



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

Dipartimento di Agronomia Animali Alimenti Risorse Naturali e  
Ambiente

Corso di laurea magistrale in  
Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e il Territorio

Sfide e opportunità nel riutilizzo di acque grigie in contesto  
urbano: il caso studio del campo universitario CZU

Relatore: Prof. Nicola Dal Ferro

Co-supervisore: Prof. Ing. Jan Vymazal

Laureando: Andrea Sola

Matricola n. 1207375

Anno Accademico 2021/2022



## Sommario

Abstract .....	5
Riassunto .....	6
1. Introduzione .....	7
1.1 Le acque grigie .....	9
1.1.1 Caratterizzazione delle acque grigie per origine .....	11
1.1.2 Criticità legate allo scarico di acque grigie .....	13
1.2 Trattamenti per le acque .....	14
1.2.1 Le wetland .....	16
2. Area di studio.....	21
2.1. La wetland presso CZU .....	23
2.1.1 Piante della wetland CZU.....	25
2.1.2 Microorganismi della wetland CZU .....	31
3. Materiali e metodi .....	35
3.1 Metodo di campionamento.....	35
3.2 Analizzatori utilizzati.....	37
4. Risultati e discussione .....	41
4.1 Caratterizzazione delle acque grigie in entrata nella Wetland CZU .....	41
4.2 Caratterizzazione delle acque in uscita dalla wetland CZU .....	46
4.3 Capacità di trattamento della wetland CZU .....	51
4.4 Presenza di microinquinanti organici .....	55
5. Conclusione .....	57
6. Fonti.....	59
6.1 Bibliografia.....	59
6.2 Sitografia.....	63



## Abstract

Green infrastructure can play an important role in water treatment in urban environments. The aim of this thesis is to test the effectiveness of a surface flow constructed wetland for the treatment of gray water from public buildings.

The surface flow constructed wetland is located at the campus of the CZU University of Prague in Czech Republic. During a five-month period, in-flow and out-flow water samples were taken from the wetland. The samples were analyzed in the laboratory of the Faculty of Environmental Science to evaluate the contamination from a variety of pollutants (e.g., TOC, N, P, heavy metals, organic micropollutants) and the wetland performance to remove them. Analyses were conducted on samples collected from an anaerobic tank treatment within the campus in order to compare the treatment capacity of the two systems.

The flow of water entering the wetland had physical and chemical characteristics comparable to other domestic grey waters reported in the literature. The comparison between surface flow constructed wetland and anaerobic reactor showed some differences with a better removal performance from the wetland in terms of TOC, TN, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, F<sup>-</sup> and Cl<sup>-</sup>. The analyses of the water flow leaving the wetland did not reveal any exceeding limit values if compared with the Italian legislation for water reuse, that was identified as a benchmark being one of the most restrictive in Europe. The water treatment capacity of the wetland was found to be higher than that of the reactor for several parameters, furthermore the treatment using wetland was more effective than several systems presented in the bibliography for comparable parameters. In addition, various organic micropollutants have been identified in the outflow, none of which, however, in concentrations high enough to affect the microorganisms of the wetland.

The results obtained confirm the effectiveness of a surface flow wetland system for the treatment and reuse of grey water in an urban context.

## Riassunto

Le infrastrutture verdi possono giocare un ruolo importante per il trattamento delle acque in ambienti urbani. Con questa tesi si è voluto testare l'efficacia di un bacino di fitodepurazione a flusso superficiale per il trattamento di un flusso di acque grigie in uscita da un edificio pubblico.

La wetland a flusso superficiale è situata all'interno del campus dell'università CZU di Praga, in Repubblica Ceca. Durante un periodo di cinque mesi sono stati prelevati dei campioni d'acqua in entrata e in uscita alla wetland. I campioni sono stati sottoposti ad analisi presso il laboratorio della facoltà di Scienze Ambientali per valutare la presenza di diversi contaminanti (e.g., TOC, N, P, heavy metals, organic micropollutants) e le performance della wetland nella loro rimozione. Le stesse analisi sono state applicate a campioni raccolti da un sistema di trattamento tramite reattore anaerobio presente all'interno del campus per poter mettere a confronto la capacità di trattamento dei due sistemi.

Il flusso di acque in entrata nella wetland è risultato avere caratteristiche fisiche e chimiche paragonabili ad altri tipi di acque grigie di origine domestica descritte in bibliografia. Il paragone tra la wetland a flusso superficiale e il sistema anaerobio ha mostrato alcune differenze e una miglior performance di rimozione della wetland per i parametri TOC, TN, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, F<sup>-</sup> e Cl<sup>-</sup>. Le analisi del flusso di acque in uscita dalla wetland non hanno rilevato superamenti dei valori limite per il riutilizzo delle acque reflue proposti dalla legislazione Italiana, identificata come riferimento in quanto tra le più stringenti d'Europa. La capacità di trattamento delle acque della wetland si è rivelata superiore a quella del reattore per diversi parametri, inoltre il trattamento mediante wetland è risultato più efficace di diversi sistemi presentati in bibliografia per i parametri paragonabili. Nel flusso di acque in uscita sono stati identificati inoltre diversi microinquinanti organici, nessuno dei quali però in concentrazioni abbastanza alte da danneggiare i microorganismi della wetland.

I risultati ottenuti confermano l'efficacia di un sistema di wetland a flusso superficiale per il trattamento e il riutilizzo delle acque grigie in contesto urbano.

## 1. Introduzione

I processi biogeochimici delle zone umide (wetlands) contribuiscono ad abbattere i contaminanti presenti nelle acque. Negli ultimi decenni, a causa dell'aumento dell'urbanizzazione e della popolazione è stata forte la spinta per la ricerca di soluzioni sostenibili per il trattamento e il riutilizzo delle risorse idriche che ha portato alla realizzazione di infrastrutture verdi quali i sistemi di fitodepurazione (constructed wetlands) che ricalcano e ottimizzano le dinamiche delle wetlands naturali (Turner et al, 2019).

Questa tesi si propone di valutare l'efficacia di una wetland seminaturale ricostruita in un contesto urbano come trattamento unico per acque grigie destinate ad essere riutilizzate in loco.

Nel corso di questo capitolo verrà data una definizione di acque grigie comprensiva di una divisione in categorie, verranno illustrate brevemente le potenzialità del loro riutilizzo, le principali criticità che questo comporta e i trattamenti a cui possono essere sottoposte per minimizzare questi rischi con focalizzazione sul trattamento tramite constructed wetland.

Nel capitolo seguente verrà descritta la wetland dell'università CZU di Praga, Repubblica Ceca, che rappresenta l'area di studio su cui è stata svolta l'attività sperimentale finalizzata alla compilazione della tesi. Sarà inquadrata topograficamente l'area, saranno descritte le specie vegetali che caratterizzano la wetland e altri aspetti rilevanti e verrà fornita una possibilità di riutilizzo dell'acqua in loco.

Nel capitolo successivo verranno illustrati i materiali e i metodi utilizzati durante i cinque mesi di raccolta dati. Saranno illustrate le metodologie e localizzati i punti di campionamento sulla wetland. Quindi saranno illustrate le tecniche e strumentazioni di laboratorio utilizzate per ottenere i risultati.

Nel capitolo finale vengono analizzati i risultati ottenuti, presentati sotto forma di grafici e tabelle Excel e si cerca di rispondere a una serie di quesiti:

- Le acque in entrata nella wetland CZU sono assimilabili alle acque grigie provenienti da un contesto urbano?
- Le acque in uscita dalla wetland CZU soddisfano gli standard ritrovati in bibliografia e legislazione per il riutilizzo?
- Il trattamento della wetland CZU è efficace se paragonato ad altri tipi di trattamento compreso quello di un sistema convenzionale presente in loco?



Figura 1 Esempio di wetland naturale ([www.training.unh.edu](http://www.training.unh.edu))



Figura 2 Esempio di constructed wetland ([www.Iridra.eu](http://www.Iridra.eu))



## 1.1 Le acque grigie

In contesto urbano e residenziale le acque reflue possono essere divise in due grandi categorie: acque nere (le acque di scarico dei servizi igienici) e acque grigie (tutti gli altri tipi di acque di scarico provenienti da bagni, docce, lavandini, lavabi, lavatrici e lavastoviglie). Questi due flussi presentano caratteristiche biologiche e chimiche molto diverse. Le acque nere sono responsabili per la maggior percentuale di azoto, fosforo, materia organica e patogeni (Otterphol, 2002). Le acque grigie, rispetto alle acque nere, presentano un livello di contaminanti tendenzialmente più basso e sono quindi di più facile trattamento e riutilizzo. Le acque grigie rappresentano la componente maggiore in termini di volume arrivando fino al 75% del flusso totale, è stato stimato che la produzione di acqua grigie procapite si aggira tra i 90 e i 100 litri al giorno (Eriksson et al., 2002).

Avere flussi separati di acque grigie e acque nere offre la possibilità di riutilizzare le acque grigie per varie finalità, come irrigazione, scarico degli sciacquoni, impianti antincendio e caldaie, permettendo un risparmio della risorsa idrica fino al 30%. A seconda della normativa vigente nel paese si riscontrano diversi criteri di qualità basati su indicatori come contenuto di sostanza organica, solidi e carico microbiologico (Li et al., 2009).

Una separazione tra i flussi di acque grigie e nere permette anche di abbassare drasticamente i rischi di carattere sanitario. Inoltre il riutilizzo delle acque grigie a livello locale e in modo decentralizzato rispetto ad una grande rete fognaria di stampo classico, che unisce acque grigie e nere in un unico flusso di reflui, permette di ridurre il rischio legato alle interruzioni di approvvigionamento idrico e al contempo di ottenere un notevole risparmio economico (Jefferson et al., 2001).

Tipologia di edificio	Paese	Abitanti (n°)	Risparmio idrico (%)	Risparmio energetico
condominio	Norvegia	105	58.9	23.30%
condominio	Italia	240	30.5	-
condominio	Italia	22	55.7	-
condominio	Germania	70	55	4531.7 kw/anno
abitazione singola	Australia	2	65	5.35 kwh/giorno
abitazione singola	Australia	3	70	6 kwh/giorno

Tabella 1 Risparmi idrici ed energetici in diversi edifici che riutilizzano acque grigie (Mobbs et al., 2006)

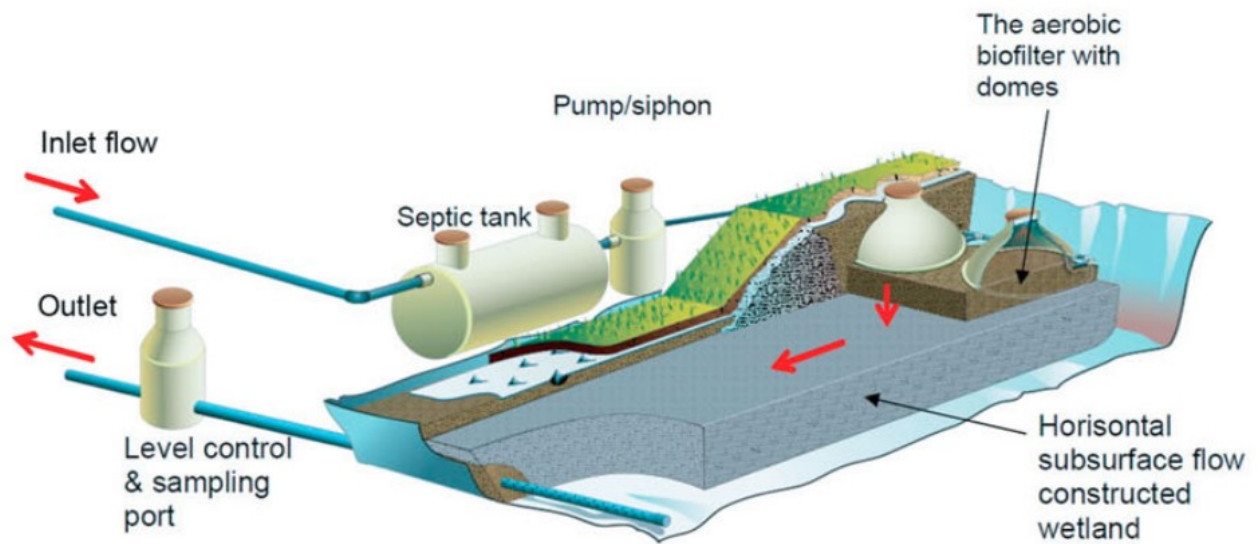


Figura 3 Schema progettuale di un impianto per il trattamento tramite wetland e riutilizzo delle acque grigie a Oslo (www.susana.org)



Figura 4 Constructed wetland a Oslo (www.susana.org)

### 1.1.1 Caratterizzazione delle acque grigie per origine

La composizione delle acque grigie nell'output dipende da una grande varietà di fattori, tra cui la posizione geografica, la fonte di origine dell'acqua (falda o piovana), il numero di utilizzatori, le attività che vengono svolte all'interno della struttura da cui si origina il flusso di acque grigie e i prodotti chimici impiegati.

Tutte le acque grigie hanno una buona biodegradabilità in termini di rapporto tra COD e BOD<sub>5</sub> in riferimento al valore suggerito di COD:N:P di 100:20:1 per le acque di scolo (Metcalf e Eddy, 2003).

Le acque grigie si differenziano nelle loro caratteristiche chimiche, biologiche e fisiche a seconda del loro punto di origine:

- Cucina: alto livello di BOD<sub>5</sub> e torbidità e un contenuto variabile di coliformi termoresistenti dovuto all'utilizzo di detersivi e prodotti per la pulizia, residui di cibo, olii, grassi.
- Lavanderia: alti livelli di BOD<sub>5</sub>, solidi sospesi, torbidità e un contenuto variabile di coliformi termoresistenti dovuto alla presenza di sodio, fosfati, tensioattivi, ammoniaca e azoto provenienti dall'uso di detersivi e dal carico di vestiti sporchi.
- Bagno: contiene saponi e altri prodotti per l'igiene ha alte concentrazioni di solidi sospesi e una torbidità elevata, ma presenta concentrazioni minori di BOD<sub>5</sub> e coliformi termoresistenti.

Li (2009) ha proposto una classificazione in quattro macrocategorie con rispettivi indicatori (Tabella 2).

	<b>Bagno</b>	<b>Lavanderia</b>	<b>Cucina</b>	<b>Flusso unico</b>
<b>pH</b>	6.4-8.1	7.1-10	5.9-7.4	6.3-8.1
<b>TSS (mg/l)</b>	7-505	68-465	134-1300	25-183
<b>Torbidità (NTU)</b>	44-375	50-444	298	29-375
<b>COD (mg/l)</b>	100-633	231-2950	26-2050	100-700
<b>BOD<sub>5</sub> (mg/l)</b>	50-300	48-472	536-1460	47-466
<b>TN (mg/l)</b>	3.6-19.4	1.1-40.3	11.4-74	1.7-34.3
<b>TP (mg/l)</b>	0.11->48.8	ND-171	2.9-74	0.11-22.8
<b>coliformi totali (CFU/100ml)</b>	10-2.4x10 <sup>7</sup>	200.5-7x10 <sup>5</sup>	>2.4x10 <sup>8</sup>	56-8.03x10 <sup>7</sup>
<b>coliformi fecali (CFU/100ml)</b>	0-3.4x10 <sup>5</sup>	50-1.4x10 <sup>3</sup>	ND	0.1-1.5x10 <sup>8</sup>

Tabella 2 Caratterizzazione delle acque grigie in base alla loro provenienza (Li,2009)

