

Politecnico di Torino

Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria Civile A.a. 2021/2022

Modellazione idrodinamica per l'analisi dell'attività microbica nelle constructed wetlands

Relatore Prof. Fulvio Boano **Tesi di laurea di** Piccionello Calogero 277306

Correlatore Ing. Elisa Costamagna

Ottobre 2022

Abstract

Il presente lavoro è incentrato sullo studio di sistemi innovativi per il trattamento delle acque, le cosiddette Constructed Wetlands. Si tratta di vasche per la depurazione di acque reflue che negli ultimi anni hanno subito una diffusione crescente legata sicuramente alla forte riduzione del consumo energetico che si riesce ad ottenere rispetto a quanto accade con i tradizionali sistemi di depurazione. Principalmente si classificano in sistemi a superficie libera e sistemi a flusso sotterraneo; queste ultime sono state oggetto di tesi. Le wetland a flusso sotterraneo si presentano come delle vasche che contengono sedimenti ghiaiosi con vegetazione in superficie e vengono attraversate da un flusso d'acqua da depurare che può essere orizzontale o verticale. I fenomeni che avvengono all'interno delle wetland sono molto complessi e tuttora rimangono poco conosciuti. Naturalmente questi sistemi che rappresentano un complemento ai classici sistemi di trattamento delle acque richiedono spazi molto importanti. Ci sono però, dei benefici che compensano in parte l'ampia richiesta di spazio: la realizzazione di aree verdi che hanno una valenza di natura estetica e ricreativa; la presenza di queste aree inoltre fornisce un habitat a diverse specie di animali e ha un effetto di raffrescamento che può risultare molto utile nei centri urbani. L'attività di tesi si basa sui risultati di un esperimento fatto nel 2014 nell'università di Nantes in cui è stata sperimentata una particolare tecnica fotografica con lo scopo di visualizzare l'attività batterica che si instaura in ogni punto di una serie di vasche pilota attraverso l'immissione all'interno delle stesse di un tracciante non conservativo, il diacetato di fluoresceina. La sua degradazione provocata dai microrganismi nel suolo produce una sostanza fluorescente che permette di osservare e monitorare nel tempo lo sviluppo dell'attività enzimatica all'interno delle wetland. L'obiettivo della tesi è quello di cercare di capire se i fenomeni idrodinamici di flusso e trasporto dell'ossigeno che avvengono nelle wetland permettono di prevedere e spiegare le zone di maggiore attività batterica, cioè le zone della vasca dove effettivamente avviene la rimozione degli inquinanti. Allo scopo di raggiungere tale obiettivo sono state effettuate delle simulazioni numeriche utilizzando determinate scelte modellistiche nell'ottica di riprodurre il campo di moto dentro la vasca. Sono state effettuate due principali tipologie di analisi. Una prima, in cui è stato simulato il trasporto di un tracciante conservativo per valutare i tempi di residenza dell'acqua nel sistema che però non si sono rilevati sufficienti a giustificare le zone di maggiore attività batterica. Con un altro tipo di simulazione, invece, si è voluto analizzare la dinamica dell'ossigeno all'interno della wetland. In questo caso, considerando che le piante presenti rilasciano una certa quantità di ossigeno e ipotizzando una cinetica di consumo di ossigeno da parte dei microrganismi, è stata determinata la concentrazione puntuale all'interno del dominio. I risultati ottenuti, messi a confronto con le immagini ottenute con il metodo fotografico, ci hanno permesso di dimostrare che sicuramente la dinamica dell'ossigeno influenza l'attività batterica all'interno delle wetland ma che da sola non è in grado di fornire delle spiegazioni in maniera esaustiva.

Indice

1.	Intro	duzione	4	
2.	Cons	tructed wetlands: inquadramento generale	7	
2.1	Clas	ssificazione	9	
	2.1.1	Wetland a flusso orizzontale	13	
2.2	Mee	ccanismi di rimozione degli inquinanti	17	
2.3	Veg	etazione nelle constructed wetlands	19	
2.4	Idraulica del sistema			
2.5	Ges	tione e Manutenzione	25	
2.6	Cas	o studio		
3.	Meto	di di progetto		
3.1	L'at	tività di modellazione		
3.2	Il m	odello bidimensionale		
	3.2.1	Fluidi nei mezzi porosi - Legge di Darcy		
	3.2.2	Modellazione di un tracciante conservativo		
3.3	Il m	odello omogeneo tridimensionale		
3.4	Dist	ribuzione spaziale delle radici		
3.5	Moo	dellazione dell' ossigeno disciolto		
	3.5.1	Reazione		
	3.5.2	Sorgente di ossigeno		
4.	Risu	ltati		
4.1	Moo	dello omogeneo bidimensionale		
4.2	Moo	Modello omogeneo tridimensionale		
4.3	Moo	Modello eterogeneo bidimensionale		
4.4	Oss	Ossigeno disciolto		
5.	Conc	lusioni		

1. Introduzione

Negli ultimi cento anni il consumo di acqua su scala mondiale è cresciuto di sei volte (Wada et al., 2016) e continua ad aumentare in maniera costante con un tasso di circa l'1% annuo in relazione alla crescita della popolazione, allo sviluppo economico ed industriale insieme ad altri fattori. In quest'ottica le acque depurate rappresentano una risorsa da non sprecare dal momento che la disponibilità di acqua dolce continua a subire nel corso degli anni una progressiva riduzione. Le acque reflue trattate possono essere riutilizzate sia in ambito civile, per applicazioni di tipo urbano e ricreativo, sia in campo produttivo per applicazioni di tipo agricolo e industriale secondo quanto previsto dal D.M. 12 giugno 2003.

Il trattamento delle acque reflue, però, si spinge più avanti ponendosi due obiettivi fondamentali: proteggere gli ecosistemi e prevenire la diffusione di malattie trasmesse dall'acqua (Gray, 2004). I concetti che stanno alla base delle tecniche per la depurazione delle acque reflue risultano ormai consolidati almeno per quanto riguarda le tecnologie tradizionali e consentono il raggiungimento di diversi gradi di depurazione a seconda degli obiettivi di riutilizzo. Questo consolidamento è dovuto al tema della gestione delle acque reflue che nel decorso storico ha rappresentato una vera e propria sfida per la comunità internazionale e ciò ha reso necessario il miglioramento di tali tecniche.

Parallelamente al tema della gestione della risorsa idrica, negli ultimi decenni è stata posta particolare attenzione al rispetto e alla cura dell'ambiente, temi che hanno guidato la crescente diffusione di sistemi per il trattamento delle acque in aggiunta ai classici impianti, le constructed wetlands. Queste tecnologie che rientrano nel campo delle NBS (Nature Based Solution) tendono a riprodurre i processi naturali che si verificano nelle aree umide rappresentando una soluzione ecologica e sostenibile per molti paesi del mondo. È stato ampiamente dimostrato che attraverso queste tecnologie è possibile trarre numerosi benefici sociali, ambientali ed economici in aggiunta al tema della gestione delle acque (Masi et al., 2021; Reynaud et al., 2017). La commissione europea all'interno di un documento pubblicato nel 2020 ha analizzato il concetto di NBS definendo una

lunga lista di vantaggi che promuovono la tutela della biodiversità e protezione delle specie, l'adattamento al cambiamento climatico con la riduzione di isole di calori nei centri urbani e conseguente abbattimento del consumo energetico per il raffrescamento di edifici, la gestione della risorsa idrica, le attività sociali ricreative considerando inoltre un impatto positivo sulla qualità dell'aria.

I primi studi sulle CW che risalgono agli anni Cinquanta nell'Istituto Max Planck in Germania hanno subito evidenziato la possibilità di riconoscere questi sistemi come una valida soluzione per il trattamento delle acque reflue (Vymazal, 2005).

Questi sistemi, adatti al trattamento secondario e terziario delle acque reflue, grazie alla loro capacità di gestire un'ampia gamma di contaminanti permettono di trattare efficacemente reflui domestici e urbani, industriali e agricoli (Dotro et al., 2017). Principalmente si distinguono due tipologie: impianti a flusso superficiale e a flusso sotterraneo (Kadlec e Wallace, 2009), nello specifico è stato oggetto del presente lavoro il sistema a flusso sotterraneo orizzontale HSSF. Si tratta di vasche di depurazione ricavabili direttamente nel terreno e riempite con materiale granulare. In superficie è piantata una specie vegetale in grado di adattarsi all'ambiente instaurato e all'interno del mezzo poroso si fa scorrere l'acqua da trattare con un flusso in direzione orizzontale. Le acque reflue pretrattate per evitare l'intasamento filtrano nel substrato, vengono a contatto con la vegetazione e i microrganismi e attraverso una serie di processi fisici, chimici e biologici avviene la depurazione. Tanti dei fenomeni che partecipano alla degradazione dei contaminanti sono oggi poco compresi o sconosciuti per via dell'elevata complessità che li contraddistingue: infatti, i processi fisici, chimici e biologici si attivano in modo simultaneo e in qualsiasi zona della vasca (Dotro et. al., 2017).

Negli ultimi anni la modellazione numerica ha rappresentato un metodo efficiente ed elegante per comprendere meglio il funzionamento e le prestazioni delle zone umide artificiali (Llorens et al., 2001; Samsò et al., 2013). I modelli numerici sono strumenti potenzialmente rapidi ed economici che consentono di riprodurre il reale funzionamento delle CW fornendo un'interpretazione quali-quantitativa volta a migliorare la progettazione di questi sistemi.

Il caso studio riguarda un metodo sperimentale e innovativo sviluppato nell'Università di Nantes nel 2014 finalizzato a visualizzare l'evoluzione spazio-temporale dell'attività batterica all'interno delle CW tramite test non distruttivi. La tecnica è basata sull'utilizzo di una particolare sostanza che degradandosi rilascia un tracciante fluorescente, grazie al quale è possibile costruire mappe bidimensionali ad intervalli prestabiliti che mostrano la distribuzione dell'attività batterica all'interno della vasca.

A partire da questi risultati il presente lavoro si pone l'obiettivo di sviluppare una modellazione numerica per approfondire lo studio dei fattori che influenzano maggiormente i processi biologici nelle CW. Sono stati realizzati diversi modelli attraverso il software Comsol Multiphysics per analisi con scopi differenti sia in campo bidimensionale che tridimensionale.

È stata valutata l'influenza dell'idrodinamica sui processi di rimozione legati all'attività batterica simulando il trasporto di un tracciante all'interno della vasca con lo scopo di fornire una stima dei tempi di residenza della sostanza disciolta.

È stato realizzato anche un modello 3D per verificare che l'assunzione dell'intera parete come superficie di imbocco non generi una forte dispersione dei risultati dato che nell'esperimento fotografico l'acqua veniva immessa nel sistema attraverso un tubo di dimensioni note.

Successivamente è stata analizzata l'influenza dei processi che coinvolgono l'ossigeno disciolto sull'attività batterica ammettendo un grado di aerazione della zona radicale (Samsò et al., 2013) per studiare in maniera più approfondita la relazione che lega la rizosfera e i processi biologici.

Coerentemente con il metodo fotografico è stato esaminato l'impatto dovuto a due specie vegetali, *Phragmites australis e Phalaris arundinacea*, e attraverso l'elaborazione delle immagini scattate è stata ricostruita con il software Matlab la distribuzione spaziale dell'apparato radicale.

Inoltre, è stata condotta un'analisi statistica per studiare più a fondo il rapporto tra l'ossigeno disciolto e l'attività batterica ricercando una potenziale correlazione tra le zone maggiormente attive nei processi di rimozione e le zone con maggior concentrazione di ossigeno nella vasca.

2. Constructed wetlands: inquadramento generale

Le constructed wetlands sono dei sistemi ingegnerizzati che, simulando zone umide naturali, permettono il trattamento di diverse tipologie di acque inquinate, di origine domestica, agricola, industriale e piovana (Dotro et al., 2017; Kadlec e Wallace, 2009). Questa tecnologia di trattamento rappresenta una soluzione ecologica (*green infrastructure*) ed ambientalmente sostenibile per il trattamento delle acque reflue. Da una parte si riesce a ridurre l'elevato consumo energetico che si avrebbe con i classici sistemi di depurazione, dall'altra si fornisce un importante contributo per lo sviluppo e la crescita della biodiversità favorendo la fauna e la flora selvatica.



Figura 2.1. Esempio di constructed wetland a flusso sotterraneo (fonte: Arm Group ltd)

Nel confronto con le tradizionali tecniche di depurazione, questi sistemi hanno un basso impatto energetico e necessitano di una bassa gestione e manutenzione (O&M, operation and maintenance) (Dotro et al., 2017); non richiedono, inoltre, l'impiego di personale specializzato, riducendo ulteriormente i costi gestionali.

L'impiego di questi impianti permette di raggiungere ottime prestazioni di trattamento nei piccoli o medi centri urbani ma anche nelle case sparse e centri isolati laddove può risultare particolarmente onerosa l'installazione di un complesso sistema di drenaggio o la realizzazione di un depuratore tradizionale. Bisogna tenere a mente, però, che in grandi città è molto difficile la completa sostituzione dei classici sistemi di depurazione perché in questi casi una constructed wetland richiederebbe superfici molto estese, facendo lievitare di gran lunga i costi di costruzione, senza contare che, molto spesso, questo spazio richiesto può non essere disponibile.

