

Siccità, scarsità e crisi idriche

**Il contributo della ricerca
a supporto della definizione
del bilancio idrico**

A cura di
Emanuele Romano
Ivan Portoghese



HABITAT SIGNA

Studi e ricerche su sistema terra e ambiente

collana del
Consiglio Nazionale delle Ricerche
Dipartimento Scienze del sistema terra e tecnologie per l'ambiente

diretta da
Francesco Petracchini

comitato scientifico a cura del consiglio scientifico di dipartimento
Andrea Billi, Claudio Faccenna, Gian Luigi Liberti, Andrea Rinaldo, Sabrina Speich

comitato editoriale
Sara Di Marcello, Maria Elena Martinotti

ideazione del nome e design della collana
Lucia Caraffa

Siccità, scarsità e crisi idriche

Volume 1 della collana HABITAT SIGNA

editing
Sara Di Marcello, Ivan Portoghese, Emanuele Romano, Angelica Zonta

impaginazione e copertina
Lucia Caraffa

graphical abstract
Matteo Tucci
www.luminescentia.com

crediti fotografici

Copertina e pag. 4 - Greg Montani, Pixabay.com; pagg. 20, 27, 562 - Carolyn, Pexels.com; pag. 238 - George Becker, Pexels.com; pagg. 477 e 512 - Frank Cone, Pexels.com; pag. 482 - FOX, Pexels.com; pag. 495 - Teono123, Pexels.com
Freepik.com: pagg. 30, 47, 50, 56, 68, 70,75, 86, 89, 96, 99, 104, 118, 121, 202, 212, 258, 268, 278, 284, 301, 303, 304, 311,325, 328, 339, 347, 350, 357, 366, 369, 384, 388, 391, 397, 406, 401, 402, 432, 426, 438, 440, 461, 480, 513, 514, 517, 518, 523, 541.
L'Editore è a disposizione degli aventi diritto per eventuali inesattezze nella citazione delle fonti.

© Cnr Edizioni, 2024

P.le Aldo Moro 7
00185 Roma
www.edizioni.cnr.it

ISSN 3035-2290

ISBN (ed. stampa) 978 88 8080 673 8

ISBN (ed. digitale) 978 88 8080 674 5

DOI <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1>



This work is licensed under CC BY-SA 4.0



Siccità, scarsità e crisi idriche

Il contributo della ricerca
a supporto della definizione
del bilancio idrico

A cura di
Emanuele Romano
Ivan Portoghese



Indice

[5](#)

Prefazioni

[21](#)

Introduzione

[29](#)

1

Il bilancio idrologico, la disponibilità di risorsa idrica e il bilancio idrico

a cura di **Stefano Mariani**

Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (ISPRA)

[49](#)

2

La governance dell'acqua in Italia

a cura di **Gerardo Sansone**

Presidenza del Consiglio dei ministri

[73](#)

3

Previsione, prevenzione e contrasto delle crisi idriche: il valore aggiunto della conoscenza tecnico-scientifica nelle attività di protezione civile

a cura di **Andrea Duro**

Dipartimento della protezione civile

[103](#)

4

Il regime meteo-climatico

a cura di **Stefano Federico**

CNR - Istituto di scienze dell'atmosfera e del clima (ISAC)

[145](#)

5

La criosfera

a cura di **Fabrizio de Blasi**

CNR - Istituto di scienze polari (ISP)

[201](#)

6

Il suolo e la zona insatura

a cura di **Marco Berardi**

CNR - Istituto di ricerca sulle acque (IRSA)

[237](#)

7

Acque superficiali e invasi

a cura di **Luca Brocca**

CNR - Istituto di ricerca per la protezione idrogeologica (IRPI)

[267](#)

8

Acque sotterranee

a cura di **Cristina di Salvo**

CNR - Istituto di geologia ambientale e geoingegneria (IGAG)

Matia Menichini

CNR - Istituto di geoscienze e georisorse (IGG)

[327](#)

9

Interazione acque continentali - acque marine

a cura di **Christian Ferrarin**

CNR - Istituto di scienze marine (ISMAR)

[349](#)

10

Le risorse idriche non convenzionali

a cura di **Domenica Mosca Angelucci**

CNR - Istituto di ricerca sulle acque (IRSA)

[386](#)

11

Gli utilizzi idrici e la gestione sostenibile delle risorse

a cura di **Marco Lauteri**

CNR - Istituto di ricerca sugli ecosistemi terrestri (IRET)

Emanuele Romano e Ivan Portoghese

CNR - Istituto di ricerca sulle acque (IRSA)

[475](#)

12

Siccità ed ecosistemi

a cura di **Fabrizio Stefani**

CNR - Istituto di ricerca sulle acque (IRSA)

[513](#)