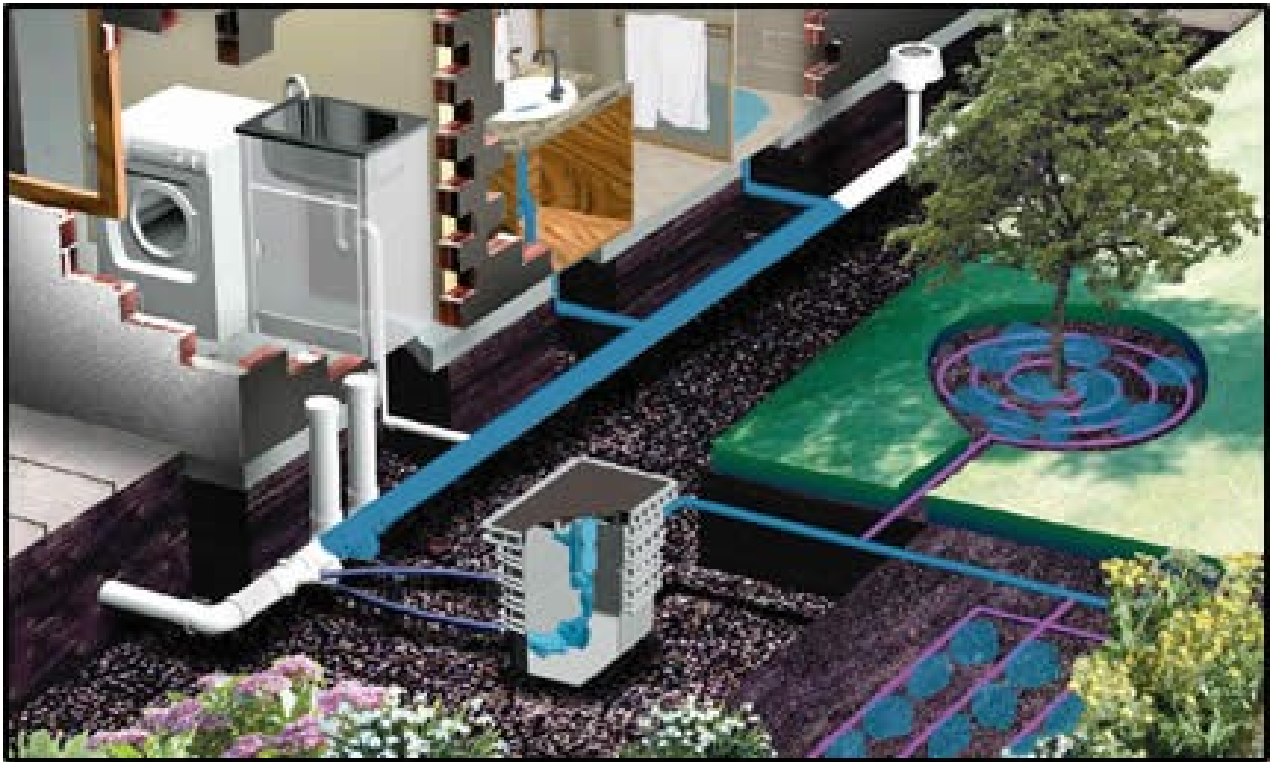


Figura 5 Diverse fonti di origine delle acque grigie domestiche ([www.rainharvest.co.za](http://www.rainharvest.co.za))

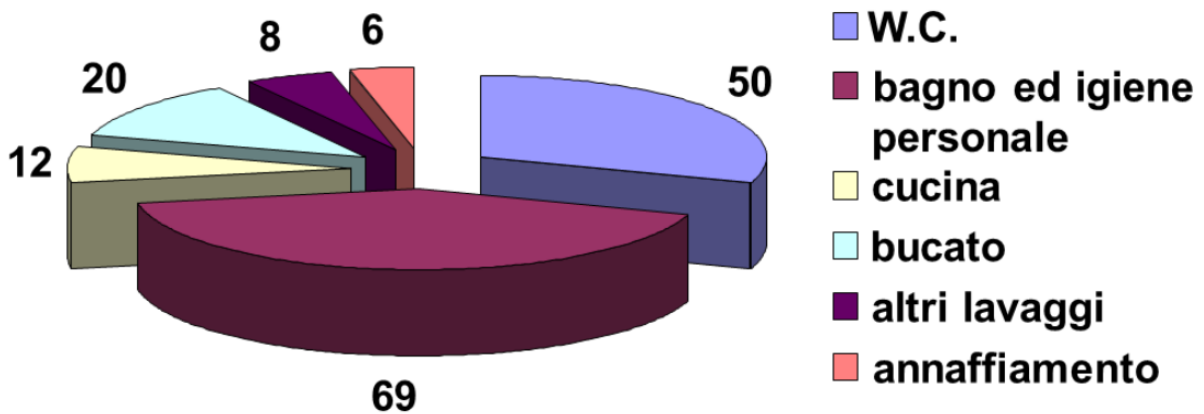


Figura 6 impatto quantitativo di diverse fonti di acque grigie ([www.irdra.eu](http://www.irdra.eu))

### 1.1.2 Criticità legate allo scarico di acque grigie

Lo scarico di detersivi in polvere per bucati è una delle maggiori criticità legate allo scarico di acque grigie. I detersivi in polvere per bucati sono composti di natura alcalina con una grande concentrazione di sali e fosforo. Nelle acque grigie sono state trovate alte concentrazioni di fosforo (245 mg/l) e sodio (1825 mg/l) (Travis et al., 2010). I sali tendono ad accumularsi nel terreno, mentre livelli eccessivi di fosforo possono interferire con l'assorbimento di azoto da parte della vegetazione e inibire la crescita di micorrize. Le acque grigie presentano metalli pesanti nell'ordine del microgrammo su litro (Eriksson and Donner, 2009).

Un'altra criticità legata allo scarico di acque grigie in ambiente è l'immissione di microinquinanti, composti con un alto potenziale nocivo nonostante le basse concentrazioni di nanogrammi e microgrammi su litro, in cui solitamente vengono ritrovati nell'ambiente (Santos et al., 2010). Ricerche svolte in tutto il mondo hanno rivelato la presenza ubiquitaria dei microinquinanti in suolo, falde, acque superficiali, riserve idriche e impianti di trattamento, attirando l'attenzione di ricercatori e autorità su questo problema (Barcelò, 2012; Luo et al., 2014).

Tra le maggiori fonti di microinquinanti vi sono i PPCPs (prodotti farmaceutici e per la cura della persona) che vengono ritrovati spesso nelle acque reflue urbane insieme a disinfettanti, detersivi, plastificanti, mezzi di contrasto, vernici, tensioattivi, pesticidi, conservanti alimentari e altri additivi (Avila et al., 2014; Fatta-Kassinos et al. 2010). Questi prodotti sono fonte di XOC (composti organici xenobiotici) e acidi grassi a catena lunga, ragion per cui il loro costante rilascio nell'ambiente è fonte di preoccupazione. (Boxall et al. 2012; Ebele et al. 2017).

Diversi studi hanno dimostrato come le acque grigie possano contenere un gran numero di microinquinanti. Per esempio, Eriksson et al. (2007) ha rilevato più di 900 sostanze di questo tipo di cui il 10% considerate inquinanti prioritari. La fattibilità di un riutilizzo di acque grigie, seppur trattate, è stata messa in dubbio a causa della difficoltà di rimozione dei microinquinanti e del loro possibile impatto sull'ambiente (Turner et al., 2016).

Un esempio di questi composti è il Triclosan, un antimicrobico utilizzato nei prodotti per la cura della persona altamente tossico per le alghe e con effetti negativi sulla riproduzione di alcuni pesci (Tamura et al. 2010; Orvos et al., 2002). Il Triclosan viene ritrovato spesso nelle acque superficiali a causa dell'inefficacia della sua rimozione nei processi di trattamento delle acque reflue (Gao et al., 2014). Un altro microinquinante di natura organica ritrovato nelle acque grigie è il DEET (N,N-diethyl-m-toluamide), composto utilizzato nei repellenti per insetti e potenzialmente persistente nell'ambiente (Cordy et al., 2004).

## 1.2 Trattamenti per le acque

Prima di essere rilasciate nell'ambiente, le acque reflue subiscono dei trattamenti che possono essere di natura, chimica, fisica o biologica. In genere il trattamento inizia con una separazione liquido-solido utilizzando fosse settiche, griglie e filtri per evitare successivi intasamenti e si conclude con una disinfezione che si occupa di abbassare il carico microbiologico e la presenza di possibili patogeni (Li et al., 2009).

Diversi paesi hanno tentato di fornire delle linee guida per il riutilizzo delle acque grigie stabilendo dei limiti per alcuni indicatori, come per esempio pH, ammonio (N-NH<sub>4</sub>) e carico totale di azoto (TN). In Italia il riutilizzo delle acque grigie è normato dal DM 185/2003 che pone dei valori limite per diversi parametri.

	<b>Italia</b>	<b>Cina</b>
<b>pH</b>	6.0-9.5	6.0-9.0
<b>TN (mg/l)</b>	15	15
<b>N-NH<sub>4</sub> (mg/l)</b>	1.6	5

Tabella 3 Esempio di standard di riutilizzo delle acque reflue in diversi paesi (Dal Ferro et al., 2021; Erns et al., 2006)

La scelta del trattamento deve essere basata su un'accurata valutazione delle condizioni socioeconomiche locali, dei carichi impegnati, della legislazione locale e della destinazione finale d'uso delle acque grigie. Nel corso del tempo sono stati sviluppati trattamenti avanzati come ozonizzazione, fotocatalisi, assorbimento per carboni attivi, filtrazione a membrana e bioreattori a membrana che sono in grado di ridurre sensibilmente il rilascio di nutrienti, metalli e microinquinanti nelle acque grigie (Kovalova et al., 2013; Grover et al., 2011; Yangali et al., 2011).

Tuttavia queste tecnologie risultano costose e richiedono un sofisticato sistema di gestione e mantenimento, il che ne riduce l'effettiva fruibilità per il trattamento di acque reflue urbane.

La combinazione tra filtrazione fisica e disinfezione è la soluzione più economica per le acque grigie, ma in termini di performance, costi e facilità di manutenzione, l'utilizzo di constructed wetlands è una scelta che potrebbe risultare vincente per il trattamento di acque reflue di origine urbana, nonché migliorare una serie di altri servizi ecosistemici tra cui la fruibilità dell'ambiente urbano, la mitigazione del rischio idrogeologico e la riduzione dell'effetto isola di calore (Dordio et al., 2010; Zhang et al., 2015).



Figura 7 trattamento delle acque tramite wetland a Shangai ([www.Archdaily.com](http://www.Archdaily.com))



Figura 8 vasca dei fanghi di un trattamento delle acque reflue a Dresda ([www.susana.org](http://www.susana.org))

### 1.2.1 Le wetland

Le wetland, o zone umide, sono ecosistemi diffusi in tutto il mondo e caratterizzati dalla presenza dell'acqua, la quale ne ricopre il suolo permanentemente (per anni o decenni) o stagionalmente (per mesi o giorni) creando un ambiente riducente che altera in modo chimico e fisico le proprietà del suolo ed esclude la possibilità di vita per specie non adatte a suoli umidi. Questo ambiente riducente è ottimo per la rimozione di potenziali contaminanti come azoto e metalli (Keddy, 2010).

La densità della vegetazione determina un flusso lento dell'acqua che assicura un prolungato tempo di contatto tra l'acqua e la vegetazione. Ciò provvede, inoltre, a fornire riparo da vento e radiazione solare, creando così una grande varietà di microambienti. L'abbondanza di specie vegetali e la differenza di microambienti lungo la colonna d'acqua creano i presupposti per la trasformazione di un'ampia gamma di composti.

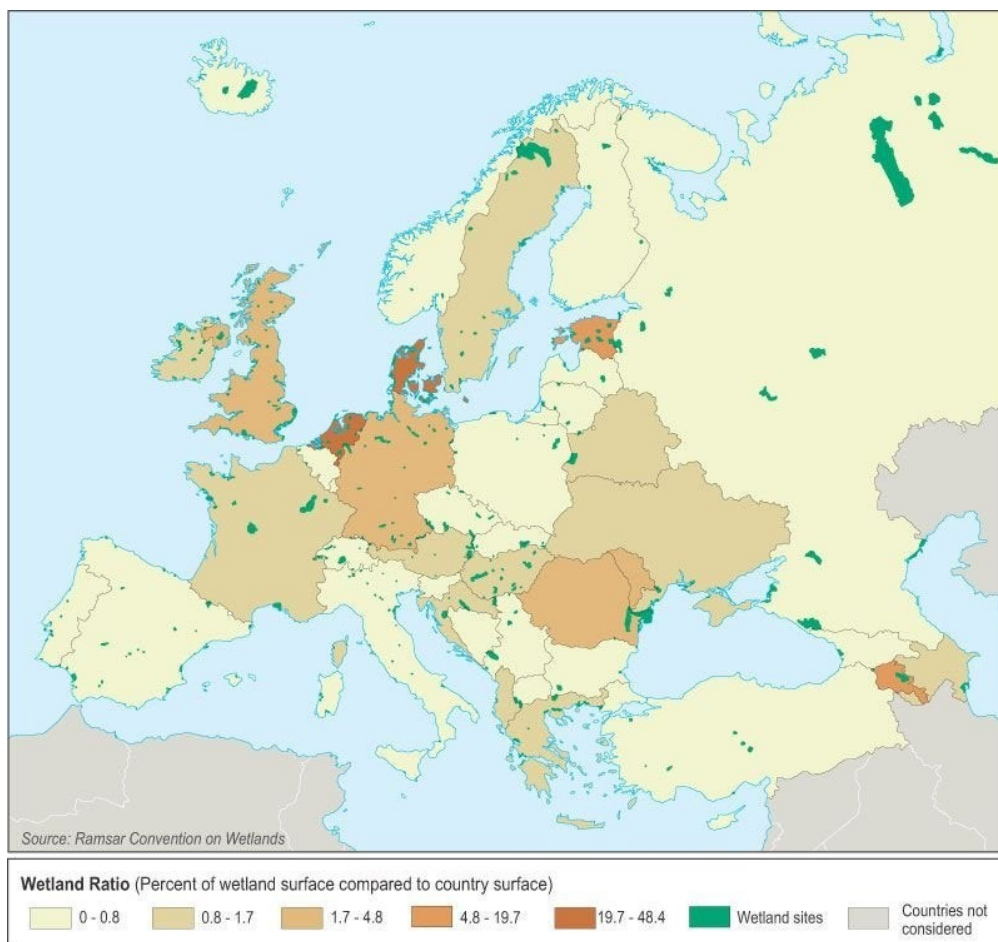


Figura 9 Mappa delle wetland d'europa ([www.ramsar.org](http://www.ramsar.org))



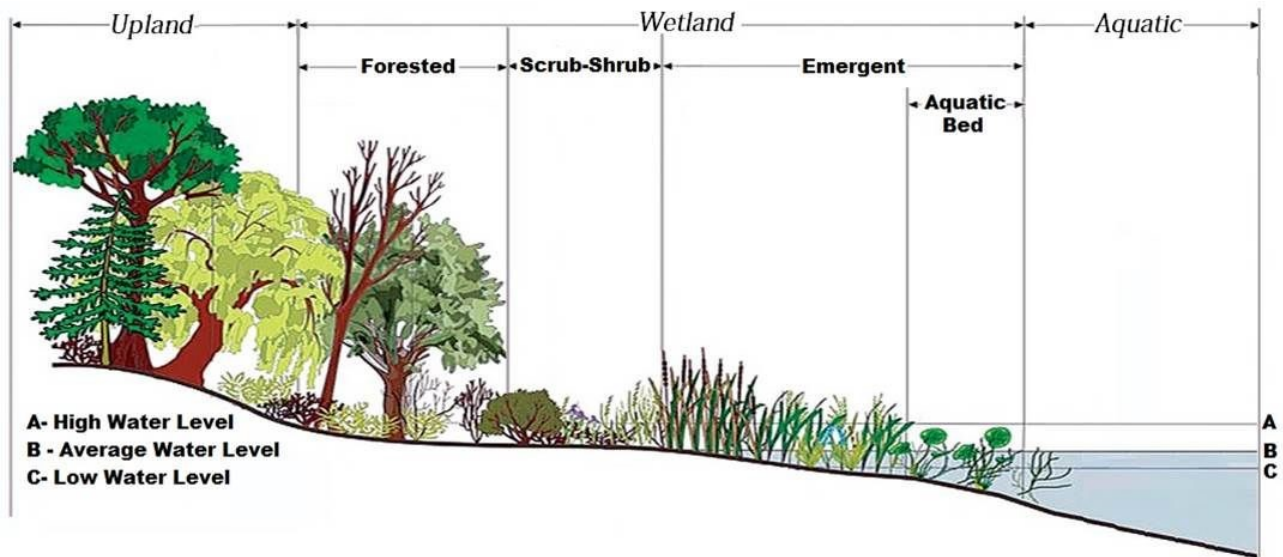


Figura 10 Profilo della vegetazione di una wetland ([www.partnershipforcoastalwatersheds.org](http://www.partnershipforcoastalwatersheds.org))

Le wetland artificiali o seminaturali, utilizzate per il trattamento di acque reflue, sono caratterizzate dall'essere sistemi semplici, richiedere poca manutenzione e una bassa spesa energetica. Sono sistemi efficienti dal punto di vista ambientale e hanno dimostrato di essere in grado di rimuovere contaminanti in modo sostenibile ed efficace (Dal Ferro et al., 2021; De Wilt et al., 2016; Song et al., 2009).

Nelle wetland, solitamente definite come sistemi di fitodepurazione, possono essere utilizzate sia macrofite che piante non vascolari come le alghe. Le macrofite stabilizzano il substrato, limitano la velocità dell'acqua permettendo al materiale sospeso di depositarsi, trasferiscono gas tra atmosfera e sedimenti, fungono da sink di carbonio, di nutrienti e di contaminanti. Le alghe contribuiscono ad ossigenare l'acqua. La simbiosi tra radici delle macrofite, microorganismi e substrato è complessa e svolge un ruolo importante nella decomposizione di materia organica e altri composti e facilitano l'assorbimento di nutrienti da parte delle piante (Pietrangelo et al., 2018; Lorion, 2001).