Proprio l'ampiezza delle superfici necessarie al corretto dimensionamento di questi sistemi può sicuramente rappresentare uno dei limiti di utilizzo, ma in ambito urbano e suburbano vi è la possibilità di sfruttare queste aree attraverso la realizzazione di parchi verdi impiegati per scopi ricreativi rendendo possibile la riqualificazione ambientale e paesaggistica di aree degradate. Reynaud et al., 2017 ha esaminato il caso studio del parco acquatico Gorla in Lombardia con l'obiettivo di comprendere in modo più approfondito come si interfacciano i temi legati al benessere sociale/ambientale con la gestione delle acque. Ci sono ulteriori vantaggi che è possibile raggiungere nei centri urbani mediante l'utilizzo di queste aree verdi naturali: esse, infatti, forniscono un habitat a diverse specie di animali generando veri e propri corridoi ecologici, migliorano la qualità dell'aria assorbendo CO₂ e contribuiscono a ridurre le isole di calore (Reynaud et al., 2017; Tzoulas et al., 2007).

All'interno delle constructed wetlands si svolgono una serie di processi di depurazione che promuovono la rimozione di diversi tipi di sostanze inquinanti come materia organica, sostanze nutritive, agenti patogeni o anche metalli pesanti. I fenomeni di rimozione che si verificano sono caratterizzati da una elevata complessità: alcuni di essi sono tuttora oggetto di ricerca.

I primi studi mirati a comprendere il funzionamento di questi sistemi risalgono agli anni '50 ma solo al termine del secolo scorso le constructed wetlands hanno subito una significativa diffusione, sicuramente per via della complessità dei fenomeni biologici che si attivano al loro interno. Oggigiorno in Italia questa tecnologia di trattamento viene impiegata oltre che per l'uso domestico anche per il trattamento di acque di scarico derivanti da diverse tipologie di industrie: agroalimentare (cantine vinicole, caseifici), alimentari misti, industria zootecnica (allevamenti), tessile e delle lavanderie (Vymazal, 2014).

2.1 Classificazione

Le constructed wetlands si classificano principalmente in sistemi a flusso superficiale e a flusso sotterraneo (Dotro et al., 2017; Kadlec e Wallace, 2009)

I sistemi a flusso sotterraneo presentano uno schema molto semplice: sono delle vasche di depurazione che si ricavano attraverso uno scavo nel terreno e sono separate da esso tramite un opportuno sistema di impermeabilizzazione.

All'interno contengono materiale filtrante poroso a base di ghiaia o sabbia con vegetazione piantata in superficie e sono interessate da un flusso d'acqua che può scorrere in direzione orizzontale o verticale: da qui proviene la distinzione tra i sistemi a flusso orizzontale HF (horizontal flow) e quelli a flusso verticale VF (vertical flow). Il livello dell'acqua all'interno è mantenuto al di sotto del letto di ghiaia di almeno una decina di centimetri.

I sistemi a flusso orizzontale sono interessati da un flusso di acqua continuo; si trovano tendenzialmente in condizioni sature per cui i processi di rimozione dominanti sono di natura anaerobica.



Figura 2.2. Schema di funzionamento constructed wetlands a flusso sotterraneo orizzontale (fonte: Arm Group ltd)

Nelle wetland VF l'alimentazione delle acque reflue avviene dall'alto attraverso dei condotti di distribuzione forati lungo il loro percorso. I tubi sono alimentati di acqua da sottoporre al trattamento e attraverso le fessure essa viene rilasciata in maniera uniforme sulla superficie orizzontale della vasca. In questo caso l'acqua filtra verticalmente nel terreno fino a raggiungere la parte bassa della vasca dove più tubazioni di drenaggio sono disposte in parallelo. A differenza della tecnica a flusso orizzontale il sistema VF non si trova continuamente in condizioni sature. L'alimentazione, infatti, avviene a intermittenza: cioè si fornisce acqua, si lascia filtrare e si rialimenta nuovamente non appena il terreno diventa insaturo. Tra due successive irrigazioni l'aria penetra nel substrato dove i meccanismi di rimozione che si verificano sono prevalentemente aerobici.



Figura 2.3. Schema di funzionamento constructed wetlands a flusso sotterraneo verticale (fonte: Arm Group ltd)

Si preferisce l'una o l'altra tipologia a seconda delle esigenze di trattamento e delle caratteristiche chimiche e fisiche delle sostanze inquinanti da rimuovere.

In genere i sistemi a flusso sub-superficiale si pongono l'obiettivo di effettuare un trattamento secondario delle acque, ma in alcune situazioni sono impiegati per eseguire un trattamento terziario.

Il trattamento primario generalmente è realizzato mediante l'utilizzo di una fossa settica o una vasca Imhoff che ha prevalentemente lo scopo di rimuovere materiale solido grossolano. Nel caso in cui la wetland venga impiegata per un trattamento terziario, il pretrattamento è effettuato attraverso una vasca di decantazione a cui segue un trattamento biologico. Il fatto che l'acqua non sia a contatto con l'ambiente esterno fa sì che in superficie non siano presenti insetti o altri animali tali da rendere le condizioni dell'ambiente poco salubri.

Ci sono, inoltre, particolari sistemi a flusso sotterraneo che prendono il nome di **wetland Francesi** con i quali è possibile integrare i trattamenti di tipo primario a quelli tipo secondario in modo da racchiudere il processo di depurazione in un'unica fase. Non essendo necessario effettuare un trattamento primario di sedimentazione è possibile ridurre ulteriormente i costi di gestione e ovviamente limitare ancor di più l'impatto ambientale non avendo fanghi da smaltire.

Le wetland a superficie libera (free water surface, FWS) sono la soluzione che presenta maggiore affinità con le aree umide naturali. Sono anch'esse delle vasche depuranti in cui l'acqua da trattare scorre a superficie libera e si trova dunque a contatto con l'ambiente esterno. Questa tipologia di sistemi in genere è adatta a effettuare un trattamento terziario delle acque reflue; vengono utilizzate anche per il trattamento delle acque piovane come alternativa, ad esempio, alle vasche di prima pioggia (Dotro et al., 2017).



Figura 2.4. Impianto a flusso superficiale per il trattamento terziario nel comune di Dicomano (FI) (Iridra s.r.l.)

Laddove possibile, le constructed wetlands vengono gestite con flussi a gravità, per minimizzare l'utilizzo di pompe e conseguentemente ridurre il consumo energetico dell'intero sistema. Una caratteristica di queste tecnologie di trattamento è la robustezza: essendo dei sistemi estensivi riescono a tollerare variazioni di flusso e di concentrazione degli inquinanti in ingresso entro i limiti mantenendo inalterate le prestazioni previste da progetto.

2.1.1 Wetland a flusso orizzontale

Queste tipologie di constructed wetlands note anche con la sigla HSSF (horizontal sub surface flow) trovano applicazione per la prima volta in Germania negli anni Sessanta. Si utilizzano per il trattamento secondario e terziario di acque reflue domestiche ma sono molto diffuse anche per il trattamento di acque reflue di tipo industriale e agricolo. Le HSSF trovano largo impiego in Repubblica Ceca, Spagna, Portogallo, Nicaragua, Nord America, ma ormai sono stati realizzati molti impianti in tutte le parti del mondo. Nel Regno Unito esistono più di 600 strutture finalizzate al trattamento terziario delle acque reflue (Dotro et al., 2017). Al giorno d'oggi in Italia le wetland a flusso sotterraneo orizzontale rappresentano la tipologia maggiormente impiegata sia per la loro semplicità sia per il grado di affidabilità che sono in grado di garantire.

Molto spesso le HSSF vengono utilizzate in combinazione con altri sistemi a flusso sotterraneo o con quelli a superficie libera realizzando dei sistemi ibridi al fine di ottimizzare i meccanismi di rimozione e cercare di massimizzare le prestazioni del trattamento.

Tipicamente una constructed wetland a flusso orizzontale è un serbatoio di depurazione di piccola profondità (circa 60 cm) impermeabilizzato attraverso un rivestimento in materiale polimerico (HDPE) e una membrana geotessile per isolarlo dall'ambiente esterno e prevenire eventuali infiltrazioni dal terreno circostante. Inoltre, questo sistema di rivestimento garantisce il contenimento dell'acqua contaminata e la protezione del terreno circostante, nonché delle acque sotterranee caratterizzate sicuramente da una migliore qualità rispetto alle acque da trattare nella wetland.

Internamente è presente un materiale filtrante che può essere a base di ghiaia o sabbia con una specifica granulometria, in superficie è presente una particolare specie di piante palustri che deve essere in grado di adattarsi e sopravvivere all'ambiente umido che si instaura. L'acqua da trattare fa ingresso nella vasca attraverso un'opportuna struttura di imbocco, in genere una tubazione che presenta una serie di fessure in modo da consentire una distribuzione uniforme del flusso. Normalmente le zone in prossimità di ingresso e uscita presentano un materiale di pezzatura grossolana per far disperdere più facilmente all'interno della vasca l'acqua proveniente dalla tubazione di ingresso che appunto si trova concentrata in un'unica zona. La figura 2.5 schematizza il funzionamento generale evidenziando quest'ultimo concetto.



Figura 2.5. Rappresentazione schematica di una HSSF che evidenzia la differente dimensione della ghiaia presente all'interno (Kadlec & Wallace, 2009)

La vegetazione presente nelle constructed wetland favorisce lo sviluppo e la crescita di microrganismi: la rimozione di sostanze inquinanti è realizzata dalle diverse specie batteriche e vegetali. L'acqua che scorre orizzontalmente filtrando attraverso il substrato granulare viene a contatto con la vegetazione e i microrganismi e raggiunge la bocca di uscita con una qualità sicuramente migliore.

Al termine della vasca c'è una tubazione di uscita che solitamente confluisce in un pozzetto dove è presente una valvola di regolazione che ha la funzione di regolare la portata che può transitare all'interno del sistema. In questo modo si riesce a mantenere costante il livello dell'acqua all'interno della vasca. Infine, attraverso lo scarico finale l'effluente raggiunge il generico corpo idrico ricettore.

La figura 2.6 mostra un esempio di un sistema di controllo del livello dell'acqua: in genere in corrispondenza dell'outlet vengono posizionati opportune condotte di drenaggio con eventuali fessure che occupano tutta la larghezza della vasca e sono collegate a un tubo girevole che ha l'obiettivo di mantenere costante il livello dell'acqua all'interno della vasca di depurazione.



Figura 2.6. Esempio di un sistema di controllo del livello dell'acqua (fonte: Dotro et al., 2017)

Tipicamente per il trattamento secondario il letto di ghiaia è caratterizzato da una profondità che si aggira intorno ai 70 cm e ha una pendenza nulla, mentre il livello dell'acqua si mantiene almeno 5 o 10 cm al di sotto. Nei casi in cui la constructed wetland ha l'obiettivo di eseguire un trattamento terziario in genere si impone una pendenza longitudinale dell'1% per facilitare il drenaggio del letto.

Le constructed wetlands per il trattamento secondario vengono realizzate con un rapporto lunghezza-larghezza solitamente compreso tra 2:1 e 4:1; invece per i sistemi volti al trattamento terziario delle acque reflue si tende ad aumentare la larghezza in modo da applicare carichi idraulici più elevati e allo stesso tempo mantenere sufficientemente basso il rischio di intasamento.

In linea di massima i criteri per il dimensionamento di questi impianti sono simili tra i vari paesi nel mondo in cui questa tecnologia di trattamento viene impiegata.

La tabella sottostante riporta dei valori di riferimento per la dimensione della ghiaia utilizzata nei diversi paesi.

	Repubblica Ceca	Spagna	Stati Uniti	Regno Unito
Dimensione	<20	5 6	~ 1	10 12
ghiaia (mm)	<20	$\mathcal{I} = 0$	24	10 - 12
	Vyzamal, 1996	García e	Wallace e Knight, 2006	Dotro et al
Riferimenti		Corzo,		2017
		2008		

Tabella 2.1. Dimensione della ghiaia utilizzata a seconda del paese considerato

Tali valori di riferimento possono leggermente variare a seconda delle priorità del progettista.

La figura 2.7 mette in risalto la fase di preparazione del letto di ghiaia; si intravede il manto di impermeabilizzazione posto al di sotto del substrato granulare per isolare la constructed wetland dal terreno circostante.



Figura 2.7. Disposizione del mezzo filtrante poroso (fonte: Planeta s.r.l.)

2.2 Meccanismi di rimozione degli inquinanti

Nelle convenzionali strutture di depurazione i processi di rimozione avvengono attraverso delle operazioni separate e opportunamente progettate. All'interno delle constructed wetlands, invece, si verifica una complessa varietà di fenomeni che possono avvenire simultaneamente e in qualsiasi parte della vasca (Dotro et al., 2017; Langergraber et al., 2009a). Le acque reflue sono caratterizzate da un ampio spettro di inquinanti: principalmente è presente materia organica disciolta e particellare, sostanze chimiche come azoto e fosforo, metalli e agenti patogeni.

La rimozione di sostanze contenute nell'effluente derivante da una fossa settica avviene attraverso una serie di processi di tipo fisico, chimico e biologico che coinvolgono le piante e i microrganismi presenti nell'area umida, nonché il substrato ghiaioso (Kadlec e Wallace, 2009).

