QUADERNI CSEI Catania

III SERIE VOL. 18

LE INFRASTRUTTURE VERDI PER LA GESTIONE E LA TUTELA DELLE RISORSE IDRICHE

IL PROGETTO GREEN4WATER

A cura di
Attilio TOSCANO
Maurizio BORIN
Giuseppe Luigi CIRELLI
Massimo IOVINO
Santo Marcello ZIMBONE
Salvatore BARBAGALLO

Con il contributo di:
Vincenzo ALAGNA, Giorgio BAIAMONTE, Antonio Carlo BARBERA, Giuseppe BOMBINO, Lucia BORTOLINI, Giusi CRISAFULLI, Nicola DAL FERRO, Pietro DENISI, Laura GARCÍA HERRERO, Salvatore LA BELLA, Stevo LAVRNIĆ, Carmelo MAUCIERI, Mirco MILANI, Alexandru VARTOLOMEI IONUT, Matteo VITTUARI, Giampaolo ZANIN, Demetrio Antonio ZEMA

CSEI Catania
Centro Studi di Economia applicata all'Ingegneria

Con il contributo della
Regione Siciliana
Assessorato dei Beni Culturali e dell'Identità Siciliana
Dipartimento dei Beni Culturali e dell'Identità Siciliana

QUADERNI CSEI CATANIA
III SERIE VOL. 18

LE INFRASTRUTTURE VERDI PER LA GESTIONE E LA TUTELA DELLE RISORSE IDRICHE
IL PROGETTO GREEN4WATER

A cura di
Attilio TOSCANO, Maurizio BORIN, Giuseppe Luigi CIRELLI, Massimo IOVINO,
Santo Marcello ZIMBONE, Salvatore BARBAGALLO

Con il contributo di:
Vincenzo ALAGNA, Giorgio BAIAMONTE, Antonio Carlo BARBERA,
Giuseppe BOMBINO, Lucia BORTOLINI, Giusi CRISAFULLI, Nicola DAL FERRO,
Pietro DENISI, Laura GARCÍA HERRERO, Salvatore LA BELLA, Stevo LAVRNIĆ,
Carmelo MAUCIERI, Mirco MILANI, Alexandru VARTOLOMEI IONUT,
Matteo VITTUARI, Giampaolo ZANIN, Demetrio Antonio ZEMA

Catania, Luglio 2021

CSEI Catania
Centro Studi di Economia applicata all'Ingegneria

95123 Catania, Via S. Sofia 100
c/o Dipartimento di
Agricoltura, Alimentazione e Ambiente (Di3A)
Università degli Studi di Catania

QUADERNI CSEI Catania III serie vol. 18
Le infrastrutture verdi per la gestione e la tutela delle risorse idriche - Progetto GREEN4WATER
ISSN 2038-5854
Realizzazione editoriale CSEI Catania - www.cseicatania.com

Il presente manuale è stato redatto dal CSEI Catania e dai gruppi di ricerca delle Università di Bologna, Catania, Padova, Palermo e Mediterranea di Reggio Calabria nell'ambito del progetto di ricerca GREEN4WATER (https://site.unibo.it/green4water) finanziato dal Ministero dell'Università e della Ricerca (Progetti di Ricerca di Rilevante Interesse Nazionale – Bando PRIN 2015)
Il presente lavoro è stato redatto con uguale contributo di tutti gli Autori. Un particolare ringraziamento al prof. Mirco MILANI dell'Università di Catania e al dott. Stevo LAVRNIĆ dell'Università di Bologna per l'attenta e paziente attività di raccolta e collazionamento dei testi.

ALMA MATER STUDIORUM UNIVERSITÀ DI BOLOGNA
UNIVERSITÀ degli STUDI di CATANIA
UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA
UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PALERMO
UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI REGGIO CALABRIA Mediterranea

Attività di divulgazione finanziata dalla

Regione Siciliana
Assessorato dei Beni Culturali e dell'Identità Siciliana
Dipartimento dei Beni Culturali e dell'Identità Siciliana

Le infrastrutture verdi per la gestione e la tutela delle risorse idriche: il Progetto Green4water / Attilio Toscano … [et al.].- Catania: CSEI, 2021.
(Quaderni CSEI Catania. 3. serie; 18)
1. Acque piovane - Trattamento.
I. Toscano, Attilio <1974->.
628.3 CDD-23 SBNPal0339499
CIP - Biblioteca centrale della Regione siciliana "Alberto Bombace"

INDICE

1. INTRODUZIONE 5

1.1 Le infrastrutture verdi ed il progetto GREEN4WATER 5

1.2 Obiettivo della ricerca eseguita 7

2. USI POSSIBILI DELLE INFRASTRUTTURE VERDI 9

2.1 Sistemi naturali per il trattamento delle acque reflue domestiche 9

2.2 ....Sistemi naturali di depurazione per il trattamento delle acque di drenaggio agricolo 20

2.3 Sistemi naturali di depurazione per il trattamento dei reflui zootecnici 30

2.4 Sistemi di ritenzione naturale delle acque meteoriche 39
2.4.1 Giardini pluviali e invasi di bioritenzione 39
2.4.2 Tetti verdi 42

3. SCHEDE TECNICHE DEI CASI STUDIO GREEN4WATER 48

3.1 Fitodepurazione per il trattamento delle acque reflue civili 48

3.2 Fitodepurazione per il trattamento di reflui artificiali 52

3.3 Fitodepurazione salvaspazio a cascata per il trattamento delle acque grigie 56

3.4 Fitodepurazione per il trattamento delle acque di drenaggio agricolo 61

3.5 Fitodepurazione a scala pilota per il trattamento delle acque di deflusso superficiale 65

3.6 Serbatoi di detenzione per il trattamento delle acque di deflusso superficiale 69

3.7 Fitodepurazione per il trattamento acque reflue da allevamenti suini 74

3.8 Giardini Pluviali per il trattamento di acque meteoriche 77

3.9 Tetti verdi per il trattamento delle acque meteoriche 82

3.10 Microcosmi di tetti verdi: acque meteoriche 89

4. VALUTAZIONE ECONOMICA DELLE INFRASTRUTTURE VERDI 94

4.1 Metodologia applicata 95
4.1.1 Il caso studio di Catania, Sicilia 95
4.1.2 Il caso studio di Budrio, Emilia-Romagna 96
4.1.3 Analisi costi-benefici 96

4.2 Risultati dell'analisi costi-benefici relativi ai due impianti 98
4.2.1 CBA Catania, Sicilia 98
4.2.2 CBA Budrio, Emilia-Romagna 100

4.3 Considerazioni finali 102

1. INTRODUZIONE

1.1 Le infrastrutture verdi ed il progetto GREEN4WATER

Il progetto GREEN4WATER è stato finalizzato allo studio delle infrastrutture verdi come possibile soluzione al disinquinamento dei corpi idrici e, conseguentemente, del suolo, alla riduzione del fenomeno di impermeabilizzazione delle superfici naturali ed alla riduzione dei consumi di risorse naturali quali acqua e suolo. Le infrastrutture verdi (Green Infrastructures, GI) vengono definite come sistemi integrati di infrastrutture naturali o semi-naturali che sono progettate e realizzate per fornire un'ampia gamma di servizi ecosistemici sia in ambito rurale che urbano ed in grado di assolvere diverse funzioni nello stesso luogo.

Le GI sono caratterizzate da naturalità e biodiversità e, allo stesso tempo, presentano altri benefici quali: mitigazione delle "isole di calore", regimazione dei deflussi, disinquinamento dei suoli e delle acque, miglioramento della qualità dell'aria, valorizzazione del paesaggio urbano e peri-urbano. La strategia europea (Commissione europea, 2013), riconoscendo che le GI possono apportare un contributo significativo nelle aree dello sviluppo regionale, del cambiamento climatico e nella gestione dei rischi da disastro naturale, specifica che queste devono diventare uno standard nella pianificazione e nelle politiche di sviluppo territoriale.

Nell'ambito delle GI, particolare attenzione rivestono quei sistemi o misure atti al disinquinamento dei corpi idrici mediante sistemi naturali di depurazione degli scarichi (fitodepurazione, fasce tampone) ed alla ritenzione naturale delle acque (Natural Water Retention Measures, NWRM). Tali infrastrutture, fornendo molteplici vantaggi, hanno la capacità di contribuire contemporaneamente al raggiungimento degli obiettivi di diverse politiche chiave dell'Unione Europea: direttiva quadro sulle acque, direttiva sul trattamento delle acque reflue, direttiva alluvioni, strategia sulla biodiversità, azione sulla carenza idrica e la siccità, strategia di adattamento

ai cambiamenti climatici, linee guida sul riuso delle acque reflue. In particolare, l'utilizzo di sistemi naturali per il trattamento delle acque reflue di origine puntuale o diffusa è auspicato per tutti quei casi in cui le capacità tecniche, economiche e gestionali di piccoli e medi insediamenti urbani o produttivi non consentono il corretto utilizzo di sistemi convenzionali di depurazione, maggiormente onerosi in termini economici ed energetici e pertanto spesso fonte di malfunzionamenti, tali da causare numerose procedure di infrazione comunitaria a danno dello Stato Italiano. Inoltre, l'aumento delle superfici impermeabili può determinare significativi effetti sulla risposta idrologica soprattutto dei bacini idrografici in ambito peri-urbano con un drastico incremento dei deflussi superficiali a cui si associa una riduzione delle capacità di rinnovo degli acquiferi. Tali effetti negativi sono particolarmente evidenti e disastrosi nelle regioni mediterranee che, sempre più diffusamente, sono interessate da intensi fenomeni meteorici concentrati nello spazio e nel tempo.

Nel quadro delle NWRM, che si possono adottare per mitigare gli effetti delle mutate condizioni climatiche in ambito urbano o peri-urbano, i sistemi sostenibili di drenaggio urbano che includono bacini e stagni di detenzione, tetti verdi, giardini pluviali e bacini di infiltrazione, rivestono un notevole interesse applicativo. Si tratta di infrastrutture naturali, spesso integrate fra loro, che assolvono molteplici funzioni: intercettare e regolare i deflussi, favorire l'infiltrazione delle acque meteoriche nel suolo e migliorare la qualità di quelle superficiali e sotterranee mediante l'assorbimento degli inquinanti da parte della vegetazione.

In Italia, l'importanza delle GI per la gestione e la tutela delle risorse idriche è stata evidenziata dal Ministero dell'Ambiente nell'ambito della Conferenza Nazionale del 2013 dedicata alla "green economy" in cui veniva auspicata una politica di sviluppo e di investimenti su larga scala in infrastrutture verdi, riconoscendo il grande beneficio di tali sistemi nei confronti delle criticità ambientali ed economico-sociali particolarmente gravi in Italia quali: la crisi climatica, il consumo dei suoli ed il dissesto idrogeologico. Nonostante ciò, nel nostro Paese, le GI sono ancora presenti in numero

limitato e, comunque, non sono inserite in una logica di sistema, indispensabile per il raggiungimento degli obiettivi. Fra le principali criticità vi sono la mancata definizione di una normativa specifica e l'assenza di opportune conoscenze tecniche e scientifiche sul corretto utilizzo e gestione di tali infrastrutture.

Nell'ambito delle citate problematiche il progetto GREEN4WATER ha affrontato quest'ultimo aspetto al fine di produrre un insieme di conoscenze e risultati scientifici coerenti e affidabili per la promozione e la diffusione delle GI a supporto delle risorse idriche. Il progetto *GREEN4WATER - Le infrastrutture verdi per la gestione e la tutela delle risorse idriche* è stato finanziato dal Ministero dell'Università e della Ricerca nell'ambito dei Progetti di Ricerca di Rilevante Interesse Nazionale – Bando PRIN 2015. Il progetto è stato realizzato con la collaborazione di cinque Unità Operative di Ricerca (UOR) dislocate nel territorio nazionale e afferenti a: l'Alma Mater Studiorum - Università di Bologna (UNIBO) come coordinatore scientifico nazionale, l'Università degli Studi di Palermo (UNIPA), l'Università degli Studi di Catania (UNICT), l'Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria (UNIRC) e l'Università degli Studi di Padova (UNIPD).

Nell'ambito delle attività di divulgazione e diffusione dei risultati del progetto GREEN4WATER, il CSEI Catania ha curato la pubblicazione del presente volume le cui spese sono state sostenute dalla Regione Siciliana Assessorato dei Beni Culturali e dell'Identità Siciliana - Dipartimento dei Beni Culturali e dell'Identità Siciliana.

1.2 Obiettivo della ricerca eseguita

Il progetto GREEN4WATER ha avuto come principale obiettivo l'avanzamento delle conoscenze sul funzionamento e sulle modalità di utilizzo delle "Green Infrastructures" dedicate alla gestione sostenibile ed al

disinquinamento delle risorse idriche, con il fine ultimo di promuovere ed incrementare il loro utilizzo in Italia, come auspicato anche dall'Unione Europea. In particolare, sono state studiate e monitorate, mediante la messa a punto di impianti sperimentali realizzati in diversi contesti climatici e regionali, infrastrutture verdi sia destinate all'ambito produttivo (agricolo, zootecnico), sia utilizzabili in ambiente urbano o peri-urbano per la regolazione delle acque meteoriche ed il trattamento delle acque reflue. Nella prima fattispecie rientrano i sistemi di fitodepurazione o di lagunaggio per il trattamento delle acque di scarico di origine puntuale o diffusa, mentre per il secondo ambito di applicazione sono state investigate diverse misure naturali di ritenzione delle acque, quali bacini di detenzione, giardini pluviali, tetti verdi, nonché sistemi di depurazione naturale delle acque reflue domestiche e delle acque di prima pioggia provenienti da strade o piazzali. Gli obiettivi specifici del progetto hanno riguardato, quindi, la valutazione e l'ottimizzazione del funzionamento, dell'efficienza, della gestione, dell'applicabilità tecnica ed economica dei sistemi naturali testati e studiati e della loro capacità di fornire servizi aggiuntivi.

In tal senso, sono stati presi in considerazione e valutati, con un approccio multidisciplinare, gli aspetti tecnico-ingegneristici legati al funzionamento idraulico ed idrologico, quelli agronomici e botanici riguardanti la vegetazione utilizzata nelle GI, e quelli economici e sociali che attengono alla multifunzionalità di tali sistemi.

2. USI POSSIBILI DELLE INFRASTRUTTURE VERDI

2.1 Sistemi naturali per il trattamento delle acque reflue domestiche

La continua crescita demografica associata ad un'espansione degli insediamenti urbani ha determinato un ingente depauperamento quali-quantitativo delle risorse idriche indotto dal costante incremento dei consumi idrici e dallo scarico di consistenti volumi di acque reflue con un contenuto di inquinanti notevolmente superiore alle capacità autodepurative dei corpi idrici ricettori.

La causa di tale inquinamento è da ricercare, principalmente, nel mancato o insufficiente trattamento dei reflui urbani, un fenomeno particolarmente diffuso in Italia che, per le inadempienze nell'attuazione della Direttiva 91/271/CEE relativa al trattamento dei reflui, ha già subito due condanne da parte della Corte di Giustizia Europea, la C565-10 (Procedura 2004/2034) e la C85-13 (Procedura 2009/2034), e l'avvio di una nuova procedura di infrazione (Procedura 2014/2059).

In tale contesto, è oramai imprescindibile eseguire una gestione sostenibile delle acque nel loro complesso (*sustainable sanitation*) applicando tecniche di risparmio idrico e riconoscendo le acque reflue quali possibili risorse idriche integrative e fonte di fertilizzanti per il settore agricolo. Per il trattamento dei reflui domestici ed urbani è consigliabile l'adozione di sistemi di depurazione decentrati, ubicati in prossimità degli agglomerati urbani che hanno prodotto i reflui, che siano in grado di garantire efficienze depurative tali da permettere un successivo riuso locale degli effluenti. Tra le diverse tecniche di trattamento applicabili, i sistemi naturali rappresentano una valida soluzione in grado di produrre effluenti conformi ai limiti legislativi con ridotti costi di esercizio e manutenzione. Tali sistemi, sebbene

richiedano superfici relativamente ampie, presentano, oltre a caratteristiche di economicità, una serie di vantaggi quali: la semplicità costruttiva ed operativa, la capacità di rispondere efficacemente alle variazioni di carico organico ed idraulico, l'ottimo inserimento ambientale e la promozione della biodiversità. Tra i sistemi naturali quelli di fitodepurazione sono i più ampiamente applicati, a livello internazionale, nel trattamento dei reflui domestici ed urbani con una presenza di circa 50.000 impianti in Europa ed oltre 10.000 in Nord America (Kadlec e Wallace, 2009; Vymazal, 2011).

I sistemi di fitodepurazione intendono ricreare le stesse condizioni trofiche che si instaurano nelle aree umide naturali, esaltando e favorendo, con opportuni accorgimenti (scelta delle specie vegetali, scelta del substrato, gestione del carico idraulico), i processi depurativi dovuti all'interazione delle diverse componenti (piante, microrganismi, terreno, acqua) che mediante azioni chimiche, fisiche e biologiche, contribuiscono sinergicamente alla riduzione della concentrazione degli inquinanti.

I sistemi di fitodepurazione tradizionali possono essere classificati, in funzione del regime idraulico, in:

- *sistemi a flusso superficiale (FWS):* sono i sistemi di fitodepurazione più simili alle aree umide naturali nei quali le acque reflue scorrono a diretto contatto con l'atmosfera su un substrato permanentemente saturo. Questa tipologia di impianto è principalmente utilizzata per il trattamento terziario delle acque reflue domestiche e consente l'impiego di un vasto numero di macrofite (galleggianti, radicate sommerse e radicate emergenti);
- *sistemi a flusso sub superficiale (SSF):* in questi sistemi di fitodepurazione i reflui possono fluire orizzontalmente o verticalmente attraverso il medium di riempimento del bacino e, in base alla direzione del flusso, vengono classificati in sistemi a flusso orizzontale (H-SSF) e sistemi a flusso verticale (V-SSF). Il substrato, generalmente formato da materiale inerte, costituisce il supporto per le radici delle macrofite

radicate emergenti. Tali impianti possono essere utilizzati come trattamento secondario o terziario delle acque reflue domestiche.

Le applicazioni, a scala reale, dei sistemi di fitodepurazione per il trattamento dei reflui domestici, avviate nel 1977 a Othfresen in Germania (Kickuth, 1977), hanno esaurientemente dimostrato l'affidabilità di tale tecnica evidenziando elevate efficienze di rimozione per i principali inquinanti (Tabella 2.1).

Tabella 2.1: Prestazioni depurative dei principali sistemi di fitodepurazione (Dotro et al., 2017)

Parametro	H-SSF	V-SSF	FWS
Tipo di trattamento	Secondario	Secondario	Terziario
Solidi sospesi totali (SST)	> 80%	> 90%	> 80%
Sostanza organica (BOD)	> 80%	> 90%	> 80%
Azoto ammoniacale (NH_3)	20-30	> 90%	> 80%
Azoto totale (N_{tot})	30-50	<20	30-50
Fosforo totale (P_{tot})	10-20	10-20	10-20
Coliformi Fecali	2 log_{10}	2-4 log_{10}	1 log_{10}

I sistemi di fitodepurazione SSF risultano particolarmente efficienti nella rimozione dei SST e della sostanza organica con limitate percentuali di abbattimento delle concentrazioni dei nutrienti. In particolare, la rimozione delle diverse forme chimiche dell'azoto risulta principalmente legata ai processi di nitrificazione e denitrificazione che, a causa delle diverse condizioni ambientali richieste, non si svolgono contemporaneamente in un'unica tipologia di impianto. Per incrementare l'efficienza di rimozione dell'azoto vengono adottati dei sistemi ibridi o multistadio che prevedono, generalmente, uno stadio V-SSF, con funzione specifica di nitrificazione (necessita di condizioni aerobiche, tipiche dei sistemi V-SSF), seguito da uno stadio H-SSF che determina le condizioni per la successiva denitrificazione anossica. Il fosforo viene abbattuto principalmente mediante adsorbimento sul substrato di riempimento che, nel lungo periodo, tende ad

esaurirsi. Considerando il ruolo attivo svolto dal substrato si è assistito, negli ultimi anni, all'impiego di nuovi materiali (zeolite, allume, ceramsite, organoargille, ecc.) al fine di integrare i siti di adsorbimento e, conseguentemente, le efficienze di rimozione del fosforo (Whang et al., 2020). L'assunzione di nutrienti da parte delle piante risulta generalmente piuttosto limitata e può essere significativa solo in sistemi progettati con un basso tasso di carico superficiale.

In Europa, i sistemi a flusso superficiale vengono principalmente utilizzati come stadio di affinamento di effluenti provenienti da trattamenti biologici come i fanghi attivi o da impianti di fitodepurazione SSF (Vymazal, 2011). Tali sistemi riducono efficacemente la carica patogena presente nelle acque reflue attraverso, principalmente, l'azione battericida svolta dalla radiazione ultravioletta che induce la morte dei batteri presenti nelle acque reflue esposte direttamente alla luce solare. Il tasso di rimozione degli organismi patogeni sembra essere proporzionalmente correlato al tempo di residenza del refluo, che deve essere superiore ai 2 giorni, alle percentuali di rimozione dei solidi sospesi e alle condizioni di umidità relativa dell'aria, con maggiori efficienze di rimozione in ambiente secco (Wu et al, 2016).

La diffusione dell'applicazione dei sistemi di fitodepurazione per il trattamento dei reflui domestici ha indotto molte Nazioni a promulgare delle linee guida per la loro progettazione. Nelle tabelle 2.2 e 2.3 vengono sintetizzate alcune indicazioni progettuali, per i sistemi SSF, contenute nelle principali linee guida e manuali europei.

In Francia, dagli anni '90 del secolo scorso, si è diffusa l'applicazione, per il trattamento dei reflui domestici, della *fitodepurazione alla francese* (French Reed Bed - FRB) ed oramai si contano, nel territorio francese, oltre 4.000 impianti a servizio di centri urbani compresi tra i 200 ed i 5.000 abitanti equivalenti (AE) (Morvannou et al, 2015; Paing et al, 2015). Questa recente soluzione impiantistica risulta essere particolarmente vantaggiosa perché non richiede l'utilizzo, a differenza delle tipologie tradizionali, di un sistema di sedimentazione primaria (come una fossa settica o Imhoff). Lo schema tipico

di tali impianti prevede un *primo stadio*, costituito da tre letti filtranti a flusso verticale, posizionati in parallelo, alimentati alternativamente (alimentazione di 3,5 giorni seguita da 7 giorni di riposo) con reflui che hanno subito esclusivamente un trattamento di grigliatura, seguito da un *secondo stadio* con due letti a flusso verticale in parallelo alimentati alternativamente con cicli di carico di 3,5 giorni (Molle et al, 2005). I fanghi, nei letti filtranti del primo stadio, si accumulano in superficie con un tasso di crescita di circa 1-2 cm/anno e vengono rimossi ogni 10-15 anni, in seguito al conseguimento di un elevato grado di stabilizzazione che ne permette l'impiego in agricoltura come ammendante organico. I sistemi FRB hanno dimostrato un'elevata efficienza di rimozione dei SST, della sostanza organica e della carica patogena ed un elevato potere nitrificante (Millot et al, 2016). Inoltre, sono in grado di ottenere una completa rimozione dell'azoto mantenendo condizioni sature negli strati inferiori dei letti filtranti (Silveira et al, 2015). Nella sottostante Tabella 2.4 vengono riportate le principali indicazioni progettuali per i sistemi FRB.