Per essere utilizzate con efficacia nelle wetlands, le specie vegetali devono soddisfare diversi criteri:

- facile propagazione radicale
- elevata produzione di biomassa
- elevata capacità di assorbimento dei contaminanti
- elevato sviluppo radicale
- tolleranza ad un ambiente eutrofico
- facilità di potatura e gestione
- buona resistenza a malattie e parassiti

Le macrofite acquatiche più usate negli areali europei sono senza dubbio *Phragmites* sp. e *Typha* sp., ciononostante una moltitudine di altre specie è utilizzata nelle constructed wetlands come ad esempio *Canna Indica* L., *Cyperus papyrus*, *Iris pseudacorus*, *Juncus effusus* e *Salix atro cinerea*, dimostrando la grande flessibilità di adattamento dei sistemi wetland seminaturali a differenti condizioni climatiche e caratteristiche nella qualità delle acque oggetto di depurazione idrica.

La maggior parte dei processi che avvengono nelle wetland sono mediati da microrganismi aerobi, anaerobi e facoltativi come zooplancton, batteri, protozoi, funghi e lieviti che attraverso il loro metabolismo trasformano sostanze organiche e inorganiche in composti innocui o insolubili, riciclano i nutrienti e alterano le condizioni di ossidoriduzione della wetland aumentandone la capacità di trattamento (Wetzel, 1993). Le comunità di microrganismi variano al variare delle condizioni della wetland e, in caso la loro sopravvivenza non sia più possibile, possono entrare in stato di dormienza e rimanerci per anni. La presenza di microinquinanti e sostanze tossiche per i microrganismi può alterare la loro presenza e alterare il funzionamento della wetland (Hilton, 1993).

La lettiera che si accumula durante il decadimento delle piante crea un importante ambiente di scambio per i microrganismi e fornisce loro carbonio, azoto e fosforo per i loro processi metabolivi. Sotto la lettiera, uno strato sottosuperficiale relativamente impermeabile impedisce all'acqua di penetrare nel sottosuolo e raggiungere la falda. È in questo strato che tendono ad accumularsi i possibili contaminanti. Nel caso di wetland artificiali o seminaturali questo limite può essere rinforzato o sostituito dall'utilizzo di membrane artificiali, come per esempio polietilene di spessore compreso tra 5 e 10 mm.

Le wetland richiedono spazi maggiori rispetto ad altri tipi di trattamento (Masi et al., 2010). L'aumento di necessità di spazio è compensato da un risparmio a livello economico. Infatti all'aumentare della dimensione del sistema, le spese a livello energetico tendono a diminuire e sistemi più ampi su scala comunitaria, per esempio nei condomini, contribuiscono a ridurre ulteriormente le spese idriche (fino al 50%) (Yu et al., 2015; Metcalf e Eddy, 2003). A causa dell'ampia superficie (in relazione alla profondità) pioggia ed evapotraspirazione influiscono grandemente sulla wetland.

Un sito ottimale per la costruzione di una wetland deve soddisfare alcuni criteri:

- vicinanza alla fonte d'acqua
- disponibilità di spazio
- leggera inclinazione per favorire il flusso gravitazionale dell'acqua
- posizione superiore rispetto la tavola d'acqua

Le wetlands artificiali possono essere divise principalmente in due categorie:

- Sistemi a flusso sottosuperficiale (SSF): vasche riempite di un medium inerte a elevata conducibilità idraulica che funge da supporto per macrofite emergenti.
- Sistemi a flusso superficiale (FWS): bacini a lento deflusso superficiale con macrofite emergenti, sommerse o flottanti che rispecchiano le caratteristiche delle wetland naturali adattandole in base alle esigenze del contesto e ai contaminanti da trattare.

Per il corretto funzionamento della wetland è importante stabilire un piano di gestione che sia volto a mantenere un flusso continuo di acqua, una crescita vigorosa della vegetazione e un ambiente favorevole ai microorganismi. È inoltre importante che esista un piano di monitoraggio che fornisca dati riguardo la performance della wetland, identifichi i possibili problemi, documenti l'accumulo di sostanze tossiche, determini se la wetland è in conformità con i requisiti richiesti dalla normativa locale.

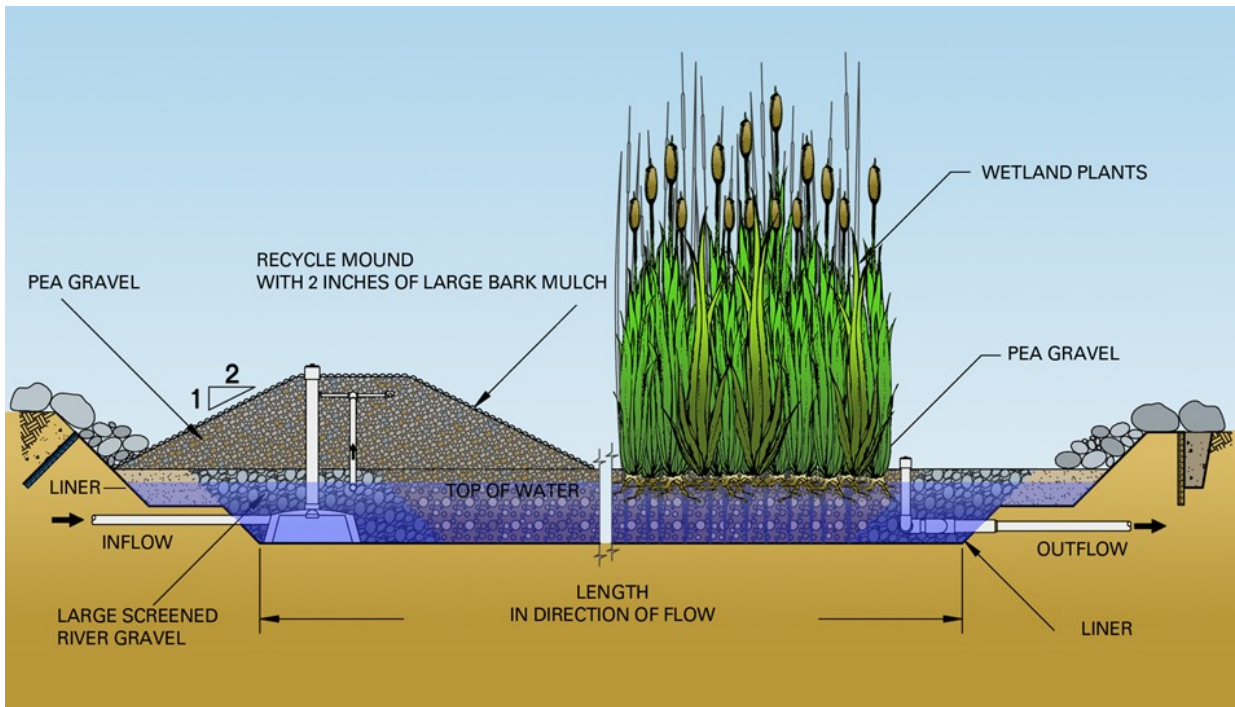


Figura 11 Schema di una wetland a flusso sottosuperficiale (SSF) ([www.biopills.net](http://www.biopills.net))

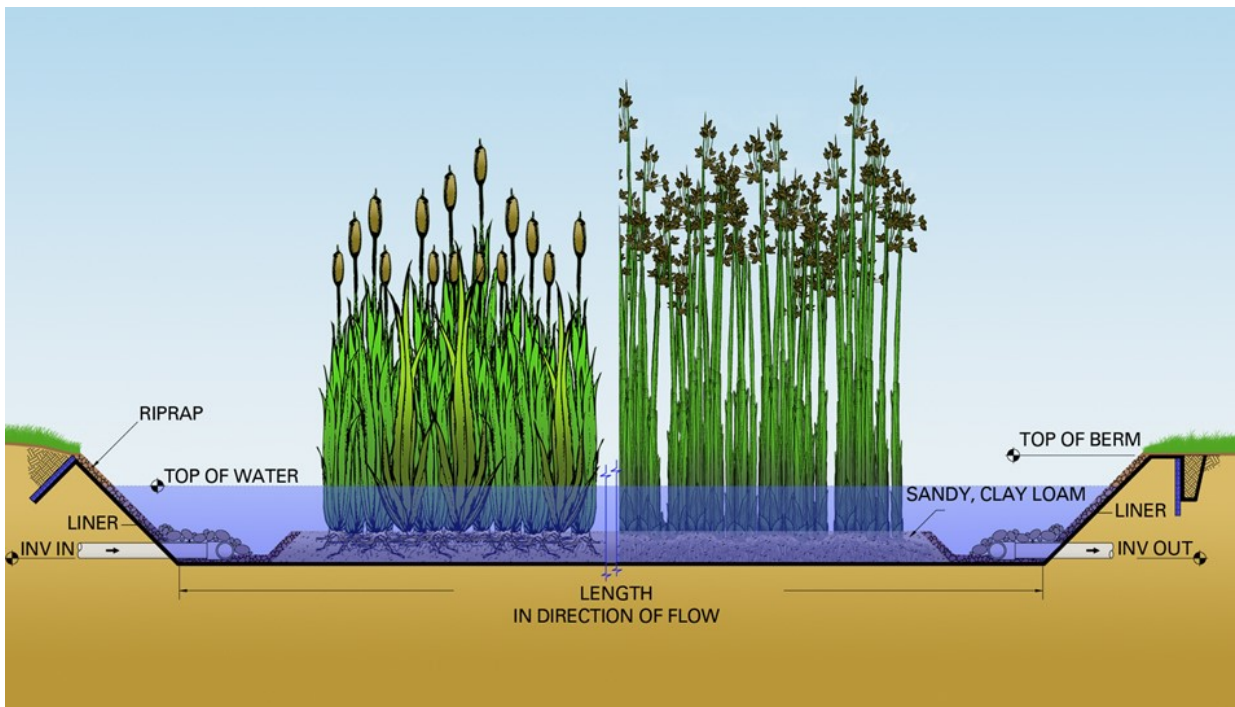


Figura 12 Schema di una wetland a flusso superficiale (FWS) ([www.biopills.net](http://www.biopills.net))

## 2. Area di studio

L'area di studio è una wetland a flusso superficiale (FWS) localizzata nel campus del CZU (Czech University of Life Science) a Praga (Repubblica Ceca). Fondata nel 1906, la sede attuale del CZU è situata nel quartiere di Sudchol, a nord-ovest rispetto al centro città. Attualmente l'ateneo conta 18.000 studenti e 1.700 impiegati ripartiti in sei facoltà. La wetland è situata di fronte all'ingresso del centro interfacoltà di Scienze Ambientali. L'edificio della facoltà di Scienze Ambientali è dotato di un sistema di tetti verdi che potrebbero beneficiare dell'irrigazione da parte delle acque reflue trattate nella wetland. Il posizionamento della wetland all'interno di un contesto come il campus CZU la rende un ottimo esempio di caso studio per l'utilizzo di constructed wetlands a flusso superficiale (FWS) in contesto urbano ([www.czu.cz](http://www.czu.cz)).

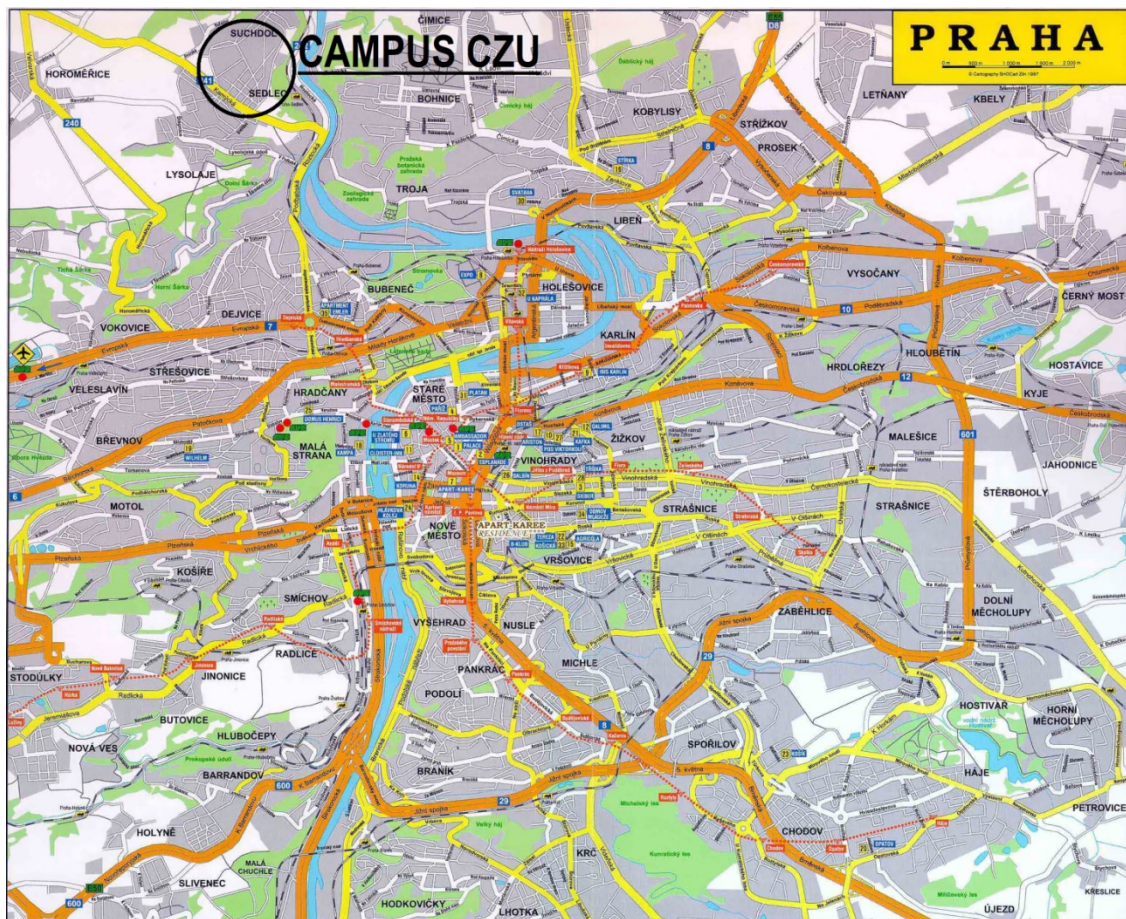


Figura 13 Posizione del Campus CZU nella città di Praga (adattato da [www.maps-of-europe.net](http://www.maps-of-europe.net))



Figura 14 Posizione della wetland all'interno del campus della CZU (adattato da [www.google.com/maps](http://www.google.com/maps))



Figura 15 Porzione di tetto verde della facoltà di Scienze Ambientali della CZU

## 2.1. La wetland presso CZU

La wetland CZU è situata all'ingresso della facoltà di Scienze Ambientali dell'università.

La larghezza massima dell'invaso è di dieci metri, mentre la profondità nel punto più basso è di 2.20 m. Le specie vegetali che popolano la wetland crescono lungo il perimetro della wetland su un substrato di terreno e ghiaia profondo 60 cm e largo tra 2 m e 1.70 m, su cui viene svolta l'azione di filtro dei contaminanti da parte delle radici delle piante. Il substrato è separato dalla parte più profonda della wetland da barriere in legno di quercia sommerse. Nella parte rivolta verso l'università, la wetland è delimitata da un argine in pietre. Le radici delle macrofite e i minerali del substrato rappresentano l'habitat dei microorganismi che abitano la wetland e che contribuiscono ai trattamenti dell'acqua. In inverno la vegetazione fornisce isolamento termico alla wetland.

L'acqua in entrata nella wetland arriva da un canale situato alla base dell'edificio dell'università, mentre l'acqua in uscita viene convogliata in un pozzo. Il terreno della wetland declina lievemente dall'università in direzione del pozzo di output in modo da facilitare il transito delle acque.

La wetland è circondata da edifici e parcheggi e contribuisce alla raccolta di acqua piovana e a evitare inondazioni e fenomeni di ruscellamento. Il pozzo di output può essere usato in caso di necessità per eventuali interventi dei vigili del fuoco.

La wetland è stata progettata in modo da ricalcare il più possibile all'habitat di una zona umida naturale. Inoltre nella costruzione è stato seguito anche un criterio estetico e paesaggistico in modo che possa fornire servizi eco sistemici di carattere ricreativo per i fruitori dell'università CZU.

Le specie vegetali presenti all'interno della wetland sono state selezionate sulla base delle loro caratteristiche di tolleranza alle condizioni microclimatiche locali e alla loro capacità di fitodepurazione ([www.czu.cz](http://www.czu.cz)).