Per quanto concerne i processi di tipo fisico, le particelle solide organiche e inorganiche tendono a essere trattenute dal mezzo filtrante poiché in parte aderiscono alla matrice solida del mezzo e in parte sedimentano verso il fondo della vasca. Tuttavia, il particolato maggiore viene separato dal resto dell'acqua mediante il trattamento primario eseguito precedentemente. È molto importante monitorare i processi di sedimentazione e filtrazione in quanto il particolato può accumularsi in determinate zone della vasca causando l'intasamento del filtro di ghiaia, un problema tipico per questi sistemi (Knowles et al., 2011).

Materiali, vegetazione e materia organica si trovano molto spesso in simbiosi e ciò produce un ambiente ideale per la crescita e la sopravvivenza di specie notevolmente diversificate di batteri. Queste comunità batteriche crescono sotto forma di biofilm sulla superficie del mezzo poroso e della rizosfera e la loro attività costituisce un punto cardine per la rimozione degli inquinanti organici. Infatti, nel caso del particolato solido organico, a filtrazione e sedimentazione si aggiunge un altro importante meccanismo che è quello della degradazione biologica aerobica e/o anaerobica da imputare principalmente all'attività batterica. La rimozione dei contaminanti avviene attraverso l'assimilazione, la trasformazione e il riciclaggio degli stessi da parte dei microrganismi; in questo modo è possibile garantire un netto miglioramento della qualità dell'effluente.

Principalmente all'interno delle constructed wetlands si sviluppano batteri e funghi; i funghi in genere sono i primi organismi a determinare la decomposizione delle sostanze solide (Kadlec e Wallace, 2009).

Esistono diversi metodi o indicatori per quantificare la sostanza organica contenuta nell'acqua da trattare: vengono utilizzati frequentemente il COD (Chemical Oxygen Demand) e il BOD₅ (Biochemical Oxygen Demand). Fonti di sostanza organica particellare in aggiunta a quella presente nelle acque reflue sono la crescita di biofilm e l'accumulo di detriti vegetali e microbici.

Tipicamente nelle HSSF si rimuove una quantità di BOD₅ dell'ordine di 20 mg/l (Dotro et al., 2017, 2009). Le prestazioni di questi sistemi, però, sono variabili e dipendono da molteplici fattori come, ad esempio, la concentrazione dell'inquinante in ingresso o il carico idraulico in ingresso.

La tabella riporta alcuni valori soglia relativi al tasso di carico organico areale massimo previsto all'interno delle aree umide in funzione del paese considerato per assicurare un corretto funzionamento.

	Spagna	Stati Uniti	Regno Unito	
Tasso di carico				
organico areale	6	4 - 8	2 - 13	
massimo				
$(gBOD_5/m^2 \cdot d)$				
Diforimonti	García e Corzo,	Wallace e Knight,	Detre et al 2017	
IVITEI IIIIEIIU	2008	2006	D0110 Ct al., 2017	

Tabella 2.2. Tassi di carico organico areale raccomandati nei diversi paesi

Per quanto riguarda la sostanza organica disciolta, ci sono una serie di vie microbiche che ne determinano la rimozione come, ad esempio, la respirazione aerobica legata alla disponibilità di ossigeno, la denitrificazione legata alla presenza di nitrato che può essere una via di degradazione predominante specie nelle HSSF dove è limitata la disponibilità di ossigeno (Garcìa et al., 2004) e la riduzione del solfato.

Ciascuna di queste vie può attivarsi in diversi luoghi delle constructed wetlands a causa dei forti gradienti redox. La variabilità delle condizioni redox all'interno di una vasca è

dovuta principalmente alla presenza delle radici delle piante macrofite e in alcuni casi alle fluttuazioni del livello dell'acqua all'interno del sistema.

2.3 Vegetazione nelle constructed wetlands

La vegetazione presente nelle constructed wetland svolge un ruolo di vitale importanza nei processi di depurazione delle acque reflue attraverso meccanismi di natura fisica, chimica e biologica (Kadlec e Wallace, 2009).

Le piante palustri contribuiscono ad incrementare l'attività biologica all'interno delle wetland: grazie alle loro radici viene rilasciata una certa quantità di ossigeno nel sistema e in questo modo vengono favorite zone aerobiche a forte attività batterica che concorrono a migliorare i meccanismi di rimozione.

Influenzano, inoltre, l'idrodinamica del sistema a causa della presenza dell'apparato radicale che devia il flusso d'acqua ed è in costante evoluzione. Altri processi fisici di cui bisogna tener conto sono la traspirazione e l'intrappolamento del particolato i cui contributi variano a seconda della specie considerata.

Da un punto di vista chimico, elementi come azoto e fosforo presenti nelle acque reflue vengono utilizzati dalle piante come fonte di nutrimento necessaria per la loro crescita e la loro riproduzione. Le piante permettono la rimozione di una parte di azoto presente nelle wetland grazie alle capacità di assorbimento attraverso i propri tessuti. Le quantità assorbite variano a seconda della tipologia di macrofite considerata e in genere sono comprese tra 0,2 e 0,8 g N/(m²·d) (Vymazal, 2007).

Un'altra sostanza contenuta nelle acque reflue è il fosforo e si trova sotto forma di fosforo organico. I processi di rimozione del fosforo si basano sulla precipitazione chimica, sulla sedimentazione e sull'assorbimento da parte delle piante come nel caso dell'azoto.

Si tratta di processi che richiedono una tempistica importante in condizioni ordinarie, solo attraverso particolari mezzi è possibile accelerare questi fenomeni (Dotro et al., 2017).

È necessario procedere alla raccolta delle piante al fine di una completa rimozione di queste due sostanze altrimenti la quantità assorbita verrà nel tempo rilasciata all'interno del sistema.

In letteratura si possono trovare diversi testi che elencano le numerose specie di piante che riescono a adattarsi e a sopravvivere in ambienti parzialmente o completamente saturi quali quelli delle wetland. In genere le piante presenti nelle aree umide vengono classificate in (Kadlec e Wallace, 2009):

- piante emergenti a tessuto molle
- piante legnose emergenti
- piante acquatiche sommerse
- piante galleggianti
- tappeti galleggianti

Tutte le tipologie sopra elencate possono essere utilizzate indipendentemente nei sistemi a flusso superficiale, ma solamente le prime due vengono piantate negli impianti a flusso sotterraneo.

La figura 2.8 (Kadlec e Wallace 2009) fornisce una schematizzazione delle specie di macrofite maggiormente utilizzate nelle constructed wetlands.



Figura 2.8. Specie di macrofite acquatiche maggiormente presenti nelle constructed wetlands. (a) Scirpus (Schoenoplectus) lacustris, (b) Phragmites australis, (c) Typha

latifolia, (d) Nymphaea alba, (e) Potamogeton gramineus, (f) Hydrocotyle vulgaris, (g) Eichhornia crassipes, (h) Lemna minor, (i) Potamogeton crispus, (j) Littorella uniflora.

La vegetazione, inoltre, isola in parte l'area umida a flusso sotterraneo dagli agenti atmosferici bloccando il vento e costituendo una barriera per l'ossigeno atmosferico; genera inoltre un effetto di isolamento termico.

Un altro aspetto riguarda la presenza della cosiddetta paglia che può svilupparsi all'interno delle wetland. La paglia può essere definita come biomassa vegetale morta (Kadlec e Wallace, 2009) che non contribuisce alla rimozione dei contaminanti bensì può danneggiare le piante palustri; quindi, in genere si procede alla raccolta o in alcuni casi alla bruciatura della stessa. Nei climi freddi, però, può avere un effetto positivo perché cattura la neve e grazie all'aria che rimane intrappolata si genera un effetto isolante molto efficace attraverso il quale è possibile evitare il congelamento dell'area umida sotterranea.



Figura 2.9. Neve intrappolata nella paglia che costituisce un effetto di isolamento termico (Kadlec e Wallace, 2009)



Figura 2.10. Paglia presente in una wetland negli USA caratterizzata da un'altezza superiore ai due metri (Kadlec e Wallace, 2009)

La presenza delle macrofite migliora inevitabilmente il trattamento effettuato dalle constructed wetlands (Gagnon et al., 2007). Un aspetto non meno importante da considerare è che le piante svolgono un ruolo fondamentale nella protezione della biodiversità favorendo lo sviluppo di numerosi habitat per svariate specie di animali.

Le aree umide sono popolate anche da una vasta varietà di piante primitive che prendono il nome di alghe (Kadlec e Wallace, 2009). Le dimensioni delle alghe sono molto variabili: variano dall'ordine del micrometro fino al metro. Una loro principale caratteristica è quella di saper adattarsi a qualsiasi ambiente in cui si trova la wetland, che sia estremamente caldo o estremamente freddo. Possono essere organismi unicellulari o pluricellulari ma non presentano la stessa complessa organizzazione di tessuti che contraddistingue le macrofite superiori. Fin dai tempi più remoti le alghe non trovano una definizione precisa in quanto le varie specie possono presentare caratteristiche e proprietà completamente diverse tra di loro. Comunemente si distinguono due principali tipologie in base al loro posizionamento all'interno delle wetland: alghe sospese che possono occupare tutta la profondità della wetland e alghe attaccate al fondo.

2.4 Idraulica del sistema

Un'altra grandezza fisica che merita attenzione nella progettazione e nella gestione di questi sistemi, nonché nella determinazione delle prestazioni del trattamento, è il Tempo di Ritenzione Idraulica HRT (Hydraulic Residence Time) che assume una certa rilevanza nella descrizione dell'idraulica delle wetland in combinazione con la cinetica delle trasformazioni chimiche e microbiche che avvengono nelle stesse. Questa grandezza ha l'obiettivo di quantificare il tempo che una molecola d'acqua che entra all'interno della vasca impiega a raggiungere la bocca di uscita. Si calcola attraverso la formula 2.1:

$$HRT = \frac{V}{Q_i} = \frac{\varepsilon \cdot h \cdot A}{Q_i}$$
(2.1)

dove:

- V è il volume liquido $[m^3]$;
- Q_i è la portata in ingresso $[m^3/d]$;
- ε è la porosità del mezzo;
- *h* è la profondità dell'acqua [*m*];
- A è la superficie della wetland $[m^2]$.

In genere il volume d'acqua ingloba la porosità del substrato e la vegetazione presente e non è assolutamente di facile computazione. Nelle HSSF si tende a considerare un volume d'acqua di circa il 30-45% del volume totale dove quest'ultimo è dato dal prodotto tra lunghezza, larghezza e profondità (Kadlec e Wallace, 2009). Generalmente, quindi, il tempo di ritenzione effettivo risulta essere più basso del valore teorico calcolato. In una wetland a flusso superficiale, invece, si assume una porosità unitaria.



Figura 2.11. schema di una wetland a flusso orizzontale che mette in evidenza i volumi occupati dal liquido e dal mezzo poroso (fonte: Dotro et al., 2017)

Si definisce attraverso la formulazione 2.2 il tasso di carico idraulico superficiale (HLR_s) che a differenza del tempo di ritenzione non dipende dalla porosità:

$$HLR_s = \frac{Q_i}{A} \tag{2.2}$$

Dove al solito Q_i è la portata in ingresso e *A* rappresenta la superficie della wetland. Sia in Spagna che negli Stati Uniti si raccomandano nella progettazione delle constructed wetlands dei valori di tasso di carico idraulico variabili tra 20 e 40 mm/d (García e Corzo, 2008, Wallace e Knight, 2006); nel Regno Unito invece si utilizza un valore dell'ordine di 200 mm/d per il trattamento terziario delle acque reflue (Dotro et al., 2017).

2.5 Gestione e Manutenzione

Sebbene le constructed wetland si classificano come dei sistemi a bassa gestione e manutenzione, è richiesto un controllo periodico per prevenire il problema più critico a cui risultano essere suscettibili: l'intasamento. Questo meccanismo si innesca nel momento in cui i pori e gli interstizi vengono riempiti da materiale solido organico o inorganico a tal punto che il sistema non è più capace di assolvere le funzioni di

trattamento per cui è stato progettato. Nella maggior parte dei casi l'intasamento è provocato da tassi di carico idraulico e organico che superano i valori limite determinando un sovraccarico che il sistema non è in grado di gestire. Come è stato illustrato in precedenza, ci sono in letteratura dei valori raccomandati per la progettazione di questi sistemi (Dotro et al., 2017; Kadlec e Wallace, 2009; Wallace e Knight, 2006).

I tassi di carico organico e idraulico non rappresentano gli unici fattori da monitorare per la prevenzione dell'intasamento, ma sono richiesti una serie di controlli per assicurare il corretto funzionamento di una wetland.

Rapporto lunghezza/larghezza: la scelta di un rapporto elevato può rivelarsi la causa dell'intasamento. Tipicamente si tende a dimensionare l'opera impostando una lunghezza pari a 3 volte la larghezza; è consigliato, comunque, un rapporto compreso tra 2:1 e 4:1 (Dotro et al., 2017).

Pretrattamento a monte: la fossa settica utilizzata a monte del trattamento secondario deve essere svuotata periodicamente in modo da minimizzare il contenuto di solidi presenti nell'acqua da trattare evitando che essi raggiungano la vasca. Nel caso di un trattamento terziario in cui a monte si utilizza una vasca di decantazione finale valgono le stesse prescrizioni. È consigliato effettuare la pulizia almeno una volta in un anno.