Tabella 2.2 Principali parametri europei per la progettazione di un sistema H-SSF

Parametri	**Germania (DWA, 2017)**	**Austria (Önorm B 2505, 2009)**	**Rep. Ceca (Vymazal, 1996);**	**Gran Bretagna (Cooper, 1996)**	**Danimarca (Brix e Arias, 2005)**
Area (m^2/AE)	5	6	2°:5 3°:1	2°: 5 3°: 0,5-1	5
Materiale riempimento	$U=d_{60}/d_{10}<5$	Ghiaia ingresso 16-32 (4-8) mm principale 4-8 (2-4) mm	Ghiaia lavata 3-16 mm	Ghiaia lavata: 3-6 mm o 5-10 mm o 6-12 mm	$0,3<d_{10}<2$ mm $0,5<d_{60}<8$ mm $U=d_{60}/d_{10}<4$
Carico idraulico superficiale (mm/d)	40	50	-	2°: < 50 3°: < 200	-
Carico organico (g $BOD_5/m^2 \cdot d$)	-	112	< 80	-	-
Profondità (m)	0,5	-	0,6 - 0,8	0,6	0,6

Legenda: 2° trattamento secondario; 3° trattamento terziario.

Tabella 2.3. Principali parametri europei per la progettazione di un sistema V-SSF

Parametri	Germania (DWA, 2017)	Austria (Önorm B 2505, 2009)	Rep. Ceca (Vymazal, 1998)	Gran Bretagna (Cooper, 1996)	Danimarca (Brix e Arias, 2005)
Area	4 m^2/AE	4 m^2/AE	2° < 100 AE: 1^ vasca: 0,8-2 m^2/AE 2^ vasca: 50-60% della 1^vasca 3° <1-2m^2/AE	2°: 1 m^2/AE	3 m^2/AE
Materiale riempimento	Strato principale: Sabbia 0,06–2 mm $0,2<d_{10}<0,4$ mm $U=d_{60}/d_{10}$ <5	Strato principale: Sabbia 0,06-4 mm $0,2<d_{10}<0,4$ mm	Sabbia e ghiaia (0-12 mm) $U=d_{60}/d_{10}$ <4	Dall'alto al basso: 8 cm sabbia 15 cm ghiaia 6 mm; 10 cm ghiaia 12 mm; 15 cm ghiaia 30-60 mm	Sabbia $0,25<d_{10}<1,2$ mm $1<d_{60}<4$ mm $U=d_{60}/d_{10}$ <3,5
Carico idraulico superficiale (mm/d)	80	-	20-80	70-80	100
Carico organico (g COD/ m^2·d)	20	20	-	20-25	27
Profondità (m)	> 0,5 (strato principale)	> 0,5 (strato principale)	0,6 (strato principale)	1,0 m	1,0 m

Legenda: 2° trattamento secondario; 3° trattamento terziario.

Tabella 2.4. Principali parametri per la progettazione di un sistema di fitodepurazione alla francese (Molle et al, 2005)

Parametri	1° stadio	2° stadio
Area	1,2 m^2/AE	0,8 m^2/AE
Materiale riempimento	Dall'alto al basso: 30 – 80 cm ghiaia 2 – 6 mm; 10 – 20 cm ghiaia 5 – 15 mm; 20 – 30 cm ghiaia 20 – 60 mm	Dall'alto al basso: 30 – 80 cm sabbia $0,25<d_{10}<0,40$ e d_{60}/d_{10} <5 e sabbia fine <3%; 10 – 20 cm ghiaia 3 – 12 mm; 20 – 30 cm ghiaia 20 – 60 mm
Carico idraulico superficiale	370 mm/d	370 mm/d
Carico organico	350 g COD/ m^2·d	70 g COD/ m^2·d

Un sistema di fitodepurazione che ha trovato una larga applicazione, in Danimarca ed Irlanda, per il trattamento dei reflui prodotti da case isolate non allacciate alla pubblica fognatura, è il cosiddetto *sistema a scarico zero* (zero-discharge system). Tale sistema è costituito da un bacino colmato con terreno vegetale sul quale vengono poste a dimora essenze arboree, generalmente salici (*Salix viminalis* L.), caratterizzate da un'elevata capacità evapotraspirativa in grado di determinare una completa dispersione in atmosfera delle acque reflue immesse nel bacino ed evitarne lo scarico (Brix e Arias, 2005; O'Hogain et al, 2010). Il sistema necessita, a monte, di un trattamento di sedimentazione (volume minimo pari a 2 m^3 per 5 AE) ed è caratterizzato dai seguenti parametri progettuali (Brix e Arias, 2005): larghezza 8 m; profondità minima 1,5 m; il volume annuo di acque disperse in atmosfera dal sistema vengono considerati pari a 2,5 volte l'evapotraspirazione potenziale.

Infine, molti studi si sono concentrati sulla valutazione dell'applicabilità delle GI in contesto urbano, tali da aumentare la biodiversità, mitigare gli effetti dovuti al cambiamento climatico, migliorare il valore estetico e ricreazionale delle città e promuovere l'educazione ambientale, ridurre i costi per il trattamento delle acque o sostituirsi ai sistemi convenzionali di trattamento.

In questo contesto, i sistemi di fitodepurazione sono concepiti come infrastrutture verdi in grado di: a) garantire la depurazione delle acque reflue direttamente dove queste vengono prodotte; b) ridurre i carichi dei sistemi di depurazione convenzionali; c) favorire il riciclo delle acque reflue depurate, contribuendo a migliorare l'efficienza d'uso dell'acqua secondo una prospettiva di economia circolare.

Ciononostante, i sistemi di fitodepurazione tradizionalmente proposti richiedono notevoli disponibilità di spazio, rendendone difficile la loro applicazione in ambiente urbano, dove la disponibilità di ampie superfici orizzontali è molto ridotta.

Studi recenti hanno proposto soluzioni innovative, che si propongono di conciliare le peculiarità dei sistemi di fitodepurazione tradizionali con soluzioni strutturali sviluppate verticalmente, quali le pareti verdi, permettendo di minimizzare l'occupazione di spazio urbano (Fowdar et al, 2017).

BIBLIOGRAFIA

Brix H. e Arias C.A. (2005). Danish guidelines for small-scale constructed wetland system for onsite treatment of domestic sewage. Water Science and Technology, 51(9), pp. 1-9.

Cooper P.F., Job G.D., Green M.B. e Shutes R.B.E. (1996). Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. WRc Publications, Medmenham, Marlow, UK;

Dotro G., Langergraber G., Molle P., Nivala J., Puigagut J., Stein O. e Von Sperling M. (2017). Treatment Wetlands. IWA Publishing: London, UK.

DWA (2017) Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit bepflanzten und unbepflanzten Filtern zur Reinigung häuslichen und kommunalen Abwassers, in German. (Principles of design, construction and operation of planted and unplanted filters for treatment of domestic wastewater). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA): Hennef, Germany.

Kadlec R. e Wallace S. (2009). Treatment wetlands. 2nd edition, CRC press, Boca Raton, FL, USA.

Kickuth R. (1977). Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant hydrosphere under limnic conditions. In: Utilization of Manure Land Spreading, Europ. Commun., EUR 5672e, London, pp. 335-343.

Millot Y., Troesch S., Esser D., Molle P., Morvannou A., Gourdon R. e Rousseau D. (2016). Design improvements for high ammonium removal by one-stage vertical flow constructed wetlands. Ecological Engineering 97, pp. 516-523.

Molle P., Liénard A., Boutin C., Merlin G. e Iwema A. (2005). How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems. Water Science and Technology, 51, pp. 11-21.

Morvannou A., Forquet N., Michel S., Troesch S. e Molle P. (2015). Treatment performances of French constructed wetlands: Results from a database collected over the last 30 years. Water Science and Technology, 71, pp. 1333-1339.

O'Hogain S., McCarton L., Reid A. e Turner J. (2010). A review of zero discharge wastewater treatment systems using reed willow bed combinations in Ireland. In: Proceedings of the 12th IWA Specialist Group Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 4-8 October 2010. Masi F., Nivala J. eds. IRIDRA S.r.l. and IWA: San Servolo, Venice, Italy. pp. 755-762.

ÖNORM (2009). ÖNORM B 2505: Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen) - Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb (Subsurface flow constructed wetlands - Application, dimensioning, installation, and operation) in German. Österrichisches Normungsinstitut: Vienna, Austria;

Paing J., Guilbert A., Gagnon V. e Chazarenc F. (2015). Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems. Ecological Engineering, 80, pp. 46-52.

Silveira D.D., Belli Filho P., Philippi L.S., Kim B. e Molle P. (2015). Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. Ecological Engineering, 77, pp. 257-264.

Vymazal J. (2011). Constructed wetlands for wastewater treatment: Five decades of experience. Environmental Science & Technology, 45(1), pp. 61-69.

Vymazal J. (1998). Czech Republic. In: Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B., Haberl R. (eds), Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 95-121.

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

Wang Y., Cai Z., Sheng S., Pan F., Chen F. e Fu, J. (2020). Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. Science of the Total Environment 701, pp. 134736.

Wu S., Carvalho P.N., Müller J.A., Manoj V.R. e Dong, R. (2016). Sanitation in constructed wetlands: a review on the removal of human pathogens and fecal indicators. Science of the Total Environment, 541, pp. 8-22.

2.2 Sistemi naturali di depurazione per il trattamento delle acque di drenaggio agricolo

È oramai noto che le pratiche agricole possono essere una fonte di inquinamento dei corpi idrici superficiali (Dunne et al, 2005; Blankenberg et al, 2008; Díaz et al, 2012; Lenhart et al, 2016; Mendes et al, 2018). Ad esempio, il nitrato è stato riconosciuto dalla Commissione europea come uno dei principali inquinanti agricoli e la direttiva sui nitrati, emanata nel 1991, mira a ridurre tale inquinante nell'UE (Commissione Europea, 1991).
Le perdite di nitrati di origine agricola possono essere ridotte attraverso metodi in-situ (ad es. riducendo l'uso di fertilizzanti o migliorando il loro assorbimento da parte delle colture) o metodi a bordo campo (ad es. trattando le acque di drenaggio agricolo) (Groh et al, 2015). Le zone umide naturali, i piccoli corsi d'acqua e le sponde vegetate dei corsi d'acqua hanno una certa capacità di depurazione, ma la perdita di questi ecosistemi ha causato un calo della qualità dei corpi idrici superficiali che ricevono le acque di drenaggio agricolo (Borin e Tocchetto, 2007). Pertanto, è necessario un approccio più sistematico a questo problema. Ad esempio, è stato segnalato da alcuni autori che le fasce di erba sono in grado di trattare efficacemente l'acqua di drenaggio agricolo, ma la loro capacità è limitata e si riduce notevolmente quando il suolo è saturo (Tournebize et al, 2017). D'altra parte, i sistemi di fitodepurazione sono in grado di trattare le acque reflue attraverso una tecnologia sostenibile e a basso costo (Li et al, 2018), pertanto possono anche essere utilizzate per trattare con successo l'acqua di drenaggio agricolo (Groh et al, 2015; Kasak et al, 2018) ed, inoltre, rispetto ad altri metodi, risultano più convenienti per ridurre l'inquinamento da fonti non puntuali (Lavrnić et al, 2018). Il loro ulteriore vantaggio risiede nel fatto che, se gestite bene, possono anche fornire diversi servizi ecosistemici (Tournebize et al, 2017), in quanto rappresentano dei sistemi integrati che

combinano il miglioramento qualitativo delle acque con quello della biodiversità (Scholz et al, 2007).

I sistemi di fitodepurazione per il trattamento delle acque di drenaggio agricolo, in funzione del flusso idrico, possono essere ubicati lungo i canali o al fuori di essi (Kasak et al, 2018). Gli impianti di fitodepurazione localizzati lungo i canali sono più adatti alla rimozione di nitrati, poiché la concentrazione di nitrato non subisce variazioni di rilievo durante l'anno, e dei pesticidi, poiché la concentrazione di tali sostanze è maggiore nel primo tratto di flusso subito dopo la loro applicazione. Quest'ultimo flusso, quindi, può essere deviato verso l'impianto di fitodepurazione solo dopo l'applicazione di pesticidi al fine di aumentare il tempo di ritenzione idraulica del sistema e consentire, così, una maggiore rimozione degli stessi (Tournebize et al, 2017). La maggior parte degli impianti di fitodepurazione che trattano inquinanti diffusi sono fuori canale poiché i sistemi in canale occuperebbero superfici eccessivamente elevate per trattare tutte le acque di drenaggio (Kasak et al, 2018).

Il sistema FWS è quello più largamente applicato per il trattamento delle acque di drenaggio agricolo (Dal Ferro et al, 2018; Vymazal and Dvořáková Březinová, 2018). Rispetto ai sistemi SSF offre il vantaggio che può far fronte a flussi idrici ad impulsi ed al cambiamento dei livelli idrici (Kadlec e Wallace, 2009), condizioni tipiche delle acque di drenaggio. Fatta eccezione per il trattamento delle acque reflue, le FWS possono essere utilizzate anche per la mitigazione delle alluvioni, per la ritenzione idrica e per il miglioramento della biodiversità (Díaz et al, 2012; Dal Ferro et al, 2018).

La maggior parte delle ricerche condotte sui sistemi di fitodepurazione finalizzati al trattamento delle acque di drenaggio agricolo hanno dimostrato la loro efficienza nel miglioramento qualitativo delle acque trattate (Díaz et al, 2012). Per esempio, questi sistemi mostrano una rimozione media di 1.175 kg azoto totale ha^{-1} $anno^{-1}$ e di 157 kg fosforo totale ha^{-1} $anno^{-1}$, tali valori sono confrontabili con quelli evidenziati nel trattamento fitodepurativo di diverse tipologie di reflui (Vymazal e Dvořáková Březinová, 2018). Tuttavia, la maggior parte delle ricerche in tale settore

sono state condotte su sistemi di fitodepurazione in esercizio da un breve periodo di tempo, mentre solo pochi autori hanno riportato l'efficienza del trattamento fitodepurativo delle acque di drenaggio nel lungo periodo (Groh et al, 2015; Tolomio et al, 2019). Pertanto, i risultati ottenuti nei primi anni di esercizio dovrebbero essere presi con cautela poiché si ipotizza che i sistemi di fitodepurazione che trattano le acque di drenaggio agricolo raggiungano le loro massime prestazioni dopo un certo periodo di transizione, che potrebbe essere particolarmente lungo nelle aree con clima freddo poiché il periodo vegetativo è corto (Borin e Tocchetto, 2007; Dal Ferro et al, 2018; Kasak et al, 2018). Tuttavia, questi sistemi potrebbero rappresentare una soluzione di lungo periodo. Ad esempio, Lavrnić et al (2020a) hanno condotto uno studio sulle prestazioni di un impianto FWS sito in Italia ed hanno concluso che il sistema forniva buone prestazioni depurative delle acque di drenaggio agricolo anche dopo quasi 20 anni di esercizio.

L'efficienza idraulica rappresenta un'importante caratteristica di questi sistemi che influisce sui processi di rimozione degli inquinanti. Strutture come argini o pietre possono aumentare l'efficienza idraulica, ma possono anche migliorare l'estetica del sistema e la sua attrattività per la fauna selvatica (Braskerud, 2002; Kasak et al, 2018). Inoltre, meandri o percorsi sinuosi possono aumentare i tempi di ritenzione, un fattore che influenza la rimozione (Lenhart et al, 2016; Mendes et al, 2018; Lavrnić et al, 2020b).

Le acque di drenaggio agricolo hanno, di solito, un basso rapporto C/N e un'alta concentrazione di nitrati (Li et al, 2018). Poiché la denitrificazione è il principale processo di rimozione del nitrato nella vasca FWS (Groh et al, 2015; Tournebize et al, 2017), la rimozione di azoto totale può essere limitata a causa della carenza di carbonio. Questo problema potrebbe essere superato con l'aggiunta di una fonte di carbonio in forma liquida o solida. La fonte di carbonio liquido deve essere aggiunta costantemente e potrebbe causare un inquinamento secondario, tali difficoltà non sussistono se si applica il carbonio in forma solida (Li et al, 2018). D'altra parte, è stato riportato che la ritenzione di azoto nei sistemi FWS può essere aumentata

attraverso l'aggiunta di paglia (Blankenberg et al, 2008) o non rimuovendo la biomassa sfalciata (Tournebize et al, 2017).

Oltre ai casi in cui il contenuto di sostanza organica non è sufficiente a consentire la denitrificazione, la rimozione di azoto totale attraverso questo processo può essere insufficiente anche quando il sistema riceve un carico annuale medio-basso o quando si verificano condizioni di allagamenti e condizioni anaerobiche all'interno del sistema anche per brevi periodi di tempo (Borin and Tocchetto, 2007). Inoltre, poiché la denitrificazione diminuisce a basse temperature, c'è una certa variabilità nell'efficienza di rimozione tra le diverse stagioni (Tournebize et al, 2017), e può essere particolarmente bassa durante l'inverno (Borin e Tocchetto, 2007). La rimozione di azoto totale può anche essere ostacolata da condizioni di acqua stagnante, in quanto l'ossigeno si esaurisce e quindi impedisce la completa nitrificazione (Díaz et al, 2012).

Un processo particolarmente importante nelle FWS è la sedimentazione delle particelle di suolo poiché ad esse sono spesso legati fosforo ed altri inquinanti (Braskerud, 2002). Per questo motivo, l'usuale design di questi sistemi è una sezione iniziale più profonda per facilitare la sedimentazione (1-2 m di profondità), seguita da un letto vegetato (0,1-0,5 m di profondità) (Vymazal e Dvořáková Březinová, 2018). I fattori che influenzano la ritenzione delle particelle di suolo sono la velocità di sedimentazione, la portata e l'area superficiale. Poiché la concentrazione di particelle di suolo è elevata all'inizio dell'evento piovoso e la portata è bassa in questa fase, di solito, la sedimentazione non rappresenta un problema. D'altra parte, la risospensione delle particelle di suolo non è un processo desiderato e può essere mitigato dalla presenza di vegetazione (Braskerud, 2002; Kasak et al, 2018). Inoltre, la vegetazione nelle FWS può anche migliorare l'efficienza di rimozione grazie alla fornitura di carbonio per la denitrificazione o al trasferimento di ossigeno dall'atmosfera al suolo (Kasak et al, 2018).

I sistemi di fitodepurazione possono rimuovere il fosforo, principalmente, attraverso processi biologici (assorbimento microbiotico e da parte di piante) e fisici (sedimentazione del fosforo particolato) (Lenhart et al, 2016) e, in

minima parte, attraverso processi chimici (adsorbimento e precipitazione) (Dunne et al, 2005). Le caratteristiche fisico-chimiche dei suoli degli impianti di fitodepurazione e dei sedimenti sono uno dei principali fattori in questi processi, poiché influenzano le dinamiche di adsorbimento del fosforo inorganico (Dunne et al, 2005). Inoltre, le condizioni anaerobiche potrebbero causare il rilascio di fosforo dai sedimenti e quindi il sistema dovrebbe essere in uno stato di ossidazione (Kasak et al, 2018). Altri fattori che possono influenzare la stabilità a lungo termine del fosforo legato nei sedimenti sono l'apporto di assorbenti di fosforo, le condizioni redox dei sedimenti ed i rapporti molari Fe_{tot}:P (Mendes et al, 2018). I sistemi SSF possono manifestare una riduzione della rimozione del fosforo totale dopo un certo tempo a causa della saturazione dei siti di assorbimento e della stabilizzazione della crescita della vegetazione. Pertanto, è importante eseguire un'adeguata gestione della vegetazione e la rimozione dei sedimenti al fine di consentire lo stesso livello di rimozione, o simile, del fosforo totale (Díaz et al, 2012).

Sebbene la concentrazione di agenti patogeni nelle acque di drenaggio agricolo sia bassa, a meno che non ci siano allevamenti di animali nel bacino idrografico, è importante tenere in considerazione questo parametro poiché i sistemi di fitodepurazione possono agire come una loro sorgente piuttosto che come un dissipatore quando la concentrazione di patogeni nel flusso è relativamente bassa (~100 UFC 100 mL^{-1} di coliformi fecali) (Beutel et al, 2013). Per esempio, la rimozione di *Escherichia coli* potrebbe essere inferiore nei sistemi SSF che non hanno un flusso d'acqua costante e sono spesso caratterizzati da condizioni di acqua stagnante per lunghi periodi. L'acqua stagnante può avere diversi effetti ambientali (proprietà chimiche e termiche) nella colonna d'acqua che possono favorire lo sviluppo di alcuni batteri. Queste condizioni sono spesso prevenute dalla costante miscelazione dell'acqua che si verifica nei sistemi a flusso costante (Díaz et al, 2012). Inoltre, i batteri coliformi potrebbero anche essere introdotti nei sistemi da animali come mammiferi o uccelli (Díaz et al, 2012; Beutel et al, 2013).