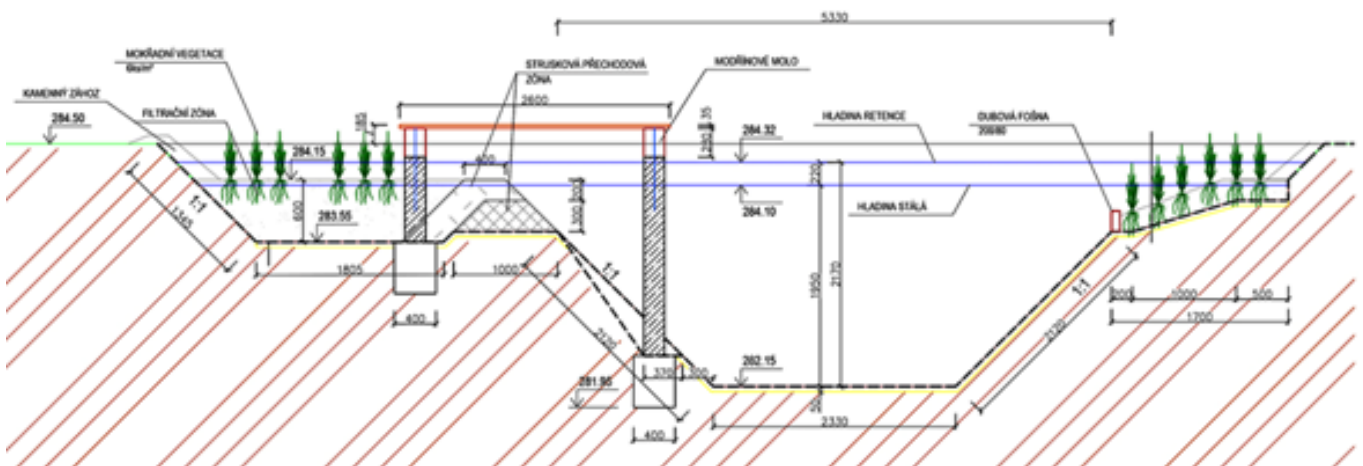


Figura 16 Schema progettuale della wetland CZU ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))



Figura 17 Wetland CZU ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))



Figura 18 Wetland CZU ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))



### 2.1.1 Piante della wetland CZU

La wetland presente presso la CZU presenta differenti specie vegetali (macrofite acquatiche) utilizzate per migliorare la qualità delle acque che alimentano la wetland stessa. Di seguito si porta una sintesi delle specie presenti.

*Alisma plantago-aquatica*: alismatacea perenne, cresce nei pressi dei corsi d'acqua e degli acquitrini. Ha un buon potenziale fitodepurativo in quanto è in grado di rimuovere efficacemente rame e piombo. (Rumyantseva et al., 2021).



Figura 19 *Alisma plantago acquatica* ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))

*Caltha palustris*: ranunculacea perenne, cresce bene in zone illuminate e umide e con acque ossigenate. È utile per la filtrazione di contaminanti e nutrienti in eccesso. In caso di siccità va in ibernazione.

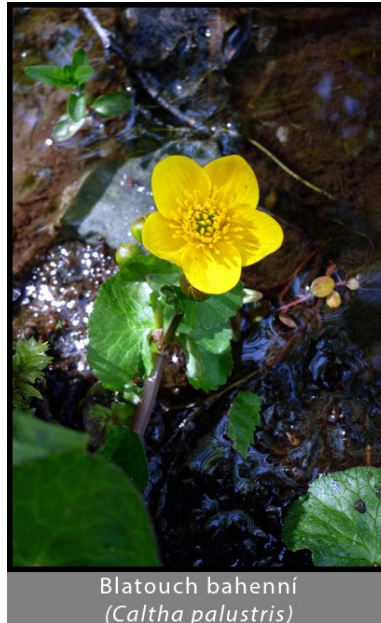


Figura 20 *Caltha palustris* ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))

*Iris pseudacorus*: iridacea perenne, cresce in suoli umidi e anossici. È utilizzata in fitodepurazione per la sua capacità di assorbire metalli pesanti e ossigenare l'acqua in impianti sottosuperficiali (Borin, 2003).



Figura 21 *Iris pseudacorus* ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))

*Juncus effusus*: juncacea perenne, prospera nelle aree ripariali e riesce a sopravvivere anche in condizioni di siccità. È utile per l'abbassamento di diversi indicatori presi in considerazione dalla fitodepurazione, come: BOD5, TSS, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, Ortofosfati, *Escherichia coli*, coliformi e streptococchi (Labeled et al., 2014).



Figura 22 *Juncus effusus* ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))

*Lythrum salicaria*: Lythracea perenne e infestante, cresce in aree palustri a ph neutro (7). Contribuisce all'assorbimento di nickel (Bingol, 2017).



Figura 23 *Lythrum salicaria* ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))

*Phalaris arundacea*: poacea perenne, cresce nelle aree esposte al sole nei pressi di acque poco profonde, negli argini. La sua alta tolleranza al nickel la rende una pianta utile alla fitostabilizzazione e in grado di agire come protezione contro l'erosione del suolo e la diffusione della contaminazione da nickel (Korzeniowska et al., 2018).



Figura 24 *Phalaris arundacea* ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))

*Phragmites australis*: poacea, tra le piante di ambienti ripariali più diffusa al mondo. Il suo impiego come pianta utile per la fitodepurazione è noto fin dal 1970. Molteplici pubblicazioni hanno confermato la sua capacità di grande accumulatore di nutrienti e metalli pesanti (Rezania, 2019).



Figura 25 *Phragmites australis* ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))

*Sagittaria latifolia*: alismatacea perenne, cresce nei pressi di acquitrini e paludi. È in grado di abbattere microinquinanti come Imidacloprid fino all'80% (McKnight, 2021).



Figura 26 *Sagittaria latifolia* ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))

*Typha minima*: typhacea perenne, diffusa principalmente a ridosso delle alpi. Si propaga presso rizomi e trova il suo habitat nei pressi di acquitrini e terreni allagati. Non tollera l'ombra. È importante in quanto capace di trasferire zinco e rame dall'acqua alla propria biomassa (Hejna et al., 2020).



Figura 27 *Typha minima* ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))

Oltre alle piante selezionate nella wetland per il loro potenziale fitodepurativo si segnala anche la presenza di due specie non adibite a fitodepurazione: *Lycopus europaeus*, una lamiacea perenne rizomatosa che trova il suo habitat in un'ampia gamma di zone umide e *Lysimachia vulgaris*, primulacea perenne che cresce presso zone umide, foreste e canali. È considerata invasiva.



Karbinec evropský  
(*Lycopus europaeus*)

Figura 28 *Lycopus europaeus* ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))



Vrbina obecná  
(*Lysimachia vulgaris*)

Figura 29 *Lysimachia vulgaris* ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))

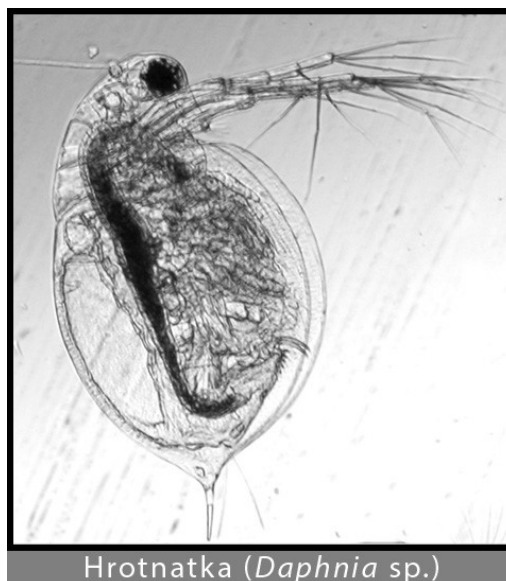
### 2.1.2 Microorganismi della wetland CZU

Oltre che dalle piante l'azione fitodepurativa della wetland è svolta dai microrganismi definiti come "zooplancton": animali di dimensioni da piccole a microscopiche che vivono sospesi in acqua. Gli organismi dello zooplancton sono un anello indispensabile nella catena alimentare. Molti di loro vivono come consumatori di fitoplancton, altri sono predatori e consumano altro zooplancton. La loro importanza dal punto di vista del trattamento di fitodepurazione deriva dalla loro capacità di filtrare l'acqua per ricavarne sostanze nutritive grazie a vari organi appositamente adattati. Tutte le specie più grandi di zooplancton sono alimenti importanti per i pesci. Nelle acque della Repubblica ceca lo zooplancton è composto principalmente da appartenenti al subphylum Crustacea, soprattutto cirripedi dell'ordine cladocera e copepodi. Sono presenti anche rotiferi (Rotatoria) ([www.czu.cz](http://www.czu.cz)).



Břichatka (*Ceriodaphnia* sp.)

Figura 30 *Ceriodaphnia* sp. ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))



Hrotnatka (*Daphnia* sp.)

Figura 31 *Daphnia* sp. ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))

I cirripedi sono caratterizzati da un movimento tramite delle antenne ramificate che fungono da remi, hanno anche degli arti toracici con dei pettini utilizzati per filtrare le sostanze nutritive. Nella rete trofica rappresentano anche una parte importante della base alimentare per un certo numero di pesci. *Daphnia* sp. sono i rappresentanti più importanti dell'ordine cladocera e rappresentano i filtratori di fitoplancton più importanti della wetland. Altri cirripedi presenti nella wetland sono *Bosmina* sp., *Ceriodaphnia* sp. e *Chydorus* sp ([www.czu.cz](http://www.czu.cz)).



Figura 32 *Chydorus* sp. ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))

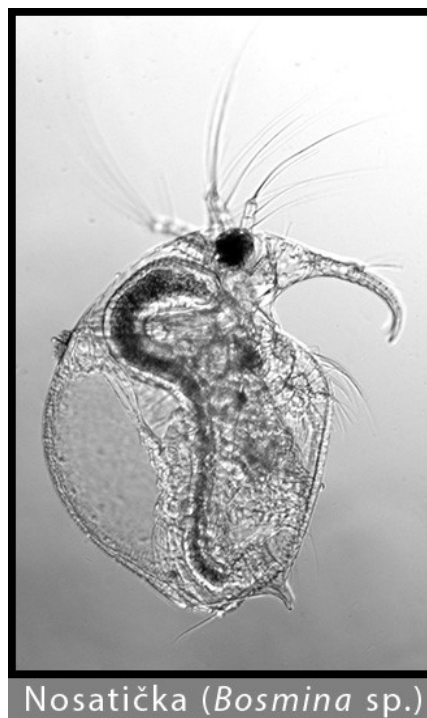


Figura 33 *Bosmina* sp. ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))



I copepodi sono un raggruppamento di crostacei diffusi in tutte le acque. Nella wetland CZU sono presenti copepodi dell'ordine cyclopoida, caratterizzati da un corpo a forma di mazza e dal un movimento mediante un paio di antenne. Si nutrono di fitoplancton e diatomee e spesso vengono usati come bioindicatori. Vengono anche utilizzati come forma di lotta biologica contro le zanzare, riuscendo ad abbattere fino al 90% delle larve ([www.caa.it](http://www.caa.it)).



Figura 34 Cyclopoida ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))

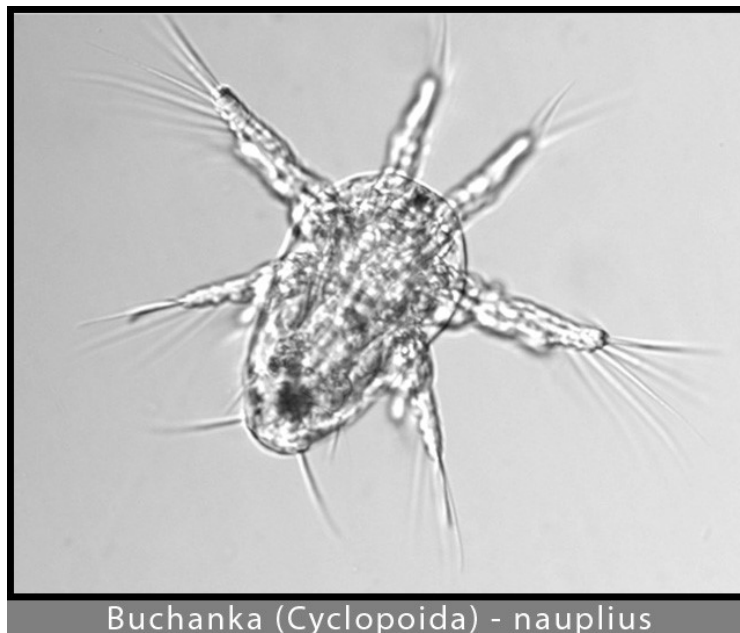


Figura 35 Larva di Cyclopoida ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))

I rotiferi sono microorganismi di dimensioni inferiori a quelle di certi protozoi, si muovono grazie a un apparato a vortice nella parte anteriore del corpo che utilizzano anche per filtrare l'acqua. In condizioni climatiche avverse le loro uova possono rimanere in ibernazione anche per decenni ([www.czu.cz](http://www.czu.cz)).



Figura 36 Rotatoria ([www.czu.cz](http://www.czu.cz))

### 3. Materiali e metodi

Per valutare la capacità di trattamento della wetland CZU in termini di trattamento delle acque che vi affluiscono sono stati condotti dei campionamenti per un periodo di cinque mesi, da gennaio a giugno 2020. Successivamente sono state effettuate delle analisi di laboratorio per determinare alcuni indicatori della qualità delle acque in entrata e in uscita dalla wetland. Le stesse analisi sono state effettuate anche su campioni prelevati da un sistema di trattamento per le acque grigie tramite reattore anaerobio situato all'interno del campus CZU per valutare la differenza di efficacia tra i due trattamenti. I dati ricavati sono stati integrati con dati di analisi pregresse effettuate sulla wetland.

#### 3.1 Metodo di campionamento

I campionamenti sono stati svolti in media una volta a settimana, per un totale di 34 campioni analizzati. Durante ogni campionamento sono stati prelevati cinque campioni d'acqua da 50 ml attraverso altrettanti contenitori di plastica. I punti di campionamento sono così nominati:

- Fzpcw In: input di acque nella wetland CZU, situato a ridosso della facoltà di Scienze Ambientali
- Fzpcw Medium: centro della wetland CZU, nei pressi del ponte che la attraversa
- Fzpcw Out: output della wetland CZU, pozzo di raccolta delle acque in uscita
- Pef O: acque in entrata nel sistema di trattamento tramite reattore anaerobio
- Pef P: acque in uscita dal sistema di trattamento tramite reattore anaerobio

Ogni campione è stato filtrato con una siringa e una membrana da 0.2  $\mu\text{m}$ , suddiviso in cinque contenitori (flaconi) da 45 ml di preparate a seconda degli analizzatori a cui sono destinate.

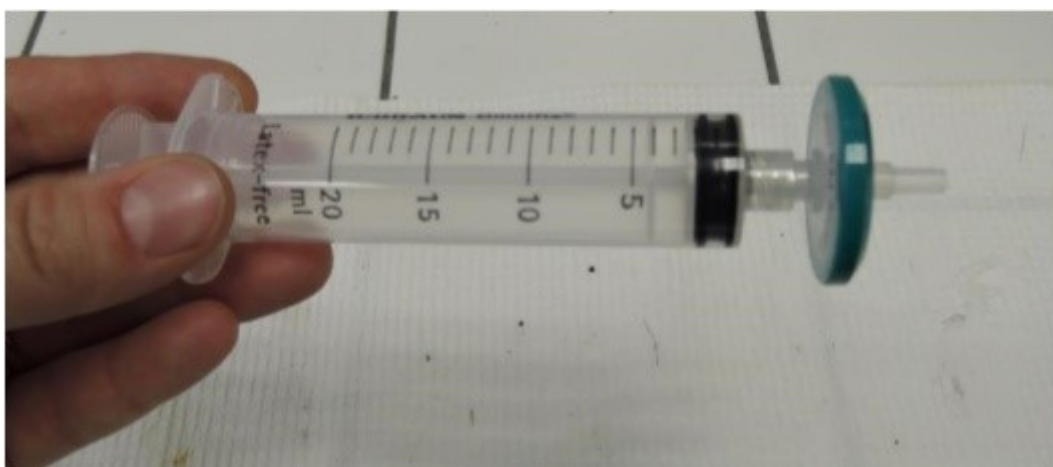


Figura 37 Siringa e filtro per la filtrazione dei campioni



Figura 38 Fzpcw medium: ponte



Figura 39 Fzpcw Out: serbatoio

### 3.2 Analizzatori utilizzati

Per analizzare i campioni prelevati sono stati utilizzati diversi strumenti. Il primo è l'analizzatore Formasc per il carbonio organico totale (TOC) Skalar. L'analizzatore TOC è uno strumento utilizzato per determinare il livello di purezza dell'acqua in termini di contenuto di residui organici; viene impiegato in una grande varietà di laboratori per vari tipi di analisi, ambientali, farmaceutiche o destinate a attività di ricerca universitari e petrolchimici. Può essere utilizzato per valutare l'analisi di acque potabili, l'analisi di acque reflue e l'analisi dei suoli. L'analizzatore di TOC è usato principalmente per determinare:

- contenuto totale di carbonio (TC)
- contenuto totale di carbonio organico (TOC)
- contenuto di carbonio inorganico (IC)
- contenuto di azoto totale (TN)

L'analizzatore TOC funziona attraverso l'ossidazione della frazione di carbonio organico presente nel campione e successivamente ne individua e quantifica la quantità in termini di anidride carbonica (CO<sub>2</sub>). I risultati sono presentati in unità di massa per volume di campione (mg/l).