Struttura di imbocco: per il trattamento secondario è essenziale garantire una distribuzione dell'affluente uniforme su tutta la larghezza della wetland; in genere l'uniformità dell'afflusso è assicurata mediante una serie di tubi sotterranei opportunamente forati. La disuniformità dell'afflusso può provocare un accumulo indesiderato di detriti solidi che porta all'intasamento del sistema. Inoltre, devono essere previste delle porte di ispezione al fine di pulire periodicamente la testata dove avviene l'afflusso.

Struttura di sbocco: è necessario controllare regolarmente la struttura di controllo del livello dell'acqua in uscita mantenendo il livello di acqua all'interno della vasca sempre al di sotto di una decina di centimetri del livello del substrato di ghiaia.

Vegetazione: è necessario evitare l'insorgere di specie vegetali diverse da quelle di progetto perché possono danneggiare le piante che effettivamente contribuiscono al trattamento e generare, dunque, un malfunzionamento del sistema. Particolare attenzione è richiesta nei climi aridi dove risulta molto probabile la diffusione di erbe talvolta infestanti.

Per la progettazione **del letto di ghiaia** è necessario adottare particolari accorgimenti: la ghiaia o la sabbia utilizzata deve essere arrotondata e opportunamente lavata per evitare la presenza di particelle fini che contribuiscono all'intasamento; i bordi devono essere arrotondati sia per ottimizzare i moti di filtrazione e sia perché gli spigoli vivi possono danneggiare il rivestimento impermeabilizzante.

Nelle circostanze in cui il sistema si trovi a uno stadio di intasamento avanzato rendendo il trattamento inefficace è fortemente consigliata la completa sostituzione del substrato di ghiaia. Una soluzione meno severa consiste nel riutilizzo della ghiaia attraverso la rimozione e il successivo lavaggio della stessa (Dotro et al., 2017). Esistono poi altri espedienti che prevedono l'uso di lombrichi (Davison et al., 2005; Li et al., 2011) o l'immissione di perossido di idrogeno all'interno della constructed wetland (Nivala e Rousseau, 2009).

2.6 Caso studio

Il presente lavoro di tesi si basa su una serie di risultati ottenuti da uno studio sperimentale condotto nell'Università di Nantes nel 2014, dal Dr. Gagnon e proseguito in collaborazione con l'Ing. Costamagna in cooperazione e il Prof. Boano a partire dal 2018. Lo studio in questione riguarda un particolare metodo fotografico mirato a osservare l'attività enzimatica che si sviluppa all'interno delle constructed wetlands e a valutare il suo mutamento nello spazio e nel tempo. Il comportamento dell'attività enzimatica viene descritto attraverso delle mappe bidimensionali che permettono di cogliere gli aspetti di maggiore rilevanza nel legame tra biofilm, rizosfera e idrodinamica del sistema.

Nel corso della campagna di laboratorio è stato realizzato un set di mesocosmi (vasche in plexiglass trasparente da 75 x 20 x 57 cm) posizionati sul terrazzo di un edificio dell'Università francese. Sono state piantate tre diverse specie di piante (*Phragmites australis, Phalaris arundinacea e Typha latifolia*) ed è stato anche analizzato il caso in assenza di vegetazione. Per ogni gruppo sono state costruite tre repliche, raggiungendo un totale di dodici vasche. All'interno di tali sistemi veniva trattato un flusso di acqua reflua sintetica che fluiva in direzione orizzontale per cinque giorni a settimana con una portata di 5 l/giorno.

Le metodologie tradizionali sono caratterizzate da prelievi distruttivi con cui si analizzano piccole porzioni del substrato oppure si scompone completamente il sistema facendo analisi discretizzate in piccoli volumi, col risultato, però, di non avere più un sistema da confrontare con sé stesso nel tempo. Con l'analisi fotografica, invece, è stato proposto un metodo innovativo e non distruttivo con lo scopo di visualizzare l'evoluzione dell'attività microbica nello spazio e nel tempo all'interno delle constructed wetlands.

Il metodo sperimentale prevede che all'interno del sistema venga immesso un particolare composto: il diacetato di fluoresceina (FDA). I batteri rilasciano degli enzimi che provocano la rottura dei legami molecolari del diacetato permettendo di passare da un fluido trasparente (FDA) a uno fluorescente (fluoresceina). Si verifica, infatti, che illuminando le molecole di fluoresceina mediante lampade a raggi UV, esse emettono nella lunghezza d'onda del verde, che viene catturato grazie all'utilizzo di una reflex dotata di filtro UV. Questo particolare comportamento del FDA ha permesso di valutare come si evolve l'attività batterica all'interno di ogni vasca.

Per ogni campionamento fotografico i mesocosmi erano coperti da tendaggi neri per evitare l'ingresso della luce solare che poteva rappresentare una fonte di disturbo.

Gli scatti erano eseguiti a intervalli temporali prestabiliti (ogni 16 o 28 secondi) mantenendo il sistema in condizioni idrostatiche.

Gli scatti sono stati preceduti da un'opportuna procedura di calibrazione del sistema allo scopo di determinare l'equazione che lega la concentrazione di fluoresceina con i valori di intensità luminosa nel dominio. È stato necessario tener conto delle interferenze prodotte oltre che dal sole anche da un precipitato scuro, il solfuro di ferro, derivante dalle condizioni di esercizio del sistema.

Successivamente le foto scattate attraverso la camera digitale sono state oggetto di elaborazione nella banda del verde al fine di determinare la concentrazione spaziale di fluoresceina a partire dall'intensità luminosa in precisi istanti temporali. Questo è stato fatto mediante la realizzazione di un codice di calcolo su *Matlab* grazie al quale sono state anche ritagliate le immagini nella zona d'interesse e analizzate per la rimozione di eventuali difetti.

I dati di output sono rappresentati dalle mappe bidimensionali di concentrazione di fluoresceina (figura 2.3) che rappresentano, quindi, l'indice con cui esprimere l'attività microbiologica all'interno del sistema di trattamento.

A partire da esse sono stati determinati anche altri parametri come la concentrazione media di fluoresceina lungo la superficie visibile e lo spazio occupato dalle radici per i quattro diversi sistemi (tabella 2.1). I risultati sono stati ottenuti in un preciso instante di tempo appartenente a un intervallo compreso tra 45 e 60 minuti dall'immissione del diacetato nella vasca.

Osservando le mappe spaziali si può ipotizzare che la maggiore attività enzimatica si sviluppa in prossimità della rizosfera o della superficie (nel caso della configurazione in assenza di vegetazione). Questa distribuzione può essere spiegata attraverso la presenza di ossigeno disciolto che caratterizza tali zone, grazie al contributo apportato dalle radici o dall'esterno (caso senza vegetazione) in aggiunta alla quantità contenuta nell'acqua reflua in ingresso.



Figura 2.12. Mappe bidimensionali di concentrazione di fluoresceina nel dominio per le 4 configurazioni. a) Phragmites australis (60 min), b) Typha latifolia (60 min), c) senza vegetazione (44 min), d) Phalaris arundinacea (50 min). Il flusso scorre da destra verso sinistra come evidenziato dalle frecce grigie e blu

Specie vegetale	Tempo trascorso t* dall'immissione di FDA [min]	Concentrazione di fluoresceina a t* [mg/L]	Spazio occupato dalle radici
Phragmites australis	60	1,02	27,08 %
Typha latifolia	60	0,74	16,48 %
Senza vegetazione	44	0,45	0 %
Phalaris arundinacea	50	0,46	10,95 %

3. Metodi di progetto

3.1 L'attività di modellazione

In questo capitolo vengono illustrate tutte le scelte modellistiche adottate e più in generale la metodologia utilizzata che ha permesso di eseguire le simulazioni numeriche. Sono state condotte analisi mirate a studiare nel dettaglio l'attività microbica che si sviluppa nelle constructed wetlands attraverso la modellazione di alcuni processi che si verificano all'interno di questi sistemi.

Sono stati sviluppati diversi modelli utilizzando il software COMSOL Multiphysics per cercare di spiegare ed eventualmente prevedere le zone maggiormente attive che contribuiscono fortemente ai processi di rimozione dei contaminanti.

L'attività di modellazione è stata condotta sia in campo bidimensionale che in campo tridimensionale per analisi con scopi differenti. Per valutare l'incidenza dell'idrodinamica sui processi biologici è stato ricostruito il campo di moto all'interno della wetland simulando il trasporto di un tracciante conservativo contenuto nell'acqua in ingresso con lo scopo di calcolare il tempo che esso impiega a raggiungere l'uscita della wetland. In seguito, si è voluto indagare sul rapporto tra la rizosfera e l'attività batterica analizzando i processi che coinvolgono l'ossigeno disciolto all'interno del dominio.

Si è voluto analizzare in che modo la distribuzione spaziale delle radici impatta sui processi di rimozione considerando due diverse specie vegetali, *Phragmites australis e Phalaris arundinacea*, le stesse impiegate nell'analisi fotografica. Attraverso il software Matlab è stata messa in pratica un'accurata procedura di elaborazione delle immagini scattate con il metodo fotografico che ha permesso di ricostruire la morfologia dell'apparato radicale per entrambi i modelli di piante.

3.2 Il modello bidimensionale

Il primo passaggio è stato quello di definire la geometria della vasca in oggetto attraverso il comando poligono: si tratta di una piccola wetland a flusso orizzontale utilizzata negli esperimenti dell'università di Nantes. Viene riportato uno schema semplificativo in figura 3.1.



Figura 3.1. Schema wetland tipo utilizzato per gli esperimenti dell'Università di Nantes

È un sistema abbastanza piccolo caratterizzato dalla presenza al suo interno di materiale sabbioso di granulometria fine e in superficie è presente una determinata specie di piante. Il tubo di ingresso presenta una serie di fessure all'interno, per semplicità si considera un flusso dell'acqua orizzontale dato un gradiente di pressione molto basso. Le dimensioni del tubo sono riportate in figura, nella modellazione 2D si semplifica il problema ipotizzando che l'ingresso dell'acqua avvenga attraverso la parete di larghezza pari a 19,5 cm. Viene dimostrato successivamente che questa approssimazione non incide in maniera forte sui risultati. In basso a destra si può vedere la bocca di uscita, è presente anche un piccolo sifone che serve esclusivamente a mantenere il carico costante all'interno della wetland.

La figura mostra altre caratteristiche della wetland: internamente ci sono due diversi strati di sabbia con differente granulometria, nelle simulazioni si fa riferimento allo strato trasparente che risulta essere il materiale prevalente. La grandezza che si tiene in conto per definire la granulometria della sabbia è il d_{10} assunto pari a 1 mm.

Dopo è stato definito il fluido che si muove all'interno del dominio; dalla sezione materiale si imposta come fluido l'acqua e si specificano i parametri che definiscono il mezzo poroso, in particolare:

- porosità
- conducibilità idraulica

La figura 3.2, tratta dal software, mostra una rappresentazione schematica del dominio che aiuta a spiegare dove agiscono le condizioni al contorno. Nel sistema in esame l'acqua che viene immessa dalla struttura di imbocco scorre da destra verso sinistra raggiungendo la bocca di uscita della wetland.



Figura 3.2. Disegno del dominio che definisce il sistema con cui vengono svolte le analisi. a) la linea spessa indica dove avviene l'ingresso; b) la linea spessa indica dove avviene l'uscita

Altre variabili che descrivono il fluido come, ad esempio, la densità e la viscosità dinamica compaiono come default.

Il tutto è stato schematizzato come un mezzo filtrante caratterizzato da una porosità e una conducibilità idraulica variabili in tutto il dominio a causa della presenza dell'apparato radicale, il quale si sviluppa nella parte alta della wetland.

Il software permette l'utilizzo di una serie di modelli in campi molto diversi, dall'acustica all'elettrochimica, fino al trasporto di calore. Per il caso in esame si è scelto di utilizzare
il modello che consente di studiare il moto dei fluidi nei mezzi porosi ovvero la legge di Darcy. A questa legge si accoppia anche un altro modello chimico fisico: il trasporto di soluti in mezzi porosi.

Inizialmente è stato realizzato un modello omogeneo in cui nel mezzo poroso non è prevista la presenza delle radici delle piante, di conseguenza si considera che la permeabilità e la porosità siano costanti all'interno del dominio.

3.2.1 Fluidi nei mezzi porosi - Legge di Darcy

La legge di Darcy viene ampiamente utilizzata per simulare il flusso di fluidi attraverso gli interstizi in un mezzo poroso. Il fluido, infatti, si muove nel terreno per filtrazione con una velocità (nota anche come velocità di Darcy) calcolata a partire dalle caratteristiche del mezzo poroso attraverso la formula 3.1.

$$v = -k \cdot \frac{dh}{dL} \tag{3.1}$$

Dove k è la conducibilità idraulica e $\frac{dh}{dL}$ rappresenta il gradiente idraulico che definisce l'inclinazione della linea piezometrica. Il gradiente di norma può raggiungere valori dell'ordine di 1 cm/m o anche inferiori; dunque, è possibile approssimare la piezometrica a una linea orizzontale e di conseguenza ne deriva un valore di velocità molto basso.

All'interno di tale sezione è possibile aggiungere informazioni sul fluido e sulla matrice porosa. In questa fase per la porosità n del mezzo che riempie la wetland si assume un valore costante su tutto il dominio pari a 0,33.