Un fenomeno simile può anche inibire la rimozione dei pesticidi, poiché possono essere trovati accumulati nel biofilm (Tournebize et al, 2017) e la sedimentazione è un importante meccanismo per la rimozione dei pesticidi (Díaz et al, 2012). La rimozione dei pesticidi dipende quindi dalle caratteristiche dei sedimenti (contenuto organico, dimensione delle particelle, conducibilità idraulica), ma anche dalle proprietà del pesticida stesso (tempo di carenza, solubilità, coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua, coefficiente di distribuzione o assorbimento) (Mahabali e Spanoghe, 2014). La vegetazione può contribuire alla rimozione dei pesticidi mediante il loro assorbimento (Mahabali e Spanoghe, 2014) o consentendo lo sviluppo di biofilm in cui può avvenire la biodegradazione dei pesticidi stessi (Tournebize et al, 2017). Considerazioni specifiche durante la progettazione e per la costruzione dei sistemi di fitodepurazione sono:

- Le portate di deflusso dovrebbero essere attentamente valutate al fine di definire la profondità dell'impianto di fitodepurazione. Ciò è particolarmente importante nel caso in cui l'area sia limitata (Blankenberg et al, 2008);
- La tessitura del suolo deve essere valutata prima della costruzione di una vasca FWS poiché l'infiltrazione può rappresentare una componente importante del bilancio idrico dei sistemi non impermeabilizzati e può causare elevate perdite idriche (Lavrnić et al, 2018; Lavrnić et al, 2020b);
- I sistemi di fitodepurazione dovrebbero essere progettati in modo tale da facilitare l'accumulo di acque, un processo che può aumentare la rimozione permanente del fosforo e prevenirne la risospensione (Lenhart et al, 2016);
- Il rapporto tra la superficie dell'impianto di fitodepurazione e quella del bacino di utenza è un parametro importante da prendere in considerazione durante la fase di progettazione al fine di consentire un tempo di ritenzione idraulica sufficientemente lungo da

permettere un efficiente trattamento delle acque di drenaggio. Tale rapporto dovrebbe essere almeno dell'1% o addirittura superiore nelle regioni a clima freddo (Tournebize et al, 2017);

- Dovrebbe essere evitata la presenza di zone morte e brevi percorsi idrici mediante un corretto posizionamento dei punti di ingresso ed uscita e dalla creazione di canali (Tournebize et al, 2017);
- Lo sviluppo della vegetazione dovrebbe essere favorito prima dell'entrata in esercizio dell'impianto in modo da gestire il livello idrico per stimolare l'attecchimento della vegetazione (Lenhart et al, 2016).

BIBLIOGRAFIA

Beutel M.W., Whritenour V. e Brouillard E. (2013). Fecal coliform removal in a lightly loaded surface-flow constructed treatment wetland polishing agricultural runoff. Water Science and Technology, 68(4), pp. 909-915.

Blankenberg A-G.B., Haarstad K. e Søvik, A.-K. (2008). Nitrogen retention in constructed wetland fiters treating diffuse agriculture pollution. Desalination, 226, pp. 114-120.

Borin M. e Tocchetto D. (2007). Five year water and nitrogen balance for a constructed surface flow wetland treating agricultural drainage waters. Science of the Total Environment, 380, pp. 38-47.

Braskerud B.C. (2002). Design considerations for increased sedimentation in small wetlands treating agricultural runoff. Water Science and Technology, 45, pp. 77-85.

Dal Ferro N., Ibrahim H.M.S. e Borin, M. (2018). Newly-established free water-surface constructed wetland to treat agricultural waters in the low-lying Venetian plain: Performance on nitrogen and phosphorus removal. Science of the Total Environment, 639, pp. 852-859.

Díaz F.J., O'Green A.T. e Dahlgren R.A. (2012). Agricultural pollutant removal by constructed wetlands: implications for water management and design. Agricultural Water Management, 104, pp. 171-183.

Dunne E.J., Culleton N., O'Donovan G., Harrington R. e Olsen A.E. (2005). An integrated constructed wetland to treat contaminants and nutrients from diary farmyard dirty water. Ecological Engineering, 24, pp. 221-234.

Groh T.A., Gentry L.E. e David M.B. (2015). Nitrogen removal and greenhouse gas emissions from constructed wetlands receiving tile drainage water. Journal of Environmental Quality, 44(3), pp. 1001-1010.

European Commission (1991). Council Directive Concerning the Protection of Waters Against Pollution Caused by Nitrates from Agricultural Sources (91/676/EEC).

Kadlec R.H. e Wallace S.D. (2009). Treatment Wetlands, 2nd ed. CRC Press: Boca Raton, FL, USA.

Kasak K., Kill K., Pärn J. e Mander, Ü. (2018). Efficiency of a newly established in-stream constructed wetland treating diffuse agricultural pollution. Ecological Engineering, 119, pp. 1-7.

Lenhart C., Gordon B., Gamble J., Current D., Ross N., Herring L., Nieber J. e Peterson H. (2016). Design and hydrologic performance of a tile drainage treatment wetland in Minnesota, USA. Water, 8, pp. 549.

Lavrnić S., Alagna V., Iovino M., Anconelli S., Solimando D. e Toscano A. (2020a) Hydrological and hydraulic behaviour of a surface flow constructedwetland treating agricultural drainage water in northern Italy. Science of the Total Environment, 702, 134795.

Lavrnić S., Braschi I., Anconelli S., Blasioli S., Solimando D., Mannini P. e Toscano A. (2018). Long-Term Monitoring of a Surface Flow Constructed Wetland Treating Agricultural Drainage Water in Northern Italy. Water, 10(5), pp. 644.

Lavrnić S., Nan X., Blasioli S., Braschi I., Anconelli S. e Toscano A. (2020b) Performance of a full scale constructed wetland as ecological practice for agricultural drainage water treatment in Northern Italy. Ecological Engineering, 154, 105927.

Li Y.Y., Wang S., Li Y., Kong F.L., Xi H.Y. e Liu Y.A. (2018). Corn straw as a solid Carbon Source for the treatment of agricultural drainage water in horizontal subsurface flow constructed wetlands. Water, 10, pp. 511.

Mahabali S. e Spanoghe P. (2014). Mitigation of two insecticides by wetland plants: feasibility study for the treatment of agricultural runoff in Suriname (South America). Water, Air, and Soil Pollution, 225, pp. 1771.

Mendes L.R.D., Tonderski K., Vangsø Iversen B. e Kjaergaard C. (2018). Phosphorus retention in surface-flow constructed wetlands targeting agricultural drainage water. Ecological Engineering, 120, pp. 94-103.

Scholz M., Harrington R., Carroll P. e Mustafa A. (2007). The integrated constructed wetlands (ICW) concept. Wetlands, 27, pp. 337-354.

Tolomio M., Dal Ferro N. e Borin M. (2019). Multi-Year N and P Removal of a 10-Year-Old Surface Flow Constructed Wetland Treating Agricultural Drainage Waters. Agronomy, 9(4), pp. 170.

Tournebize J., Chaumont C. e Mander Ü. (2017). Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. Ecological Engineering, 103, pp. 415-425.

Vymazal J. e Dvořáková Březinová T. (2018). Treatment of a small stream impacted by agricultural drainage in a semi-constructed wetland. Science of the Total Environment, 643, pp. 52-62.

2.3 Sistemi naturali di depurazione per il trattamento dei reflui zootecnici

Le acque reflue zootecniche (nel prosieguo indicate con l'acronimo "ARZ") sono caratterizzate da una miscela di feci e urina la cui composizione fisico-chimica è variabile in funzione del tipo di dieta, del sistema di stabulazione degli animali, della gestione delle acque di lavaggio degli impianti, nonché della durata e delle modalità di conservazione degli effluenti.

Le ARZ sono, orientativamente, composte da acqua (90-95%) e da materia organica fecale (5-10%). Quest'ultima è costituita da una frazione volatile e da una minerale (ceneri): i solidi volatili sono costituiti all'incirca dal 50% di carbonio, dal 5-10% di azoto e da concentrazioni variabili di ossigeno e idrogeno; le ceneri sono composte da quantità variabili di sodio, potassio, fosforo, zolfo, ferro, calcio, magnesio, ecc.

Una caratteristica fondamentale delle ARZ è la "palabilità", che esprime la suscettibilità del refluo ad essere trattato come materiale solido o fluido. La terminologia tecnica classifica le ARZ in "palabili", quando la componente solida è tale da consentire lo stoccaggio in cumuli, e "non palabili" o "pompabili", quando la componente liquida è prevalente ed è quindi necessario accumulare i liquami in apposite vasche di stoccaggio.

Nei regimi agro-zootecnici tradizionali, caratterizzati da un carico di bestiame di entità contenuta in rapporto alla superficie agraria utilizzata, i reflui zootecnici, generalmente rappresentati da letame, possono essere smaltiti in modo sostenibile in agricoltura; l'utilizzo agronomico sotto forma di fertilizzante, ad esempio, contribuisce alla conservazione della fertilità e delle caratteristiche fisico-chimiche del suolo agrario.

Nei regimi agro-zootecnici intensivi e, in particolare, negli allevamenti "senza terra", l'eccessivo carico di bestiame e la rilevante quantità di reflui prodotti supera la capacità ricettiva del suolo o quella auto depurativa delle

acque; le ARZ assumono, perciò, la connotazione di agente inquinante. L'azione inquinante, in particolare, è dovuta, all'elevato tenore in azoto e in sostanza organica biodegradabile. L'inquinamento delle acque superficiali da reflui zootecnici è causa di eutrofizzazione e riduzione di ossigeno disponibile. A ciò si aggiunge l'eventuale rischio igienico-sanitario associato al possibile incremento di microrganismi patogeni, qualora le acque siano destinate ad usi civili (es. potabili).

In relazione a tali problemi, è evidente che, a fronte dello sviluppo delle aziende zootecniche, la gestione delle ARZ, per loro caratteristiche intrinseche, si pone come un problema di rilevante difficoltà. Errori nella loro gestione e, più in generale, nello smaltimento dei reflui di origine zootecnica possono generare rilevanti danni a suoli ed acque, soprattutto in situazioni di elevata fragilità ambientale.

Alla luce degli effetti sull'ambiente, legati soprattutto all'errato smaltimento di questi reflui, è necessario procedere al loro trattamento per ridurre il più possibile gli impatti sugli ecosistemi. Esistono diverse tecniche di gestione sostenibile delle ARZ, capaci di neutralizzare o quanto meno ridurre drasticamente, i loro effetti ambientali avversi.

Le tipologie di trattamento disponibili per le ARZ possono essere distinti in:

- *trattamenti meccanici*, basati sulla separazione e rimozione di particelle solide di diverso diametro mediante elementi o forze meccaniche (ad esempio: grigliatura, sedimentazione);
- *trattamenti biologici*, nei quali gli inquinanti vengono rimossi dai microrganismi presenti nel liquame stesso, mediante processi di biodegradazione che mineralizzano la sostanza organica;
- *trattamenti chimici o chimico-fisici*, basati sulla rimozione degli inquinanti grazie a reazioni chimiche (es. ossidazione, neutralizzazione) oppure a fenomeni fisici (es. adsorbimento, flocculazione, strippaggio, ecc.).

In particolare, i trattamenti biologici agiscono su sostanze allo stato solubile, colloidale e finemente sospeso rimuovendo principalmente sostanza organica biodegradabile e azoto. Generalmente circa la metà dei composti organici viene gassificato a CO_2 mentre la restante metà dei composti organici diventa "fango".

I trattamenti biologici si distinguono in: i) impianti a biomasse sospese (fanghi attivi) nei quali i fiocchi batterici si muovono in una vasca aerata piena di liquami; ii) impianti a biomasse adese in cui i batteri crescono sulle superfici solide di dischi in movimento (biodischi), o su letti o filtri percolatori, costituiti da pietrisco o materiale plastico) e iii) digestori anaerobici, in cui i processi depurativi avvengono in assenza di luce ed ossigeno.

La *digestione anaerobica,* ad esempio, non riduce significativamente il contenuto di azoto nel refluo, ma semplicemente lo converte nello stato ammoniacale, facilmente assorbibile dalle piante. Con tale processo, inoltre, è possibile, nel contempo, produrre energia sotto forma di biometano.

Accanto ai trattamenti intensivi esistono dei trattamenti naturali o estensivi in ambiente idrico (a biomassa sospesa), diffusamente utilizzati per la depurazione di acque reflue, in località sufficientemente lontane dai centri abitati, ove siano disponibili ampie superfici di terreno a costi relativamente contenuti. Tra essi si annoverano: (i) il lagunaggio che consiste nell'accumulo delle acque reflue (dopo i trattamenti preliminari) in stagni in cui il liquame subisce una serie di processi di tipo naturale simili a quelli che si verificano nei corpi idrici a lento ricambio; (ii) la fitodepurazione, in grado di eseguire un efficiente trattamento depurativo in una vasca impermeabilizzata, che ospita un substrato composto da terreno agrario e ghiaia, o in vasche in cui liquame defluisce a superficie libera, in cui vengono messe a dimora specie vegetali.

La normativa ambientale vigente (tra cui il D.Lgs. 152/2006) consiglia l'adozione di tecnologie di trattamento naturale (fitodepurazione e

lagunaggio), laddove le caratteristiche ambientali e climatiche lo consentano. In particolare, la fitodepurazione può essere utilizzata ad integrazione dei sistemi anaerobici impiegati per il trattamento dei reflui zootecnici, consentendo una ulteriore rimozione di sostanza organica e composti dell'azoto.

La fitodepurazione con sistemi a flusso orizzontale sub superficiale (H-SSF - Horizontal Sub Surface Flow) costituisce la tipologia più diffusa per conseguire una rimozione spinta dell'azoto grazie a processi di nitrificazione/denitrificazione. Tuttavia, molti studi hanno dimostrato come questa tecnica mantenga elevati livelli di ossigeno nel rizoma delle piante, riducendo drasticamente i processi di nitrificazione completa (Vymazal et al, 2007; 2008).

I sistemi fitodepurativi più efficienti nella rimozione dell'azoto nelle ARZ sono quelli a flusso sub superficiale verticale (V-SSF), in cui viene favorita l'attivazione di processi di adsorbimento/accumulo, nitrificazione/denitrificazione, volatilizzazione e scambio ionico (USEPA, 2000). Tuttavia, per il trattamento dei reflui zootecnici, questo sistema manifesta il fabbisogno di un perfezionamento (Lee et al, 2004, Zhao et al, 2004). I livelli di efficienza di rimozione degli inquinanti per il sistema V-SSF sono di circa il 35% per la sostanza organica del 10% per l'azoto e del 44% per solidi sospesi totali (Sun et al, 2007). Studi condotti negli USA hanno evidenziato efficienze di rimozione di azoto e fosforo con sistemi V-SSF rispettivamente del 90 e del 95% (Tyson, 1996); altre ricerche mostrano un'efficienza vicina al 90% in sistemi di fitodepurazione che trattano reflui la cui componente organica sia stata rimossa mediate pretrattamento in condizioni anaerobiche (Cronk, 1996).

Esistono, infine, i sistemi a flusso superficiale o libero (FWS) in cui l'acqua da depurare scorre orizzontalmente in bacini piantumati con varie specie vegetali acquatiche.

Una delle applicazioni di maggiore interesse nella fitodepurazione di ARZ potrebbe essere il trattamento delle acque di scarico delle attività suinicole. Come accennato in precedenza, tali acque sono generalmente caratterizzate da un elevato contenuto di solidi totali (12-43 g/L) e volatili (8-24 g/L), di sostanza organica (COD tra 16 e 56 g/L, BOD_5 tra 3 e 26 g/L) e di nutrienti (azoto totale 1,5-5 g/L, ammoniaca 1-4 g/L, fosforo totale 0,5-1 g/L), nonché da una significativa conducibilità elettrica (8-20 mS/cm) (Plaza de Los Reyes et al, 2014). Tali reflui possono contenere anche elevati livelli di *E. coli*, protozoi parassiti, come *Cyrptosporidium* e *Giardia*, e virus. Nonostante la grande variabilità nella composizione di questo tipo di refluo, una caratteristica comune è l'elevata presenza di azoto, motivo per il quale la sua utilizzazione agronomica è sottoposta ai vincoli definiti dalla "Direttiva Nitrati".

Il sistema di fitodepurazione più comunemente usato per trattare le ARZ di origine suina è del tipo FWS (Hunt and Poach, 2001), ma si registrano anche efficaci esperienze depurative con sistemi SSF (Kantawanichkul et al, 1999 e 2001; Lee et al, 2004; Sezerino et al, 2003). Gonzales et al (2009) hanno valutato l'efficienza depurativa di sistemi H-SSF per il trattamento di ARZ suine, suggerendo un tempo di ritenzione dei reflui di almeno 3 giorni per la rimozione di un'ampia varietà di contaminanti (COD, BOD_5, TN, NH_4, NO_3 e microorganismi).

Le specie vegetali più comunemente utilizzate nella fitodepurazione appartengono ai generi di macrofite igrofile e acquatiche *Schoenoplectus* e *Typha* (Vidal et al, 2018). In particolare, la *Typha latifolia,* in molti studi, risulta la specie vegetale più adatta per la fitodepurazione delle ARZ suinicole. Tuttavia, i risultati dello studio di Gonzales et al. (2009) condotto in Messico suggeriscono che ad influire maggiormente sull'efficienza di rimozione degli inquinanti è, in generale, la densità della vegetazione piuttosto che la tipologia di specie utilizzata (comunque riferibile a quelle tipiche degli ambienti umidi e palustri).

Viste le elevate concentrazioni di azoto nelle ARZ suine, particolare attenzione va prestata all'efficienza di rimozione di questo elemento attraverso l'impianto di fitodepurazione.

Hunt et al (2002) evidenziano come la fitodepurazione consenta di rimuovere tra il 70 ed il 95% di azoto (con concentrazioni tra 3,0 e 36,0 kg TN ha^{-1} d^{-1}). Nello stesso lavoro gli autori riportano che i processi di nitrificazione/denitrificazione sono responsabili della maggior parte della rimozione di azoto nella fitodepurazione (circa il 50%). Chen et al (2002) riportano una efficienza di rimozione dell'azoto per le ARZ effluenti da un trattamento anaerobico del 78% con un tempo di ritenzione di 7 giorni. Plaza de Los Reyes et al. (2014) hanno osservato come l'efficienza di rimozione dell'azoto dipenda principalmente dalla sua concentrazione nel refluo, dalla quantità di ossigeno disciolto disponibile, nonché dalla stagionalità; hanno inoltre dimostrato come la disponibilità di elevati livelli di ossigeno disciolto nell'ARZ ostacoli i processi di nitrificazione/denitrificazione. La modalità principale di rimozione dell'azoto appare associata alla volatilizzazione dello ione ammonio (NH_4^+) a temperature superiori a 18 °C, ma è significativa anche la rimozione attraverso l'assorbimento da parte delle piante (intorno al 10%).

La fitodepurazione di ARZ suine determina anche l'abbattimento della carica microbica. La notevole riduzione di *E. coli* tra influente ed effluente è probabilmente dovuto alla rimozione dei diversi nutrienti nelle diverse sezioni della zona umida. La fitodepurazione può essere, dunque, una valida tecnica per abbattere le concentrazioni microbiche nelle ARZ. L'immissione nei corpi idrici di ARZ esenti da carica batterica diminuisce il rischio di trasferimento di patogeni da tali corpi verso aree irrigue o alle fonti di acqua potabile.

Sulla base di quanto descritto, un impianto di fitodepurazione delle ARZ, se adeguatamente progettato e costruito, può efficacemente ridurre o eliminare il carico di inquinanti sversati nei corsi d'acqua. La fitodepurazione, pertanto, si propone come una tecnica di gestione dei reflui relativamente

economica e facile da realizzare e queste qualità dovrebbero contribuire a promuovere tale tecnica nell'ambito delle Best Management Practices. La fitodepurazione, tuttavia, dovrebbe costituire una delle componenti di un sistema aziendale integrato di gestione delle acque reflue che dovrebbe includere impianti di pretrattamento e adeguati sistemi di accumulo temporaneo dei liquami.

Tuttavia, la disponibilità di superfici sufficienti alla realizzazione delle vasche di fitodepurazione è una limitazione all'impiego massiccio di questa tecnica. Il tempo di avvio post-costruzione costituisce una ulteriore limitazione, onde consentire l'adattamento delle piante e della massa microbica dell'impianto, affinché la velocità di rimozione degli inquinanti raggiunga livelli accettabili e le piante e le comunità microbiche possano creare un loro equilibrio ecologico.

BIBLIOGRAFIA

Chen S., Kao C., Jou C., Fu Y. e Chang Y. (2008). Use of a constructed wetland for post-treatment of swine wastewater. Environmental Engineering Science, 25(3), pp. 407-418.

Cronk J. K. (1996). Constructed wetlands to treat wastewater from dairy and swine operations: a review. Agriculture, ecosystems & environment, 58(2-3), pp. 97-114.

De Los Reyes C.P., Pozo G. e Vidal G. (2014). Nitrogen behavior in a free water surface constructed wetland used as post-treatment for anaerobically treated swine wastewater effluent. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 49(2), pp. 218-227.

González F.T., Vallejos G.G., Silveira J.H., Franco C.Q., García J. e Puigagut J. (2009). Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: Influence of plant species and contact time. Water SA, 35(3), pp. 335-342.

Hunt P.G. e Poach M.E. (2001). State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. Water Science and Technology, 44(11-12), pp. 19-25.

Hunt P., Szogi A., Humenik F., Rice J., Matheny T. e Stone K. (2002). Constructed wetlands for treatment of swine wastewater from an anaerobic lagoon. Transactions of the ASAE, 45(3), pp. 639-647.

Kantawanichkul S. e Pilaila S. (1999). Wastewater treatment by tropical plants in vertical-flow constructed wetlands. Water Science and Technology 40(3), pp. 173-177.

Kantawanichkul S., Neamkam P. e Shutes R.B.E. (2001). Nitrogen removal in a combined system: vertical vegetated bed over horizontal flow sand bed. Water Science and Technology, 44, pp. 137-142.

Lee C.Y., Lee C.C., Lee F.Y., Tseng S.K. e Liao C.J. (2004). Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. Bioresource Technology, 92(2), pp. 173-179.

Sezerino P.H. e Reginatto V. (2003). Nutrient removal from piggery effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brazil. Water Science and Technology, 48(2), pp. 129-135

Sun G., Zhao Y.Q. e Allen S.J. (2007). An alternative arrangement of gravel media in tidal flow reed beds treating pig farm wastewater. Water Air Soil Pollution, 182(1-4), pp. 13-19.

Tyson T.W. (1996). Planning and managing lagoons for swine waste treatment. Alabama Cooperative Extension System, ANR-9731992.

U.S. EPA. (2000) Wastewater Technology Fact Sheet: Free Water Surface Wetlands. U.S. Environmental Protection Agency: Office of Water, Washington, D.C., EPA 832-F-00-024.

Vidal G., de Los Reyes C.P., Sáez O. e Stefanakis A.I. (2018). The performance of constructed wetlands for treating swine wastewater under different operating conditions. Constructed wetlands for industrial wastewater treatment, pp. 203-221.

Vymazal J. and Kröpfelová L. (2008). Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. Dordrecht: Springer Science & Business Media.

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

Zhao Y.Q., Sun G., Allen S.J. (2004). Anti-sized reed bed system for animal wastewater treatment: a comparative study. Water Research, 38(12), pp. 2907-2917.