L'analizzatore TOC viene avviato e dopo un'ora raggiunge la temperatura di funzionamento di 95°C. A questo punto è necessario procedere con l'iniezione all'interno del sistema di 10 ml di acido fosforico (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>). L'analizzatore entra quindi in funzione e si possono quindi inserire le quattro fiale pilota contenenti soluzioni standard seguite dai campioni che si vogliono analizzare, nel caso in esame costituiti da cinque fiale rappresentanti i cinque punti di campionamento e ognuna contenente 12 ml di campione.



Figura 40 Formacs TOC Skalar

Il secondo strumento utilizzato è stato un cromatografo ionico 883 Basic IC plus. Il cromatografo è in grado di determinare la presenza di anioni, cationi e sostanze polari in diverse matrici. Procedo automaticamente una volta inseriti i campioni. Per l'analisi degli anioni vengono preparate cinque fiale di plastica contenenti 12 ml di campione e quattro fiale pilota contenenti soluzioni standard. Il cromatografo è utile per individuare:

- bromuro ( $\text{Br}^-$ )
- cloruro ( $\text{Cl}^-$ )
- fluoruro ( $\text{F}^-$ )
- fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ )
- nitrato ( $\text{NO}_3^-$ )
- nitrito ( $\text{NO}_2^-$ )
- solfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ )



Figura 41 Cromatografo ionico 883 Basic IC plus ([www.metrohm.com](http://www.metrohm.com))

Per l'analisi dell'ammonio ( $\text{NH}_4^+$ ) è stato utilizzato un cromatografo a infrarossi. I campioni per il cromatografo IR vengono preparati aggiungendo a 4ml di acqua campione, 8 ml di reagenti e 2 ml di acqua distillata. Una fiala pilota viene preparata allo stesso modo sostituendo al campione acqua distillata. Le fiale vengono quindi omogeneizzate attraverso un mixer. Dopo questa operazione assumono una colorazione verde, tanto più intensa quanto è maggiore il contenuto di ammonio. Il preparato pilota non dovrebbe assumere questa colorazione, se diventa verde significa che la fiala è contaminata da un precedente uso. I campioni così preparati vengono inseriti in una provetta di vetro e posizionati all'interno del cromatografo. La radiazione infrarossa del cromatografo attraversa la provetta di vetro. A seconda della quantità di luce che non riesce ad attraversare il campione e a raggiungere il fotomoltiplicatore, si può determinare la quantità di ammonio presente nel campione.

Per l'analisi dei metalli vengono preparate cinque provette ognuna delle quali contiene 10 ml di acque grigie provenienti dai vari punti di campionamento. Ad ogni provetta vengono aggiunti 0.5 ml di idroperossinitrato ( $\text{HNO}_5$ ) al 65%. I metalli sono stati in seguito analizzati tramite un laboratorio esterno.





## 4. Risultati e discussione

### 4.1 Caratterizzazione delle acque grigie in entrata nella Wetland CZU

Analizzando le mediane e la variabilità dei dati raccolti nel periodo di svolgimento della tesi è stato possibile fornire una caratterizzazione delle acque in entrata nella wetland CZU (Fzpcw In) e confrontarle con quelle in ingresso al reattore per il trattamento delle acque grigie (Pef O). Le acque grigie della wetland si distinguono per un maggior carico di azoto totale (TN), nitrato (N-NO<sub>3</sub>), fluoro (F<sup>-</sup>) e da un pH leggermente più alto. Di contro le acque in entrata nel trattamento tramite reattore anaerobio presentano valori più alti di carbonio (TOC, TC e IN), carbonio totale (TC), ammonio (NH<sub>4</sub>), cloruro (Cl<sup>-</sup>), nitrito (N-NO<sub>2</sub>), fosfato (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) e solfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>).

	Fzpcw In			Pef O		
	Mediana	Minimo	Massimo	Mediana	Minimo	Massimo
TOC (mg/l)	10.59	3.03	27.42	13.18	9.86	57.16
TC (mg/l)	31.18	13.76	45.45	41.95	29.65	78.69
IC (mg/l)	19.78	2.68	32.05	22.48	18.85	32.66
TN (mg/l)	1.76	0.83	7.85	1.23	0.69	4.13
pH	7.88	6.92	8.91	7.55	7.41	8.28
N-NH <sub>4</sub> (mg/l)	0.02	0.00	0.51	0.12	0.00	1.29
F <sup>-</sup> (mg/l)	0.52	0.01	1.29	0.12	0.10	0.20
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	17.91	1.30	198.31	60.49	56.24	87.85
N-NO <sub>2</sub> (mg/l)	0.03	0.00	0.21	0.03	0.00	4.64
N-NO <sub>3</sub> (mg/l)	5.60	0.58	24.19	0.13	0.04	6.53
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	46.12	6.05	100.25	53.02	37.00	58.61

Tabella 4 caratterizzazione delle acque in entrata Fzpcw In e Pef O

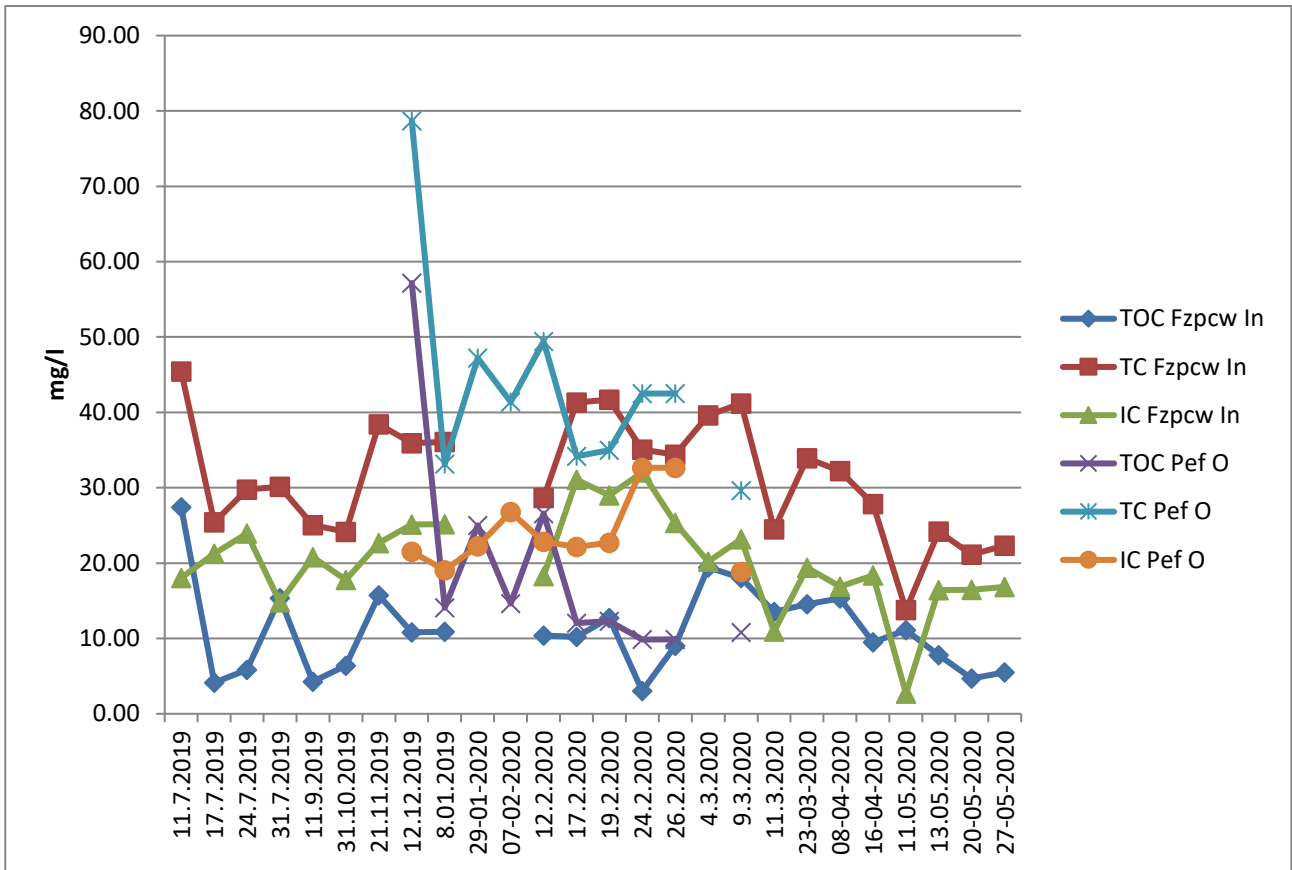


Figura 42 Dinamica Input C Fzpcw e Pef

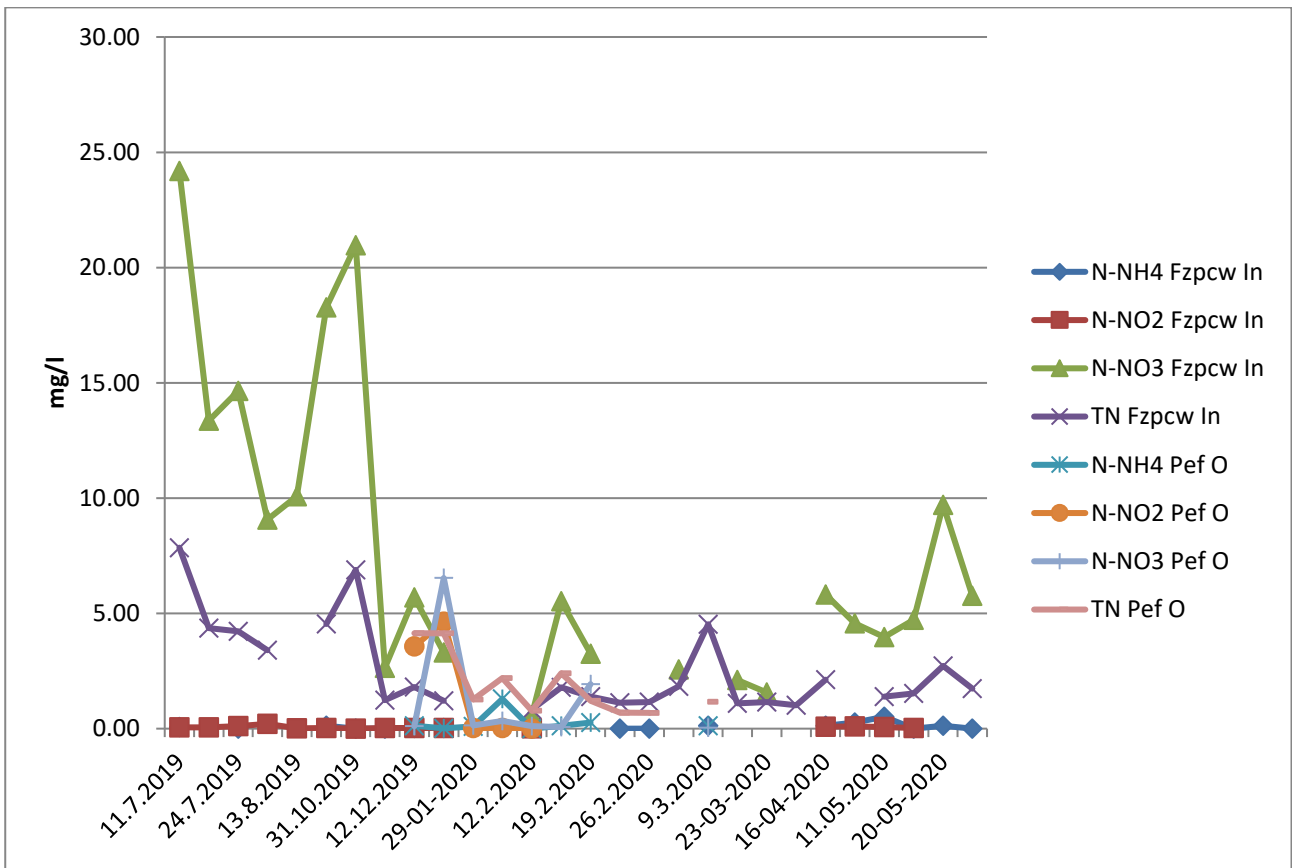


Figura 43 Dinamica Input N Fzpcw e Pef

I risultati delle analisi dei metalli e degli elementi hanno mostrato delle differenze tra i flussi di acque in entrata nei due sistemi di trattamento. Le acque in entrata nelle wetland CZU hanno valori più alti di alluminio (Al), arsenico (As), bario (Ba), calcio (Ca), cromo (Cr), ferro (Fe), potassio (K), litio (Li), manganese (Mn), molibdeno (Mo), titanio (Ti). Le acque in entrata nel reattore anaerobio invece hanno valori più alti di boro (B), bismuto (Bi), cadmio (Cd), cobalto (Co), rame (Cu), magnesio (Mg), sodio (Na), nichel (Ni), piombo (Pb), selenio (Se), stronzio (Sr), tallio (Tl), vanadio (V) e zinco (Zn).

Indicatore (µg/l)	Fzpcw In			Pef O		
	mediana	minimo	massimo	mediana	minimo	massimo
Al	15.64	0.00	40.53	9.23	6.32	34.11
As	5.41	0.02	17.33	2.56	0.01	3.93
B	13.40	0.04	195.57	20.14	0.34	26.21
Ba	31.06	4.33	42.38	26.96	24.87	30.08
Ca	40226.82	8988.92	55733.27	34563.13	30961.55	37045.91
Cd	0.03	0.00	0.35	0.08	0.00	0.32
Co	0.18	0.00	3.70	1.96	0.00	4.11
Cr	0.18	0.00	1.83	0.02	0.00	0.24
Cu	4.76	0.00	49.17	25.11	14.54	262.57
Fe	14.18	0.00	38.70	9.29	6.40	21.39
K	10333.62	1733.53	20653.71	10100.12	9185.40	13021.03
Li	24.37	0.11	71.78	5.58	0.01	27.74
Mg	4386.98	715.31	14785.42	8850.90	8000.94	9001.35
Mn	10.77	1.58	214.72	7.52	5.29	20.43
Mo	2.17	0.03	8.25	1.59	0.01	2.24
Na	10911.69	628.30	37102.43	37836.86	29916.92	54057.12
Ni	1.61	0.11	35.94	25.42	16.04	36.77
Pb	1.00	0.00	7.39	1.67	0.00	12.87
Se	1.86	0.00	31.58	9.67	0.25	23.18
Sr	139.44	20.01	207.02	179.79	170.23	200.08
Ti	0.29	0.00	2.08	0.25	0.00	0.69
Tl	1.03	0.00	56.18	2.98	0.00	4.65
V	4.91	0.38	8.41	0.81	0.00	2.49
Zn	71.75	0.10	150.94	86.74	61.78	181.09