Per quanto riguarda la conducibilità idraulica k, è stata ricavata applicando la legge di Kozeny-Carman (3.2) che lega la conducibilità alle caratteristiche granulometriche del mezzo poroso. Tale espressione è stata originariamente proposta da Kozeny (1927) ed è stata poi modificata da Carman (1937, 1956) diventando la celebre equazione di Kozeny-Carman.

$$k = \left(\frac{\rho g}{\mu}\right) \left[\frac{n_0^3}{(1-n_0^2)}\right] \left(\frac{d_{10}^2}{180}\right) = 4,35 * 10^{-3} \frac{m}{s}$$
(3.2)

dove:

 $ho = densità fluido in kg/m^3$ g = accelerazione di gravità in m/s² $\mu = viscosità dinamica in Pa \cdot s$ $n_0 = porosità pari a 0,33$ $d_{10} = diametro caratteristico pari a 1 mm$

È stata inoltre ipotizzata una temperatura di 20°C.

Si può notare come nell'equazione 3.2 sia presente il quadrato del diametro dei sedimenti, in particolare il d_{10} : questo è dovuto al fatto che in presenza di eterogeneità granulometrica il materiale che incide in misura maggiore è quello più fine.

Dividendo per $\left(\frac{\rho g}{\mu}\right)$ si ottiene la permeabilità K espressa in m²:

$$K = 4,35 * 10^{-10} m^2$$

Successivamente è stata assunta una distribuzione di valori diversi all'interno del dominio di cui se ne discute nel capitolo successivo a causa della presenza delle radici delle piante macrofite.

Dopodiché all'interno dell'interfaccia *Darcy's Law* si introducono le condizioni al contorno. In particolare, si aggiungono informazioni sulla velocità del flusso in prossimità della bocca di ingresso e sulla pressione in prossimità dell'uscita. La velocità è stata ricavata da una condizione nota, ovvero direttamente dalla portata di ingresso essendo uguale a 5 litri al giorno. Conoscendo la geometria del tubo di ingresso si calcola la velocità:

$$v = \frac{Q}{A} = 4,95 \cdot 10^{-7} \, m/s \tag{3.3}$$

Dove il termine A rappresenta la sezione del tubo di ingresso e Q la portata.

Un'altra condizione inserita è la pressione in corrispondenza della bocca di uscita: è stata definita a partire dal carico idraulico in uscita attraverso la relazione 3.4.

$$p = \gamma \cdot h = 5886 \, Pa \tag{3.4}$$

Dove h rappresenta il carico idraulico in uscita pari a 60 cm e γ è il peso specifico dell'acqua.

3.2.2 Modellazione di un tracciante conservativo

Alla Legge di Darcy viene abbinato un modello di tipo chimico fisico che permette di studiare il trasporto di specie chimiche all'interno di mezzi porosi. Ammettendo di

inserire nella wetland un tracciante conservativo con concentrazione nota lo scopo è quello di simulare i tempi di trasporto di tale sostanza determinando la relativa concentrazione puntuale all'interno del dominio. Le eventuali specie che vengono inserite nella wetland possono essere soggette a diffusione, convezione, migrazione, dispersione, adsorbimento e volatilizzazione in mezzi porosi. L'interfaccia include espressioni per la modellazione del trasporto del tracciante, ovvero velocità di reazione e sorgenti di soluto, e permette altresì di inserire informazioni aventi lo scopo di descrivere come avviene la reazione delle specie in mezzi porosi. Queste ultime condizioni vengono utilizzate nel momento in cui si tiene conto della presenza di ossigeno all'interno del dominio.

Nelle prime simulazioni effettuate si ipotizza di inserire un tracciante nella wetland con concentrazione unitaria e si simula appunto il trasporto di questi al variare del tempo, per poi capire dopo quando tempo il tracciante precedentemente inserito raggiunge l'outlet della wetland.

Nel menù a tendina del software è possibile trovare all'interno della suddetta interfaccia una serie di voci in cui la principale è quella riferita al medium poroso: questo nodo si usa per modellare la concentrazione delle specie diluite le quali vengono trasportate da un solvente (nel caso in esame il solvente è l'acqua) attraverso gli interstizi del mezzo poroso. Il trasporto è di tipo convettivo-diffusivo.

All'interno del nodo principale sono presenti altre tre voci: fluido, matrice porosa e dispersione. È necessario definire le proprietà del fluido e della matrice porosa solida dal momento che il trasporto del soluto attraverso il mezzo poroso è influenzato sia dalle proprietà della fase fluida sia dalle proprietà della matrice solida nonché dai fenomeni legati alla dispersione.

Di seguito vengono mostrate le equazioni su cui si basa questo modello fisico-chimico:

$$\frac{\partial(\varepsilon_p c_j)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho c_{p,j})}{\partial t} + \nabla \cdot J_j + u \cdot \nabla c_j = R_j + S_j$$
(3.5)

$$J_j = -(D_{D,j} + D_{e,j})\nabla c_j \tag{3.6}$$

dove:

- \succ ϵ_p è la porosità del mezzo;
- $\triangleright \rho$ è la densità del fluido

- c è la concentrazione del tracciante posta uguale a 1
- J è il flusso di dispersione
- u è la velocità, in questo caso si utilizza il campo di velocità di Darcy;
- R ed S rappresentano rispettivamente le velocità di reazione e le sorgenti di soluto ma non vengono utilizzate in questa fase.

3.2.2.1 Proprietà fluido

Dato che il trasporto del soluto avviene principalmente per convezione è stato selezionato il campo di velocità del fluido, ovvero quello ricavato applicando la legge di Darcy. Per quanto concerne la diffusione, la legge che la regola è la seguente:

$$D_{e,j} = \frac{\varepsilon_p}{\tau_{F,j}} D_{F,j} \tag{3.7}$$

Dove ε_p è la porosità del mezzo, $D_{e,j}$ e $D_{F,j}$ sono dei termini che descrivono la diffusione del tracciante nel fluido solvente.

In particolare, $D_{F,j}$ rappresenta la diffusione molecolare nel fluido tenendo in conto che le molecole più piccole si diffondono più velocemente, mentre $\tau_{F,j}$ rappresenta la tortuosità.

Tra tutti i modelli di diffusività efficace disponibili è stato selezionato il modello predefinito di Millington e Quirk con cui si tiene conto che in un mezzo poroso la diffusività molecolare è ridotta per il fatto che i grani solidi impediscono il moto browniano. Con tale modello si impone che la tortuosità $\tau_{F,j}$ adimensionale è dipendente dalla porosità secondo la seguente legge:

$$\tau_{F,j} = \varepsilon_p^{-1/3} \tag{3.8}$$

Nella sezione *porous medium* vengono definite le proprietà del mezzo filtrante attraverso la porosità del mezzo che era stata precedentemente imposta nella sezione materiale.

3.2.2.2 Dispersione

Nell'equazione 3.5 che descrive il moto diffusivo-convettivo è stato visto che compare la variabile J_j la quale rappresenta il flusso di dispersione. Tale variabile dipende da D_e di cui si è già discusso, ma dipende anche da D_D : quest'ultima è una dispersione e viene

espressa in $[m^2/s]$. Si vuole tenere conto del fatto che ci sono variazioni locali di velocità a causa della diversa dimensione dei grani. Mentre la legge di Darcy fa riferimento alla velocità media del flusso, il coefficiente D_D richiama questa variazione di velocità legata alla dimensione dei grani.

Il software permette la scelta dell'opportuno modello di dispersione tramite un apposito elenco: si sceglie il modello isotropo (di default) a fronte del modello isotropo trasversale. Inoltre, vengono specificate le dispersioni longitudinali e quelle trasversali, rispettivamente α_L e α_T . La dispersione longitudinale si è scelta sulla base della dimensione dei grani che compongono il medium poroso:

$$\alpha_L = 1 mm$$

La dispersione trasversale invece si fissa a partire da quella longitudinale:

$$\alpha_T = \frac{1}{10} \ \alpha_L = 0.1 \ mm$$

Mentre la diffusione molecolare è isotropa perché è dovuta alla temperatura e quindi le molecole vanno in direzione casuale, la dispersione dovuta alla struttura del mezzo poroso è tale per cui si verifica una variazione di velocità maggiore in direzione longitudinale rispetto a quella trasversale: ad esempio una macchia circolare tende ad assumere una forma ellittica a causa di questa diversa variazione.

Dopodiché si aggiungono le condizioni al contorno. La prima condizione fissa la concentrazione del tracciante inserito nella wetland attraverso la bocca di ingresso: in questa fase si assume una concentrazione unitaria della specie diluita. Inoltre, si definiscono le superfici di ingresso e di uscita che sono le stesse fissate con la legge di Darcy. Le superfici inferiori e superiori si considerano ancora una volta impermeabili e dunque non vengono attraversate dal flusso. Sono stati impostati tutti i parametri per la modellazione del trasporto del tracciante.

Successivamente si definisce la mesh che utilizza il programma per eseguire il calcolo numerico. Si adotta l'opzione tale per cui essa viene disegnata automaticamente dal programma e si specifica in questa fase l'utilizzo di una mesh di dimensioni normali sapendo che il software ci consente di usare oltre alle normali dimensioni altre quattro opzioni: estremamente fine, fine, grossolana, estremamente grossolana. In alcune simulazioni si utilizza la condizione di mesh estremamente fine per evitare eventuali oscillazioni numeriche da parte del software e ottenere un affinamento dei risultati. Le analisi vengono eseguite in transitorio: si fissa quindi l'intervallo di tempo in cui poter osservare i risultati. A questo punto, avendo inserito tutte le informazioni, è possibile avviare la simulazione: in questa fase il software impiega una decina di secondi per svolgere tutti i calcoli.

3.3 Il modello omogeneo tridimensionale

In aggiunta al modello bidimensionale è stato realizzato anche un modello tridimensionale. La ragione fondamentale che ci porta alla realizzazione di tale modello è legata al fatto che l'imbocco della wetland nella realtà ha una geometria cilindrica e soprattutto tale imbocco non si sviluppa per tutta la larghezza della vasca (larghezza di 19,5 cm), bensì il tubo ha un diametro di 10 cm. Nel modello 2D si assume con approssimazione che l'ingresso dell'acqua compreso il tracciante avviene su tutta la larghezza. Si è voluto analizzare quanto questa approssimazione incidesse sui risultati e in particolar modo sulle curve dei tempi di residenza di cui se ne parlerà nel capitolo successivo. Di seguito si riportano le varie rappresentazioni del modello 3D realizzato.



Figura 3.3. Rappresentazione del modello tridimensionale



Figura 3.4. Modello tridimensionale con vista ruotata



Figura 3.5. Particolare inlet, vista 2D



Figura 3.6. Particolare outlet, vista 2D

3.4 Distribuzione spaziale delle radici

Fino a questo punto è stato descritto un modello privo di radici in cui sono stati assunti dei valori di permeabilità e porosità del mezzo costanti su tutto il dominio. Nella parte superiore della wetland è presente una specie di piante macrofite con una distruzione di radici che va a modificare il campo di porosità del mezzo, nonché i valori di permeabilità. Risulta necessario considerare la presenza dell'apparato radicale nella modellazione.

La procedura segue un'attenta elaborazione di foto a colori del set di immagini del prof. Gagnon dell'Università di Nantes di cui si è già discusso nel precedente capitolo. Lo scopo è quello di identificare la densità delle radici e a partire dalla loro distribuzione si vuole generare un campo di porosità e permeabilità variabile nel dominio. La mappatura dei valori di porosità e permeabilità all'interno del dominio è stata fatta mediante il software Matlab ed in particolar modo grazie a uno script fornito dall'Ing. Costamagna di cui se ne riassumono i passaggi significativi.

Si trattano due diverse configurazioni di piante: una ottenuta con la specie *Phragmites australis* e l'altra ottenuta con le *Phalaris arundinacea*: nelle figure sottostanti si evidenzia la distribuzione delle radici.



Figura 3.7. Distribuzione spaziale delle radici delle Phragmites australis, immagini ricavate con il metodo fotografico



Figura 3.8. Distribuzione spaziale delle radici delle Phalaris arundinacea, immagini ricavate con il metodo fotografico

Dunque, l'obiettivo è quello di trasformare queste immagini in matrici di valori, i cosiddetti Digital Number, dove il colore nero corrisponde a un'intensità nulla mentre il bianco corrisponde a una intensità massima e quindi ad una presenza più fitta delle radici.

Dopo aver caricato la foto in scala di grigi si va a ritagliare l'immagine analizzando la zona d'interesse.



Figura 3.9. Procedura di ritaglio delle immagini, Phragmites australis



Figura 3.10. Procedura di ritaglio delle immagini, Phalaris arundinacea

Fondamentalmente il dominio è stato suddiviso in pixel elementari, dove a ciascuno è stato associato un valore che ne rappresenta l'intensità luminosa (Digital Number). Una volta nota la matrice di valori dei DN vengono assegnate le caratteristiche idrauliche di interesse, ovvero porosità e conducibilità idraulica.

Premesso che 1 cm corrisponde a 45 pixel si fa un ulteriore passaggio nella suddivisione del dominio. I singoli pixel che hanno dimensioni abbastanza piccole, ovvero presentano un lato di 5 mm, vengono raccolti in macro-pixel di forma quadrata e lato del quadrato pari a 20 mm. Tutto questo è stato fatto per un motivo in particolare: da un punto di vista fisico non ha senso definire la porosità su una scala così piccola (un'area quadrata di lato pari a 5 mm) perché in questo modo si osserverebbe solamente un grano; invece, si vuole valutare la porosità considerando più grani, almeno 4. Per questo motivo si considerano delle celle di 20 mm di lato interpolando i valori dei DN all'interno di esse.

