1.Ćemanović, A., Kizilet, A. & Cinar, O. Membrane bioreactors application in textile wastewater treatment. in *4th International Conference on Engineering and Natural Sciences (ICENS 2018) At: Kiev, Ukraine* (2018).
- 2.O'Neill, C., Hawkes, F. R., Esteves, S. R. R., Hawkes, D. L. & Wilcox, S. J. Anaerobic and aerobic treatment of a simulated textile effluent. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* **74:993-999**, (1999).
- 3.Zollinger, H. *Color Chemistry—Syntheses, Properties and Applications of Organic Dyes Pigments*. (WILEY-VCH, 1987).
- 4.Bisschops, I. & Spanjers, H. Literature review on textile wastewater characterisation. *Environmental Technology* **24**, 1399–1411 (2003).
- 5.Naddeo, V. & Belgiorno, V. *Bioreattori a membrane per la depurazione delle acque reflue*. (Edizioni ASTER. Collana Editoriale in Ingegneria Ambientale, 2013).
- 6.Smith, C. V., Gregorio & Talcott, R. M. The use of ultrafiltration membranes for activated sludge separation. in *24th Annual Purdue Industrial Waste Conference, Lafayette, IN pp. 130-1310* (1969).
- 7.Bakonyi, P., Nemestóthy, N., Simon, V. & Bélafi-Bakó, K. Fermentative hydrogen production in anaerobic membrane bioreactors: A review. *Bioresource Technology* **156**, 357–363 (2014).
- 8.Judd, S. The status of membrane bioreactor technology. *Trends in Biotechnology* **26**, 109–116 (2008).
- 9.Lee, J., Ahn, W.-Y. & Lee, C.-H. Comparison of the filtration characteristics between attached and suspended growth microorganisms in submerged membrane bioreactor. *Water Research* **35**,

2435–2445 (2001).

10.Meng, F. *et al.*. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. *Water Research* **43**, 1489–1512 (2009).

11.Lin, H. *et al.*. A critical review of extracellular polymeric substances (EPSs) in membrane bioreactors: Characteristics roles in membrane fouling and control strategies. *Journal of Membrane Science* **460**, 110–125 (2014).

12.Farquharson, A. & Zhou, H. Relationships of activated sludge characteristics to fouling rate and critical flux in membrane bioreactors for wastewater treatment. *Chemosphere* **79**, 149–155 (2010).

13.Barker, D. J. & Stuckey, D. C. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. *Water Research* **33**, 3063–3082 (1999).

14.Passow, U. Transparent exopolymer particles (TEP) in aquatic environments. *Progress in Oceanography* **55**, 287–333 (2002).

15.Meng, S., Rzechowicz, M., Winters, H., Fane, A. G. & Liu, Y. Transparent exopolymer particles (TEP) and their potential effect on membrane biofouling. *Applied Microbiology and Biotechnology* **97**, 5705–5710 (2013).

16.Hwang, K.-J. & Cheng, Y.-H. The Role of Dynamic Membrane in Cross-Flow Microfiltration of Macromolecules. *Separation Science and Technology* **38**, 779–795 (2003).

17.Rezvani, F., Mehrnia, M. R. & Poostchi, A. A. Optimal operating strategies of SFDM formation for MBR application. *Separation and Purification Technology* **124**, 124–133 (2014).

18.Zhang, Y., Zhao, Y., Chu, H., Dong, B. & Zhou, X. Characteristics of dynamic membrane filtration: structure operation mechanisms, and cost analysis. *Chinese Science Bulletin* **59**, 247–260 (2013).

19.Ensano, B. M. B. *et al.*. Combination of Electrochemical Processes with Membrane Bioreactors

for Wastewater Treatment and Fouling Control: A Review. *Frontiers in Environmental Science* **4**, (2016).

20.Chen, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology* **38**, 11–41 (2004).