Tabella 5 Metalli nelle acque in entrata in Fzpcw In e Pef O

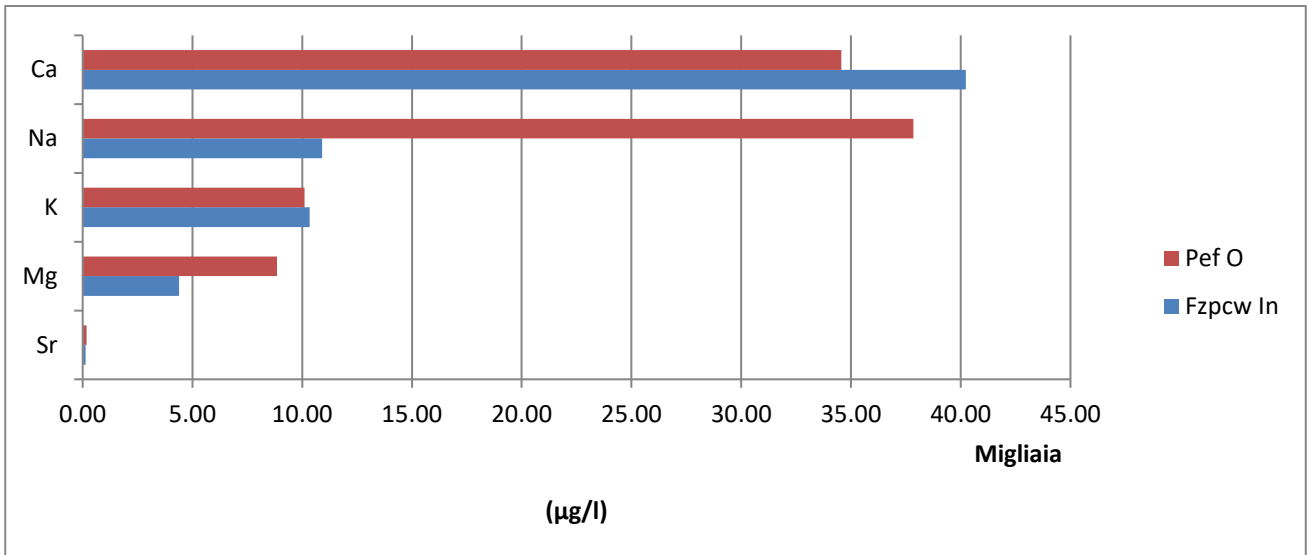


Figura 44 indicatori in Fzpcw In e Pef O con concentrazione >100 µg/l

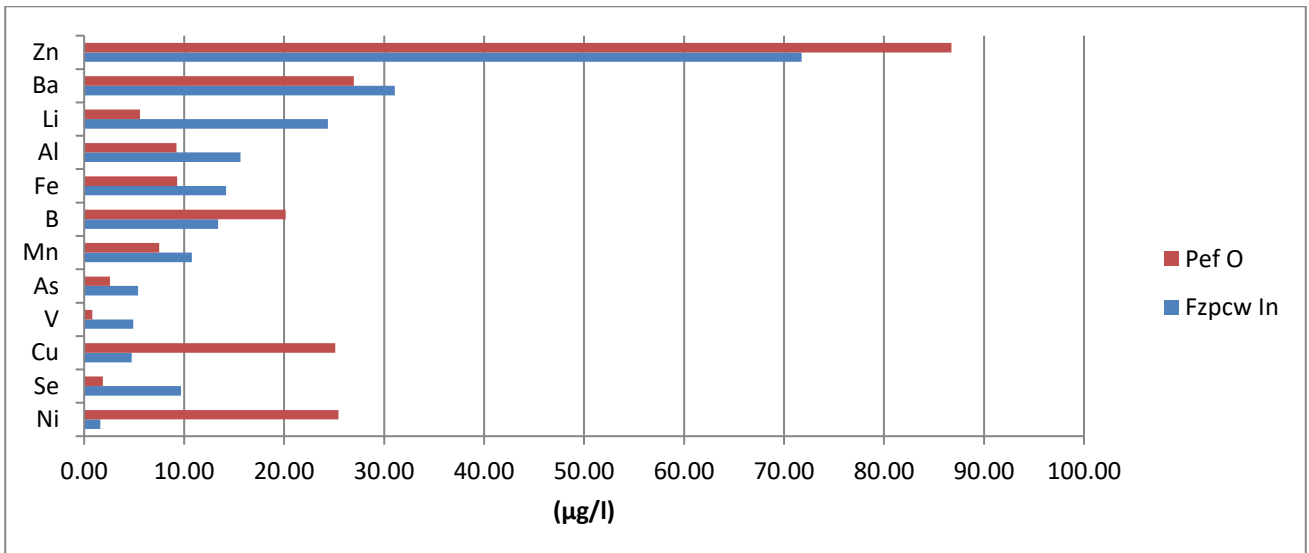


Figura 45 indicatori in Fzpcw In e Pef O con concentrazione <90 µg/l

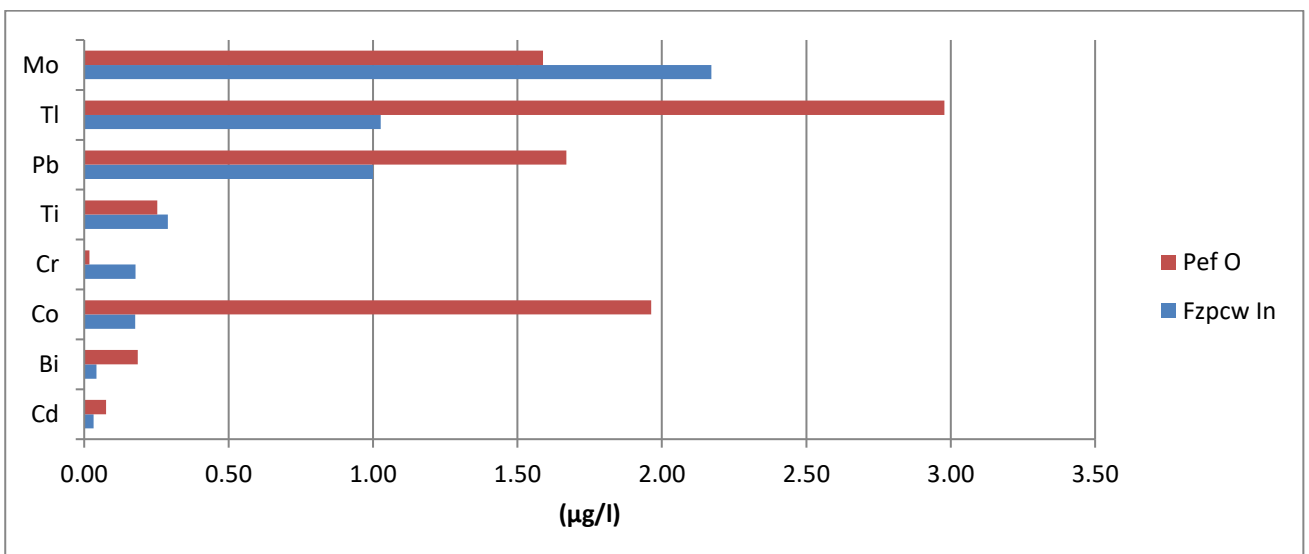


Figura 46 indicatori in Fzpcw In e Pef O con concentrazione <3 µg/l

Confrontando alcuni valori del flusso in entrata nella wetland (Fzpcw In) con indicatori paragonabili ritrovati in bibliografia (TN, pH) è possibile assimilare le acque in entrata nella wetland a scarichi provenienti da una lavanderia di un impianto abitativo o da un flusso unico che includa lavanderia, cucina e bagno.

	<b>TN (mg/l)</b>	<b>pH</b>
<b>Wetland CZU</b>	1.76	7.88
<b>Lavanderia</b>	1.1-40.3	7.1-10
<b>Cucina</b>	11.4-74	5.9-7.4
<b>Bagno</b>	3.6-19.4	6.4-8.1
<b>Flusso unico</b>	1.7-34.3	6.3-8.1

Tabella 6 Confronto tra acque reflue affluenti alla wetland e vari tipi di acque grigie (Li, 2009)

Le acque in entrata nella wetland CZU hanno carichi paragonabili a quelli delle acque grigie provenienti da impianti residenziali trovate in bibliografia (Palmquist e Hanaeus, 2005; Hernandez et al., 2007; Jefferson et al., 2001) anche per quello che riguarda alcuni metalli come Alluminio (Al), Calcio (Ca), Cobalto (Co), Rame (Cu), Potassio (K), Magnesio (Mg), Manganese (Mn), molibdeno (Mo) e zinco (Zn).

	<b>Wetland CZU (mg/l)</b>	<b>Palmquist e Hanaeus, 2005 (mg/l)</b>	<b>Hernandez et al., 2007 (mg/l)</b>	<b>Jefferson et al., 2001 (mg/l)</b>
<b>Al</b>	0.02	2.44	0.49	0.00
<b>Ca</b>	40.23	33.80	60.79	47.90
<b>Co</b>	0.00	0.00	<0.05	0
<b>Cu</b>	0.00	0.06	0.08	0.01
<b>K</b>	10.33	8.10	11.2-23.4	5.79
<b>Mg</b>	4.39	5.74	6.15	5.29
<b>Mn</b>	0.01	0.01	<0.05	0.04
<b>Mo</b>	0.00	-	<0.05	0
<b>Zn</b>	0.07	0.06	0	0.03

Tabella 7 Concentrazione media di alcuni elementi nell'input di acque reflue della wetland confrontato con fonti bibliografiche (Palmquist e Hanaeus, 2005; Hernandez et al., 2007; Jefferson et al., 2001)

## 4.2 Caratterizzazione delle acque in uscita dalla wetland CZU

Nelle acque in uscita dalla wetland (Fzpcw Out) è stato possibile osservare valori più alti di carbonio inorganico (IC) e fluoruro (F<sup>-</sup>) rispetto a quelli nelle acque in uscita dal reattore anaerobio, mentre sono stati osservati valori inferiori di carbonio organico totale (TOC), carbonio totale (TC), azoto totale (TN), ammonio (N-NH<sub>4</sub>), cloruro (Cl<sup>-</sup>), nitrito (N-NO<sub>2</sub>), nitrato (N-NO<sub>3</sub>) e solfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>).

	Fzpcw Out			Pef P		
	mediana	minimo	massimo	mediana	minimo	massimo
TOC (mg/l)	8.88	6.33	11.73	12.53	7.74	41.94
TC (mg/l)	32.45	23.33	45.84	35.35	28.12	60.76
IC (mg/l)	24.12	13.06	47.06	21.80	17.07	30.68
TN (mg/l)	0.66	0.37	1.68	4.87	0.65	20.67
pH	7.36	6.85	7.69	8.09	0.30	8.44
N-NH <sub>4</sub> (mg/l)	0.00	0.00	0.26	0.06	0.00	5.00
F <sup>-</sup> (mg/l)	0.44	0.31	0.58	0.11	0.09	0.12
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	10.93	0.29	22.68	61.51	56.62	67.09
N-NO <sub>2</sub> (mg/l)	0.03	0.00	0.21	1.64	0.00	15.73
N-NO <sub>3</sub> (mg/l)	0.88	0.13	4.87	4.78	0.08	9.05
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	35.63	23.00	44.06	55.81	48.39	67.04

Tabella 8 Caratterizzazione Fzpcw out e Pef P

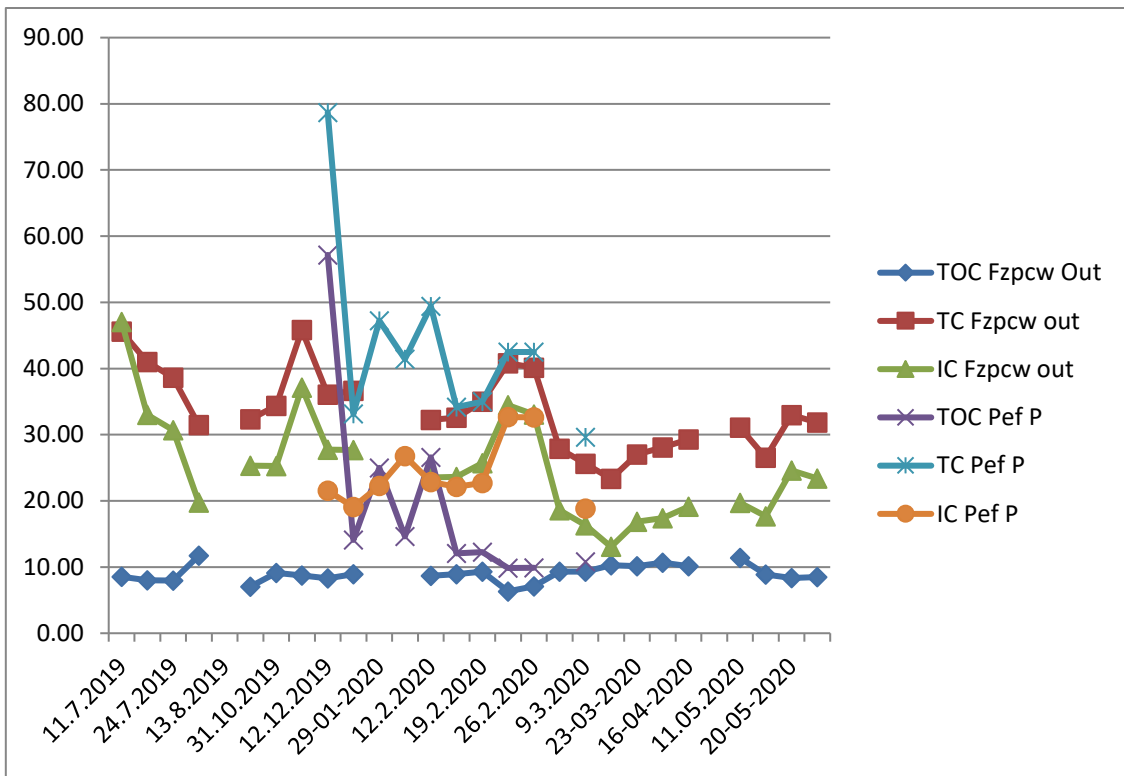


Figura 47 Dinamica Output C Fzpcw e Pef

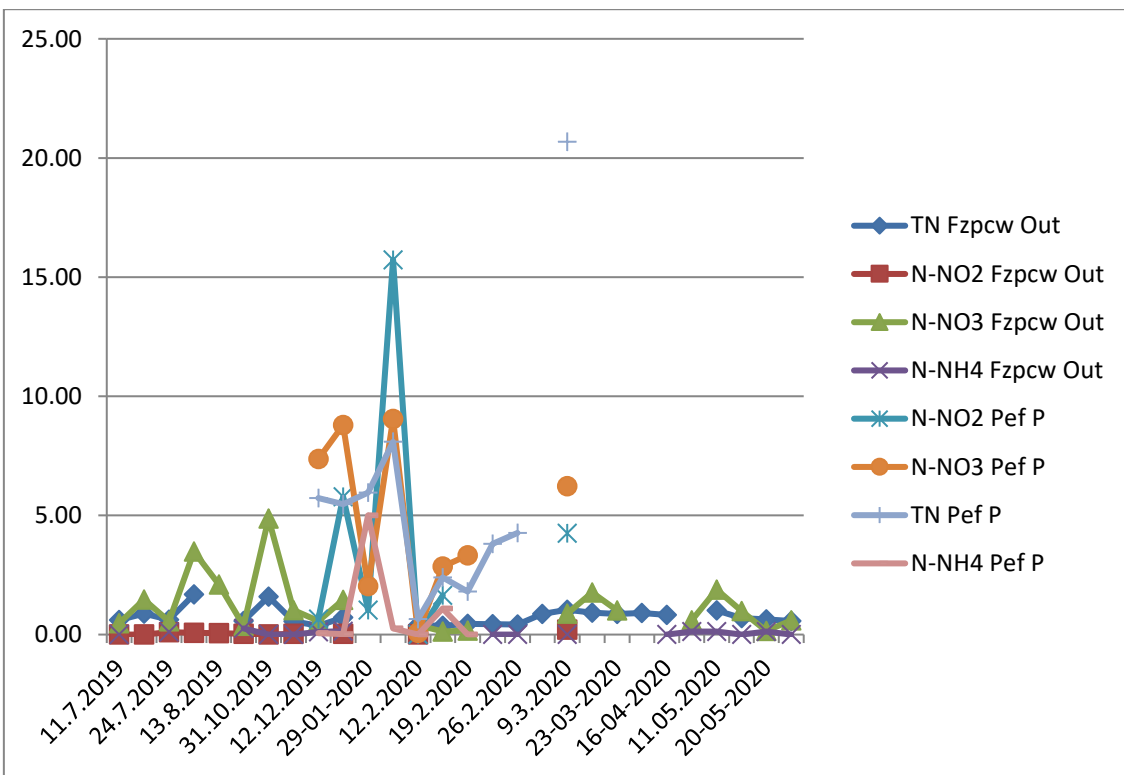


Figura 48 Dinamica Output N Fzpcw e Pef

Per quanto riguarda i metalli, nelle acque in uscita dalla wetland (Fzpcw Out) sono presenti valori più alti di boro (B), bario (Ba), calcio (Ca), cromo (Cr), ferro (Fe), litio (Li), manganese (Mn), molindeno (Mo), tallio (Tl) e vanadio (V). Le acque in uscita dal reattore anaerobio (Pef P) presentano valori più elevati di alluminio (Al), cadmio (Cd), cobalto (Co), rame (Cu), potassio (K), magnesio (Mg), sodio (Na), nichel (Ni), piombo (Pb), selenio (Se), stronzio (Sr), titanio (Ti) e zinco (Zn).