In figura si riporta una mappatura dei DN all'interno del dominio per le due configurazioni di piante.



Figura 3.11. Mappatura DN, Phragmites australis



Figura 3.12. Mappatura DN, Phalaris arundinacea

Successivamente si semplifica del problema aggiungendo i pixel mancanti alle estremità del dominio in modo da rappresentare le reali dimesioni della wetland. I pixel mancanti sono stati aggiunti con lo stesso valore delle celle che compongono la prima e l'ultima riga e la prima e ultima colonna.

In definitiva si ottiene una matrice DN 60 x 56, dove una cella corrisponde a un'area di lato pari a 1 cm.



Figura 3.13. Phragmites australis - Mappatura definitiva DN



Figura 3.14. Phalaris arundinacea - Mappatura definitiva DN

A questo punto si passa alla determinazione del campo di porosità all'interno del dominio facendo due ipotesi distinte i cui modelli vengono generati e studiati separatamente. Una prima ipotesi prevede che la presenza di radici riempie i pori e gli interstizi del mezzo filtrante generando una riduzione della porosità; tale legame segue una legge lineare che viene riportata in figura 3.15. La seconda ipotesi diametralmente opposta prevede che la presenza delle radici renda il sistema più poroso; quindi, all'aumentare delle radici aumenta la porosità.

In entrambe le situazioni si assume un andamento lineare tra le due grandezze e si associa al valore minimo dei DN una porosità pari a 0,33 (assenza di radici). Nel primo caso al massimo valore DN si associa una porosità molto bassa uguale a 1%, non si ammette una porosità nulla per evitare problemi di calcolo da parte del software visto che in alcune formulazioni la porosità si trova al denominatore. Nell'altro caso si assume che il massimo valore dei DN corrisponda a una porosità del 58 %. Si ottengono i due seguenti andamenti.



Figura 3.15. Andamento decrescente della porosità n in funzione dei DN



Figura 3.16. Andamento crescente della porosità n in funzione dei DN

Dal campo di porosità si determina la distribuzione di conducibilità idraulica all'interno del dominio assumendo che le due grandezze sono legate attraverso una legge di potenza (Caruso et al., 2017):

$$k = k_0 \left(\frac{n}{n_0}\right)^j \tag{3.9}$$

dove:

- *n* rappresenta il campo di porosità all' interno del dominio;
- n_0 è la porosità del mezzo in assenza di radici;
- k₀ è la permeabilità corrispondente a n₀ ottenuta con l'equazione di Kozeny-Carman;
- j è l'esponente che regola la legge di potenza ed è stato posto pari a 3 secondo alcune indagini sperimentali.

Sono state ricavate così le matrici che esprimono il campo di permeabilità e di porosità all'interno del dominio; esse rappresentano i dati di input per le simulazioni i cui risultati verranno illustrati e discussi nel capitolo successivo.

3.5 Modellazione dell' ossigeno disciolto

Nel presente lavoro sono state eseguite simulazioni numeriche volte a studiare la dinamica dell'ossigeno che si genera all'interno della wetland. A tal fine è stato creato in Comsol un altro modello fisico che ancora una volta ci permette di studiare il trasporto di specie diluite in mezzi porosi. L'equazione che governa il trasporto di queste specie è la stessa che è stata illustrata nel paragrafo precedente che si riporta per completezza.

$$\frac{\partial(\varepsilon_p c_j)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho c_{p,j})}{\partial t} + \nabla \cdot J_j + u \cdot \nabla c_j = R_j + S_j$$
(3.10)

L'equazione 3.10 descrive come la variazione di concentrazione in un volume considerato venga compensata dal flusso che attraversa le pareti dello stesso, da un termine di reazione più uno di sorgente compreso il parametro di dispersione di cui si è già discusso. La novità rispetto al modello precedente è rappresentata dai termini di reazione R e sorgente S. Le radici presenti all'interno della wetland rappresentano una sorgente di ossigeno. Con il termine reazione si vuole tenere in conto del consumo di ossigeno attraverso reazioni chimiche. Le zone di maggior reazione potranno sicuramente essere quelle in cui il flusso apporta ossigeno in parte grazie alle radici e in parte grazie anche all'ossigeno presente nell'acqua che entra all'interno della wetland.

Non è stato fatto altro che duplicare il modello di simulazione del tracciante creato in precedenza aggiungendo le informazioni inerenti ai termini di reazione e sorgente.

Un'altra differenza riguarda la concentrazione della specie in ingresso che non è più unitaria, ma considerando un'acqua satura di ossigeno si avrà quindi un valore diverso. La concentrazione di saturazione dell'ossigeno in acqua dipende dalla temperatura: generalmente per valori di temperatura intorno ai 15-20 °C si ha:

$$c_{O_2} = 9 \ \frac{mg}{l}$$

3.5.1 Reazione

Si introduce il termine R per indicare che avviene una reazione chimica all'interno di tutto il dominio ed essa comporta un consumo di ossigeno. La reazione avviene attraverso la seguente relazione:

$$R = -k \cdot c_{0_2} \tag{3.11}$$

È stata assunta una proporzionalità diretta tra la concentrazione di ossigeno nell'acqua in ingresso e il consumo dello stesso ossigeno a meno di un termine k il quale rappresenta una costante di reazione. Questo sta a significare che all'aumentare del reagente aumenta la reazione, e soprattutto il consumo del reagente segnerà il termine della reazione. La costante k si ricava attraverso l'equazione 3.12:

$$k = \frac{1}{t_0} \tag{3.12}$$

Dove t_0 è il tempo caratteristico di consumo dell'ossigeno che dipende dall'ambiente dove ci troviamo. Le simulazioni sono state effettuate imponendo principalmente due diversi valori di t_0 : 1 h e 24 h.

3.5.2 Sorgente di ossigeno

Con il termine R si intendono delle reazioni chimiche che avvengono nell'intero dominio, mentre con il termine S si vuole caratterizzare la sorgente di ossigeno e dunque come avviene il rilascio dello stesso all'interno della wetland. Nel caso in esame sono le radici che ne rappresentano la fonte principale. Il rilascio di ossigeno avviene in tutti i punti all'interno del dominio dove vi è la presenza più o meno fitta di radici. Viene utilizzata la seguente legge allo scopo di definire il termine sorgente:

$$S = S_A \cdot \frac{L_x}{F} \cdot f(x, y) \tag{3.13}$$

dove:

$$S_A = tasso \ di \ emissione \ areale \ \left[rac{g}{m^2 \cdot giorno}
ight];$$

 $L_x = lunghezza \ in \ direzione \ x \ del \ sistema \ [m];$
 $f(x,y) = funzione \ che \ indica \ dove \ sono \ presenti \ radici;$

$$F = \int_A f(x, y) \ [m^2];$$

Per quanto riguarda S_A sono stati considerati più valori nelle simulazioni: 0.5; 2.5; 5 $\frac{g}{m^2 giorno}$ (Samsò, Garcia, 2013). Sono tutti valori di riferimento stimati per constructed wetlands. Si tratta di una produzione areale di ossigeno in grammi al metro quadro in un giorno: il m² indica la superficie orizzontale della wetland su cui crescono le piante; al crescere della superficie disponibile per la crescita delle piante, cresce il contenuto di ossigeno immesso.

Teoricamente L_x rappresenta tutta la lunghezza dove sono presenti radici; esse occupano l'intera lunghezza quindi si assume uguale alla dimensione della wetland che è di 56,5 cm.

La funzione f(x, y) svolge un ruolo fondamentale nella definizione della sorgente di ossigeno disciolto. L'eventuale omissione della funzione non ci permetterebbe di stabilire che il rilascio di ossigeno avviene solo nelle zone in cui sono presenti radici (in aggiunta alla quantità contenuta nell'acqua di ingresso) ma in tutte le parti del dominio. Questa funzione si può intendere come un indice adimensionale variabile tra 0 e 1 a seconda che ci siano tante o poche radici nei diversi punti del dominio. Avendo già a disposizione la matrice di valori di digital number che indicano l'intensità luminosa puntuale alludendo alla presenza di radici, la funzione f(x, y) si ricava a partire da questa matrice di valori. Occorre però normalizzare rispetto al massimo valore di DN in modo da ottenere un indice con un valore compreso tra 0 e 1.

Il termine F che invece rappresenta un fattore di normalizzazione proporzionale all'area occupata dalle radici, si ricava direttamente su Matlab attraverso il comando TRAPZ che consente di integrare attraverso l'utilizzo del metodo dei trapezi.

Si ottiene quindi una matrice di valori che rappresenta il termine sorgente in ogni punto del dominio; tali valori sono espressi in $\frac{mol}{m^3s}$.

Dunque, sono state introdotte tutte le condizioni necessarie per avviare le simulazioni, i risultati ottenuti verranno illustrati ed analizzati nel successivo capitolo.

4. Risultati

4.1 Modello omogeneo bidimensionale

In questa fase si riportano i risultati ottenuti dai vari modelli sviluppati simulando il trasporto di un tracciante conservativo all'interno della wetland. Come è stato detto in precedenza l'obiettivo di queste analisi consiste nel valutare in che modo il tracciante inserito nell'acqua di ingresso si espande all'interno del dominio determinando il tempo che esso impiega a raggiungere l'uscita della wetland. Tutto ciò è stato fatto per ricercare un'eventuale correlazione tra i fenomeni idrodinamici che si verificano nella vasca e l'attività microbica determinante nei processi di rimozione dei contaminanti.

Dapprima si considera un modello omogeneo, privo di vegetazione, dove il tracciante con concentrazione unitaria inizialmente inserito nell'acqua di ingresso si muove da destra verso sinistra coerentemente con le immagini a disposizione. Nella figura 4.1 si possono apprezzare le mappe di concentrazione del tracciante nei vari istanti temporali in campo bidimensionale.







Figura 4.1. Modello omogeneo 2D - Mappe di concentrazione del tracciante (mol/m³) all'interno del dominio ai vari istanti di tempo. a) istante iniziale in cui è stato immesso il tracciante; b) t=100 min; c) t=1000 min; d) t=2000 min; e) t=4000 min; f) t=7000 min.

Inizialmente si può vedere la presenza di un fronte con concentrazione massima unitaria, man mano che passa il tempo questo tende ad allargarsi e avanzare gradualmente fino poi a raggiungere lo sbocco della vasca e a saturare quasi l'intero dominio. Si considera che prevale molto di più il flusso convettivo rispetto a quello diffusivo.

Successivamente vengono diagrammati i valori di concentrazione della specie al variare del tempo in prossimità della bocca di uscita della wetland. Lo sbocco è costituito non da un unico punto ma da una linea di dimensioni note; ogni punto è caratterizzato da un valore di concentrazione per cui si considera il valore medio di tutti i punti che compongono la linea di sbocco. Si ottiene la cosiddetta curva dei tempi di residenza del tracciante rappresentata in fig. 4.2.



Figura 4.2. Curva dei tempi di residenza del tracciante conservativo, modello omogeneo 2D

Questa curva è possibile interpretarla come una curva di probabilità cumulata dei tempi di residenza dal momento che è stato assunto un valore unitario di concentrazione del tracciante. Si individuano quindi i range complessivi dei tempi di residenza del tracciante nella linea di sbocco. Ad esempio, il tempo medio t₅₀, cioè il tempo necessario affinché il 50% di concentrazione del tracciante raggiunga l'uscita della wetland è pressoché uguale a 4700 min (circa 3 giorni).



Infine, si riporta l'andamento del campo di velocità che instaura all'interno del dominio.

Figura 4.3. Campo di velocità di Darcy, componente longitudinale (m/s)

4.2 Modello omogeneo tridimensionale

Come è stato detto nel precedente capitolo, per studiare l'effetto tridimensionale è stato costruito un modello 3D di cui vengono riportati i risultati e confrontati con quelli del modello 2D. Lo scopo è quello di valutare la validità dell'assunzione fatta, ovvero che l'ingresso dell'acqua nella wetland avvenga su tutta la larghezza. Si ricorda che l'acqua entra nella wetland tramite un tubo di raggio 10 cm e altezza uguale al livello dell'acqua stessa, ovvero di 60 cm. Nel modello bidimensionale invece si era assunto che l'acqua entrasse attraverso la parete rettangolare di larghezza pari a 19 cm (ovvero tutta la larghezza della vasca) e altezza di 60 cm. Si riportano le mappe di concentrazione del tracciante nei vari istanti caratteristici.





c)





e)





Figura 4.4. Modello 3D - Mappe di concentrazione del tracciante (mol/m³) all'interno del dominio ai vari istanti di tempo. a) istante iniziale in cui è stato immesso il tracciante; b) t=100 min; c) t=1000 min; d) t=2000 min; e) t=4000 min; f) t=7000 min.

Dopodiché si traccia la curva dei tempi di residenza dai risultati ottenuti con il software così come era stato fatto per il modello bidimensionale. È necessario tenere in conto che in questo caso l'uscita non è più una linea ma una superficie circolare di raggio 5 cm. In ogni punto di data superficie abbiamo un valore di concentrazione al variare del tempo; quindi, per ricavare la curva di residenza il software va a mediare tali valori per ogni istante temporale analogamente a quanto era stato fatto per il modello bidimensionale. La curva ottenuta viene confrontata direttamente con quella riferita all'altro modello nello stesso sistema di riferimento.