2.4 Sistemi di ritenzione naturale delle acque meteoriche

L'aumento delle superfici impermeabilizzate dovuto all'espansione delle aree urbane comporta effetti negativi sul regime idrico che si manifestano con un aumento delle portate e dei volumi di piena rispetto alla condizione naturale (Jennings e Jarnagin, 2002). Il sovraccarico delle reti di drenaggio urbano che ne consegue è spesso all'origine di allagamenti con ingenti danni e, purtroppo, perdita di vite umane (Sofia et al, 2017). La consapevolezza di questi problemi ha portato a rivedere l'impostazione dei progetti di raccolta, convogliamento e smaltimento delle acque meteoriche secondo i principi del cosiddetto drenaggio urbano sostenibile che prevede l'utilizzo di differenti soluzioni progettuali, possibilmente con vegetazione, in grado di ripristinare il ciclo naturale dell'acqua (Deletic e Fletcher, 2006; Dietz, 2007; Woods-Ballard et al, 2007; Davis et al, 2009; Fletcher et al, 2015).

Anche la Commissione Europea, ai fini della salvaguardia delle risorse idriche, suggerisce l'uso delle Natural Water Retention Measures (NWRMs) ovvero misure di mitigazione atte a favorire la ritenzione naturale delle acque meteoriche (Burek et al, 2012). Lo scopo principale è ridurre l'impatto dello sviluppo urbano gestendo i deflussi di pioggia laddove si originano e promuovendo infiltrazione ed evapotraspirazione (Shafique e Kim, 2015; Dietz, 2007). Tra le misure di controllo delle acque piovane, i giardini pluviali ed i tetti verdi rappresentano interessanti soluzioni verdi in grado di intercettare e gestire i deflussi, combinando obiettivi estetici con benefici funzionali atti a contribuire allo sviluppo di un paesaggio più sostenibile (Roy-Poirier et al, 2010).

2.4.1 Giardini pluviali e invasi di bioritenzione

I giardini pluviali (rain garden) sono piccoli bacini di ritenzione con valenza ornamentale che consentono di accumulare e infiltrare nel terreno i deflussi

di pioggia, favorendo la percolazione verso la falda e la filtrazione delle sostanze inquinanti. Il deflusso delle acque piovane proveniente da superfici impermeabili, come tetti, marciapiedi, strade e parcheggi, viene convogliato e filtrato attraverso un substrato creato artificialmente mescolando sabbia, compost e terreno nativo. In caso di presenza di strati impermeabili o falda superficiale, si può prevedere la presenza di tubi drenanti verso il sistema fognario.

L'efficacia dei rain garden nel ridurre i deflussi di pioggia è stata investigata in differenti condizioni ambientali e può arrivare a valori prossimi al 100% (Dietz e Clausen, 2005; Basdeki et al, 2016; Tang et al, 2016; Ishimatsu et al, 2017; Bortolini e Zanin, 2018; Li et al, 2019).

La progettazione di un giardino pluviale segue regole che garantiscano un risultato di funzionamento efficiente e che assicurino una buona integrazione con il paesaggio. In particolare, si prediligono le zone soleggiate e l'ubicazione in zone depresse con una pendenza preferenziale nella direzione del bacino. In genere si consiglia di non posizionarlo a meno di 3 metri dagli edifici per non causare problemi alle fondamenta.

La profondità massima della depressione varia tra gli 8 ed i 20 cm circa (Bannerman e Considine, 2003). Naturalmente, a profondità maggiori della depressione corrisponde anche una maggior capacità di invaso e quindi una migliore gestione dei deflussi di pioggia, però si possono più facilmente creare condizioni di sofferenza per le piante.

Per calcolare le dimensioni effettive del rain garden si utilizza un coefficiente che considera il tipo di suolo presente e la profondità della depressione scelta. Questo coefficiente, che varia tra 0,10 e 0,20, deve essere moltiplicato per la superficie drenante (es. superficie del tetto oppure parte della strada da cui provengono le acque di deflusso) (Bortolini e Zanin, 2018).

La realizzazione prevede lo scavo di una buca della profondità di 40-100 cm che viene riempita con il substrato di coltivazione. Una miscela di suolo

consigliata è composta dal 40-60% di sabbia, il 20-30% di terreno derivato dallo scavo e 20-30% di materiale organico, preferibilmente compost vegetale che fornisce gli elementi nutritivi alle piante e migliora la struttura del suolo.

Intorno al rain garden può essere opportuno costruire una berma che ha lo scopo di impedire l'entrata di sedimenti dalle zone adiacenti e contenere maggiori volumi di acqua di deflusso.

La selezione delle piante va fatta scegliendo, preferibilmente, specie autoctone, essendo adatte a vivere nelle condizioni locali per clima, suolo ed ecosistema, ma anche piante ornamentali non autoctone adatte alle particolari condizioni del giardino pluviale. Tutte le piante devono essere resistenti a condizioni di stress idrico e a brevi periodi di sommersione a seconda della zona in cui vengono collocate. Infatti, data la forma concava, la zona centrale è più soggetta a sommersione e resta più a lungo bagnata dopo un evento piovoso; per questa zona sono adatte specie che tollerano il ristagno prolungato, o tendenzialmente specie igrofile, che amano l'umidità del terreno. Spostandosi verso i bordi, più alti e tendenzialmente più asciutti, le specie adatte sono tendenzialmente da mesofile a xerofite che meglio tollerano la limitata presenza di acqua.

Quando si scelgono le piante è importante considerare l'altezza di ogni pianta, il periodo di fioritura, il colore e la sua struttura complessiva. È bene utilizzare piante che fioriscono in tempi diversi per creare un lungo periodo di interesse, mescolare le altezze, le forme e le varie tessiture fogliari per dare profondità e forma al giardino.

La manutenzione di un rain garden va fatta periodicamente iniziando con un diserbo per i primi due anni e la rimozione a mano delle infestanti. Dal terzo anno in poi le piante, ormai mature, inizieranno ad entrare in competizione con le malerbe mentre l'utilizzo di uno strato pacciamante può migliorarne il controllo, oltre a ridurre le perdite per evapotraspirazione. Dopo ogni stagione di crescita possono essere lasciate teste, gambi e semi delle piante

per fornire del cibo alla fauna selvatica. In primavera si può effettuare una potatura rimuovendo il materiale tagliato (sarebbe bene utilizzarlo per produrre compost). L'impiego di compost rende superfluo il ricorso a concimazioni.

Meno diffusi e utilizzati sono gli invasi di bioritenzione (bioretention pond). Si tratta di laghetti progettati per invasare deflussi di pioggia che mantengono sempre acqua al loro interno in virtù di una impermeabilizzazione ottenuta stendendo un telo in materiale plastico (EPDM o PVC) oppure argilla compattata. È consigliata la presenza di vegetazione con funzione di fitodepurazione che può essere sistemata sulle sponde, anche creando dei gradoni, oppure fatta galleggiare utilizzando appositi elementi flottanti, mentre nel fondo la presenza di piante ossigenanti mantiene più in equilibrio il sistema. Particolarmente interessante in ambito urbano è l'uso dei sistemi flottanti di trattamento o floating treatment wetland (FTW) systems di cui ne è stata dimostrata l'efficacia nel migliorare la qualità dell'acqua invasata (Ge et al, 2016). La presenza di piante ornamentali ne accresce la possibilità di inserimento in aree residenziali e commerciali al fine di intercettare e trattenere il deflusso delle acque piovane provenienti dalle superfici impermeabilizzate, controllando e riducendo dei picchi di piena nelle reti di drenaggio, trattando le eventuali sostanze inquinanti presenti (derivanti soprattutto dal traffico veicolare) e offrendo anche la possibilità di fornire una riserva idrica per una irrigazione di soccorso sostenibile di aiuole e altre aree verdi durante i periodi di siccità (Zanin et al, 2018).

2.4.2 Tetti verdi

Tra le infrastrutture verdi per la gestione dei deflussi di pioggia, i tetti verdi rappresentano i nodi iniziali della rete. Dal punto di vista idrologico assolvono la funzione di accumulare la pioggia riducendo il volume di

deflusso e restituendo parte della precipitazione nell'atmosfera sotto forma di evapotraspirazione.

Sorvolando sugli altri benefici che un tetto verde può offrire (isolamento termico dell'edificio, rimozione di inquinanti atmosferici, valore estetico, fruibilità, funzione ecologica) e concentrandoci sugli aspetti idrologici, due sono i processi attraverso i quali si attua la regolazione dei deflussi meteorici: la ritenzione, che rappresenta l'afflusso meteorico immagazzinato nel sistema substrato-vegetazione che viene restituito all'atmosfera per evapotraspirazione, e la detenzione, ossia il volume temporaneamente immagazzinato nel sistema durante la precipitazione che viene successivamente restituito sotto forma di deflusso (De-Ville et al, 2018). Dalla ritenzione dipende il volume di deflusso mentre la detenzione influisce sul picco di deflusso e sul ritardo fra ietogramma e idrogramma di piena. L'effetto di regolazione dipende dallo spessore del substrato, dal suo contenuto idrico iniziale, dalle caratteristiche di intensità e distribuzione temporale della precipitazione e dalle specie impiegate (Li e Babcock, 2013; Stovin et al, 2015). La notevole disuniformità delle condizioni ambientali rende difficile il confronto fra i risultati ottenuti nella vasta letteratura scientifica sull'argomento. Un'analisi bibliografica effettuata da Berndtsson (2010) riporta valori medi di ritenzione compresi fra 45 e 78% del volume di pioggia misurata nel periodo di osservazione mentre la maggior parte degli studi concorda nel ritenere che precipitazioni di modesta entità (<10 mm) possano essere interamente trattenute dal tetto verde. Il confronto con coperture convenzionali ha evidenziato un'attenuazione e un ritardo del picco di deflusso tanto maggiore quanto minore è l'intensità della precipitazione (Stovin et al, 2015).

Una copertura a verde è un sistema multistrato che ricopre un edificio costituendo un unico sistema sia dal punto di vista funzionale che da quello progettuale. Costruttivamente, è composto da elemento di tenuta idrica, strato protettivo anti-radici, strato di accumulo e drenaggio, substrato di coltivazione e vegetazione. A seconda del livello di manutenzione richiesto

e/o dello spessore del substrato di coltivazione, che implicitamente riguarda anche il peso totale che grava sulla struttura portante, viene distinto in verde pensile estensivo o intensivo (Berndtsson, 2010). Nel primo caso, la valenza del verde pensile è prettamente mitigatoria e compensatoria a livello ambientale essendone esclusa la fruizione. Gli spessori sono compresi fra 8 e 15 cm, i pesi tra 80 e 120 kg m^{-2} a saturazione, gli interventi di manutenzione limitati a non più di due nel corso dell'anno. Le specie più comunemente utilizzate sono i sedum, il prato naturale e le erbacee perenni, caratterizzate da contenuto sviluppo in altezza, veloce radicamento e crescita, resistenza alla siccità e al gelo, buona autorigenerazione e autopropagazione. Le irrigazioni dovrebbero sempre essere limitate ad interventi di soccorso nella sola stagione estiva.

La fruibilità è la principale caratteristica del verde pensile intensivo che può essere pertanto assimilato ad un vero e proprio giardino pensile di elevato valore architettonico, ambientale ed economico. Lo spessore del substrato per la vegetazione tipicamente supera 15 cm e può raggiungere i 40 - 50 cm. Il peso è superiore ai 200 kg m^{-2} potendo raggiungere valori anche notevolmente elevati in funzione del tipo di vegetazione e degli elementi di arredo. Necessita di frequenti interventi di manutenzione quali sfalci, diserbi, concimazioni e regolari irrigazioni.

BIBLIOGRAFIA

Bannerman R.T. e Considine E. (2003). Rain Gardens: A how-to manual for homeowners. Wisconsin Department of Natural Resources (USA).

Basdeki A., Katsifarakis L. e Katsifarakis K.L. (2016). Rain Gardens as Integral Parts of Urban Sewage Systems-a Case Study in Thessaloniki, Greece. Procedia Engineering, 162, pp. 426-432.

Berndtsson C.J. (2010). Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. Ecological Engineering 36(4), pp. 351-360.

Bortolini L. e Zanin G. (2018). Hydrological behaviour of rain gardens and plant suitability: a study in the Veneto plain (north-eastern Italy) conditions. Urban For. Urban Forestry & Urban Greening, 34, pp. 121-133.

Burek P., Mubareka S., Rojas R., De Roo A., Bianchi A., Baranzelli C., Lavalle C. e Vandecasteele I. (2012). Evaluation of the effectiveness of Natural Water Retention Measures. JRC Scientific and Policy Reports, European Union.

Davis A.P., Hunt W.F., Traver R.G., Clar M. (2009). Bioretention technology: Overview of current practice and future needs. Journal of Environmental Engineering, 135(3), pp. 109-117.

Deletic A. e Fletcher T. (2006). Water Sensitive Urban Design. Australian Journal of Water Resources, 10(3).

De-Ville S., Menon M. e Stovin, V. (2018). Temporal variations in the potential hydrological performance of extensive green roof systems. Journal of Hydrology, 558, pp. 564-578.

Dietz M. E. (2007). Low impact development practices: A review of current research and recommendations for future directions. Water Air Soil Pollution, 186(1-4), pp. 351-363.

Dietz M.E. e Clausen J.C. (2005). A field evaluation of rain garden flow and pollutant treatment. Water Air Soil Pollution, 167, pp. 123-138.

Fletcher T.D., Shuster W., Hunt W.F., Ashley R., Butler D., Arthur S., Trowsdale S., Barraud S., Semadeni-Davies A., Bertrand-Krajewski J., Mikkelsen P.S., Rivard G., Uhl M., Dagenais D. e Viklander M. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more–The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. Urban Water Journal, 12(7), pp. 525-542.

Ge Z., Feng C., Wang X. e Zhang J. (2016). Seasonal applicability of three vegetation constructed floating treatment wetlands for nutrient removal and harvesting strategy in urban stormwater retention ponds. International Biodeterioration & Biodegradation, 112, pp. 80-87.

Ishimatsu K., Ito K., Mitani Y., Tanaka Y., Sugahara T. e Naka, Y. (2017). Use of rain gardens for stormwater management in urban design and planning. Landscape and Ecological Engineering, 13(1), pp. 205-212.

Jennings D.B. e Jarnagin S.T. (2002). Changes in anthropogenic impervious surfaces, precipitation and daily streamflow discharge: a historical perspective in a mid-Atlantic subwatershed. Landscape Ecology, 17, pp. 471–489.

Li C., Peng C., Chiang P.-C., Cai Y., Wang X. e Yang Z. (2019). Mechanisms and applications of green infrastructure practices for stormwater control: A review. Journal of Hydrology, 568, pp. 626-637.

Li Y. e Babcock R.W. Jr (2013). Green roof hydrologic performance and modeling: a review. Water Science and Technology, 69(4), pp. 727-738.

Roy-Poirier A., Champagne P. e Filion Y. (2010). Review of bioretention system research and design: past, present, and future. Journal of Environmental Engineering, 136, pp. 878-889.

Shafique M. e Kim R. (2015). Low impact development practices: a review of current research and recommendations for future directions. Ecological Chemistry and Engineering S., 22(4), pp. 543-563.

Sofia G., Roder G., Dalla Fontana G. e Tarolli P. (2017). Flood dynamics in urbanised landscapes: 100 years of climate and humans' interaction. Scientific Reports, 7, 40527.

Stovin V., Poë S., De-Ville S., Berretta C. (2015). The influence of substrate and vegetation configuration on green roof hydrological performance. Ecological Engineering, 85, pp. 159-172.

Tang S., Luo W., Jia Z., Liu W., Li S. e Wu Y. (2016). Evaluating retention capacity of infiltration rain gardens and their potential effect on urban stormwater management in the Sub-humid Loess Region of China. Water Resource Management, 30, pp. 983-1000.

Woods Ballard B., Kellagher R., Martin P., Jefferies C., Bray R., Shaffer P. (2007). CIRIA C697. The SuDS Manual. CIRIA, London.

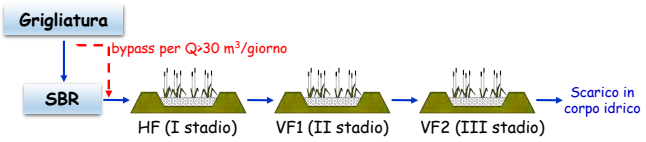
Zanin G., Bortolini L. e Borin M. (2018). Assessing Stormwater Nutrient and Heavy Metal Plant Uptake in an Experimental Bioretention Pond. Land, 7, 150.

3. SCHEDE TECNICHE DEI CASI STUDIO GREEN4WATER

3.1 Fitodepurazione per il trattamento delle acque reflue civili

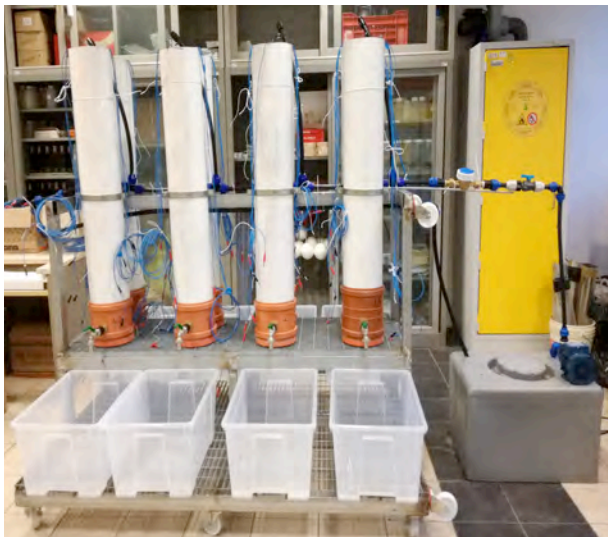
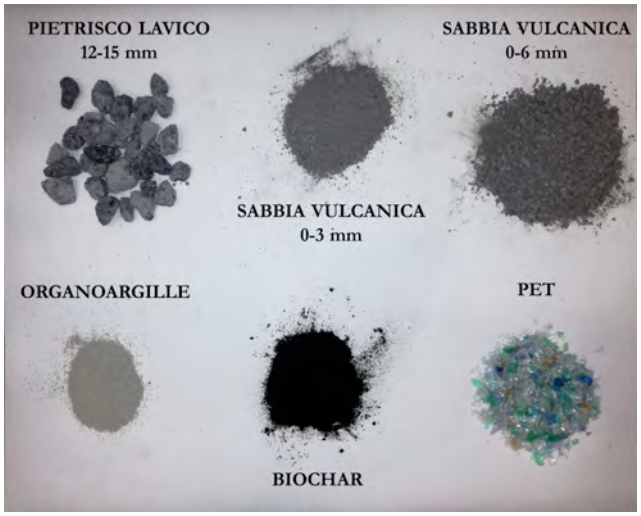
Fitodepurazione a flusso sub-superficiale	
Foto	
Descrizione	<u>*Ubicazione*</u>*:* Catania <u>*Scala*</u>*:* reale <u>*Descrizione*</u>: l'impianto di fitodepurazione a servizio dell'IKEA Store di Catania è costituito da un primo letto a flusso sub-superficiale orizzontale (denominato HF) e da due letti di fitodepurazione a flusso sub-superficiale verticale, operanti in serie, denominati VF1 e VF2. Tale impianto è stato dimensionato per trattare un volume di circa 40-45 m^3 $giorno^{-1}$, con portate di

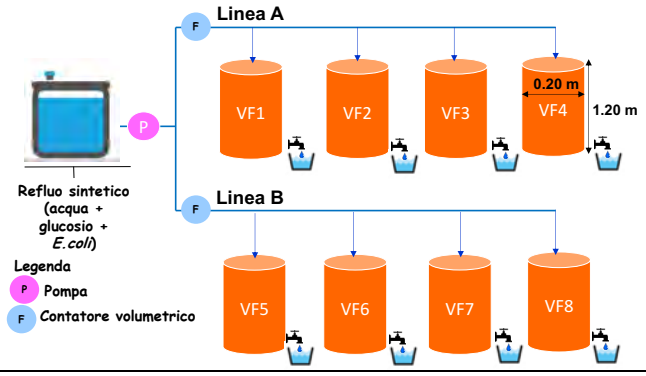
	punta fino a 10 m^3 h^{-1}. In particolare, il sistema è stato progettato per trattare una portata di circa 30 m^3 $giorno^{-1}$, provenienti da un sistema SBR, e circa 15 m^3 $giorno^{-1}$ prelevati a monte del sistema SBR (dopo la rimozione dei solidi grossolani con coclea). Le acque in uscita dal sistema di depurazione SBR sono immesse in un serbatoio di circa 15 m^3 dal quale, per mezzo di una pompa, vengono convogliate al sistema di fitodepurazione. Durante gli orari di punta dei giorni festivi e prefestivi è possibile bypassare una parte dei volumi delle acque reflue (overflow) prodotte dall'IKEA Store, tramite una pompa che preleva le acque reflue a valle di una coclea e che le immette in pressione nella linea di adduzione dei reflui dall'impianto SBR al primo stadio dell'impianto di fitodepurazione (HF). Il letto HF è alimentato in continuo in relazione ai volumi che sono scaricati dal sistema SBR (3/4 volte al giorno) ovvero prelevati direttamente dalla vasca che intercetta i volumi di acque reflue prodotti nei giorni e negli orari di punta. I reflui trattati da HF vengono raccolti in un serbatoio interrato (capacità di circa 10 m^3) e da qui inviate con una pompa sommersa, di modesta prevalenza, al letto VF1. Le acque trattate da VF1 vengono raccolte in un analogo serbatoio e da qui convogliate in pressione a VF2. Le acque reflue in uscita dal letto VF2 sono addotte ad un serbatoio interrato e da qui inviate allo scarico su corpo idrico superficiale. In alternativa è possibile, tramite una la pompa, anche il ricircolo delle acque reflue depurate a monte del letto HF.
Tipologia reflui	Acque reflue civili
Stadio del trattamento	Primario/secondario/terziario

Schema	
Efficienze rilevate	COD: 63 (%) BOD: 60 (%) SST: 68 (%) TN: 65 (%) NO_3-N: 67 (%) NH_4-N: 78 (%) TP: 36 (%) *E. coli*: 3,9 unità log
Costi di costruzione	350 €/AE
Progettazione	<u>HF</u> Superficie: 400 m^2 (12 m x 34 m); Profondità: 0,70 m; Substrato: pietrisco lavico di granulometria pari a 10 – 15 mm ad eccezione delle sezioni di ingresso e di uscita costituite da pietrame lavico con dimensioni di 80-100 mm; Vegetazione: *Phragmites australis* e, nella sezione terminale, *Iris pseudacorus* <u>VF1 e VF2</u> Superficie: 530 m^2 (24 m x 24 m) ciascuno; Profondità: 0,90 m; Substrato (dall'alto verso il basso): ghiaia vulcanica 0-5 mm (0,05 m); sabbia vulcanica (0,10 m); ghiaia 5-10 mm (0,45 m); pietrisco lavico 25-40 mm (0,30 m); Vegetazione: *Canna indica* (VF1 e VF2), *Cyperus papyrus* (VF1), *Iris pseudacorus* (VF2) e *Typha latifolia* (VF2).