Indicatore	Fzpcw Out			Pef P		
	mediana	minimo	massimo	mediana	minimo	massimo
<b>Al</b>	6.39	0.00	380.23	8.31	0.89	46.32
<b>As</b>	3.35	0.02	10.96	0.76	0.00	6.94
<b>B</b>	24.21	0.05	109.13	18.02	0.35	23.65
<b>Ba</b>	32.75	11.88	47.06	28.12	20.69	31.13
<b>Ca</b>	38319.52	28644.95	55246.59	34443.78	32157.05	38154.51
<b>Cd</b>	0.01	0.00	0.44	0.03	0.00	0.22
<b>Co</b>	0.81	0.00	3.60	2.22	0.00	5.41
<b>Cr</b>	0.71	0.00	2.31	0.01	0.00	0.64
<b>Cu</b>	0.76	0.01	3.70	91.22	49.17	295.35
<b>Fe</b>	40.36	0.22	1581.13	6.24	2.99	13.15
<b>K</b>	9184.49	1980.49	22783.61	10499.52	8726.82	12842.74
<b>Li</b>	27.65	6.64	37.00	4.28	0.01	10.86
<b>Mg</b>	4061.11	2349.45	12993.69	8714.60	6572.34	9275.73
<b>Mn</b>	22.73	4.88	516.54	3.31	1.06	6.37
<b>Mo</b>	1.31	0.03	5.01	0.42	0.06	2.12
<b>Na</b>	8689.79	6009.23	15406.34	36778.11	30474.99	40432.23
<b>Ni</b>	1.45	0.18	6.35	18.09	11.50	35.94
<b>Pb</b>	1.38	0.00	6.25	1.89	0.00	12.68
<b>Se</b>	2.24	0.01	31.40	5.70	0.00	23.29
<b>Sr</b>	139.59	98.09	219.96	185.51	168.80	207.02
<b>Ti</b>	0.13	0.01	1.38	0.78	0.00	3.71
<b>Tl</b>	1.76	0.00	45.73	1.48	0.00	4.67
<b>V</b>	1.81	0.37	5.46	1.79	0.38	2.14
<b>Zn</b>	14.98	0.04	56.47	117.60	83.81	187.75

Tabella 9 Metalli nelle acque in uscita Fzpcw Out e Pef P



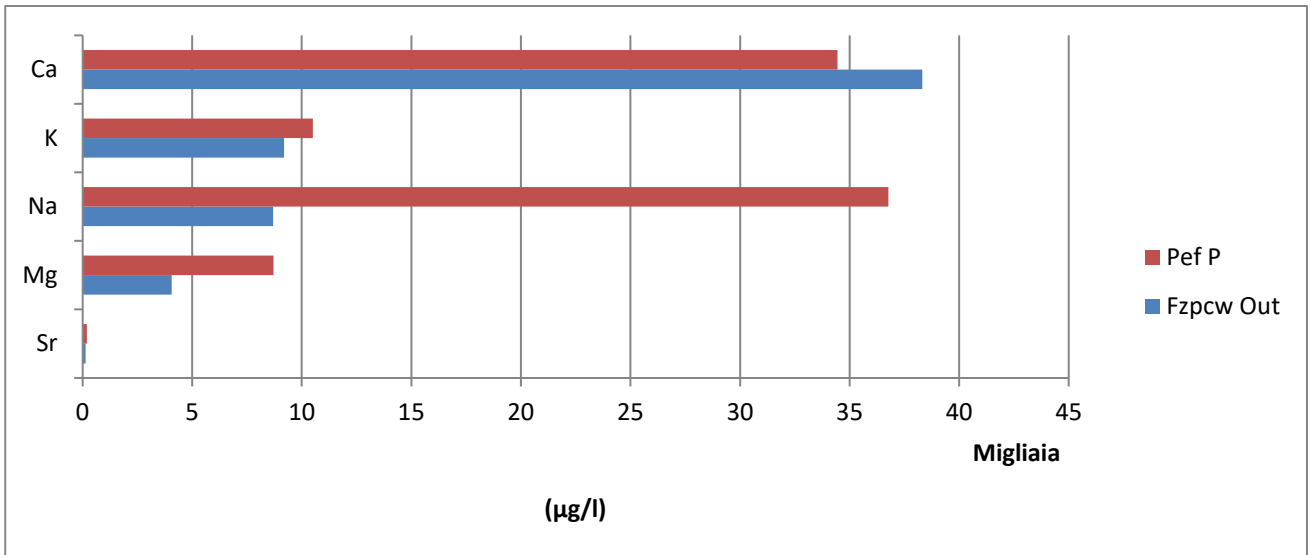


Figura 49 indicatori in Fzpcw In e Pef O con concentrazione >120 µg/l

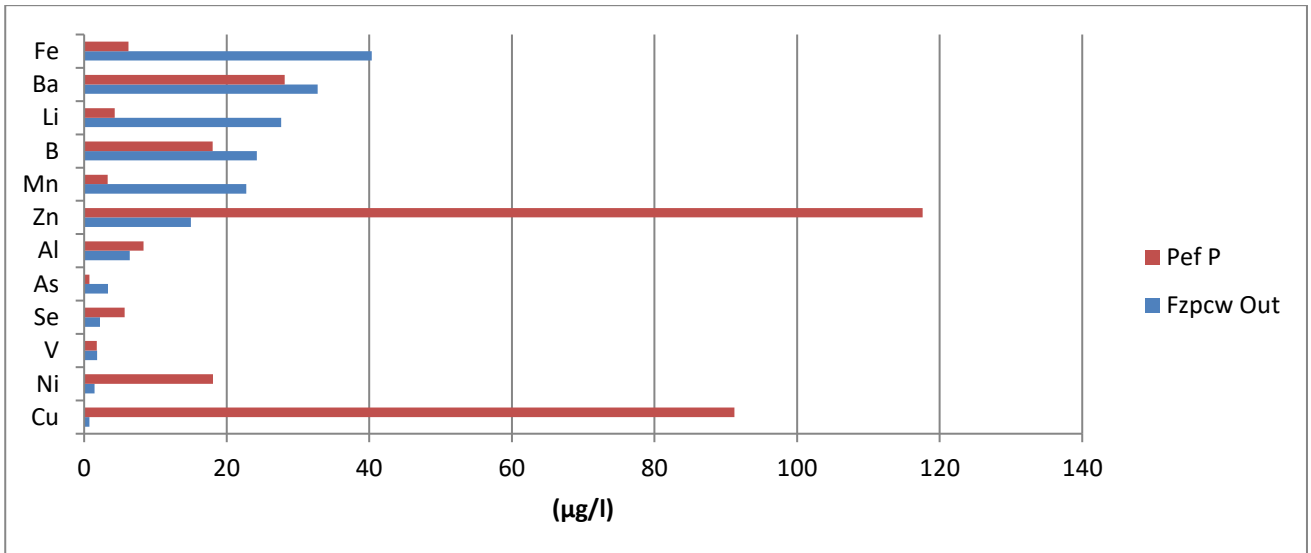


Figura 50 indicatori in Fzpcw In e Pef O con concentrazione <120 µg/l

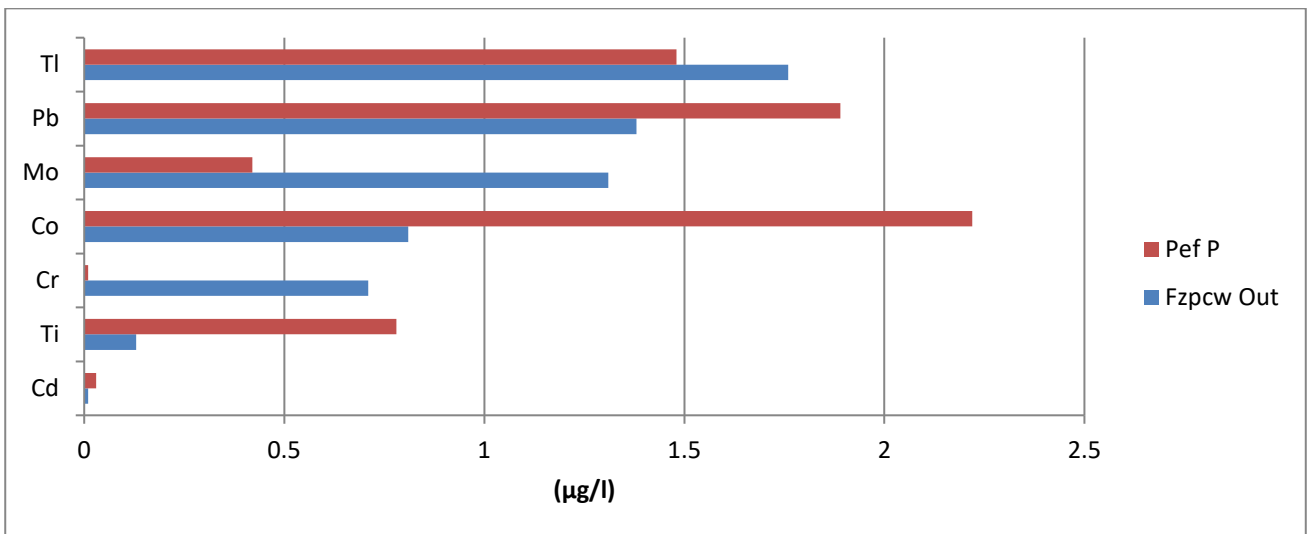


Figura 51 Indicatori in Fzpcw Out e Pef P con concentrazione <2.5 µg/l

Basandosi sui risultati delle analisi di alcuni indicatori delle acque in uscita dalla wetland CZU (post-trattamento) è possibile stabilire un confronto con alcuni valori limite indicati dalla legislazione italiana nel DM 185/2003 che stabilisce i valori limite per il riutilizzo delle acque reflue. Tutti gli indicatori analizzati paragonabili con la legislazione sono risultati inferiori al valore limite.

<b>Parametro</b>	<b>Unità di misura</b>	<b>Fzpcw Out</b>	<b>Valore limite DM 185/2003</b>
<b>TN</b>	mg/l	1.76	15
<b>pH</b>		7.88	6-9.5
<b>N-NH<sub>4</sub></b>	mg/l	0.02	2
<b>F</b>	mg /l	0.52	1.5
<b>Cl</b>	mg /l	17.91	250
<b>Al</b>	mg/l	0.02	1
<b>As</b>	mg/l	0.01	0.02
<b>B</b>	mg/l	0.01	1
<b>Ba</b>	mg/l	0.03	10
<b>Co</b>	mg/l	0.00	0.05
<b>Cr</b>	mg/l	0.00	0.1
<b>Cu</b>	mg/l	0.00	1
<b>Fe</b>	mg/l	0.01	2
<b>Mn</b>	mg/l	0.01	0.2
<b>Ni</b>	mg/l	0.00	0.2
<b>Pb</b>	mg/l	0.00	0.1
<b>Se</b>	mg/l	0.00	0.01
<b>Tl</b>	mg/l	0.00	0.001
<b>V</b>	mg/l	0.00	0.1
<b>Zn</b>	mg/l	0.07	0.5

Tabella 10 alcuni indicatori delle acque in uscita dalla wetland e il valore limite indicato dalla legislazione italiana

### 4.3 Capacità di trattamento della wetland CZU

Dall'analisi dei dati riguardanti la caratterizzazione delle acque in entrata e in uscita dalla wetland CZU e dal trattamento tramite reattore anaerobio è stato possibile confrontare la percentuale di rimozione dei due sistemi per quello che riguarda diversi indicatori.

La Wetland CZU ha una capacità di rimozione più elevata del sistema anaerobio della facoltà di economia per quanto riguarda il carbonio organico totale (TOC), azoto totale (TN), ammonio (N-NH<sub>4</sub>), nitrito (N-NO<sub>2</sub>), nitrato (N-NO<sub>3</sub>), e solfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). Il sistema della facoltà di economia risulta più efficiente per quanto riguarda la rimozione di carbonio totale (TC) e carbonio inorganico (IC). Nelle acque in uscita dalla wetland CZU è presente un aumento di carbonio inorganico che può essere imputato alla respirazione di specie vegetali e microorganismi che trasformano carbonio organico in inorganico.

INDICATORE	Variazione % post-trattamento	
	Fzpcw	Pef
TOC	-16	-5
TC	+4	-16
IC	+22	-3
TN	-63	+294
N-NH <sub>4</sub>	-100	-50
F <sup>-</sup>	-15	-14
Cl <sup>-</sup>	-39	+2
N-NO <sub>2</sub>	-16	+474
N-NO <sub>3</sub>	-8	+362
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-23	+5

Tabella 11 Capacità di trattamento Fzpcw e Pef

Si è poi voluto paragonare la capacità di rimozione dell'azoto totale (TN) della wetland CZU 70% con alcuni valori dei sistemi ritrovati in bibliografia. È emerso che la capacità di rimozione dell'azoto totale della wetland CZU è superiore a quella ottenuta con altri sistemi come:

- coagulazione con sali di alluminio
- resine per lo scambio magnetico di ioni
- wetland artificiali
- digestori anaerobi delle acque reflue (UASB)
- sistemi di filtrazione, sedimentazione e disinfezione

La capacità di rimozione dell'azoto totale è risultata pari a quella di un sistema che sfrutta reattori a biomembrane (MBR) per il trattamento delle acque ed è invece risultata inferiore ai risultati ottenuti con tecnologie che prevedono l'utilizzo di alcuni tipi di suolo per la filtrazione dell'acqua (soil filters). Tali valori sono puramente indicativi in quanto i parametri di tipo idraulico non sono presi in considerazione così come potrebbero essere differenti alcuni aspetti qualitativi che determinano l'efficienza depurativa.

<b>Trattamento</b>	<b>Rimozione TN</b>	<b>fonti</b>
<b>Wetland CZU</b>	63%	-
<b>Filtrazione+sedimentazione+disinfezione</b>	38%	March et al., 2004
<b>Soil filters</b>	79%	itayama et al., 2004
<b>Coagulazione con sali d'alluminio</b>	13%	Pidou et al., 2008
<b>Resine a scambio ionico</b>	15%	Pidou et al., 2008
<b>MBR</b>	63%	Merz et al., 2007
<b>UASB</b>	24%	Elmitwalli et al.,2007
<b>Constructed wetland</b>	11%	Gross et al., 2007

Tabella 12 capacità di rimozione media di azoto totale (TN) della wetland CZU confrontata con altri sistemi

Per quello che riguarda il trattamento dei metalli, la wetland CZU è risultata in grado di rimuovere con più efficienza alcuni metalli rispetto al sistema di trattamento tramite reattore anaerobio: Alluminio (Al), Calcio (Ca), Cadmio (Cd), Rame (Cu), Potassio (K), Magnesio (Mg), Sodio (Na), Stronzio (Sr), Titanio (Ti), Vanadio (V) e Zinco (Zn). È risultata meno efficiente invece per quanto riguarda: Arsenico (As), Molibdeno (Mo) e Nichel (Ni).

<b>Indicatore</b>	<b>Rimozione Fzpcw (%)</b>	<b>Rimozione Pef (%)</b>
<b>Al</b>	0.59	0.10
<b>As</b>	0.38	0.70
<b>B</b>	-0.81	0.11
<b>Ba</b>	-0.05	-0.04
<b>Ca</b>	0.05	0.00
<b>Cd</b>	0.83	0.63
<b>Co</b>	-3.62	-0.13
<b>Cr</b>	-2.97	0.46
<b>Cu</b>	0.84	-2.63
<b>Fe</b>	-1.85	0.33
<b>K</b>	0.11	-0.04
<b>Li</b>	-0.13	0.23
<b>Mg</b>	0.07	0.02
<b>Mn</b>	-1.11	0.56
<b>Mo</b>	0.40	0.74
<b>Na</b>	0.20	0.03
<b>Ni</b>	0.10	0.29
<b>Pb</b>	-0.38	-0.13
<b>Se</b>	-0.20	0.41
<b>Sr</b>	0.00	-0.03
<b>Ti</b>	0.56	-2.07
<b>Tl</b>	-0.72	0.50
<b>V</b>	0.63	-1.20
<b>Zn</b>	0.79	-0.36

Tabella 13 Rimozione percentuale di alcuni contaminanti in Fzpcw e Pef

Le acque in uscita dalla wetland CZU hanno visto l'aumento di alcuni contaminanti che non sarebbe logico aspettarsi dai processi di abbattimento delle specie vegetali e dei microorganismi presenti all'interno della wetland. Questo aumento può essere spiegato da una possibile contaminazione esterna che non deriva dall'acqua in ingresso nella wetland. La wetland è infatti facilmente accessibile e gli indicatori che hanno subito un aumento percentuale vengono impiegati per la produzione di componenti molto comuni:

- batterie (Cobalto, Litio, Manganese, Piombo, Selenio)
- materiali da costruzione (Bario, Boro, Cromo, Ferro, Manganese, Piombo, Selenio, Tallio)
- vernici (Bario, Cromo, Ferro, Manganese)

Nonostante l'aumento percentuale sia notevole, va considerato che i valori a livello assoluto rimangono molto bassi e al di sotto del limite imposto dalla legislazione.

<b>Aumento % post trattamento</b>	
<b>B</b>	81
<b>Ba</b>	5
<b>Co</b>	362
<b>Cr</b>	297
<b>Fe</b>	185
<b>Li</b>	13
<b>Mn</b>	111
<b>Pb</b>	38
<b>Se</b>	20
<b>Tl</b>	72

Tabella 14 Aumento percentuale di alcuni parametri nella wetland CZU

#### 4.4 Presenza di microinquinanti organici

Nelle acque in uscita dalla wetland è stata rilevata la presenza di svariati microinquinanti organici. Ne sono stati selezionati alcuni, scegliendoli tra i composti potenzialmente tossici per alcuni dei microorganismi della wetland: *Daphnia* e *Ceriodaphnia*. È stata poi ipotizzata una probabile origine per i composti.