Figura 4.5. Confronto tra le curve di residenza dei modelli bidimensionale e tridimensionale

È possibile vedere che la curva riferita al modello 3D sia più spostata verso sinistra fintanto che il 70 % di concentrazione del tracciante non raggiunge l'uscita, dopo è leggermente spostata più a destra. Il tempo medio t_{50} è più basso rispetto a quello del modello bidimensionale. Si assume però che questa variazione non vada a distorcere in maniera significativa i risultati, e quindi si considera valida l'assunzione fatta con il modello bidimensionale.

Infine, si riporta l'andamento delle linee di flusso.



Figura 4.6. Linee di flusso del campo di velocità di Darcy, modello 3D

4.3 Modello eterogeneo bidimensionale

Dopo aver illustrato i risultati ottenuti considerando un sistema privo di radici, si introducono nel modello le piante presenti in superficie e si analizza come la presenza delle radici incide sui risultati. Le simulazioni in questa fase sono state condotte in modo analogo a quanto fatto per il modello omogeneo in campo bidimensionale. Quindi attraverso la legge di Darcy si determina il campo di velocità che si instaura nella wetland considerando lo stesso valore di portata (5 l/giorno) e successivamente si simula il trasporto del tracciante conservativo nel dominio.

Sono state trattate due diverse configurazioni di radici: una si ottiene considerando la specie vegetale *Phragmites australis* (modello PHRA) e un'altra considerando la *Phalaris arundinacea* (modello PHAL).

Le figure 4.7 e 4.8 ripropongono la variabilità del campo di porosità all'interno del dominio attraverso i dati di input inseriti nel software per i due modelli, le immagini sono state estratte da Comsol. In questa fase vengono illustrati i risultati relativi allo scenario in cui si ipotizza che la presenza delle radici rende il sistema meno poroso (si rimanda alla relazione tra porosità e DN rappresentata in fig. 3.15).



Figura 4.7. Campo di porosità del modello PHRA



Figura 4.8. Campo di porosità del modello PHAL

Si riporta l'andamento della velocità e le corrispondenti linee di flusso ottenute con Comsol per entrambe le configurazioni.



Figura 4.9. Componente longitudinale del campo di velocità di Darcy (m/s), modello PHRA



Figura 4.10. Componente longitudinale del campo di velocità di Darcy (m/s), modello PHAL

Dalle linee di flusso è possibile intuire come la distribuzione delle radici rappresentata attraverso una zona a minore permeabilità vada a distorcere il flusso del fluido che si muove all'interno della wetland costringendolo a dirigersi verso l'uscita in basso della vasca.

Le figure 4.11 e 4.12 riproducono l'espansione del tracciante all'interno della wetland al passare del tempo per le due configurazioni di piante.







Figura 4.11. MODELLO PHRA - Mappe di concentrazione del tracciante (mol/m^3) all'interno del dominio ai vari istanti di tempo. a) istante iniziale in cui è stato immesso il tracciante; b) t=100 min; c) t=1000 min; d) t=2000 min; e) t=4000 min; f) t=7000 min







Figura 4.12. MODELLO PHAL - Mappe di concentrazione del tracciante (mol/m^3) all'interno del dominio ai vari istanti di tempo. a) istante iniziale in cui è stato immesso il tracciante; b) t=100 min; c) t=1000 min; d) t=2000 min; e) t=4000 min; f) t=7000 min

Infine, si estrapolano i valori che permettono di tracciare le curve dei tempi di residenza del tracciante per entrambe le configurazioni. Nella figura 4.13 si pongono a confronto i risultati ottenuti con i 3 modelli: modello omogeneo, modello PHRA (*Phramites australis*), modello PHAL (*Phalaris arundinacea*).



Figura 4.13. Curva dei tempi di residenza del tracciante: confronto tra i vari modelli

I risultati sono coerenti alle ipotesi fatte: con questo campo di permeabilità le traiettorie del fluido tendono a evitare zone a bassa permeabilità concentrandosi in quelle a permeabilità più alta. Sostanzialmente il risultato è che il tracciante passa più tempo nelle zone a permeabilità più alta e raggiunge più rapidamente la bocca di uscita. Un altro risultato che si può individuare con la presenza di radici è la minore variabilità della curva di residenza, oltre al fatto che tale curva è spostata verso sinistra (media anticipata ovvero t₅₀ più basso). Ciò significa che per l'uscita del tracciante ci vuole più tempo nel sistema omogeneo che in quello eterogeneo, risultato che non è scontato.

Il campo di moto ottenuto con queste simulazioni però non riesce a spiegare in maniera esaustiva le concentrazioni di fluoresceina che si instaurano all'interno delle due wetlands, per questo motivo sono state fatte ulteriori simulazioni considerando non più il trasporto di un tracciante con concentrazione unitaria ma lo sviluppo e anche il consumo di ossigeno all'interno della wetland provocato da diversi fattori.

4.4 Ossigeno disciolto

Dopo aver illustrato nel capitolo dei metodi come aver impostato il problema che riguarda la dinamica dell'ossigeno disciolto nella wetland, si riportano in questa fase i risultati ottenuti per le due diverse configurazioni di piante. In sostanza i dati di output delle simulazioni numeriche sono rappresentati dai valori di concentrazione puntuale di ossigeno all'interno della wetland in condizioni stazionarie, cioè dopo un tempo sufficiente in modo da non osservare più ulteriori variazioni.

Come era stato detto nel capitolo metodi, sono stati sviluppati diversi modelli facendo variare i parametri S_A (tasso di emissione areale di ossigeno da parte delle radici) e k che rappresenta un tempo caratteristico di consumo dell'ossigeno. In particolare, i valori utilizzati sono:

$$k = \frac{1}{3600}; \frac{1}{86400} \left[\frac{1}{sec} \right]$$
$$S_A = 0.5; 2.5; 5 \left[\frac{g}{m^2 \cdot giorno} \right]$$

Sostanzialmente si realizzano sei diverse combinazioni: la procedura è stata condotta direttamente in COMSOL applicando uno studio *Sweep Parametrico*. Questo tipo di
studio ci restituisce una sequenza di soluzioni ottenute facendo variare appunto i parametri di interesse, S_A e k.

Di seguito si riportano i grafici ottenuti con il modello PHRA che raffigurano come varia la concentrazione di ossigeno all'interno del dominio considerando le sei combinazioni; ogni grafico fa riferimento a una determinata combinazione di valori.





72



Figura 4.14. **MODELLO PHRA** - Mappe di concentrazione di ossigeno disciolto (mol/m³) all'interno del dominio per le varie combinazioni. a) $S_A = 0.5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1 h^{-1}$; b) $S_A = 2.5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1 h^{-1}$; c) $S_A = 5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1 h^{-1}$; d) $S_A = 0.5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1/24 h^{-1}$; e) $S_A = 2.5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1/24 h^{-1}$; f) $S_A = 5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1/24 h^{-1}$

Si possono intuire dai grafici alcuni aspetti.

A differenza delle simulazioni fatte considerando il trasporto del tracciante con concentrazione unitaria, in questo modello si raggiunge la stazionarietà. Nel modello in cui si simulava il trasporto del tracciante non veniva inserito il termine che indicasse la reazione, dunque, con il passare del tempo il tracciante andava a penetrare in tutto il dominio ottenendo come condizione finale (per tempi lunghi) una concentrazione unitaria in tutto il dominio. In questo caso non si verifica la stessa situazione perché in una qualsiasi zona della wetland il flusso di ossigeno che viene trasportato mediante i processi di advezione-dispersione ed eventualmente rilasciato dalle radici, è bilanciato dal termine di reazione. In parole più semplici ciò che entra si consuma in fretta sicuramente nelle combinazioni in cui abbiamo un tempo di consumo di un'ora, mentre impiegherà più tempo nelle combinazioni in cui si pone il tempo caratteristico uguale a 24 ore.

Le zone più attive sono quelle che si trovano nella parte alta della wetland a causa della presenza dell'apparato radicale e man mano che si scende verso il basso l'intensità delle reazioni si riduce; si può osservare questa condizione in tutte le combinazioni.

Chiaramente le combinazioni aventi un tempo di consumo di 24 ore vogliono intendere che sia l'ossigeno rilasciato dalle radici e sia la parte compresa nell'acqua di ingresso richiede un tempo maggiore affinché possa consumarsi per cui è possibile vedere che c'è una maggiore presenza di ossigeno all'interno della wetland. Viceversa, i risultati ottenuti con le combinazioni aventi un tempo di un'ora mostrano una minor presenza di ossigeno in condizioni stazionarie perché ovviamente si consuma in modo più rapido.

Nel caso, invece, della produzione areale di ossigeno da parte delle radici valori più alti indicano che le radici ne rilasciano una maggiore quantità e di conseguenza provocano un aumento della concentrazione all'interno del dominio.

I grafici appena mostrati vengono direttamente confrontati, con le immagini che evidenziano i tassi di reazione ottenute dallo studio sperimentale dell'Università di Nantes.



Figura 4.15. Mappa di concentrazione di fluoresceina ottenuta con il metodo fotografico, modello PHRA

Adesso si riportano i risultati ottenuti con il modello PHAL.







Figura 4.16. **MODELLO PHAL** - Mappe di concentrazione di ossigeno disciolto (mol/m^3) all'interno del dominio per le varie combinazioni. a) $S_A = 0.5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1 h^{-1}$;

b)
$$S_A = 2,5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$$
; $k = 1 h^{-1}$; c) $S_A = 5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1 h^{-1}$;

d)
$$S_A = 0.5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$$
; $k = 1/24 h^{-1}$; e) $S_A = 2.5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1/24 h^{-1}$;
f) $S_A = 5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1/24 h^{-1}$

Sebbene sia presente una diversa specie vegetativa caratterizzata da una differente distribuzione di radici valgono le stesse considerazioni fatte per il modello PHRA. Anche in questo caso i grafici della figura 4.16 che descrivono la concentrazione dell'ossigeno disciolto vengono messi a confronto con la mappa di concentrazione della fluoresceina all'interno della wetland.



Figura 4.17. Mappa di concentrazione di fluoresceina ricavata con il metodo fotografico, modello PHAL

Dal confronto si può dire in prima approssimazione che c'è una certa somiglianza. Questa somiglianza è sicuramente dovuta al fatto che l'attività batterica si sviluppa maggiormente in prossimità delle radici così come la presenza di ossigeno che risulta essere maggiore laddove sono presenti radici.

Nel presente lavoro è stata cercata una possibile correlazione numerica a partire dai valori di concentrazione puntuali di fluoresceina e di ossigeno. Dividendo il dominio in pixel elementari, a ciascuno sarà associato un valore di concentrazione di ossigeno e uno di fluoresceina. Questo è reso possibile grazie alla rappresentazione numerica delle immagini di concentrazione di fluoresceina all'interno del dominio ricavati tramite il metodo fotografico dell'Università di Nantes.

Parallelamente il software di simulazione ci permette di esportare in un file testo i valori puntuali di concentrazione di ossigeno disciolto all'interno del dominio.

Il problema principale da superare per indagare su una possibile correlazione numerica tra le due grandezze è quello di identificare gli stessi pixel nelle due immagini. Risulta dunque necessario effettuare un ritaglio delle due immagini per fare in modo che i due valori di concentrazione che si vogliono confrontare siano riferiti allo stesso pixel.

L'attività di ritaglio delle due immagini è stata eseguita su Matlab.

Una volta ritagliate le immagini vengono poi sovrapposte in modo da far corrispondere i vari pixel; nella generica cella (i-esima riga, j-esima colonna) ci sarà un valore di concentrazione di ossigeno e un valore di concentrazione di fluoresceina. A questo punto si vuole costruire uno scatter-plot diagrammando la serie di valori riferiti a ogni pixel. Si considera un sistema di riferimento in cui sull'asse delle ascisse e su quello delle ordinate sono poste rispettivamente la concentrazione di fluoresceina e di ossigeno.

Le figure seguenti riportano i risultati ottenuti al variare del tasso di emissione areale e della costante di reazione per entrambe le configurazioni di piante. Nei grafici la concentrazione di ossigeno è espressa in percentuale dove il 100% è riferito alla concentrazione di saturazione pari a $0.281 \frac{mol}{m^3}$.











Figura 4.18. Scatterplot Modello PHRA al variare del tasso di emissione areale e del tempo di consumo di ossigeno. a) $S_A = 0,5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1 h^{-1}$; b) $S_A = 2,5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1 h^{-1}$; c) $S_A = 5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1 h^{-1}$; d) $S_A = 0,5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1/24 h^{-1}$; e) $S_A = 2,5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1/24 h^{-1}$; f) $S_A = 5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1/24 h^{-1}$;



Successivamente si riportano i diagrammi relativi al modello PHAL.