21.Asif, M. B., Maqbool, T. & Zhang, Z. Electrochemical membrane bioreactors: State-of-the-art and future prospects. *Science of The Total Environment* **741**, 140233 (2020).

22.Xu, L., Du, L.-S., Wang, C. & Xu, W. Nanofiltration coupled with electrolytic oxidation in treating simulated dye wastewater. *Journal of Membrane Science* **409-410**, 329–334 (2012).

23.Elektorowicz, M., Bani-Melhem, K. & Oleszkiewicz, J. Submerged Membrane Electro-Bioreactor – SMEBR, US Patent 12553,680 (2009).

24.Xiong, J., Fu, D., Singh, R. P. & Ducoste, J. J. Structural characteristics and development of the cake layer in a dynamic membrane bioreactor. *Separation and Purification Technology* **167**, 88–96 (2016).

25.Borea, L. *et al.*. Are pharmaceuticals removal and membrane fouling in electromembrane bioreactor affected by current density?. *Science of The Total Environment* **692**, 732–740 (2019).

26.Tafti, A. D., Seyyed Mirzaii, S. M., Andalibi, M. R. & Vossoughi, M. Optimized coupling of an intermittent DC electric field with a membrane bioreactor for enhanced effluent quality and hindered membrane fouling. *Separation and Purification Technology* **152**, 7–13 (2015).

27.Chen, J.-P., Yang, C.-Z., Zhou, J.-H. & Wang, X.-Y. Study of the influence of the electric field on membrane flux of a new type of membrane bioreactor. *Chemical Engineering Journal* **128**, 177–180 (2007).

28.Bar-Zeev, E., Berman-Frank, I., Girshevitz, O. & Berman, T. Revised paradigm of aquatic biofilm formation facilitated by microgel transparent exopolymer particles. *Proceedings of the*

National Academy of Sciences **109**, 9119–9124 (2012).

29. Ensano, B. *et al.*. Removal of Pharmaceuticals from Wastewater by Intermittent Electrocoagulation. *Water* **9**, 85 (2017).

30. Naddeo, V., Scannapieco, D. & Belgiorno, V. Enhanced drinking water supply through harvested rainwater treatment. *Journal of Hydrology* **498**, 287–291 (2013).

31. Scannapieco, D., Naddeo, V., Zarra, T. & Belgiorno, V. River water quality assessment: A comparison of binary- and fuzzy logic-based approaches. *Ecological Engineering* **47**, 132–140 (2012).

32. Naddeo, V., Zarra, T. & Belgiorno, V. Optimization of sampling frequency for river water quality assessment according to Italian implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy* **10**, 243–249 (2007).

33. Water and wastewater disinfection by ultrasound irradiation—a critical review.

34. Naddeo, V., Zarra, T. & Belgiorno, V. A comparative approach to the variation of natural elements in Italian bottled waters according to the national and international standard limits. *Journal of Food Composition and Analysis* **21**, 505–514 (2008).

35. Ensano, B. M. B. *et al.*. Applicability of the electrocoagulation process in treating real municipal wastewater containing pharmaceutical active compounds. *Journal of Hazardous Materials* **361**, 367–373 (2019).

36. Naddeo, V., Ricco, D., Scannapieco, D. & Belgiorno, V. Degradation of Antibiotics in Wastewater during Sonolysis Ozonation, and Their Simultaneous Application: Operating Conditions Effects and Processes Evaluation. *International Journal of Photoenergy* **2012**, 1–7 (2012).

37. Patton, S., Romano, M., Naddeo, V., Ishida, K. P. & Liu, H. Photolysis of Mono- and Dichloramines in UV/Hydrogen Peroxide: Effects on 1,4-Dioxane Removal and Relevance in Water

Reuse. *Environmental Science & Technology* (2018) doi:10.1021/acs.est.8b01023.