Esercizio e manutenzione	Il primo stadio di trattamento, qualora riceva reflui con elevate concentrazioni di SST, può essere soggetto a fenomeni di intasamento del medium di riempimento. Un eccessivo accumulo di fanghi nella sezione di ingresso di HF può essere ridotto eseguendo un allagamento del letto filtrante con conseguente risalita dei fanghi in superficie e successiva rimozione degli stessi in seguito alla loro solidificazione. Inoltre, al fine di verificare prontamente i possibili fenomeni di occlusione della tubazione di distribuzione dei reflui ed agevolare le operazioni di manutenzione della stessa, è opportuno che quest'ultima venga posizionata sulla superficie del substrato di riempimento. Per integrare le efficienze di rimozione dei nitrati è necessario favorire il processo di denitrificazione mantenendo l'ultimo stadio di trattamento VF in condizioni parzialmente sature o, in alternativa, eseguendo un parziale ricircolo dei reflui trattati in testa all'impianto HF.
Pubblicazioni	- Marzo A., Ventura D., Cirelli G.L., Aiello R., Vanella D., Rapisarda R., Barbagallo S. e Consoli S. (2018). Hydraulic reliability of a horizontal wetland for wastewater treatment in Sicily. Science of the Total Environment, 636, pp. 94-106. - Toscano A., Marzo A., Milani M., Cirelli G.L. e Barbagallo S. (2015). Comparison of removal efficiencies in Mediterranean pilot constructed wetlands vegetated with different plant species. Ecological Engineering, 75, pp. 155-160; - Langergraber G., Dotro G., Nivala J., Rizzo A. e Stein O.R. (2019). Wetland Technology: Practical Information on the Design and Application of Treatment Wetlands. IWA Publishing, London.

3.2 Fitodepurazione per il trattamento di reflui artificiali

Fitodepurazione a flusso sub-superficiale verticale	
Foto	 

Descrizione	*Ubicazione:* Di3A – Università degli Studi di Catania *Scala:* laboratorio *Descrizione*: L'impianto è costituito da 8 colonne filtranti, realizzate per mezzo di tubi in PVC (diametro 200 mm), colmate, per un'altezza di circa 100 cm, con materiali di diversa natura. Le colonne sono state alimentate in discontinuo (6 cicli giorno^{-1}, con un ciclo ogni 4 ore) con refluo sintetico accumulato all'interno di un serbatoio in PE. Il refluo sintetico è stato preparato utilizzando acqua potabile addizionata con glucosio ed inoculata con una coltura di *Escherichia coli* fino ad una concentrazione di circa 10^7 UFC 100 mL^{-1}. La distribuzione del refluo su ciascuna superficie filtrante è stata eseguita per mezzo di due gocciolatori autocompensanti (portata nominale di 2 L h^{-1}). Il volume complessivo dei reflui distribuiti è stato rilevato per mezzo di un contatore volumetrico. L'attività sperimentale ha previsto una prima fase di sperimentazione in laboratorio (colonne prive di vegetazione) alla quale è seguita una seconda fase all'aperto, nella quale sono poste a dimora, sulle superfici filtranti delle colonne, piante di *Phragmites australis*.
Tipologia reflui	Refluo artificiale
Stadio del trattamento	Secondario/Terziario
Schema	

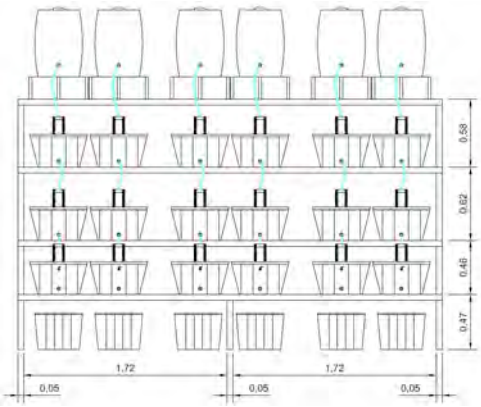
Efficienze rilevate	*COD:* VF1 – VF5: 91,8 (%) VF2 – VF6: 92,4 (%) VF3 – VF7: 92,0 (%) VF4 – VF8: 89,7 (%) *Escherichia coli*: VF1 – VF5: 7,2 unità log VF2 – VF6: 6,6 unità log VF3 – VF7: 7,0 unità log VF4 – VF8: 8,6 unità log
Costi di costruzione	250 – 300 €/AE
Progettazione	Superficie: 350 cm^2; Profondità: 100 cm; Vegetazione: *Phragmites australis* Substrato (dal basso verso l'alto): – VF1 e VF5: 1. pietrisco lavico 12-15 mm (altezza 10 cm); 2. sabbia lavica 0-6 mm (altezza 50 cm); 3. sabbia lavica 0-3 mm (altezza 40 cm). – VF2 e VF6: 1. pietrisco lavico 12-15 mm (altezza 10 cm); 2. sabbia lavica 0-6 mm (altezza 30 cm); 3. organoargille (altezza 30 cm); 4. sabbia lavica 0-3 mm (altezza 30 cm). – VF3 e VF7: 1. pietrisco lavico 12-15 mm (altezza 10 cm); 2. sabbia lavica 0-6 mm (altezza 30 cm); 3. PET (altezza 30 cm); 4. sabbia lavica 0-3 mm (altezza 30 cm). – VF4 e VF8: 1. pietrisco lavico 12-15 mm (altezza 10 cm); 2. sabbia lavica 0-6 mm (altezza 30 cm); 3. biochar (altezza 30 cm); 4. sabbia lavica 0-3 mm (altezza 30 cm).

Esercizio e manutenzione	Il sistema testato è soggetto, a causa delle ridotte granulometrie dei substrati di riempimento, a fenomeni di intasamento del letto filtrante. Tali fenomeni possono essere limitati alimentando il letto con acque reflue che presentino ridotte concentrazioni di SST rimossi attraverso trattamenti primari/secondari ubicati a monte dell'impianto di fitodepurazione. La messa a dimora di essenze vegetali caratterizzate da un esteso apparato radicale, come la *Phragmites australis*, è in grado di ridurre i fenomeni di intasamento dei medium di riempimento.
Pubblicazioni	- Milani M., Cirelli G.L., Caggia C., Randazzo C., Rapisarda R., Vanella D., Ventura D. Potenzialità applicative di substrati innovativi in impianti di fitodepurazione. Atti ECOMONDO, Rimini (Italia), 6-9 novembre 2018. - Tre tesi sperimentali dei corsi di laurea magistrale presso il Di3A dell'Università degli Studi di Catania.

3.3 Fitodepurazione salvaspazio a cascata per il trattamento delle acque grigie

Fitodepurazione salvaspazio a cascata	
Foto	

Descrizione	*Ubicazione:* campus Agripolis (Legnaro) – Università degli Studi di Padova *Scala:* pilota *Descrizione:* L'impianto è stato progettato in modo tale da poter sfruttare verticalmente le pareti degli edifici su cui può essere sviluppato il sistema. L'idea progettuale prevede la realizzazione di una struttura leggera e modulabile, che si può facilmente adattare alle dimensioni dell'edificio che la supporta, composta di vasche di fitodepurazione impermeabili e adatte ad ospitare macrofite acquatiche. L'impianto garantisce un movimento dell'acqua verticale, per caduta, su livelli successivi, tale da favorire l'ossigenazione del refluo. Le specie vegetali utilizzate sono macrofite acquatiche, scelte per rispondere a numerose esigenze: 1. adattabilità a condizioni non ottimali (elevato carico di nutrienti, potenziale salinità dell'acqua, carenza di ossigeno, ecc.); 2. dimensioni modeste, presupponendo uno sviluppo su pareti verticali; 3. valore estetico.
Tipologia di reflui	Acque grigie provenienti dalla linea di scarico del servizio di ristorazione del campus (circa 70.000 pasti anno^{-1} serviti) che raccoglie le acque utilizzate per il lavaggio della verdura, la preparazione dei pasti ed il lavaggio delle stoviglie. I valori medi dei principali parametri chimici e fisici del refluo in ingresso sono i seguenti: pH: 8,7±0,11 OD (mg L^{-1}): 3,2±0,76 EC (µS cm^{-1}): 973,0±16,7 T (°C): 10-35 (dipendente dalla stagione) SST (NTU): 217,2±50,7 COD (mg L^{-1}): 749,5±101,9 BOD_5 (mg L^{-1}): 195,9±38,0 MBAS (mg L^{-1}): 14,2±1,5 TKN (mg L^{-1}): 37,7±6,8 N-NH_4 (mg L^{-1}): 7,9±1,4 N-NO_3 (mg L^{-1}): tracce (< 0,1) P_{tot} (mg L^{-1}): 18,9±2,7

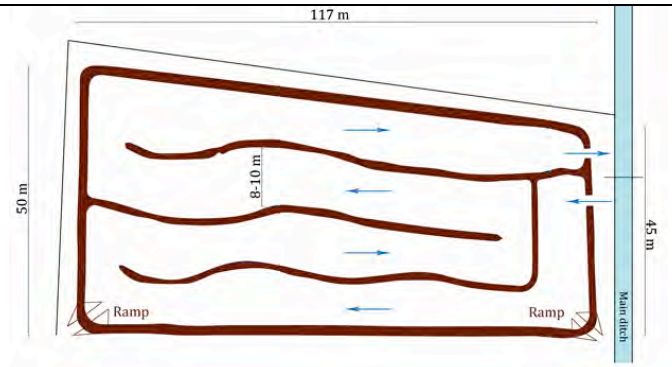
Stadio del trattamento	Secondario (dopo trattamento primario in fossa settica tricamerale)
Schema	
Efficienze rilevate	COD: 60-90% BOD: 65-90% MBAS: 70-95% SST: 90-98% TKN: 50-65% NH_4-N: 40-60% TP: 0-10%

Costi di costruzione	500 €/AE
Progettazione	L'impianto a cascata studiato si compone di una struttura metallica che si sviluppa verticalmente secondo quattro livelli: nel primo livello si trovano 6 serbatoi della capacità di 50 litri, i quali fungono da contenitori di accumulo per l'alimentazione delle vasche di fitodepurazione sottostanti; in ciascuno dei successivi tre livelli sono posizionate sei vasche (per un totale di 18), che rappresentano il sistema fitodepurante. Al termine dei tre livelli è posizionata un'ulteriore vasca per la raccolta delle acque di scarico. I diversi livelli sono stati concepiti per rappresentare step consecutivi di fitodepurazione, che avviene secondo un sistema di vasche poste in serie. Complessivamente, l'impianto pilota realizzato si compone di sei linee di fitodepurazione, vegetate con specie diverse e replicate due volte, per un totale di sei linee. Le vasche adibite a fitodepurazione, concepite in materiale plastico per garantire leggerezza all'impianto, hanno una superficie di 0,16 m^2 e un'altezza di 0,30 m. Tutte le vasche sono riempite con materiale inerte a bassa densità (argilla espansa), garantendo una porosità del 55-60% circa, che permette alla vegetazione di attecchire e nel contempo sviluppare adeguatamente l'apparato radicale a contatto con il refluo da trattare. Le specie vegetali utilizzate sono *Mentha aquatica L.*, *Oenanthe javanica Blume DC* e *Lysimachia nummularia L.*
Esercizio e manutenzione	L'alimentazione dell'impianto avviene quotidianamente, modulabile sulla base delle acque reflue prodotte. La presenza di un trattamento primario (vasca settica tricamerale, vasca Imhoff, ecc.) consente di gestire facilmente i volumi e ridurre i fenomeni di intasamento. I risultati sopra riportati si riferiscono a un'ipotizzata variabilità dei volumi in ingresso relativi a un diverso flusso di refluo prodotto stagionalmente, il cui tempo di ritenzione varia dai 3,5 ai 7,5 giorni. La manutenzione ordinaria è minima e prevede principalmente la gestione della vegetazione, ovvero il taglio stagionale della vegetazione, o la pulizia dei punti di presa e scarico dell'acqua reflua.

Pubblicazioni	- Dal Ferro N., Gandini, M., Maucieri C. e Borin M. (2018). Performance of a pilot-scale wall cascade constructed wetland treating kitchen greywater. IWA World Water Congress & Exhibition. 16-21 Settembre, Tokyo. - Rossi T. (2018). Potenzialità depurative di un sistema di fitodepurazione intensificato e a carico intermittente per il trattamento di acque reflue domestiche. Tesi di laurea magistrale. Università di Padova. - Pellizzer R. (2019). Performance di depurazione di un impianto pilota di fitodepurazione a cascata per il trattamento delle acque grigie derivanti da servizi di ristorazione. Tesi di laurea magistrale. Università di Padova. - Perotto S.R. (2019). Infrastrutture verdi in contesto urbano: la fitodepurazione a cascata come soluzione per il trattamento decentralizzato delle acque grigie. Tesi di laurea magistrale. Università di Padova. - Giacomin L. (2019). Performance depurative di un sistema di fitodepurazione a cascata intensificato per il trattamento di acque grigie. Tesi di laurea magistrale. Università di Padova. - Boschiero M. (2018). Prestazioni di un sistema di fitodepurazione a cascata per il trattamento di acque grigie. Tesi di laurea magistrale. Università di Padova. - Dal Ferro N., De Mattia C., Gandini M.A., Maucieri C., Stevanato P., Squartini A., Borin M. (2021) Green walls to treat kitchen greywater in urban areas: Performance from a pilot-scale experiment. Science of The Total Environment, 757, 144189.

3.4 Fitodepurazione per il trattamento delle acque di drenaggio agricolo

Fitodepurazione a flusso superficiale	
Foto	
Descrizione	*Ubicazione:* azienda Sperimentale sull'Irrigazione ed il risparmio idrico "Marsili" del Consorzio di Bonifica di secondo grado per il Canale Emiliano Romagnolo - Ronchi di Budrio (BO) *Scala:* reale *Descrizione:* L'indirizzo produttivo dell'azienda è orticolo-cerealicolo con una rotazione annuale, mentre la superficie totale dell'azienda è pari a 13 ettari. Tutte le acque di drenaggio dell'azienda agricola confluiscono in un unico capofosso aziendale, che riceve solamente le acque di scolo. Nell'anno 2001 è stato realizzato un sistema di fitodepurazione a flusso superficiale a scala reale con l'obiettivo di trattare e migliorare la qualità delle acque rilasciate dall'azienda, allo scopo di contenere l'eutrofizzazione dei corpi idrici e rallentare i deflussi meteorici nel territorio.
Tipologia refluo	Acque di drenaggio agricolo

Stadio del trattamento	-
Schema	
Efficienze rilevate	COD: 51% TOC: 33% SST: 69% TN: 52% NO_3-N: 52%
Costi di costruzione	150 €/AE
Progettazione	La zona umida ha una superficie di circa 3.446 m^2. Il volume massimo invasabile, legato alla soglia di sfioro posta a 40 cm, è di 1476 m^3. L'interno del sistema di fitodepurazione è stato diviso in 4 meandri, creando in questo modo un percorso idrico lungo 470 m e largo 8-10 m. L'obiettivo della meandrificazione è stato di allungare il più possibile il percorso dell'acqua, aumentare il contatto acqua-vegetazione, e limitare corti circuiti idraulici. L'area umida aziendale è stata progettata in modo che il punto di immissione delle acque dal capofosso aziendale, e quello di scarico risultino adiacenti. Questa scelta ha permesso di posizionare la strumentazione (campionatori automatici e misuratori di portata) per monitorare le acque in entrata e uscita in un'unica zona, semplificando la gestione e la sperimentazione. L'area umida è stata piantumata con piante palustri come la tifa (*Typha angustifolia*) prelevata da una zona

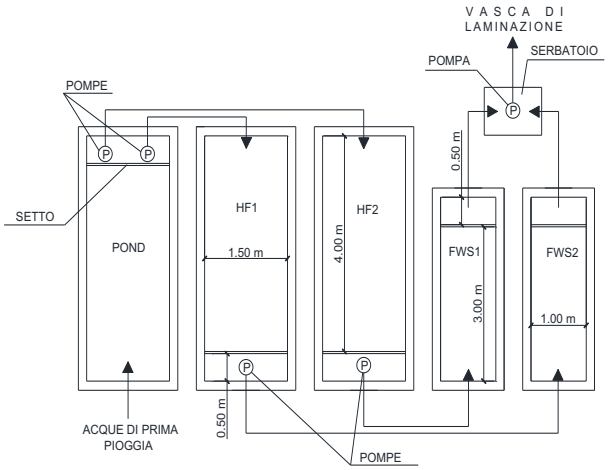
	umida naturale. Attualmente le specie vegetali più diffuse nel sistema sono: cannuccia di palude (*Phragmites australis*), tifa e carice (*Carex spp.*).
Esercizio e manutenzione	La perdita di nutrienti a causa dell'infiltrazione e della ricarica delle acque sotterranee dovrebbe essere presa in considerazione al fine di comprendere meglio le dinamiche e i processi di ritenzione. L'efficienza di ritenzione basata sulle concentrazioni potrebbe non essere la scelta migliore quando si valutano le prestazioni di un sistema di fitodepurazione a flusso superficiale, poiché questi sistemi, in particolare quelli che ricevono un flusso variabile, possono avere una maggiore perdita d'acqua e quindi un aumento della concentrazione di inquinanti nell'effluente. È importante considerare l'immissione di nutrienti in un sistema di fitodepurazione direttamente attraverso le precipitazioni, poiché possono rappresentare una parte considerevole del carico totale in entrata. La vegetazione del sistema di fitodepurazione ha avuto una notevole capacità di assorbimento e conservazione di azoto e fosforo totale. L'area del sistema copre il 3% del bacino contributivo e si è dimostrata sufficiente per raggiungere una buona efficienza di rimozione degli inquinanti.
Pubblicazioni	- Lavrnić S., Braschi I., Anconelli S., Blasioli S., Solimando D., Mannini P., Toscano A. (2018). Long-term monitoring of a surface flow constructed wetland treating agricultural drainage water in Northern Italy. Water, 10(5), 644. - Lavrnić S. e Toscano A. (2019). 4.5. Agricultural drainage water. In Langergraber G., Dotro G., Nivala J., Rizzo A., Stein O.R. (Ed.) Wetland Technology. Practical information on the design and application of treatment wetlands. Scientific and Technical Report No. 27. IWA Publishing: London, UK. - Lavrnić S., Alagna V., Iovino M., Anconelli S., Solimando D. e Toscano A. (2020). Hydrological and hydraulic behaviour of a surface flow constructed wetland treating agricultural drainage water in Northern Italy. Science of the Total Environment, 702, 134795.

	- Lavrnić S., Nan X., Blasioli S., Braschi I., Anconelli S. e Toscano A. (2020) Performance of a full scale constructed wetland as ecological practice for agricultural drainage water treatment in Northern Italy. Ecological Engineering, 154, 105927. - Braschi I., Blasioli S., Lavrnić S., Buscaroli E., Di Prodi K., Solimando D. e Toscano A. (in preparazione) Behavior and dissipation kinetics of a mixture of pesticides in a full-scale constructed wetland treating agricultural drainage water.

3.5 Fitodepurazione a scala pilota per il trattamento delle acque di deflusso superficiale

Sistema di fitodepurazione ibrido (sub-superficiale orizzontale + superficiale)	
Foto	 Stagno di ritenzione iniziale (POND), Vasche a flusso sub-superficiale orizzontale (HF1) e a flusso superficiale (FWS1)
Descrizione	<u>*Ubicazione*</u>*:* Catania <u>*Scala*</u>*:* pilota <u>*Descrizione*</u>: L'impianto di fitodepurazione esegue il trattamento di una porzione delle acque di deflusso superficiale delle aree del parcheggio antistante l'IKEA Store di Catania.