Figura 4.19. Scatterplot modello PHAL al variare del tasso di emissione areale e del tempo di consumo di ossigeno. a) $S_A = 0,5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1 h^{-1}$; b) $S_A = 2,5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1 h^{-1}$; c) $S_A = 5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1 h^{-1}$; d) $S_A = 0,5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1/24 h^{-1}$; e) $S_A = 2,5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1/24 h^{-1}$; f) $S_A = 5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$; $k = 1/24 h^{-1}$;

Dai grafici si nota immediatamente la presenza di una nuvola di punti che si traduce in una inesistenza di correlazione statistica. Questa nuvola molto caotica si ha per basse concentrazioni di fluoresceina e per valori di ossigeno variabili dove le alte concentrazioni di ossigeno indicano sicuramente le zone negli intorni delle radici. Probabilmente in queste zone a causa della presenza delle radici non è stato possibile misurare correttamente l'indice di fluoresceina; questa rimane però, solo un'ipotesi. In generale dai grafici si deduce che si può avere bassa attività batterica indipendentemente dalla quantità di ossigeno.

Aldilà di questa nuvola, valori superiori di fluoresceina tipicamente si hanno per alte concentrazioni di ossigeno. Ci sono però anche dei punti in cui all'alta attività batterica è associata una bassa concentrazione di ossigeno.

Questo comportamento si verifica in tutte le combinazioni di valori di produzione areale e tempo caratteristico di consumo. Ciò che cambia tra le varie combinazioni sono i valori assoluti secondo cui si attestano le concentrazioni di ossigeno.

È stato compiuto un ulteriore passaggio: si è cercato visualizzare in quali zone del dominio si sviluppano in concomitanza alta attività batterica e alta concentrazione di ossigeno facendo un'intersezione delle due zone. Questo è stato fatto solo per una particolare combinazione di valori S_A e k per evitare di appesantire il problema. Per entrambe le configurazioni di piante è stata usata la combinazione di valori:

$$S_A = 0.5 \frac{g}{m^2 \cdot d}$$
$$k = \frac{1}{24} h^{-1}$$

Sono stati considerati questi valori in modo da avere delle concentrazioni di ossigeno né basse e né troppo alte, visto che in alcuni casi si raggiungono valori superiori addirittura al 500 % rispetto alla concentrazione di saturazione (situazione giudicata non realistica). Con questa combinazione ci si mantiene al di sotto del 100% di ossigeno.

Le figure 4.20 e 4.21 mostrano i risultati ottenuti per entrambi i modelli di piante. Sono state analizzate principalmente due situazioni: in una sono state determinate le zone del dominio in cui si verifica contemporaneamente alta concentrazione di ossigeno e di fluoresceina; in un'altra sono state ricercate le zone caratterizzate da bassi valori di ossigeno e alti valori di fluoresceina in modo da fare un controllo incrociato.

A tal fine sono stati scelti dei valori soglia per discriminare tra alte e basse concentrazioni. Per la fluoresceina sono utilizzati dei valori diversi per le due specie vegetali poiché le prove sperimentali con Phragmites hanno riscontrato concentrazioni maggiori rispetto a quelle con Phalaris. Si definisce una zona a bassa concentrazione di ossigeno qualora l'indice di concentrazione risulti inferiore al 10 %; le zone a bassa concentrazione di fluoresceina, invece, prevedono valori inferiori a 3 mol/m³ nel modello PHRA e a 1 mol/m³ nel modello PHAL.



b)



Figura 4.20. Modello PHRA - Mappe che evidenziano in quali zone del dominio si verificano: a) alta attività batterica; b) coesistenza di alta attività batterica e alta concentrazione di ossigeno; c) coesistenza di alta attività batterica e bassa concentrazione di ossigeno



b)

a)



Figura 4.21. Modello PHAL - Mappe che evidenziano in quali zone del dominio si verificano: a) alta attività batterica; b) coesistenza di alta attività batterica e alta concentrazione di ossigeno; c) coesistenza di alta attività batterica e bassa concentrazione di ossigeno

I risultati ottenuti per le due configurazioni di piante sono abbastanza differenti. Per quanto riguarda il modello PHRA i punti con alta concentrazione di ossigeno e alta reattività si trovano perlopiù vicino la bocca di ingresso della wetland, ma non sono numerosi.

Questo significa che le zone ad alta reattività non sono influenzate fortemente dalla dinamica dell'ossigeno, o detto in altri termini, l'ossigeno può essere uno dei tanti fattori ad influenzare l'attività batterica ma non è sicuramente l'unico.

Per la configurazione Phalaris, invece, dai risultati emerge che i punti ad alta concentrazione di ossigeno e alta reattività si raccolgono in modo abbastanza netto posizionandosi in particolari zone della wetland, ovvero in prossimità dell'apparato radicale. Nel caso della specie Phalaris l'ossigeno gioca un ruolo più importante nel

c)

determinare le zone a maggiore attività batterica dove effettivamente hanno luogo i processi di rimozione dei contaminanti.

È stato poi deciso di analizzare il problema modificando una delle scelte modellistiche adottate, ovvero assumendo un legame differente tra la porosità e la presenza dell'apparato radicale. Si assume infatti che le radici contribuiscono ad aumentare la porosità del mezzo filtrante, condizione completamente opposta a quella che è stata ipotizzata fino a questo punto. I risultati, però, non riscontrano un sostanziale cambiamento rispetto a quelli appena illustrati. Si conclude dicendo che con il modello PHAL i processi che coinvolgono l'ossigeno spiegano in maniera abbastanza esaustiva le zone ad alta reattività, mentre per il modello PHRA ci saranno sicuramente altri fattori da tenere in conto poiché il solo ossigeno non è sufficiente a determinare l'elevata attività batterica che si instaura all'interno delle wetland e che contribuisce in misura maggiore alla rimozione delle sostanze inquinanti.

5. Conclusioni

Lo studio affrontato in questa tesi mira a fornire uno strumento di supporto all'attività di ricerca attraverso una modellazione numerica che ha lo scopo di analizzare i complessi fenomeni che governano i meccanismi di rimozione dei contaminanti nelle constructed wetlands. L'attività di modellazione ha permesso di raggiungere risultati molto interessanti per lo studio di tali processi.

Con la modellazione 3D è stato analizzato l'effetto di dispersione dell'imbocco che non ha prodotto significative variazioni nelle curve di residenza del tracciante. Ciò ha permesso di dimostrare la validità dell'ipotesi adottata con il modello 2D, secondo cui si assume che l'ingresso avvenga in tutta la parete della vasca e non tramite un tubo come nei mesocosmi del metodo fotografico. I risultati ottenuti simulando il trasporto del tracciante non hanno permesso di comprendere a pieno i fattori che influenzano maggiormente l'attività enzimatica; pertanto, si deduce che la sola idrodinamica non riesce a spiegare i processi di depurazione delle acque reflue.

In questo lavoro è stato presentato un ulteriore modello 2D in cui si introduce lo studio della dinamica dell'ossigeno all'interno della vasca con l'obiettivo di indagare sul rapporto rizosfera-attività batterica. Tale modello è stato calibrato ammettendo diversi valori del tasso di emissione areale delle radici (Samsó et al., 2013) e considerando due specifiche cinetiche di reazione dell'ossigeno nella vasca. L'analisi statistica ha evidenziato che in tutte le combinazioni di valori ci sono zone a bassa reattività con concentrazioni di ossigeno estremamente variabili, condizione non sufficiente a giustificare l'attività batterica con la sola presenza di ossigeno. Dai grafici di correlazione, inoltre, è emerso che i punti ad alta reattività si trovano soprattutto per concentrazioni di ossigeno elevate: ciò suggerisce che la disponibilità abbondante di ossigeno favorisca l'attività batterica, condizione necessaria. Questo risultato è consolidato dai grafici che mostrano le zone dove l'elevata attività batterica coesiste con alta e bassa concentrazione di O₂, i quali indicano che esiste una sostanziale correlazione tra i due fenomeni soprattutto per la specie *Phalaris*, meno per le *Phragmites*.

Riassumendo, i risultati delle simulazioni consentono di confermare la teoria che l'attività batterica sia favorita dalla presenza di ossigeno, ma allo stesso tempo è necessario tenere in conto altri possibili fattori influenti.

BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA

Caruso, A., F. Boano, L. Ridolfi, D. L. Chopp, and A. Packman (2017), Biofilm-induced bioclogging produces sharp interfaces in hyporheic flow, redox conditions, and microbial community structure, Geophysical Research Letters (44), 4917-4925.

Commissione europea, Direzione generale della Ricerca e dell'innovazione, Bulkeley, H., Naumann, S., Vojinovic, Z., et al.,Nature-based solutions: state of the art in EUfunded projects, Freitas, T.(editor), Vandewoestijne, S.(editor), Wild, T.(editor), Ufficio delle pubblicazioni dell'Unione europea, 2020, https://data.europa.eu/doi/10.2777/236007.

Davison L., Headley T.R., Pratt K. (2005) Aspects of design, structure and performance and operation of reed beds-eight years' experience in northeastern New South Wales, Australia. Water Science and Technology 51(10), 129-138.

Dotro, G.; Langergraber, G.; Molle, P.; Nivala, J.; Puigagut Juárez, J.; Stein, O. R.; von Sperling, M. (2017). "Treatment Wetlands". Volume 7. Biological wastewater treatment series. Londra: IWA Publishing.

Gagnon, V., Chazarenc, F., Comeau, Y., Brisson, J. (2007). Influence of macrophyte species on microbial density and activity in constructed wetlands. Water Science and Technology 56(3) 249-254.

García J., Aguirre P., Mujeriego R., Huang Y., Oritz L., Bayona J.M. (2004) Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. Water Research 38, 1669-1678.

García J., Corzo A. (2008) Purification with constructed wetlands: A practical guide to design, construction, and operating subsurface flow wetland systems. Barcelona, Spain: Universitat Politècnica de Catalunya.

Gray, N.F. (2004). Biology of wastewater treatment. Imperial College Press 57 Shelton Street Covent Garden London WC2H 9HE 2nd Edition.

Kadlec R.H., Wallace S.D. (2009) Treatment Wetlands, Second Edition. Boca Raton, Florida: CRC Press.

Knowles P., Dotro G., Nivala J., García J. (2011) Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. Ecological Engineering 37(2), 99-112.

Langergraber, G., Giraldi, D., Mena, J., Meyer, D., Pena, M., Toscano, A., Brovelli, A., Korkusuz, E.A. (2009a). Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands. Science of the Total Environment 407(13), 3931-3943.

Llorens, Saaltink, M.W., Poch, M., García, J. (2011). Bacterial transformation and biodegradation processes simulation in horizontal subsurface flow constructed wetlands using CWM1-RETRASO. Bioresource Technology 102(2), 928-936.

Li H.Z., Wang S., Ye J.F., Xu Z.X., Jin W. (2011) A practical method for the restoration of clogged rural vertical subsurface flow constructed wetlands for domestic wastewater treatment using earthworm. Water Science and Technology 63(2), 283-290.

Masi, F., Rivai, K., Rizzo, A. and Bresciani, R. (2021). Economia circolare nel ciclo delle acque e sicurezza: l'esperimento di Lesbo nel progetto HYDROUSA. Reticula, 28, 167-175.

MINISTERO DELL'AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO. DECRETO 12 giugno 2003, n.185. Regolamento recante norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue in attuazione dell'articolo 26, comma 2, del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152.

Nivala J., Rousseau D.P.L. (2009) Reversing clogging in subsurface-flow constructed wetlands by hydrogen peroxide treatment: Two case studies. Water Science and Technology 59(10), 2037-2046.

Reynaud, D. Lanzanova, C. Liquete, B. Grizzetti (2017). Going green? Ex-post valuation of a multipurpose water infrastructure in Northern Italy. Ecosystem Services (27), 70-81.

Samsó R., Garcia J. (2013). BIO_PORE, a mathematical model to simulate biofilm growth and water quality improvement in porous media: Application and calibration for constructed wetlands. Ecological Engineering (54), 116-127

Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kazmierczak, A., Niemela, J., James, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: a literature review. Landscape Urban Plann. 81 (3), 167-178.

Vymazal J. (1996) The use of subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. Ecological Engineering (7), 1-14.

Vymazal, 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. Ecological Engineering (25), 478-490.

Vymazal J. (2007) Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the Total Environment 380(1-3), 48-65.

Vymazal, J. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: a review. Ecological Engineering (73), 724-751.

Wada, Y., Flörke, M., Hanasaki, N., Eisner, S., Fischer, G., Tramberend, S., Satoh, Y., Van Vliet, M. T. H., Yillia, P., Ringler, C., Burek, P. and Wiberg. D. 2016. Modelling global water use for the 21st century: The Water Futures and Solutions (WFaS) initiative and its approaches. Geoscientific Model Development (9), 175-222.

Wallace S.D., Knight R.L. (2006) Small-scale constructed wetland treatment systems: Feasibility, design criteria, and O&M requirements. Water Environment Research Foundation (WERF): Alexandria, Virginia.

https://armreedbeds.co.uk/projects/horizontal-flow/, consultato il 12/10/2022

https://armreedbeds.co.uk/projects/vertical-flow/, consultato il 12/10/2022

https://armreedbeds.co.uk/wp-content/uploads/2017/01/Horizontal-flow-tech-specific-HQP.pdf, consultato il 13/10/2022

http://www.iridra.eu/en/fitodepurazione-en/fitodepurazione-classica-en/fitodepurazionefws-en.html, consultato il 14/10/2022

https://www.planetasrl.net/blog/idee-giardino/fitodepurazione-cose-e-realizzazioneimpianti/, consultato il 19/10/2022