13

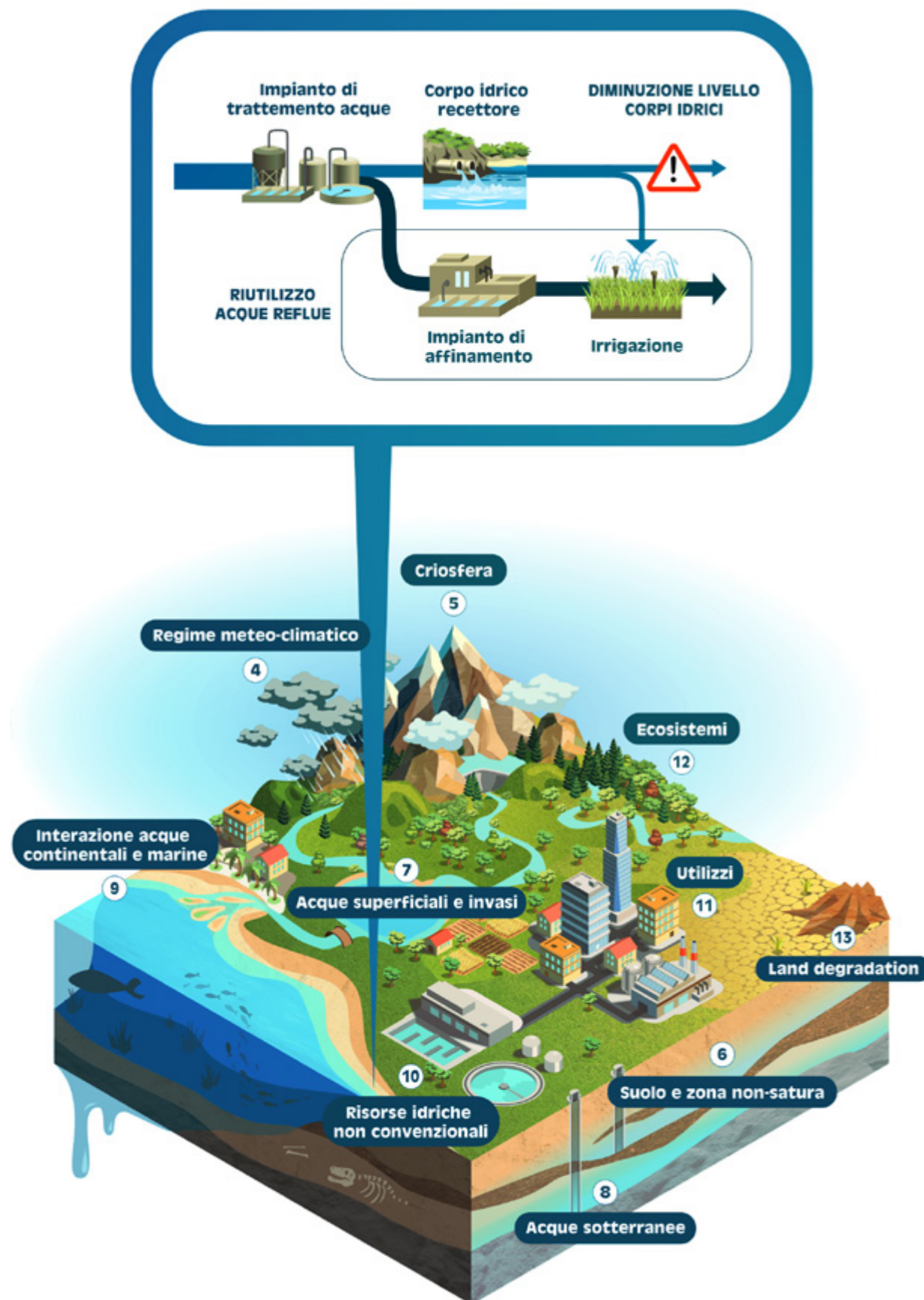
Siccità e Land Degradation

a cura di **Vito Imbrenda**

CNR - Istituto di metodologie per l'analisi ambientale (IMAA)

[554](#)

Conclusioni



Keywords
wastewater reuse
circular economy
contaminant of emerging concern
water management
risk assessment

Parole-chiave
riuso di acque reflue
economia circolare
contaminanti emergenti
gestione delle risorse idriche
valutazione del rischio

Curatore
Domenica Mosca Angelucci
CNR
Istituto di ricerca sulle acque

Con contributi di
CNR
Istituto di ricerca sulle acque
Maria Clementina Caputo
Lorenzo De Carlo
Francesca Di Pippo
Andrea Gianico
Alessandro Pagano
Stefano Polesello
Ivan Portoghese
Carlo Salerno
Maria Concetta Tomei

Le risorse idriche non convenzionali

| | | |
|--------|---|---------------------|
| 10.1 | Introduzione | 351 |
| 10.2 | Evoluzione normativa | 355 |
| 10.3 | Monitoraggio | 358 |
| 10.4 | Stato attuale degli impianti italiani e del riuso di acque reflue | 361 |
| 10.5 | Stato dell'arte delle tecnologie applicate al trattamento delle acque reflue urbane per la produzione di effluenti idonei al riuso | 370 |
| 10.5.1 | Treatment secondary | 370 |
| 10.5.2 | Treatment tertiary | 372 |
| 10.6 | Impatti del cambiamento climatico sugli impianti di depurazione | 374 |
| 10.7 | Le domande di ricerca | 377 |
| 10.8 | Referenze bibliografiche | 381 |