	Tale impianto è costituito da uno stagno di ritenzione iniziale (POND) in uscita dal quale le acque vengono convogliate su due linee di trattamento in parallelo costituite, ciascuna, da un letto di fitodepurazione a flusso sub-superficiale orizzontale (HF1 e HF2) e da una vasca di fitodepurazione a flusso superficiale (FWS1 e FWS2). I singoli stadi di trattamento sono costituiti da vasche in vetroresina, delle dimensioni interne di 150 cm (larghezza) x 450 cm (lunghezza) x 110 cm (altezza), per il POND, HF1 e HF2, e di 100 cm (larghezza) x 350 cm (lunghezza) x 110 cm (altezza) per le due vasche FWS. Ciascuna linea di trattamento è stata dimensionata per trattare, mediamente, circa 1 m^3 $giorno^{-1}$ di acque reflue con un conseguente tempo di detenzione nominale di circa 96 ore. I volumi dei reflui trattati da ciascuna vasca di fitodepurazione vengono rilevati per mezzo di contatori volumetrici. Le acque trattate nel POND vengono immesse, per mezzo di due pompe sommerse, nelle vasche HF1 e HF2. Tali pompe sono state installate nella sezione terminale del POND che risulta separata, per mezzo di un setto, dalla zona di trattamento. In tale sezione è stata installata anche la struttura di regolazione del livello idrico nella zona di trattamento. La configurazione della sezione terminale è simile anche nelle altre vasche. All'interno delle vasche HF1 e HF2 le acque attraversano il medium di riempimento e vengono raccolte nella sezione terminale della vasca. In tale sezione è stata installata una pompa sommersa che convoglia le acque nella successiva vasca FWS. Le acque in uscita da ciascuna vasca FWS vengono raccolte nella sezione terminale e da questa, per gravità, vengono accumulate in una vasca in P.E. interrata all'interno della quale è stata installata una pompa sommersa che invia le acque in una vasca di laminazione.
Tipologia refluo	Acque di deflusso stradale
Stadio del trattamento	Primario/Secondario/Terziario

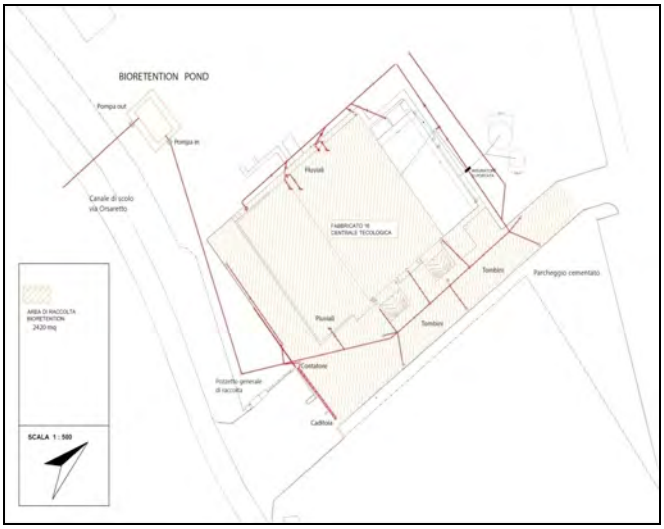
Schema	
Efficienze rilevate	Fe: 70 (%) Cu: 78 (%) Cd: 86 (%) Cr: 93 (%) Zn: 93 (%) Pb: 98 (%) *E. coli*: 1.5 (±0.4) unità log *Clostridium perfringens*: 2 (±0.4) unità log
Costi di costruzione	70 - 100 € m^{-2}
Progettazione	<u>HF1 e HF2</u> Superficie: 6 m^2 (1,5 m x 4,0 m) ciascuno; Profondità: 0,60 m; Substrato: pietrisco lavico di granulometria pari a 10 – 25 mm; Vegetazione: *Canna indica* <u>FWS1 e FWS2</u> Superficie: 3 m^2 (1,0 m x 3,0 m) ciascuno; Profondità: 0,80 m; Vegetazione: *Typha latifolia* (su sistema flottante di circa 1,5 m^2)

Esercizio e manutenzione	La ritenzione dei metalli pesanti nel sistema avviene, generalmente, a carico dei solidi sedimentabili e del substrato. Tuttavia, è opportuno evidenziare che l'impiego di pietrisco lavico, come mezzo filtrante, non fornisce alcun contributo ad eventuali processi di rilascio e ritenzione dei metalli stessi. Seppur in percentuali estremamente ridotte rispetto ai sedimenti, i processi di bioaccumulo possono avvenire anche a livello degli apparati radicali delle macrofite. Le attività sperimentali non hanno rilevato fenomeni di fitoestrazione, con traslocazione dei metalli dalle radici alle porzioni epigee delle macrofite. Alla luce di queste considerazioni, le indicazioni più evidenti nelle fasi di manutenzione o di un'eventuale dismissione dell'impianto, dovrebbero prevedere l'opportuno conferimento in discariche speciali dei sedimenti accumulati e delle porzioni ipogee delle piante. Mentre, durante gli eventi di sfalcio delle porzioni aeree della vegetazione, non si rendono necessari specifici accorgimenti.
Pubblicazioni	- Ventura D., Barbagallo S., Consoli S., Ferrante M., Milani M., Licciardello F. e Cirelli G.L., (2019). On the performance of a pilot hybrid constructed wetland for stormwater recovery in Mediterranean climate. Water Science Technology, 79(6), pp. 1051-1059. - Licciardello F., Aiello R., Alagna V., Iovino M., Ventura D. e Cirelli G.L. (2019). Assessment of clogging in constructed wetlands by saturated hydraulic conductivity measurements. Water Science and Technology, 79(2), pp. 314-322. - Ventura D., Ferrante M., Copat C., Grasso A., Milani M., Sacco A., Licciardello F., Cirelli G.L. (2021). Metal removal processes in a pilot hybrid constructed wetland for the treatment of semi-synthetic stormwater. Science of the Total Environment, 754, 142221

3.6 Serbatoi di detenzione per il trattamento delle acque di deflusso superficiale

Bacino di bioritenzione (bioretention pond)	
Foto	

Descrizione	<u>*Ubicazione:*</u> campus Agripolis (Legnaro) – Università degli Studi di Padova <u>*Scala:*</u> reale <u>*Descrizione:*</u> Il bacino di bioritenzione è stato impermeabilizzato con un telo in materiale poliolefinico (EPDM) dello spessore di 1,5 mm. L'invaso ha una forma a tronco di piramide rovesciato, con base di 8,10 x 5,20 m, mentre le sponde, in sommità, hanno dimensioni di 9,40 x 7,30 m. Il tirante idrico massimo è di circa 1,30 m per una capacità di invaso di circa 52 m^3. Nel bacino è inserito un sistema di fitodepurazione flottante costituito da supporti galleggianti (moduli Tech-IA) in materiale riciclabile EVA (Etilene Vinil Acetato) con dimensioni (93 x 53 x 7,5 cm) dove sono state disposte le piante creando dei contenitori con telo TNT di circa 1 litro di substrato costituito da torba e zeolite (rapporto 3:1) e chiusi da telo pacciamante. Le piante utilizzate, scelte anche per la loro valenza estetico-ornamentale, sono: *Bacopa caroliniana*, *Caltha palustris*, *Houttuynia cordata*, *Lobelia siphilitica*, *Mentha aquatica*, *Phalaris arundinacea var. picta*, *Typha laxmannii*, *Iris pseudacorus*, *Hesperantha coccinea*, *Lysimachia punctata*, *Oenanthe Javanica* 'Flamingo'. Dato che prove precedenti hanno rilevato un ridotto accrescimento delle piante a causa della limitata presenza di nutrienti nelle acque di deflusso piovane, è stata impostata una prova sperimentale in ambiente protetto limitando le potenzialità estetiche ed eventualmente quelle di fitodepurazione. La prova ha impiegato menta acquatica. Per migliorare l'accrescimento delle piante senza peggiorare la qualità dell'acqua, le piante sono state coltivate in elementi flottanti su vasche, in substrati diversi e concimate o meno con un concime a cessione controllata (Osmocote plus tablet; titolo 12-24-6, 8-9 mesi). Sono stati confrontati 8 trattamenti in combinazione fattoriale di: - 2 substrati (torba – zeolite 1:1 e torba – zeolite 2:1); - 2 dosi Osmocote (0 e 5 g $pianta^{-1}$);

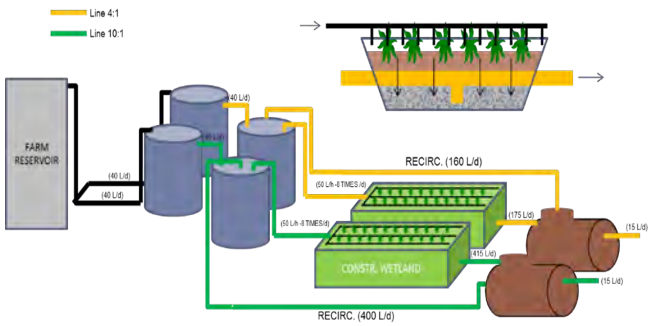
	- 2 trattamenti pianta (con o senza). È inoltre stato considerato un testimone con solo acqua (no pianta e no substrato)
Tipologia refluo	Acque di deflusso da area pavimentata
Schema	 L'acqua di deflusso proveniente dal parcheggio e da una porzione del tetto della centrale tecnologica viene convogliata nel pozzetto generale di raccolta, dove si innesca l'elettropompa (portata 1600 L min^{-1}) che spinge l'acqua all'interno del laghetto. Quando il livello raggiunge un tirante di circa 1,30 m, un troppopieno scarica in un pozzetto di accumulo dove è presente un'altra elettropompa di uguale portata che provvede a inviare l'acqua nello scolo consortile. Nell'invaso sono presenti 11 specie diverse, presenti in numero variabile da 2 a 5, su 44 elementi flottanti vegetati attaccati a gruppi di 4 o 5 con l'uso di fascette, posti a galleggiare nel bioretention pond con corde che agevolano anche i rilievi sulla vegetazione e la manutenzione.

Efficienze rilevate	*Deflussi in entrata e in uscita dall'invaso*: la rete di drenaggio presente ha una capacità di accumulo di 10 m^3 prima che inizi a defluire acqua nel pozzetto generale di raccolta. Al momento nessun evento di pioggia ha creato deflussi sufficienti ad innescare la pompa di entrata. Tuttavia, si è notato che con eventi intensi, la quasi totalità dei volumi in entrata esce dal bacino, a meno che il livello all'interno non sia sufficientemente basso (per evapotraspirazione a seguito di periodi siccitosi o per preventivi svuotamenti di parte dei volumi, magari per utilizzo irriguo). *Accrescimento e valutazione estetica piante*: l'accrescimento è risultato marcato per tutte le specie, in virtù della concimazione effettuata in primavera. Buono il risultato estetico, con valori variabili a seconda del periodo vegetativo (soprattutto epoca di fioritura). Problemi nella sopravvivenza si sono riscontrati soprattutto per l'introduzione di nutrie dai fossi vicini. *Accrescimento di menta nella prova in ambiente protetto con o senza osmocote:* è stato monitorato accrescimento (altezza e peso) delle piante. I risultati hanno mostrato una migliore crescita delle piante quando è stato fornito Osmocote, con un effetto trascurabile del substrato. *Qualità dell'acqua nella prova con menta, in ambiente protetto con o senza osmocote:* sono stati monitorati il contenuto di nutrienti apportati con l'acqua, il substrato ed il concime, e i contenuti di nutrienti nell'acqua residua alla fine della prova. La presenza della pianta ha prodotto l'assorbimento pressoché totale dei nutrienti rilasciati dal fertilizzante.
Costi di costruzione	La voce principale di costo riguarda lo scavo di sbancamento e l'impermeabilizzazione dell'invaso (10-15 euro m^{-3} di terreno scavato) a cui si devono aggiungere i costi degli elementi flottanti (circa 70 euro m^{-2}) e quello delle eventuali elettropompe (circa 700 euro una). Del tutto marginale il costo delle piante e del substrato di coltivazione a cui però si deve aggiungere la manodopera necessaria a "rendere vegetati" gli elementi flottanti, attualmente non predisposti per questo tipo di installazione.

Progettazione	La progettazione di un laghetto per l'invaso dei deflussi di pioggia da area pavimentata prevede uno scavo di profondità 1,5 - 2 m con pareti pendenti e superficie variabile a seconda dell'area drenante, ma soprattutto dello spazio a disposizione. È consigliata la creazione di un gradone per interrompere la pendenza e mettere più in sicurezza l'invaso in caso di cadute accidentali all'interno. Si consiglia l'impermeabilizzazione con telo in materiale plastico oppure argilla compattata (più costosa). La presenza di vegetazione con funzione di fitodepurazione può essere prevista anche sul gradone delle sponde, mentre negli appositi elementi flottanti (tenuti assieme a gruppi di 4-5 e dotati di corde per la movimentazione) sono diverse le specie palustri con valenza ornamentale che possono essere collocate. Si consiglia di recintare il bacino in caso di area pubblica o presenza di nutrie nei fossi/canali vicini. La collocazione nel fondo di piante ossigenanti (Elodea, Vallisneria) può aiutare a mantenere più in equilibrio il sistema.
Esercizio e manutenzione	Durante il periodo estivo ci può essere proliferazione di alghe, molto contenuta quando il sistema è a regime, ovvero le piante presenti sono ben insediate con apparato radicale sviluppato. Eventualmente, le alghe possono essere asportate manualmente per mezzo di un retino. La manutenzione delle piante presenti prevede la rimozione delle parti morte con tagli primaverili ed eventuale sostituzione di piante non attecchite. Per questa operazione gli elementi flottanti vegetati devono essere portati a riva utilizzando le apposite corde. È consigliata una fertilizzazione con concimi a rilascio controllato in primavera.
Pubblicazioni	− Zanin G., Maucieri C., Dal Ferro N., Bortolini L. e Borin M. (2020). Evaluating a Controlled-Release Fertilizer for Plant Establishment in Floating Elements for Bioretention Ponds. Agronomy, 10, 199. − Sono state pubblicate una tesi triennale e due tesi magistrali.

3.7 Fitodepurazione per il trattamento acque reflue da allevamenti suini

Sistema integrato di lagunaggio aerobico-anaerobico e fitodepurazione	
Foto	
Descrizione	*Ubicazione:* azienda suinicola agro di Reggio Calabria *Scala:* pilota *Descrizione:* Sistema di lagunaggio (con vasche anaerobiche ed aerate in serie) e fitodepurazione a flusso sub-superficiale verticale. L'effluente di una azienda suinicola, preliminarmente stoccato in una vasca aziendale (come pretrattamento di sedimentazione primaria), è stato trattato nel sistema a due rapporti di ricircolo (RD = 1:10 e 1:4).
Tipologia refluo	Acque reflue zootecniche (suinicole)
Stadio del trattamento	Secondario (lagunaggio) – affinamento (fitodepurazione)

Schema	
Efficienze rilevate	*Sostanza organica (COD)*: -65% con RD = 1:4 -70% con RD = 1:10 *Solidi totali*: -40% con RD = 1:4 -80% con RD = 1:10 *Azoto totale*: -25% con RD = 1:4 -40% con RD = 1:10
Costi di costruzione	Circa 600 €/AE.
Progettazione	Il sistema è composto da due impianti separati (uno per ciascun RD). Ciascun impianto è costituito da due vasche di lagunaggio, ognuna della capacità di circa 1000 litri, ed una vasca di fitodepurazione (V-SSF) poste in serie. La vasca di lagunaggio disposta a monte è anaerobica, mentre quella a valle è debolmente aerata (50 L h^{-1} m^3). La vasca di fitodepurazione, alimentata per gravità con l'effluente del sistema di lagunaggio, è costituita da un cassone prefabbricato a pianta rettangolare con superficie pari a 2 m^2 e profondità di 0,8 m. Nel cassone è stato disposto terreno di medio impasto, prelevato in loco ed arricchito con sabbia grossolana (con rapporto sabbia/suolo 3:1). Nel cassone sono state messe a dimora piante di *Typha latifolia*. L'effluente del cassone di fitodepurazione viene fatto ricircolare, sollevandolo con una pompa elettrica e reimmettendolo nella vasca di lagunaggio aerata.

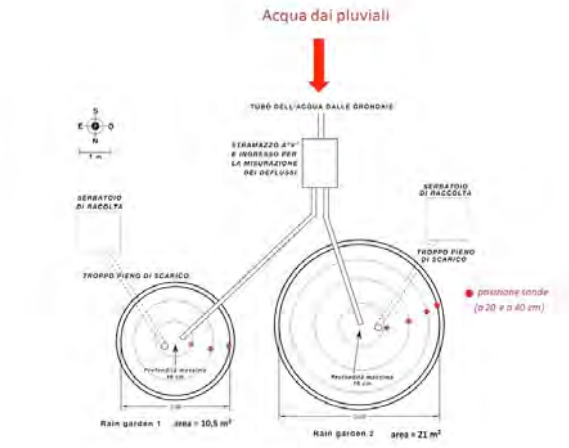
Esercizio e manutenzione	La vasca di fitodepurazione è alimentata per gravità con l'effluente del sistema di lagunaggio. Si consigliano la periodica rimozione dei fanghi sedimentati nel sistema di lagunaggio e la sostituzione biennale del mezzo poroso.

3.8 Giardini Pluviali per il trattamento di acque meteoriche

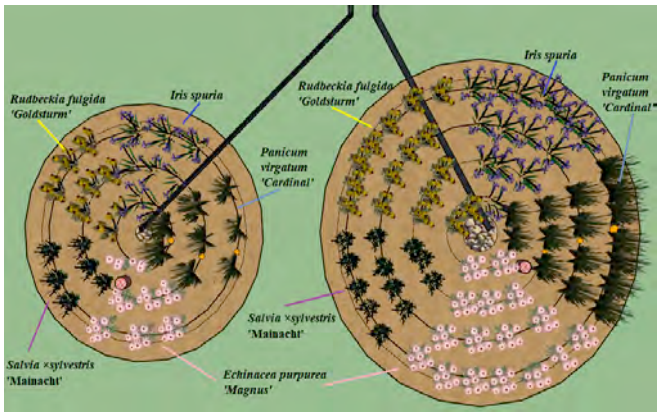
Giardini pluviali (rain garden)	
Foto	
Descrizione	<u>*Ubicazione:*</u> campus Agripolis (Legnaro) – Università degli Studi di Padova <u>*Scala:*</u> reale <u>*Descrizione:*</u> Il sistema raccoglie le acque piovane che

	defluiscono da un tetto e convogliate attraverso 5 pluviali in una vasca dotata di misuratore a stramazzo a V da cui è ripartita equamente in due rain garden (RG) di forma circolare, che hanno dimensioni pari al 10% (RG10) e al 20% (RG20) della superficie drenante, ricevendo quindi l'uno il doppio dei deflussi di pioggia dell'altro. In caso di eventi piovosi intensi, la superficie concava e la presenza di una berma consentono l'accumulo degli afflussi fino al raggiungimento della quota massima (15-18 cm di ponding), oltre la quale i volumi in eccesso (overflow) sono scaricati in pozzetti. Per il dimensionamento ci si è basati sul criterio elaborato di Bannerman e Considine (2003) che utilizza un indice legato al tipo di suolo, alla profondità massima del ponding e alla eventuale distanza dal pluviale. Sonde di livello posizionate nella vasca di raccolta degli afflussi dai pluviali e nel pozzetto di raccolta degli overflow consentono di calcolare i volumi di afflusso e di deflusso dai rain garden. Per migliorare la capacità di infiltrazione, il terreno del loco è stato sostituito fino alla profondità di 1 metro con un miscuglio costituito dal 50% di sabbia, 25% di compost vegetale e 25% di terreno nativo. I RG ospitano 5 specie ciascuno *(Iris spuria, Salvia ×sylvestris, Panicum virgatum, Echinacea purpurea, Rudbeckia fulgida*) con pari densità d'impianto, posizionate lungo tutta la sezione dove, per effetto della concavità della superficie, si verificano condizioni di umidità diverse (più elevate al centro). Sonde di umidità del suolo sono collocate lungo la sezione, a due diverse profondità (20 cm e 40 cm).
Tipologia refluo	Acque meteoriche
Schema	La superficie del tetto misura circa 215 m^2. Il sistema di raccolta e ripartizione dei deflussi di pioggia dal tetto consente di distribuire uguali volumi nei due RG, che hanno però superfici diverse. Il rain garden grande (RG20) ha superficie di 21 m^2 mentre il rain garden piccolo (RG10) è di 10,5 m^2, pari rispettivamente al

20% e al 10% della superficie drenante (metà tetto ognuno).



Dalla vasca di raccolta due tubazioni portano l'acqua al centro di ogni rain garden dove è posizionato un troppo pieno che scarica in un pozzetto di raccolta. Una serie di sonde di umidità sono collocate in 3 o 4 punti della sezione a diversa profondità (20 cm e 40 cm).



Le 5 specie di piante sono posizionate rispettivamente in 3 e 4 cerchi concentrici nei RG piccolo e grand, rispettivamente. La densità di impianto è la stessa, per cui RG10 ospita la metà delle piante di RG20.

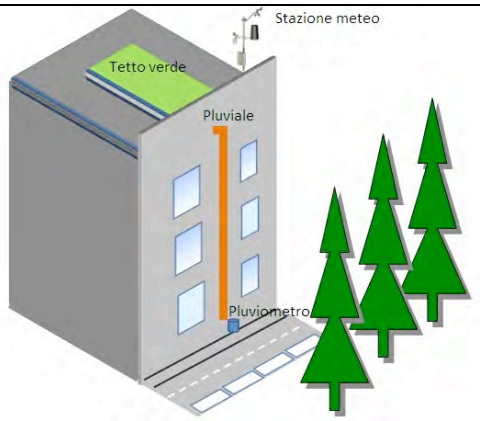
Efficienze rilevate	*Afflussi e deflussi dei volumi di pioggia:* sono stati registrati dei picchi massimi di portata di quasi 8 L s^{-1} che raramente hanno generato overflow anche nel RG10; nel periodo analizzato i deflussi dal troppo pieno sono stati di qualche decimo percentuale su RG10 e praticamente nulli nel RG20, anche dopo eventi di pioggia intensi. *Volumi di pioggia infiltrati:* in entrambi i RG si infiltra la quasi totalità dei deflussi, compresi i volumi di pioggia caduta direttamente sulla superficie. *Capacità evapotraspirativa:* è stimata applicando il metodo FAO modificato per aree verdi. Nel periodo considerato è stata calcolata una evapotraspirazione variabile tra il 4,65% (RG 10%) e l'8,6% (RG 20%) degli afflussi dal tetto. *Necessità irrigue:* superata la fase di affrancamento, nella stagione estiva 2018 non si è reso necessario nessun intervento irriguo, mentre nel 2019 sono stati effettuati solo due interventi irrigui da 10 mm a salvaguardia delle specie più sensibili allo stress idrico (*Rudbeckia*), evidente peraltro solo nelle piante posizionate più esternamente. *Accrescimento delle piante:* l'analisi di correlazione tra peso secco delle piante e umidità del suolo ha evidenziato che *Iris spuria* e *Panicum virgatum* non sono state influenzate dall'umidità del suolo e sono quindi adatte a tutte le posizioni nei RG; *Rudbeckia fulgida* e ha presentato correlazione positiva e altamente significativa, dimostrando di non tollerare le posizioni più secche. *Salvia sylvestris* e *Echinacea purpurea* hanno presentato coefficiente di correlazione negativo e significativo, ma le piante hanno mantenuto valori estetici tali da poterne consigliare l'uso nei RG, indipendentemente dalla posizione entro gli stessi.
Costi di costruzione	I costi sono relativi agli scavi (10-20 euro m^{-3}), alla sabbia (2-3 euro m^{-3}) ed al compost vegetale (può essere anche di produzione propria), mentre per le piante il costo è di 10-20 euro m^{-2}. Molti lavori possono essere fatti in economia.