38.Ibrahim, Y., Abdulkarem, E., Naddeo, V., Banat, F. & Hasan, S. W. Synthesis of super hydrophilic cellulose-alpha zirconium phosphate ion exchange membrane via surface coating for the removal of heavy metals from wastewater. *Science of The Total Environment* **690**, 167–180 (2019).

39.Borea, L. *et al.*. Wastewater treatment by membrane ultrafiltration enhanced with ultrasound: Effect of membrane flux and ultrasonic frequency. *Ultrasonics* **83**, 42–47 (2018).

40.Nikolaou, A. D. *et al.*. Multi-parametric water quality monitoring approach according to the WFD application in Evros trans-boundary river basin: priority pollutants. *Desalination* **226**, 306–320 (2008).

41.Naddeo, V., Landi, M., Scannapieco, D. & Belgiorno, V. Sonochemical degradation of twenty-three emerging contaminants in urban wastewater. *Desalination and Water Treatment* **51**, 6601–6608 (2013).

42.Landi, M., Naddeo, V. & Belgiorno, V. Influence of ultrasound on phenol removal by adsorption on granular activated carbon. *Desalination and Water Treatment* **23**, 181–186 (2010).

43.Corpuz, M. V. A. *et al.*. Viruses in wastewater: occurrence abundance and detection methods. *Science of The Total Environment* **745**, 140910 (2020).

44.Naddeo, V. & Korshin, G. Water energy and waste: The great European deal for the environment. *Science of The Total Environment* **764**, 142911 (2021).

45.Naddeo, V. Development of environmental biotechnology and control of emerging biological contaminants: the grand challenge for a sustainable future. *Water Environment Research* **92**, 1246–1248 (2020).

46.*Frontiers in Water-Energy-Nexus—Nature-Based Solutions Advanced Technologies and Best Practices for Environmental Sustainability*. (Springer International Publishing, 2020).

doi:10.1007/978-3-030-13068-8.

47.Naddeo, V., Belgiorno, V., Zarra, T. & Scannapieco, D. Dynamic and embedded evaluation procedure for strategic environmental assessment. *Land Use Policy* **31**, 605–612 (2013).

48.Scannapieco, D., Naddeo, V. & Belgiorno, V. Sustainable power plants: A support tool for the analysis of alternatives. *Land Use Policy* **36**, 478–484 (2014).

49.Nesticò, A., Elia, C. & Naddeo, V. Sustainability of urban regeneration projects: Novel selection model based on analytic network process and zero-one goal programming. *Land Use Policy* **99**, 104831 (2020).

50.A Comparative and Critical Evaluation of Different Sampling Materials in the Measurement of Odour Concentration by Dynamic Olfactometry — *Chemical Engineering Transactions*.

51.Odour Impact Assessment in Industrial Areas.

Figure Captions

Figure 1. Water drop photograph using the Miops Spash.

Figure 2. Formazione di fouling in un processo di filtrazione su membrana ⁷.

Figure 3. Schema illustrativo della formazione di fouling reversibile, irreversibile e irrecuperabile negli MBRs ¹⁰.

Figure 4. Composizione biologica di un fiocco di fango ¹².

Figure 5. Processi di formazione delle TEP da sostanze organiche disciolte ¹⁵.

Figure 6. Struttura del layer dinamico in un SFDM ¹⁸.

Figure 7. Bioreattore a membrana con l'applicazione di processi elettrochimici (e-MBR) ²³.

Figure 8. Tecnologie SFDMBR ed e-SFDMBR a scala di laboratorio, presso il Laboratori di Ingegneria Sanitaria Ambientale (SEED), UniSa (IT).

Figure 9. Confronto ottico tra gli effluenti e il refluo sintetico dopo 8 giorni dall'attivazione degli impianti a scala di laboratorio.

Figures



Figure 1: Water drop photograph using the Miops Spash.