Tutti i valori rilevati sono risultati di diversi ordini di grandezza, inferiori al valore limite tollerabile dai microorganismi.

	valore rilevato (ng/l)	valore limite (ng/l)		probabile origine	bibliografia
		<i>Daphnia</i>	<i>Ceriodaphnia</i>		
<b>Benzotriazol</b>	20.0	15.8x10 <sup>6</sup>	102x10 <sup>6</sup>	antigelo	Pillard et al. (2001); Seeland et al (2012)
<b>Citalopram</b>	20.0	74.4x10 <sup>5</sup>	39x10 <sup>5</sup>	antidepressivo	Cunha et al. (2019)
<b>diclofenac</b>	583.0	680x10 <sup>5</sup>	-	anti infiammatorio	Justyna et al. (2019)
<b>gabapentin</b>	16.0	100x10 <sup>6</sup>	-	antiepilettico	Minguez et al. (2016)
<b>iopromide</b>	50.0	1000x10 <sup>3</sup>	-	mezzo di contrasto	Santos et al. (2010)
<b>Irbesartan</b>	10.0	100x10 <sup>3</sup>	-	farmaco contro l'ipertensione	Minguez et al. (2016)
<b>metformin</b>	150.0	640x10 <sup>5</sup>	-	antidiabetico	Cleuvers (2003)
<b>Naproxene</b>	57.1	174x10 <sup>6</sup>	436.4x10 <sup>5</sup>	analgesico/anti infiammatorio	Isidori et al. (2005)
<b>Sucralose</b>	4360.0	1800x10 <sup>6</sup>	-	Dolcificante	Hugget e Stoddard (2011)
<b>Tramadol</b>	10.0	73x10 <sup>6</sup>	-	antidolorifico	Justyna et al. (2019)
<b>Valsartan</b>	10.0	100x10 <sup>6</sup>	-	farmaco contro l'ipertensione	Minguez et al. (2016)

Tabella 15 valori rilevati di alcuni microinquinanti e massimo tollerabile dallo zooplancton della wetland CZU





## 5. Conclusione

I risultati delle analisi svolte sui campioni prelevati nel periodo di svolgimento dell'attività sperimentale suggeriscono che le acque in entrata nella wetland CZU possono essere considerate affini alle acque grigie in uscita da un impianto residenziale in un contesto urbano. In particolare sono simili alle acque in uscita dalla lavanderia o a quelle di uno scarico misto che unisca i flussi di bagno, cucina e lavanderia.

Le acque in uscita dalla wetland CZU post-trattamento soddisfano i parametri di riutilizzo per quanto riguarda l'irrigazione e non contengono microinquinanti in concentrazione tale da danneggiare i microorganismi della wetland e comprometterne il funzionamento.

Il trattamento della wetland si rivela superiore a un trattamento classico tramite digestore anaerobio per molti parametri, ma per alcuni indicatori il digestore anaerobio risulta più efficace. In questo contesto, va considerata soprattutto la grande flessibilità delle wetland all'adattamento a diversi tipi di contaminanti, rispetto ad altri sistemi che potrebbero essere ben adatti a un tipo di contaminazione della risorsa idrica, ma meno adatti ad altri tipi di contaminazione. L'aumento di alcuni metalli rilevati nelle acque post trattamento è invece imputabile a fonti di inquinamento esterno e non a una scarsa attività della wetland.

Si può concludere che la wetland CZU è un buon esempio di trattamento per le acque grigie in contesto urbano e che le acque trattate dalla wetland possono essere riutilizzate per alcune attività come l'irrigazione dei tetti verdi della vicina facoltà di Scienze Ambientali, garantendo così un risparmio idrico e confermando l'efficacia di un sistema di wetland seminaturale per il trattamento e il riutilizzo delle acque in un contesto urbano.



## 6. Fonti

### 6.1 Bibliografia

-2003. Regolamento recante norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue in attuazione dell'articolo 26, comma 2, del D.Lgs. 11 maggio 1999, n. 152. Gazzetta ufficiale n. 169, serie generale, 23 luglio

Avila C., Matamoros V., Reyes-Contreras C., Piña B., Casado M. and Mita L. 2014. Attenuation of emerging organic contaminants in a hybrid constructed wetland system under different hydraulic loading rates and their associated toxicological effects in wastewater. *Science of the Total Environment*, 470: 1272–1280

Bebba L.B., Abdelhafid A. and Nouredine G. 2014. Phytoremediation performance of urban wastewater by the plant *Juncus effusus* in an arid climate. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*. 5: 95-103

Benner J., Helbling D., Kohler H., Wittebol J., Kaiser E., Prasse C., Ternes A., Albers C., Aamand J., Horemans B., Springael D., Walravens E. and Boon N. 2013. Is biological treatment a viable alternative for micropollutant removal in drinking water treatment processes?. *Water research*. 47(16):5955-76

Bingöl N., Özmal F. and Akin B. 2017 Phytoremediation and Biosorption Potential of *Lythrum salicaria* L. for Nickel Removal from Aqueous Solutions. *Polish Journal of Environmental Studies*26(6):2479-2485

Borin M. 2003. Fitodepurazione. Soluzioni per il trattamento dei reflui con le piante. Bologna: Edagricole.

Boxall A. B., Rudd M. A., Brooks B. W., Caldwell D. J., Choi K. and Hickmann S. 2012. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: what are the big questions? *Environmental Health Perspectives* 120(9): 1221–1229.

Cleuvers, M. 2003. Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects. *Toxicology Letters* 142: 185–194

Cordy G.E., Duran N.L., Bouwer H., Rice R.C., Furlong E.T., Zaugg S.D., Meyer M.T., Barber L.B. and Kolpin D.W., 2004. Do Pharmaceuticals, Pathogens, and Other Organic Waste Water Compounds Persist When Waste Water Is Used for Recharge?. *Ground Water Monit. Remediat.* 24: 58–69

Cunha D.L., Mendes M.P. and M. Marques. 2019. Environmental risk assessment of psychoactive drugs in the aquatic environment. *Environmental Science and Pollution Research* 26: 78–90.

Dal Ferro N., De Mattia C., Gandini M. A., Maucieri C., Stevanato P., Squartini A. and Borin M. 2021. Green walls to treat kitchen greywater in urban areas: Performance from a pilot-scale experiment. *Science of the Total Environment* 757: 144–189

De Wilt A., Butkovskiy A., Tuantet K., Leal L. H., Fernandes T. V., Langenhoff A. and Zeeman G. 2016. Micropollutant removal in an algal treatment system fed with source separated wastewater streams. *Journal of Hazardous Materials* 304: 84–92

Dordio A., Carvalho A. P., Teixeira D. M., Dias C. B. and Pinto A. P. 2010. Removal of pharmaceuticals in microcosm constructed wetlands using *Typha* spp. and LECA. *Bioresource Technology* 101(3): 886–892

- Ebele A. J., Abdallah M. A. E. and Harrad S. 2017. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging Contaminants* 3(1): 1–16.
- Eriksson E., Auffarth K., Henze M. and Ledin A. 2002. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water* 4 (1): 85–104
- Eriksson E. and Donner E. 2009. Metals in greywater: sources, presence and removal efficiencies. *Desalination* 248 (1–3): 271–278
- Ernst M., Sperlich A., Zheng X., Gan Y., Hu J., Zhao X., Wang J. and Jekel M. 2008. An Integrated Wastewater Treatment and Reuse Concept for the Olympic Park 2008 Beijing. *Desalination* 202 (1–3): 221–234.
- Fatta-Kassinos D., Bester K. and Kümmerer K. 2010. Xenobiotics in the urban water cycle: mass flows, environmental processes, mitigation and treatment strategies. *Environmental Pollution* 16: 431-444
- Gao Y., Ji Y., Li G. and An T. 2014. Mechanism, kinetics and toxicity assessment of OH-initiated transformation of triclosan in aquatic environments. *Water Research* 49: 360–370
- Hejna M., Moscatelli A., Stroppa N., Onelli E., Pilu S., Baldi A. and Rossi L. 2020. Bioaccumulation of heavy metals from wastewater through a *Typha latifolia* and *Thelypteris palustris* phytoremediation system. *Chemosphere* 241.
- Hilton B. L. 1993. Performance evaluation of a closed ecological life support system (CELSS) employing constructed wetlands. pp 117-125 in *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, G. A. Moshiri (ed.). CRC Press, Boca Raton, FL.
- Huggett D.B. and K.I. Stoddard. 2011. Effects of the artificial sweetener sucralose on *Daphnia magna* and *Americamysis bahia* survival, growth and reproduction. *Food and Chemical Toxicology* 49: 2575–2579.
- Isidori M., M. Lavorgna, A. Nardelli, A. Parella, L. Previtiera and M. Rubino. 2005. Ecotoxicity of naproxen and its phototransformation products. *Science of the Total Environment* 348: 93–101.
- Itayama T., Kiji M., Suetsugu A., Tanaka N., Saito T., Iwami N., Mizuochi M. and Inamori Y. 2004. On site experiments of the slanted soil treatment systems for domestic gray water. *Water Science Technology* 53(9):193–201
- Jefferson B., Judd S. and Diaper C. 2001. *Treatment Methods for Grey Water. Decentralised Sanitation and Reuse, Concepts, Systems and Implementation*, ed. P. Lens, G. Zeeman, and G. Lettinga. London: IWA Publishing
- Keddy P. A. 2010. *Wetland ecology : principles and conservation*. New York: Cambridge University Press
- Korzeniowska J. and Stanislawska-Glubiak E. 2019. Phytoremediation potential of *Phalaris arundinacea*, *Salix viminalis* and *Zea mays* for nickel-contaminated soils. *Int. J. Environ. Sci. Technol* 16: 19-99
- Li F. 2009. Treatment of household grey water for non-potable reuses. PhD thesis, Hamburg University of Technology.
- Li F., Wichmann K. and Otterpohl R. 2009. Review of the Technological Approaches for Grey Water Treatment and Reuses. *Science of The Total Environment* 407 (11): 3439–3449

- Lorion R. 2001. Constructed wetlands: Passive systems for wastewater treatment. Washington D.C. : US EPA Technology Innovation Office
- Luo Y., Guo W., Ngo H. H., Nghiem L. D., Hai F. I. and Zhang J. 2014. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of the Total Environment* 473: 619–641.
- March J.G., Gual M. and Orozco F. 2004. Experiences on greywater re-use for toilet flushing in a hotel (Mallorca Island, Spain). *Desalination*;164(3):241–7.
- Masi F., El Hamouri B., Abdel Shafi H, Baban A., Ghrabi A. and Regelsberger M. 2010. Treatment of Segregated Black/Grey Domestic Wastewater using Constructed Wetlands in the Mediterranean Basin: The Zer0-m Experience. *Water Science & Technology* 61 (1): 97–105.
- McKnight A.M., Gannon T.W. and Yelverton F. 2022. Phytoremediation of azoxystrobin and imidacloprid by wetland plant species *Juncus effusus*, *Pontederia cordata* and *Sagittaria latifolia*. *Int J Phytoremediation*. 24(2):196-204.
- Metcalfe & Eddy. 2003. *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. 4th ed. New York: McGraw Hill.
- Minguez L., Pedelucq J., Farcy E., Ballandonne C., Budzinski H. and Halm-Lemeille M.P. 2016. Toxicities of 48 pharmaceuticals and their freshwater and marine environmental assessment in northwestern France. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 4992–5001.
- Mobbs M. and Patterson B. 2006. *Aussies Sustaining Australia: Case Studies*. <https://archive.sustainablehouse.com.au/books/extras/other-projects/>
- Oron G., Adel M., Agmon V., Friedler E., Halperin R., Leshem E. and Weinberg D. 2014. Greywater Use in Israel and Worldwide: Standards and Prospects. *Water Research* 58: 92–101.
- Orvos D.R., Versteeg D.J., Inauen J., Capdevielle M., Rothenstein A. and Cunningham V. 2002. Aquatic toxicity of Triclosan. *Environ. Toxicol. Chem.* 21 (7): 1338–1349
- Otterpohl R., 2001. Design of highly efficient source control sanitation and practical experiences. In: Lens, P., Zeeman, G., Lettinga, G. (Eds.), *Decentralised Sanitation and Reuse: Concepts, systems and implementation*. Wageningen: IWA Publishing,
- Otterpohl R., 2002. Options for alternative types of sewerage and treatment systems directed to improvement of the overall performance. *Water Sci. Technol.* 45 (3): 149–158.
- Pietrangelo L., Bucci A., Maiuro L., Bulgarelli D. and Naclerio G. 2018. Unraveling the composition of the root-associated bacterial microbiota of *Phragmites australis* and *Typha latifolia*. *Frontiers in Microbiology* 9: 16-50
- Pillard D.A., Cornell J.S., DuFresne D.L. and Hernandez M.T. 2001. Toxicity of benzotriazole and benzotriazole derivatives to three aquatic species. *Water Resources* 35: 557–560
- Rezania S., Park J., Rupani P.F., Darajeh N., Xu X., Shahrokhishahraki R. 2019. Phytoremediation potential and control of *Phragmites australis* as a green phytomass: an overview. *Environ Sci Pollut* 26(8):7428-7441

- Rogowska J., Cieszynska-Semenowicz M., Ratajczyk W. and Wolska L. 2020. Micropollutants in treated wastewater. *Ambio* 49:487–503
- Rumyantseva A., Neporozhniaia I., Denisova E., Mazurkevich A. 2021. Estimation of the phytoremediation potential of *Alisma plantago-aquatica* L. taken from different stations during water contamination by Cu and Pb (Russia, Vologda region). *E3S Web of Conferences*. 265. 04004. 10.1051/e3sconf/202126504004.
- Salgot M., Huertas E., Weber S., Hollender J. 2006. Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. *Desalination* 187: 29–40
- Salomão A. L. S., Marques M., Severo R. G. and DaCruzRoque O. C. 2012. Engineered ecosystem for on-site wastewater treatment in tropical areas. *Water Science and Technology* 66(10): 2131–2137.
- Santos L.H., Araujo A.N., Fachini A., Pena A., Delerue-Matos C. e Montenegro M. 2010. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment *Journal of Hazard. Materials* 175: 45–95
- Seeland A., Oetken M., Kiss A., Fries E. and Oehlmann J. 2012. Acute and chronic toxicity of benzotriazoles to aquatic organisms. *Environmental Science and Pollution Research* 19: 1781–1790
- Song H. L., Nakano K., Taniguchi T., Nomura M. and Nishimura O. 2009. Estrogen removal from treated municipal effluent in small-scale constructed wetland with different depth. *Bioresource Technology*, 100(12): 2945–2951
- Tamura I., Kagota K., Yasuda Y., Yoneda S., Morita J., Nakada N., Kameda Y., Kimura K., Tatarazako N. and Yamamoto H. 2013. Ecotoxicity and screening level ecotoxicological risk assessment of five antimicrobial agents: triclosan, triclocarban, resorcinol, phenoxyethanol and p-thymol. *J. Appl. Toxicol* 33 (11): 1222–1229
- Travis M.J., Wiel-Shafran A., Weisbrod N., Adar E. and Gross A. 2010. Greywater reuse for irrigation: effect on soil properties. *Sci. Total Environ* 408 (12): 2501–2508
- Turner R., Warne M., Dawes L., Thompson K. and Will G. 2019. Greywater irrigation as a source of organic micro-pollutants to shallow groundwater and nearby surface water. *Science of the total environment* 669:570-578
- Wetzel R. G. 1993. Constructed wetlands: scientific foundations are critical. pp 3-7 in *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, G.-A. ed Moshiri. Boca Raton: CRC Press.
- Yu Z. L. T., DeShazo J.R., Stenstrom M.K. and Cohen Y. 2015. Cost-Benefit Analysis of Onsite Residential Graywater Recycling—A Case Study: The City of Los Angeles. *Journal, American Water Works Association* 107 (9)
- Zhang W., Zhu Y. 2015. Change in urban wetlands and their cold island effects in response to rapid urbanization. *Chinese Geographical Science* 25: 462-471

## 6.2 Sitografia

<https://www.archdaily.com/131747/shanghai-houtan-park-turenscape/50142c0728ba0d3b45001593-shanghai-houtan-park-turenscape-image>

<https://www.biopills.net/fitorisanamento/>

<https://www.caa.it/it/news/lotta-biologica-contro-le-zanzare-nelle-aree-ortive-del-comune-di-bologna/>

<https://www.czu.cz/en/r-9186-about-university>

<https://www.fzp.czu.cz/cs/r-6895-katedry-a-soucasti/r-7297-laboratore/r-12606-demonstracni-vodni-nadrz>

<https://www.google.com/maps>

<http://www.maps-of-europe.net/>

[https://www.metrohm.com/it\\_it/products/8/8835/88835005.html](https://www.metrohm.com/it_it/products/8/8835/88835005.html)

<https://www.partnershipforcoastalwatersheds.org>

<http://www.rainharvest.co.za/2014/04/benefits-and-drawbacks-of-greywater-systems/>

<https://www.ramsar.org/>

[https://www.susana.org/\\_resources/documents/default/2-248-jenssen-urban-greywater-oslo-en.pdf](https://www.susana.org/_resources/documents/default/2-248-jenssen-urban-greywater-oslo-en.pdf)

<https://www.training.unh.edu/course/understanding-basis-and-use-wetland-evaluation>