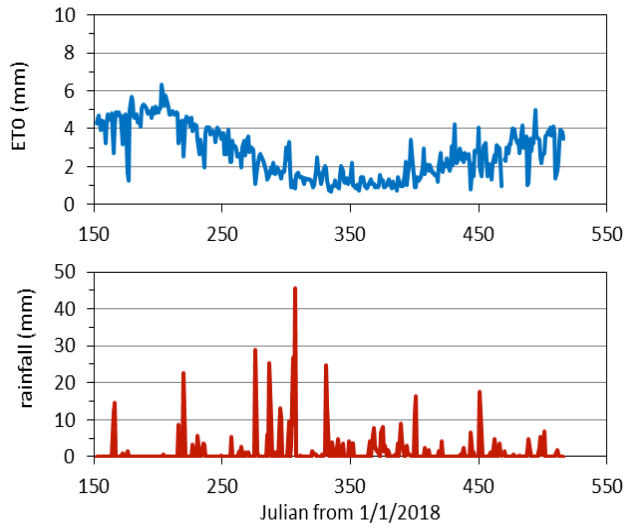
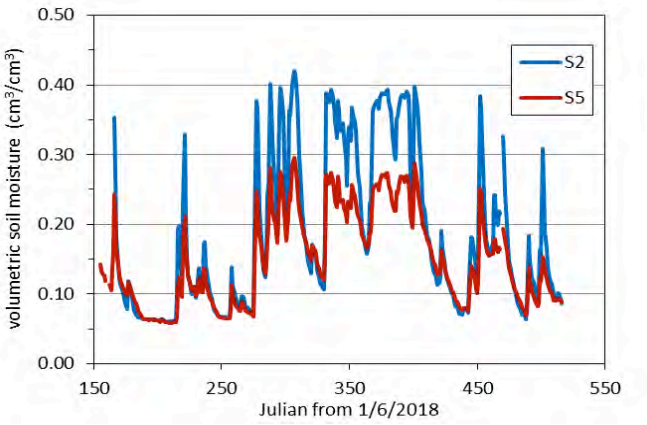
Progettazione	Per il dimensionamento della superficie dei RG nelle condizioni climatiche della pianura padana veneta sono ritenute idonee percentuali tra il 10 ed il 20% dell'area drenante. La forma deve essere preferibilmente allungata (ovale, a fagiolo, ecc.). Lo scavo e l'uso di ammendanti (sabbia e compost) sono tanto più necessari quanto meno il terreno è permeabile e ricco di sostanza organica. Nel caso di falda alta o strati impermeabili profondi, può essere prevista la posa di un dreno su strato di ghiaia per favorire l'allontanamento dei volumi infiltrati verso la rete di scolo. È consigliata la presenza di un troppo pieno verso la rete di drenaggio per evitare straripamenti non controllati in caso di piogge intense. Le piante da utilizzare devono essere resistenti allo stress idrico, mentre quelle piantate nella parte più centrale, tendenzialmente più umida, devono essere idonee a sopportare anche brevi periodi di sommersione e ristagno idrico. In strutture di maggiori dimensioni possono essere utilizzati alberi, avendo cura di posizionarli nelle parti più alte ed esterne dell'aiuola.
Esercizio e manutenzione	Rimozione periodica delle infestanti, sostituzione delle piante morte, potatura estetica o contenitiva per gli arbusti ovvero taglio primaverile delle parti morte per le piante erbacee, irrigazione di soccorso al manifestarsi di sintomi di appassimento con volumi minimi (es. 10 mm ogni intervento), eventuale contenuta concimazione primaverile con compost vegetale al manifestarsi di scarsa vigoria delle piante presenti.
Pubblicazioni	Articoli su riviste scientifiche in fase di redazione. Sono state pubblicate una tesi triennale e due tesi magistrali.

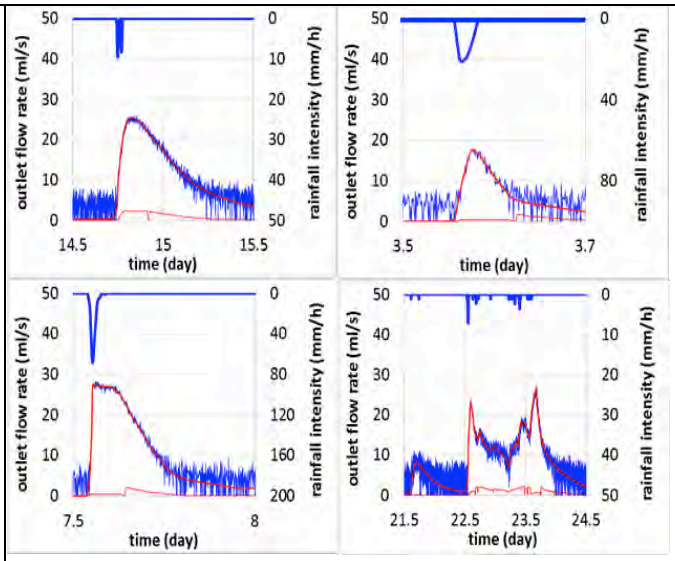
3.9 Tetti verdi per il trattamento delle acque meteoriche

Infrastrutture verdi costituenti sistemi sostenibili di drenaggio urbano (SuDS): Tetti verdi	
Foto	 Panoramica della parcella di tetto verde estensivo Sistema stratificato Harpo verdepensile costituente il tetto verde

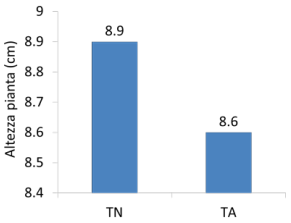
Descrizione	<u>*Ubicazione*</u>*:* copertura piana dell'edifico 4 di Viale delle Scienze sede del *Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari e Forestali* (SAAF) presso l'Università degli Studi di Palermo <u>*Scala*</u>*:* pilota <u>*Descrizione:*</u> La parcella di tetto verde estensivo (6,5 x 3 m) è stata impiantata a *Sedum sediforme* (Jacq.) Pau e realizzata con il sistema commerciale stratificato della "Harpo verdepensile" rispondente a quanto previsto dalla NORMA UNI – 11235 recante "Istruzioni per la progettazione, l'esecuzione e la manutenzione di coperture a verde". Le caratteristiche e le funzioni del sistema considerato sono le seguenti, partendo dallo strato superiore: – <u>Vegetazione:</u> scopo ornamentale nonché di restituzione dell'acqua nell'atmosfera sotto forma di traspirazione; – <u>Terra Mediterranea o Substrato TMT:</u> rappresenta il sistema di ancoraggio della vegetazione. É dotato di caratteristiche di leggerezza (densità apparente 850-1000 kg m^{-3}) e elevata conducibilità idraulica in condizioni di saturazione (K_s > 100 mm h^{-1}) – <u>MediFilter MF1 o telo filtrante:</u> ha lo scopo di trattenere le particelle fini e impedirne la migrazione verso lo strato sottostante; – <u>MediDrain MD25 o elemento di drenaggio, accumulo e areazione:</u> ha la funzione di allontanare tutta l'acqua intercettata dalla superficie a verde anche a seguito degli eventi piovosi più intensi. Deve garantire, anche in caso di completa saturazione del substrato, la presenza di ossigeno per le radici e, nel contempo, immagazzinare un quantitativo d'acqua sufficiente per creare un

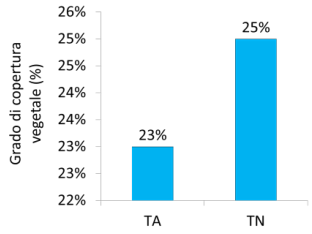
	effetto volano fino al successivo apporto di pioggia o irriguo. Indagini effettuate in laboratorio hanno consentito di valutare in 2,3 mm la capacità di accumulo in condizioni operative (circa la metà di quella nominale). – MediPro 300 o feltro di protezione e ritenzione idrica: permette di accumulare una certa quantità di acqua e di metterla a disposizione delle radici per risalita capillare (capacità di accumulo ≈ 3 mm) – HarpoPlan ZD UV o Impermeabilizzazione antiradice: tale elemento di tenuta è costituito da un manto sintetico in PVC con spessore nominale di 1,8 mm, rinforzato con una griglia in fibra di vetro, resistente ai raggi UV nonché ai microrganismi. La parcella sperimentale è dotata di un sistema per la misura dei deflussi installato nel pluviale di scarico della copertura e di una stazione meteorologica per la misura di precipitazione, velocità e direzione del vento, temperatura e umidità dell'aria, pressione atmosferica, radiazione solare, bagnatura fogliare, umidità e temperatura del suolo.
Tipo dell'influente	Acque meteoriche
Schema	

Efficienze rilevate	 Monitoraggio delle grandezze metereologiche (periodo 1/6/2018 - 31/5/2019)  Monitoraggio dei contenuti idrici del substrato a 2m (S2) e 5m (S5) dal pluviale. Si osserva un contenuto idrico più elevato in prossimità dello scarico.



Monitoraggio dei deflussi (eventi dell'agosto 2018). Si noti lo sfalsamento temporale fra precipitazioni e deflussi.





Monitoraggio delle grandezze morfometriche della vegetazione (periodo marco 2018 - marzo 2019). Si osserva una migliore risposta delle *Talee Nodali* (TN) rispetto alle *Talee Apicali* (TA).

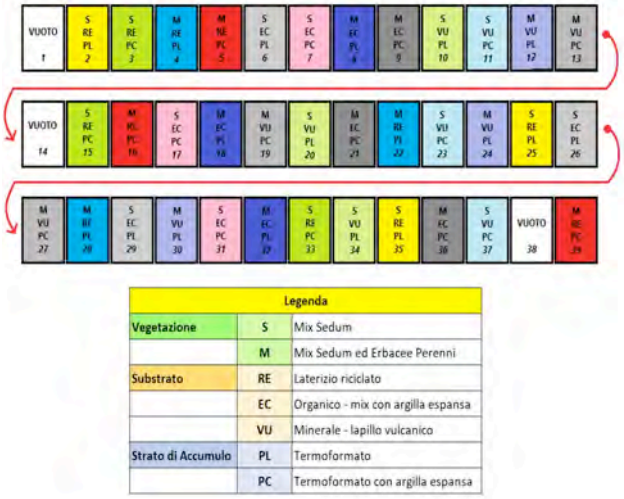
Costi di costruzione	140 € m^{-2} escluso impianto di irrigazione
Progettazione	La progettazione deve rispondere ai requisiti previsti dalla norma UNI11235 come di seguito riportati. Le specie vegetali da utilizzare dovrebbero essere a basse esigenze pedoclimatiche e tipiche della macchia mediterranea in quanto già acclimatate alle condizioni ambientali in cui cresceranno, tuttavia il *Sedum sediforme* oggetto di indagine, seppur specie non tipicamente mediterranea, ha dato buoni risultati. La densità di impianto consigliata è di 70 piante m^{-2} al fine di avere una uniforme copertura vegetale sin dai primi stadi di sviluppo. Il sistema di irrigazione di soccorso può essere di tipo mobile, da utilizzare all'occorrenza, oppure quello classico ad aspersione da giardino o prato verde. ***Requisiti previsti dalla norma UNI 11235:*** *Caratteristiche del sistema a verde estensivo:* Spessore totale del sistema pari a 11 cm ± 5% con spessore di substrato a compattazione avvenuta pari a 8 cm; peso a massima saturazione idrica, esclusa vegetazione, non superiore a 130 kg m^{-2}; volume d'aria presente a PF1 ≥ 31 L m^{-2}; capacità di accumulo idrico non inferiore a 28 L m^{-2}, con almeno 22 L m^{-2} di acqua disponibile per le piante (con potenziale compreso fra 0 e -1,5 MPa) e acqua libera contenuta nel pannello di accumulo non superiore a 3 L m^{-2}. Il coefficiente di deflusso del sistema certificato da istituti indipendenti dovrà essere C ≤ 0,44. Resistenza termica del sistema in condizioni operative non inferiore a 0,23 m^2 K W^{-1}, secondo rapporto di prova da istituti indipendenti. *Caratteristiche dell'elemento drenante:* Capacità drenante longitudinale a 20 kPa per spessore unitario (secondo norma EN ISO 12958) a gradiente idraulico i = 0,01 non inferiore a 0,001 L s^{-1} m^{-1} e ad i = 1 non inferiore a 1 L s^{-1} m^{-1}. *Caratteristiche del substrato:* Frazione granulometrica fino a 0,06 mm non superiore al 15%, densità apparente compresa fra 350 e 1000 kg m^{-3}, capacità di scambio cationico non inferiore a 8 me^2 100 g^{-1}, sostanza organica non maggiore dell'8% in massa.

	Al punto di appassimento permanente (-1,5 MPa), il contenuto d'acqua deve essere inferiore a 0,07 g g^{-1} (g d'acqua su g di substrato secco). La quantità d'acqua disponibile per le piante non deve essere inferiore a 0,23 g g^{-1}.
Esercizio e manutenzione	Il *Sedum sediforme*, essendo una specie rustica, manifesta basse esigenze sia in termini di apporti irrigui che di manodopera rendendola così particolarmente adatta alla realizzazione di verde pensile estensivo in ambiente mediterraneo. Tuttavia nel lungo periodo siccitoso estivo, che caratterizza il clima mediterraneo, è consigliato intervenire con una o due irrigazioni di soccorso per sopperire alle esigenze idriche. Il periodo più adatto per mettere a dimora le talee di sedum preventivamente radicate è intorno alla seconda decade di gennaio. Durante le prime fasi di impianto è bene tenere sotto controllo le infestanti qualora presenti poiché l'accrescimento iniziale della suddetta specie è piuttosto lento.
Pubblicazioni	- Baiamonte G., Alagna V., La Bella S. e Iovino M. (2018). Combining pressure transducer and tipping bucket rain gauge to measure high variable runoff rate collected from a green roof. Geophysical Research Abstracts, Vol. 20, EGU2018-13128, EGU General Assembly 2018 - Alagna V., Bagarello V., Concialdi P., Giordano G. e Iovino M. (2019). Evaluation of green roof ageing effects on substrate hydraulic characteristics. Biosystem engineering for sustainable agriculture, forestry and food production, International mid-term conference 2019 Italian association of agricultural engineering (AIIA) Matera 12-13 Settembre 2019 - Gugliuzza G., Verduci A. e Iovino M. (2019) Water retention characteristics of by-products growth substrates for ornamental plant production. III International Symposium on Growing Media, Composting and Substrate Analysis, ISHS-IPS, Milano, Giugno 24-28.

3.10 Microcosmi di tetti verdi: acque meteoriche

Tetti verdi (green roof)	
Foto	
Descrizione	*Ubicazione:* campus Agripolis (Legnaro) – Università degli Studi di Padova *Scala:* pilota e laboratorio

	Descrizione: La sperimentazione è effettuata in microcosmi di sistemi di tetto verde installati in cassette di plastica (superficie 0,44 m^2, volume interno 0,09 m^3) adottando la seguente stratigrafia: a. Miscuglio vegetale: *Sedum S* e mix *Sedum* – perenni M b. Substrati di coltivazione (12 cm): mix con laterizio riciclato RE, mix torba con argilla espansa EC e mix con lapillo VU (0,44 x 0,12 = circa 0,053 m^3 con fattore compattamento 1,1) c. Telo filtrante 1 mm d. Sistema di accumulo e drenaggio A/D: elementi termoformati di altezza 4 cm senza PL e con PC argilla espansa e. Strato protettivo e di accumulo in feltro da 8 mm La prova in campo (a scala pilota) è stata allestita in un'area pavimentata dove sono state ubicate 39 cassette sopraelevate su una struttura metallica al fine di raccogliere in taniche (2 da 20 L ogni microcosmo) l'acqua drenata dopo ogni precipitazione. Le piante sono state raccolte in natura e propagate autonomamente, ad esclusione di alcune piantine acquistate presso il Centro Biodiversità vegetale di Veneto Agricoltura; i substrati e gli altri materiali impiegati sono stati gratuitamente forniti da alcune ditte produttrici. Le prove di laboratorio prevedono l'uso di un simulatore di pioggia, appositamente costruito utilizzando tubi capillari inseriti in un pannello in grado di garantire la migliore uniformità di distribuzione spaziale e temporale. La risposta idrologica a eventi intensi con tempo di ritorno di 2 anni e 30 anni (basati su serie storiche della stazione meteo locale) è verificata sui 3 substrati e sui 6 sistemi completi (substrato e strato A/D): • senza vegetazione • con vegetazione a inizio prova • con vegetazione alla fine della prova Piante impiegate nei miscugli

	Sedum: S. sexangulare, *S. acre, S. album*, *S. reflexum*, *S. spurium* *Perenni erbacee*: *Potentilla pusilla*, *Bromus erectus*, *Euphorbia cyparissias*, *Cota tinctoria*, *Thymus serpyllum*, *Dianthus sylvestris*.
Tipo dell'influente	Acque meteoriche
Schema	 Legenda Vegetazione – S – Mix Sedum M – Mix Sedum ed Erbacee Perenni Substrato – RE – Laterizio riciclato EC – Organico - mix con argilla espansa VU – Minerale - lapillo vulcanico Strato di Accumulo – PL – Termoformato PC – Termoformato con argilla espansa Disposizione delle cassette nella prova sperimentale a scala pilota secondo blocco randomizzato con 3 repliche più 3 cassette vuote di controllo della pluviometria, per un totale di 39 cassette. I 12 microcosmi replicati derivano dalla combinazione fattoriale di 2 mix vegetali, 3 substrati di coltivazione e 2 strati A/D.

Parametri da monitorare e le efficienze ottenute	*Volumi drenati:* dopo ogni evento piovoso (litri): dal 35 al 50% della precipitazione, ovvero dal 65 al 50% di volumi sottratti al sistema di drenaggio urbano *Copertura vegetale:* percentuale variabile a seconda del substrato e del mix vegetale con valori dal 23% (entrambi di mix vegetali e substrato RE) al 73% (mix sedum e substrato VU) a un anno dall'insediamento *Capacità evapotraspirativa:* a vegetazione insediata nel periodo primaverile-estivo variabile a seconda del substrato e del mix vegetale con valori maggiori nella combinazione substrato VU e mix M e minori in RE + S (-23%). *Coefficiente colturale:* variabile a seconda del substrato, del mix vegetale e del periodo considerato, da un minimo di 0,39 per mix S, substrato RE e sistema PL e un massimo di 0,59 per mix M, substrato RE e sistema PL (media periodo marzo-settembre): *Accumulo e drenaggio su sistemi alla massima capacità di trattenuta:* la capacità di accumulo per tutti i sistemi si esaurisce entro i primi 10 minuti, sia con piogge intense con tempo di ritorno 2 anni (1,68 mm min^{-1}) che 30 anni (3,02 mm min^{-1}); nel tempo sembra acquisire importanza nella riduzione della capacità drenante, a vantaggio del maggiore accumulo, l'intasamento degli strati filtrante e protettivo ad opera di particelle fini, più presenti nel substrato VU.
Costi di costruzione	I costi di costruzione variano in funzione dei materiali utilizzati nella stratigrafia e delle piante scelte tra i 120 e i 150 euro m^{-2}.
Progettazione	La dimensione di un tetto verde estensivo dipende dalla superficie che si intende coprire. Il tetto deve sopportare carichi massimi di almeno 100 kg m^{-2}, la superficie deve essere impermeabilizzata e dotata di uno strato antiradice. La stratigrafia, proseguendo verso l'alto, prevede uno strato di accumulo e drenaggio costituito da un feltro di circa 1 cm di spessore ed elementi termoformati e/o minerali (argilla espansa, perlite), un elemento filtrante di separazione (TNT 1 mm circa) e il substrato di coltivazione di 8-15 cm, possibilmente costituito da materiali riciclati (laterizio,

	compost, ecc.), anche se ancora difficili da reperire in Italia. Per quanto riguarda la vegetazione, miscugli di solo sedum sono consigliati in assenza di impianto irriguo, mentre per migliorare l'efficienza nella gestione delle acque meteoriche è utile la presenza anche di specie erbacee (graminacee e altre, preferenzialmente autoctone) e specie arbustive. L'insediamento può avvenire sia con semina diretta che con piantine allevate in alveolo. Per un pronto effetto possono essere utilizzati anche tappeti vegetati. Nel caso di utilizzo di arbusti, si devono piantare solo quelli con apparato radicale appositamente predisposto e deve essere assolutamente previsto un impianto di microirrigazione con ala gocciolante.
Esercizio e manutenzione	Rimozione periodica delle infestanti e taglio primaverile delle parti morte, irrigazione di soccorso con volumi minimi per contenere lussureggiamento e nel contempo evitare moria delle piante (es. 5 mm ogni intervento al manifestarsi di sintomi di appassimento), contenuta concimazione primaverile dal 2° o 3° anno a seconda del substrato utilizzato (ovvero contenuto in sostanza organica).
Pubblicazioni	Articoli su riviste scientifiche in fase di redazione. Sono state pubblicate 5 tesi triennali e 3 magistrali.

4. VALUTAZIONE ECONOMICA DELLE INFRASTRUTTURE VERDI

Gli impianti di fitodepurazione rappresentano una tecnologia facilmente gestibile e relativamente economica, che richiede una manutenzione ridotta e che quindi potrebbe essere applicata in diversi contesti socio-economici e geografici. Tuttavia, costi e benefici devono essere valutati attraverso l'applicazione di metodologie dedicate finalizzate all'inclusione delle componenti non monetarie non sempre considerate nelle stime economiche tradizionali. Per valutare la sostenibilità degli impianti di fitodepurazione oggetto di studio è stata utilizzata un'analisi costi-benefici (Cost-Benefit Analysis - CBA). La CBA è una metodologia utilizzata per valutare l'opportunità di effettuare investimenti determinando i costi e i benefici per la società e il settore privato (Chen e Wang, 2009; Kihila, 2014; Verlicchi et al, 2012). Ovviamente l'investimento risulta conveniente se i benefici risultano superiori ai costi aggregati (Molinos-Senante et al, 2010). L'impiego della CBA per valutare la sostenibilità dei progetti è ampiamente riconosciuto poiché consente di analizzare non soltanto i flussi monetari, ma anche di valutare le conseguenze ambientali, includendo le esternalità, e gli impatti sociali, consentendo di comparare progetti o politiche differenti. La CBA utilizza unità monetarie o il welfare come riferimento (Hoogmartens et al, 2014) consentendo di confrontare scenari differenti, compreso lo scenario in assenza dell'impianto, realizzando una valutazione della redditività economica e finanziaria per la società e per i gruppi d'interesse.

L'obiettivo di questo capitolo è di valutarne la sostenibilità economica tramite l'analisi costi - benefici di due casi selezionati. Questa metodologia è brevemente illustrata nelle sezioni seguenti, dove sono riportati i risultati più significativi dell'applicazione al fine di valutare due impianti di fitodepurazione realizzati l'uno in un contesto urbano e l'altro in un contesto rurale. Nella parte finale del report sono discussi i punti di forza dell'analisi,

e vengono suggerite raccomandazioni per migliorare la valutazione futura di queste infrastrutture.

4.1 Metodologia applicata

4.1.1 Il caso studio di Catania, Sicilia

Nel primo caso studio, la CBA è stata applicata ad un impianto di fitodepurazione sviluppato dall'Università di Catania, ipotizzando una superficie di 1.500 m^2 con l'obiettivo di trattare le acque di deflusso superficiale del parcheggio di un punto vendita Ikea. I valori per sviluppare l'analisi sono stati raccolti tramite un questionario che ha fornito i dati di base relativi ai costi e ai benefici economici. Al fine di produrre un'analisi completa della sostenibilità dell'impianto sono stati considerati anche i costi e i benefici esterni, il cui valore monetario non risulta sempre rintracciabile. Pertanto, anche se l'utilizzo di dati primari per condurre la CBA è sempre preferibile, è stato necessario integrarli con dati secondari reperiti in letteratura facendo riferimento all'analisi di impianti e situazioni il più simile possibile al caso di studio in oggetto. I valori, inoltre, sono stati adattati ai volumi d'acqua e alle caratteristiche degli impianti presi in considerazione. Le principali fonti di dati vengono dal questionario compilato dai ricercatori della Università di Catania, mentre i dati secondari sono stati raccolti dagli studi di Nordman et al (2018) e Daniels et al (2012), per il calcolo del valore sull'ecosistema; da Easy Clean Service[1] per i costi di gestione della presenza di zanzare; da Sidra Spa[2] per il consumo di acqua; e da Segugio.it per il calcolo delle tariffe elettriche.