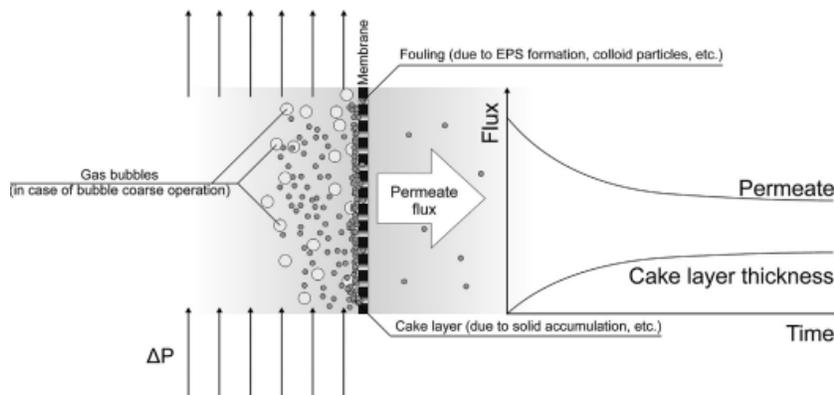


Figure 2: Formazione di fouling in un processo di filtrazione su membrana ⁷.

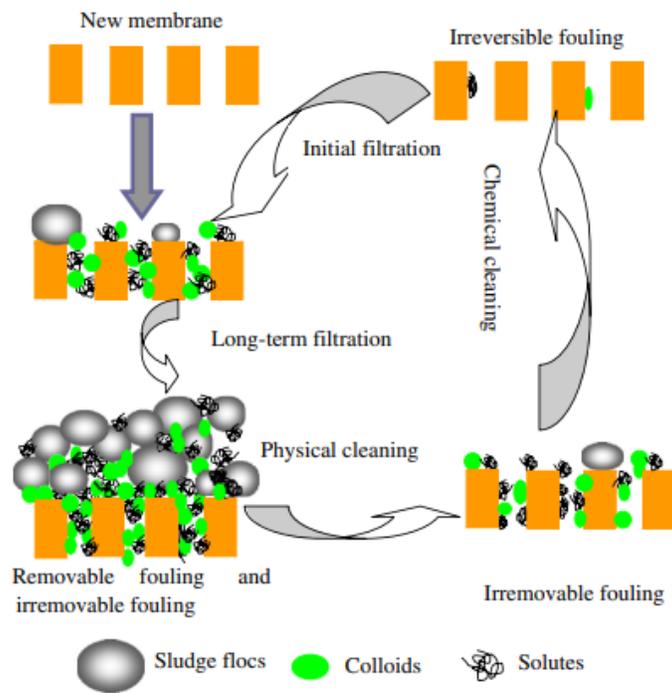


Figure 3: Schema illustrativo della formazione di fouling reversibile, irreversibile e irrecuperabile negli MBRs ¹⁰.

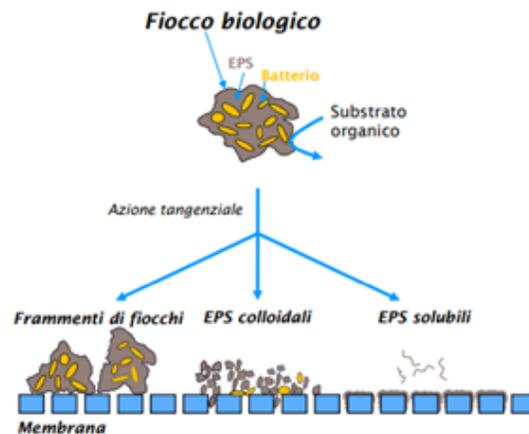


Figure 4: Composizione biologica di un fiocco di fango ¹².