[1] Easy Clean Service – Azienda italiana di disinfestazioni.
[2] Sidra Spa – Azienda che gestisce il Servizio Idrico Integrato nell'ambito dell'area metropolitana di Catania.

4.1.2 Il caso studio di Budrio, Emilia-Romagna

Nel secondo caso studio, la CBA è stata applicata ad un impianto sperimentale di fitodepurazione sito nel centro sperimentale del Canale Emiliano Romagnolo (CER) a Budrio, in Emilia-Romagna. L'impianto tratta le acque di drenaggio provenienti da un'azienda sperimentale di 12,4 ha a diverso ordinamento colturale ed ha una superficie di 5557,5 m^2. Anche in questo caso studio, i dati relativi ai costi e i benefici economici sono dati primari forniti dal CER. I costi e i benefici esterni sono stati stimati considerando i volumi d'acqua in entrata ed uscita dell'impianto e moltiplicando questi valori per coefficienti monetari reperiti in letteratura (Daniels et al, 2012; Nordman et al, 2018).

Le principali fonti di dati sono state fornite dal personale del CER, da ricercatori della Università di Bologna, dal personale dell'impresa che ha costruito l'impianto, e da personale dei Vivai Squadrito[3] (prezzi delle piante), del Gruppo Hera[4] (consumo d'acqua), di Indeed[5] (costo del lavoro) e da Segugio[6] (tariffe elettriche).

4.1.3 Analisi costi-benefici

La CBA degli impianti di fitodepurazione oggetto dei casi studio è stata articolata nei passaggi indicati sotto.

1. Scenario controfattuale: identificazione dello scenario in assenza dell'impianto di fitodepurazione. In questa fase sono state

[3] Vivai Squadrito – Vivaio e Fitodepurazione presente in diverse provincie italiane.
[4] Gruppo Hera – Multiutility nei servizi ambientali, idrici ed energetici che lavora nella regione Emilia-Romagna.
[5] Indeed – Servizio web per il calcolo approssimativo di retribuzioni per figura professionale.
[6] Segugio – Servizio web per confrontare prezzi e servizi delle assicurazioni italiane.

identificati gli attori e valutate le possibili implicazioni (Djukic et al, 2016; Malm et al, 2015; Robinson, 2010)

2. Scenario GREE4WATER: determinazione dello scenario in presenza di impianto di fitodepurazione. Anche in questa fase, sono stati identificati gli attori chiave e valutate le possibili conseguenze ambientali e sociali (Djukic et al, 2016; Malm et al, 2015; Robinson, 2010).

3. Costi e benefici degli scenari selezionati (controfattuale e GREEN4WATER): identificazione dei costi e dei benefici monetari, e di quelli cui non viene attribuito valore di mercato, come quelli ambientali e sociali (Alcon et al, 2013; Molinos-Senante et al, 2010; Robinson, 2010). Questi ultimi possono essere monetizzati tramite la scomposizione in somme di costi o benefici monetari (Alcon et al, 2013; European Commission, 2014).

4. Orizzonte temporale: stima dell'aspettativa della durata dell'impianto senza sostituzione, la quale oscilla in media tra i 20 e i 50 anni (Alcon et al, 2013; Alves et al, 2019; Hutton et al, 2007; Molinos-Senante et al, 2013; Snyder, 2019; Steen et al, 2018).

5. Benefici netti degli scenari selezionati: i valori emersi dall'analisi sono valutati tramite indicatori di performance (Key Performance Indicators - KPI), i quali consentono di confrontare gli scenari. I KPI utilizzati includono il Ritorno sugli Investimenti (Return On Investment - ROI) che fornisce informazioni sulla redditività del capitale investito o il Rapporto Costi-Benefici (Cost-Benefit ratio - CBR). Di fondamentale importanza è il Valore Attuale Netto (VAN) che è rappresentato dalla differenza fra i costi e i benefici attualizzati, con il VAN>0 lo scenario, e dunque l'investimento, risulta conveniente. Gli indicatori sono calcolati secondo le seguenti formule:

$$VAN = \sum VP\ benefici - \sum VP\ costi$$

$$CBR = \frac{\sum VP\ benefici}{\sum VP\ costi}$$

$$ROI = \frac{\sum VP\ benefici\ - VP\ costo\ dell'investimento}{VP\ costo\ dell'investimento}$$

VAN (Valore Attuale Netto), VP (Valore Presente), RCB (Cost-benefit Ratio), ROI (Return on Investment)

6. Analisi di sensitività: identificazione dei parametri più sensibili e riduzione dell'incertezza legata a questi parametri, rafforzando l'affidabilità della CBA. Il tasso di sconto utilizzato per condurre l'analisi è generalmente a 2,5%, 7,5% and 10% (Alaqeel e Suryanarayanan, 2019; Alcon et al., 2013; Barstow et al., 2019; Hutton et al., 2007; Malm et al., 2015; Robinson, 2010).

4.2 Risultati dell'analisi costi-benefici relativi ai due impianti

4.2.1 CBA Catania, Sicilia

4.2.1.1 L'impianto di fitodepurazione

Dall'analisi del questionario e dai dati forniti dai ricercatori di Catania, si evince che i costi totali per la realizzazione dell'impianto ammontano a 11.336,40 € anno^{-1}. Questo valore si riferisce ai costi attualizzati e distribuiti su un intervallo di tempo di 30 anni. I costi operativi per la manutenzione ordinaria e straordinaria rappresentano il 61% dei costi totali, mentre i costi d'investimento iniziale sono il 32%. Il restante 6% esprime i costi esterni i quali ammontano a 857,62 € anno^{-1}. Questi costi sono particolarmente

significativi per analizzare la sostenibilità dell'impianto e includono i costi sociali per l'eventuale presenza d'insetti nei pressi della vegetazione. Nei costi esterni sono considerati anche i costi ambientali per l'emissione di CO_2 durante i lavori di scavo, seppure abbiano un valore esiguo. D'altra parte, dall'analisi è emerso che i benefici attesi ammontano a 94.278,56 € anno^{-1}. Tuttavia, di questi solo il 20% sono benefici economici. In particolare, l'unico beneficio a cui è direttamente attribuibile un valore monetario è l'acqua in uscita dall'impianto. L'impianto di fitodepurazione fornisce infatti soprattutto benefici esterni che ammontano a 74.701,08 € anno^{-1}. In questo caso si tratta di benefici sociali e ambientali, come il miglioramento della qualità dell'aria o la riduzione dei rischi alluvionali. In questo scenario, i benefici sociali ammontano al 61% del totale e sono rappresentati per la maggior parte dai benefici estetici forniti dall'infrastruttura e in minima parte dalla sua capacità di raffrescamento. Tuttavia, i benefici estetici, essendo influenzati dai gusti personali, risultano una variabile particolarmente sensibile, che può creare cambiamenti significativi nei benefici attesi, come confermato dall'analisi di sensibilità condotta per verificare la robustezza degli inputs considerati. Infatti, la variazione di questo parametro può comportare un'oscillazione del VAN tra 37.387 € anno^{-1} e 123.101 € anno^{-1}. I valori riportati, dunque, dimostrano la convenienza economica della realizzazione dell'impianto. Il VAN, infatti, assume un valore più che positivo e pari a 82.942 € anno^{-1}, così come il rapporto costi-benefici (CBR) dimostra che i benefici sono 832% maggiori dei costi. Il ROI, inoltre, è pari a 25,19. In aggiunta ai valori positivi degli indicatori economici, si deve considerare che l'impianto ricicla 12.000 litri di acqua l'anno. Infine, effettuando una previsione dell'andamento dei costi e dei benefici per l'intervallo di tempo dal 2019 al 2048, i dati inflazionati dimostrano che i benefici previsti al 2048 sono pari a 135.414 €, evidenziando una tendenza dei benefici positivo e in aumento.

4.2.1.2 Lo scenario controfattuale

Per effettuare un confronto, è stato analizzato anche lo scenario in cui l'impianto di fitodepurazione non viene realizzato. Nello scenario corrente, i costi totali ammontano a 23.613 € anno^{-1}, di cui l'80% è rappresentato dal costo per l'acquisto dell'acqua che nello scenario precedente era trattata dall'infrastruttura verde. Infatti, in assenza dell'impianto sono i costi esterni a essere preponderanti, in quanto i costi economici sono pari ai soli costi per l'investimento sostenuto inizialmente per l'acquisto del terreno. Poiché il terreno era precedentemente utilizzato a titolo gratuito per il pascolo, i costi operativi sono pertanto nulli. D'altra parte, i benefici attesi per lo scenario controfattuale sono pari 13.215 € anno^{-1}. Questi corrispondono quasi totalmente ai mancati costi d'investimento iniziali e operativi per la realizzazione dell'impianto e ai costi sociali imposti dall'infrastruttura. Questi valori restituiscono un VAN negativo, dimostrando che lo scenario non risulta conveniente. Infatti, il CBR evidenzia che i benefici hanno soltanto il 56% maggiori dei costi. In aggiunta, in questo scenario i litri di acqua riciclata annualmente sono pari a zero.

4.2.2 CBA Budrio, Emilia-Romagna

4.2.2.1 L'impianto di fitodepurazione

L'analisi ha l'obiettivo di valutare l'andamento dell'impianto di fitodepurazione dal 2000 al 2019, nonché intervallo effettivo di attività, e di prevedere l'andamento dei costi e dei benefici nel futuro (2019-2029). Dall'analisi è emerso che i costi totali per la realizzazione dell'impianto ammontano a 4.654 € anno^{-1}. Questo valore corrisponde quasi esclusivamente ai costi economici, in quanto i costi esterni ammontano soltanto ad un importo annuo di 1,11€. Questi corrispondono alle emissioni di CO2 prodotte durante i lavori di scavo. Inoltre, in questo scenario, i costi d'investimento iniziale rappresentano il 36% dei costi sostenuti, mentre la restante parte esprime i costi di manutenzione ordinaria e straordinaria

dell'impianto. I costi d'investimento iniziale non includono il costo dell'acquisto del terreno in quanto già in possesso dell'azienda all'anno 2000. Pertanto, questo costo è stato sostituito con il costo opportunità di utilizzare il terreno a scopo produttivo come nel resto del fondo. In questo scenario, l'impianto tratta le acque di drenaggio provenienti dall'azienda, dunque non produce benefici economici. Tuttavia, il valore dei benefici esterni totali ammonta a 29.193,72 € anno^{-1}. Circa il 70% di questi benefici corrispondono ai benefici ambientali che l'infrastruttura verde fornisce. In particolare, il valore economico della riduzione dei solidi sospesi totali nell'acqua e i benefici ecosistemici prodotti dall'impianto rappresentano quasi il 60% dei benefici totali. I risultati dimostrano che l'impianto produce anche benefici sociali significativi come l'incremento di acqua disponibile che è pari a 6.240,00 € anno^{-1}. Inoltre, tramite un sondaggio web sulla disponibilità a pagare per visitare la struttura, sono state stimate le attività ricreative che il fondo può offrire, stimate in 2.400 € anno^{-1} Questi valori dimostrano la convenienza economica dell'investimento che presenta un VAN pari a 24.539,09 €. Un'ulteriore conferma arriva dal BCR, che stima i benefici in un valore maggiore del 627% rispetto ai costi. Inoltre, per analizzare le performance dell'impianto tra il 2000 e il 2019, costi e benefici sono stati valutati tenendo in considerazione l'andamento dell'inflazione. L'andamento risulta positivo non solo per l'intervallo 2000-2019, ma, applicando la medesima analisi per prevedere lo scenario futuro, anche per l'intervallo 2019-2029. Infatti, se al 2019 il valore dei benefici risulta 29.193,41 €, al 2029 assumerà il valore di 33.979,98 €, mostrando come l'impianto offra prestazioni positive e in potenziale crescita. La robustezza dell'analisi condotta è confermata anche dai risultati ottenuti dall'analisi di sensibilità, che mostra come variando i parametri più sensibili i benefici attesi assumano fluttuazioni minime rispetto al valore di partenza.

4.2.2.2 Lo scenario controfattuale

Lo scenario controfattuale è stato definito calcolando i costi e i benefici derivanti dalla coltivazione in rotazione di patate, soia, mais e frumento sulla

restante superficie dell'azienda. Nello scenario corrente, i costi totali ammontano a 3.337,38 €/anno di cui circa il 50% sono rappresentati dai costi esterni ovvero i costi per i rischi alluvionali in assenza dell'impianto e in minima parte dalle emissioni di CO_2 prodotte durante le operazioni colturali per la coltivazione del fondo. D'altra parte, i benefici totali rappresentano i benefici economici derivanti dalla Produzione lorda vendibile delle colture la quale ammonta a 1.656,90 € anno^{-1} e dalle mancate emissioni prodotte per i lavori di scavo per la costruzione dell'impianto pari ad un costo annuo di 1,11 €. Questi valori hanno restituito un VAN negativo e un CBR che suggerisce che i benefici per questo scenario superano i costi del 50%.

4.3 Considerazioni finali

L'analisi costi-benefici ha fornito risposte positive rispetto alla sostenibilità degli impianti di fitodepurazione e alla convenienza della loro realizzazione. Nel caso studio di Catania, invece, l'impianto ha permesso il trattamento delle acque reflue aumentando la disponibilità idrica per l'attività commerciale di riferimento e contribuendo a diminuire il dilavamento superficiale urbano. La monetizzazione di questi benefici attraverso l'analisi costi-benefici ha contribuito in maniera significativa a determinare la fattibilità economica di entrambi gli impianti considerati. Nel caso studio di Budrio la realizzazione dell'impianto ha assicurato un miglioramento degli ecosistemi rurali e della biodiversità nonché un miglior utilizzo della risorsa idrica e una riduzione dei rischi alluvionali. I benefici esterni per l'impianto di Catania corrispondono infatti a circa 74.000 € anno^{-1} corrispondenti all'80% dei benefici totali (pari a 94.278,56 € anno^{-1}), mentre per l'impianto di Budrio raggiungono circa 29.000 € anno^{-1}.

In entrambi i casi studio il VAN è risultato positivo per entrambi gli scenari che prevedono la realizzazione dell'infrastruttura verde ed è, invece, risultato negativo negli scenari controfattuali in cui l'impianto di fitodepurazione è

assente. Il rapporto costi-benefici ha confermato ulteriormente questi risultati evidenziando che il valore dei benefici è maggiori dei costi del 627% per l'impianto di Budrio e dell'827% per l'impianto di Catania. Per entrambi gli scenari le previsioni future mostrano che i benefici offerti dagli impianti crescono al passare del tempo.

L'analisi ha quindi dimostrato che gli impianti di fitodepurazione risultano sostenibili non solo dal punto di vista ambientale e sociale, ma anche economico. Tuttavia, per valutare con più precisione la sostenibilità economica è necessario che vengano condotte più frequentemente analisi costi-benefici su questo tipo di infrastrutture, sia per perfezionare le tecniche di monetizzazione, sia per valutare tutte le caratteristiche che questo tipo di impianto può presentare. In questo modo, la crescente attrattività economica degli impianti di fitodepurazione in un contesto urbano, può promuovere il loro utilizzo all'interno delle strategie di economia circolare per trattare le acque reflue prodotte dalle aziende, come nel caso di Ikea, o essere considerate come potenziale modello di business. Inoltre, come dimostrato nell'impianto di Budrio, è possibile promuovere il trattamento delle acque reflue e il loro utilizzo commerciale o industriale anche in un contesto rurale, non limitandosi quindi al solo trattamento delle acque di drenaggio. La partecipazione a bandi per usufruire di incentivi europei, dai piani di sviluppo rurale ad altri programmi dedicati, potrebbe favorire questo processo, accrescendo anche l'attrattività per gli attori coinvolti in questo settore.

Va anche sottolineato che la pratica di valutare economicamente i benefici esterni forniti dalle infrastrutture verdi è piuttosto recente. Infatti, mentre risulta semplice utilizzare valori monetari per esprimere costi e benefici interni, l'attribuzione di un valore di mercato alle esternalità positive o negative risulta più complesso. Pertanto, in letteratura è presente un numero limitato di studi che include nell'analisi costi-benefici degli impianti di fitodepurazione la valutazione dei benefici esterni in termini monetari, limitandosi esclusivamente ai benefici e ai costi economici. Tuttavia, la loro

determinazione è necessaria per evitare che alcuni progetti siano considerati poco convenienti dal punto di vista economico. Pertanto, entrambi i casi studio considerati includono i benefici esterni nell'analisi costi-benefici, dimostrando, non solo che hanno un valore molto positivo, ma anche che possono crescere nel tempo. I due impianti, sia nel caso dell'infrastruttura realizzata in ambito urbano, che in quella realizzata in ambito rurale, evidenziano come questi benefici siano nettamente superiori rispetto ai costi. Infatti, i costi economici per la realizzazione e il mantenimento dell'impianto sono piuttosto ridotti grazie all'elevata adattabilità di queste infrastrutture. Inoltre, nel caso impianti di dimensione ridotte come quelli oggetto di questo studio, anche i costi ambientali relativi alla costruzione dell'impianto sono particolarmente contenuti.

BIBLIOGRAFIA

Alaqeel T.A. e Suryanarayanan S. (2019). A comprehensive cost-benefit analysis of the penetration of Smart Grid technologies in the Saudi Arabian electricity infrastructure. Utilities Policy, 60, 100933.

Alcon F., Martin-Ortega J., Pedrero F., Alarcon J.J. e de Miguel M.D. (2013). Incorporating Non-market Benefits of Reclaimed Water into Cost-Benefit Analysis: A Case Study of Irrigated Mandarin Crops in southern Spain. Water Resources Management, 27, pp. 1809-1820.

Alves A., Gersonius B., Kapelan Z., Vojinovic Z. e Sanchez A. (2019). Assessing the Co-Benefits of green-blue-grey infrastructure for sustainable urban flood risk management. Journal of Environmental Management, 239, pp. 244-254.

Barstow C., Bluffstone R., Silon, K., Linden, K. e Thomas, E. (2019). A cost-benefit analysis of livelihood, environmental and health benefits of a large scale water filter and cookstove distribution in Rwanda. Development Engineering 4, 100043.

Chen R. e Wang X.C. (2009). Cost-benefit evaluation of a decentralized water system for wastewater reuse and environmental protection. Water Science and Technology, 59, pp. 1515-1522.

Daniels P., Porter M. e Bodsworth P. (2012). Externalities in Sustainable Regional Water Strategies : Application of a Simple Methodology Urban Water Security Research Alliance Technical Report No . 81.

Djukic M., Jovanoski I., Ivanovic O.M., Lazic M. e Bodroza D. (2016). Cost-benefit analysis of an infrastructure project and a cost-reflective tariff: A case study for investment in wastewater treatment plant in Serbia. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 59, pp. 1419-1425.

Easy Clean Srl (2019) EasyClean Service. Available at: http://easycleanservice.it/disinfestazione-ecosti/disinfestazione-zanzare/ (Accessed: 16 November 2019).

European Commission, 2014. Guide to Cost-benefit Analysis of Investment Projects: Economic appraisal tool for Cohesion Policy 2014-2020, Publications Office of the European Union.

Gruppo Hera. (2019). Tariffe Acqua - Bologna. Retrieved November 16, 2019, from https://www.gruppohera.it/clienti/casa/casa_acqua/casa_acqua_tariffe/329.html

Hoogmartens R., Van Passel S., Van Acker K. e Dubois, M. (2014). Bridging the gap between LCA, LCC and CBA as sustainability assessment tools. Environmental Impact Assessment Review, 48, pp. 27-33.

Hutton G., Haller L. e Bartram J. (2007). Global cost-benefit analysis of water supply and sanitation interventions. Journal of Water and Health, 5, pp. 481-501.

Il Sole 24 Ore (2019) Mercati. Available at: https://mercati.ilsole24ore.com/tassi-e-valute (Accessed: 16 November 2019).

Impianti Bragaglia. (2019). Personal communication.

Indeed. (2019). Media stipendi ricercatori scientifici. Retrieved November 17, 2019, from https://it.indeed.com/salaries/ricercatore-Salaries

Kihila J. (2014). Development of a Cost-Benefit Analysis Approach for Water Reuse in Irrigation. International Journal of Environmental Protection and Policy, 2, pp. 179.

Malm A., Moberg F., Rosén L. e Pettersson T.J.R. (2015). Cost-Benefit Analysis and Uncertainty Analysis of Water Loss Reduction Measures: Case Study of the Gothenburg Drinking Water Distribution System. Water Resources Management, 29, pp. 5451-5468.

Molinos-Senante M., Hernández-Sancho F. e Sala-Garrido R. (2010). Economic feasibility study for wastewater treatment: A cost-benefit analysis. Science of the Total Environment 408, pp. 4396-4402.

Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., Sala-Garrido, R., Cirelli, G., 2013. Economic feasibility study for intensive and extensive wastewater treatment considering greenhouse gases emissions. Journal of Environmental Management, 123, pp. 98-104.

Nordman E.E., Isely E., Isely P. e Denning R. (2018). Benefit-cost analysis of stormwater green infrastructure practices for Grand Rapids, Michigan, USA. Journal of Cleaner Production 200, pp. 501-510.

Robinson, L.A., 2010. Behavioral Economics and Benefit-Cost Analysis.

Sidra SPA (2019) Tariffe Acqua - Catania. Available at: https://www.sidraspa.it/areatrasparenza/tariffe/ (Accessed: 16 November 2019).

Segugio.it. (2019). Segugio.it. Retrieved November 16, 2019, from https://tariffe.segugio.it/osservatorio-luce-gas/

Sendeco2. (2019). Prezzi CO2. Retrieved November 16, 2019, from https://www.sendeco2.com/it/prezzi-co2

Snyder B.F. (2019). The Inclusion of Ecosystem Service Valuations in Bioenergy Cost Analysis: A Case Study of Constructed Wetlands in the Neotropics. Ecological Economics 156, pp. 196-201.

Steen H., Malefors C., Röös E. e Eriksson M. (2018). Identification and modelling of risk factors for food waste generation in school and pre-school catering units. Waste Management, 77, pp. 172-184.

Vivai Squadrito. (2019). Personal communication.

Verlicchi P., Al Aukidy M., Galletti A., Zambello E., Zanni G. e Masotti L. (2012). A project of reuse of reclaimed wastewater in the Po Valley, Italy: Polishing sequence and cost benefit analysis. Journal of Hydrology 432-433, pp. 127-136.