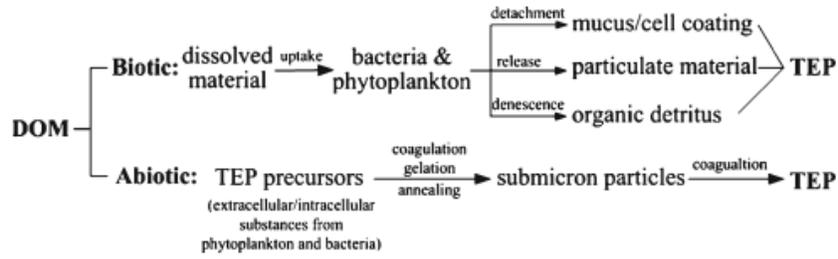


Figure 5: Processi di formazione delle TEP da sostanze organiche disciolte ¹⁵.

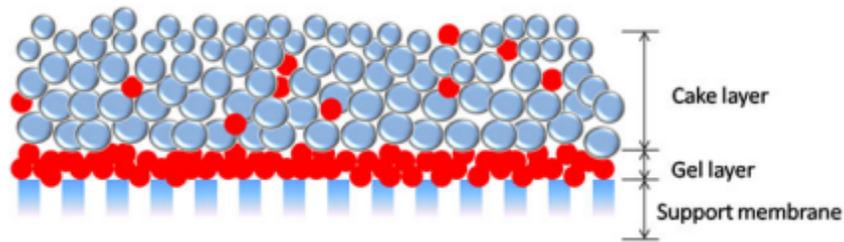


Figure 6: Struttura del layer dinamico in un SFDM ¹⁸.

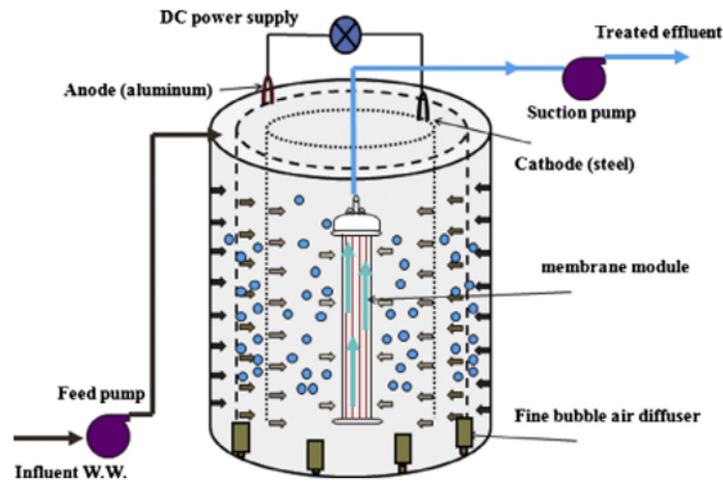


Figure 7: Bioreattore a membrana con l'applicazione di processi elettrochimici (e-MBR) ²³.



Figure 8: Tecnologie SFDMBR ed e-SFDMBR a scala di laboratorio, presso il Laboratori di Ingegneria Sanitaria Ambientale (SEED), UniSa (IT).

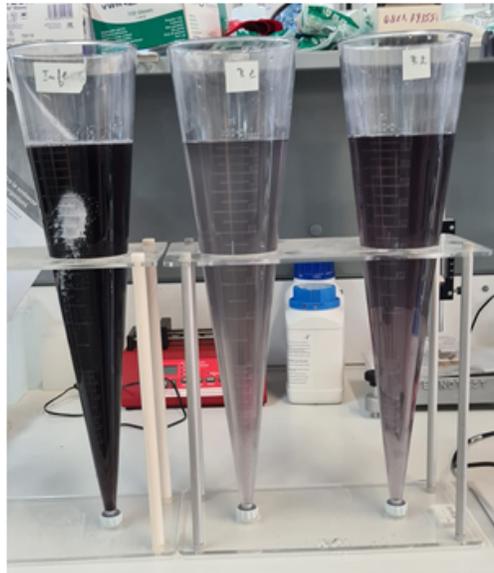


Figure 9: Confronto ottico tra gli effluenti e il refluo sintetico dopo 8 giorni dall'attivazione degli impianti a scala di laboratorio.