Nell'attuale scenario di cambiamento climatico che determina, in ambito mediterraneo, eventi sempre più frequenti di siccità e scarsità idrica si rende necessario gestire l'acqua in modo sostenibile cercando nuovi equilibri tra disponibilità idrica, bisogni primari dell'uomo, sviluppo e ambiente. È sempre più urgente mettere a punto misure e strategie di gestione delle risorse che consentano di accelerare la transizione dal modello di economia lineare, prevalentemente in uso, verso un modello di economia circolare che sia in grado di garantire un uso efficiente delle risorse idriche. Infatti, se da una parte per mitigare gli effetti della siccità si richiede l'adozione di un modello di gestione razionale della domanda idrica basata su incentivi per il risparmio e la sostenibilità degli utilizzi in grado di promuovere stili di vita e processi produttivi sostenibili, dall'altra è necessario fare sempre più ricorso alla valorizzazione delle risorse idriche non convenzionali con l'intento di prolungare il ciclo di vita dell'acqua adottando strategie che mirino al suo recupero e riutilizzo in modo da rafforzare la resilienza dei sistemi idrici di approvvigionamento da fonti convenzionali.

A livello ambientale, i benefici derivanti dall'implementazione di strategie di utilizzo di risorse idriche non convenzionali si dispiegano sia a monte sia a valle del ciclo idrico. Innanzitutto, esse consentono di limitare il prelievo dai corpi idrici riducendo la pressione antropica sugli ecosistemi, mitigando i conflitti sull'utilizzo della risorsa e consentendo di aumentare la disponibilità di risorse ai fini potabili, già oggi in sofferenza in molte aree italiane (si veda a tal proposito il Capitolo 3). Tali risorse risultano, inoltre, meno sensibili alla stagionalità dei fenomeni meteo-climatici

e quindi possono costituire una preziosa risorsa in situazioni di siccità e scarsità idrica.

Le risorse idriche non convenzionali includono le acque meteoriche (di cui si considera solo la quota parte destinata alla raccolta), le acque reflue depurate e quelle ottenute dalla dissalazione di acque marine e salmastre.

Le acque meteoriche costituiscono, per i volumi in gioco, una risorsa idrica di enorme potenziale da utilizzare in ambito civile, in agricoltura e nell'industria, attraverso sistemi di raccolta e successivo stoccaggio e distribuzione. In prima istanza, la raccolta delle acque meteoriche è spesso implementata in ambito urbano, dove l'impermeabilizzazione delle superfici può facilmente portare a problemi come allagamenti, erosione del suolo e inquinamento delle acque superficiali e la raccolta delle acque piovane può essere particolarmente vantaggiosa per affrontare tali problematiche. Tuttavia, pur considerando l'enorme potenziale idrico derivante dal contributo delle acque meteoriche in termini assoluti, il loro recupero e riutilizzo richiedono interventi infrastrutturali di elevata rilevanza che includono il miglioramento della capacità di captazione, attraverso una puntuale realizzazione di serbatoi e bacini di dimensioni adeguate alle potenzialità e in relazione alle diverse applicazioni agricole e industriali, oltre che la bonifica degli invasi già esistenti. Gli interventi decentralizzati di raccolta dell'acqua piovana potrebbero essere un'alternativa alle grandi opere pubbliche sopramenzionate, tuttavia, è necessaria una transizione verso città basate sul *Water-Sensitive-Concept* mediante un approccio integrato (i) per

raccogliere l'acqua, immagazzinarla per rallentare il deflusso e facilitarne l'infiltrazione per ricaricare gli acquiferi e mitigare le inondazioni; (ii) per prevenire il collasso dei sistemi fognari e degli impianti di trattamento e, allo stesso tempo, prevenire che il carico inquinante scaricato degradi i corpi idrici; (iii) per il suo successivo utilizzo basato sul principio della idoneità all'uso urbano (irrigazione giardini, pulizia strade, etc.) e turistico (strutture ricettive, scarico wc, torri di raffreddamento, etc.) (Cousins, 2018). Un paradigma differente di pianificazione urbanistica è quello incentrato sulla gestione delle acque meteoriche che va sotto il nome di *Sponge-City-Concept* (Città-Spugna) e si pone come obiettivo quello di contrastare gli effetti del cambiamento climatico sia per gli eventi di inondazioni che per quelli di scarsità idrica. Il programma delle *Sponge City* nasce in Cina nel 2014 (Liu et al., 2017) al fine di affrontare i numerosi problemi del paese legati alle inondazioni e alle risorse idriche, con l'obiettivo di creare città in grado di ritenere, infiltrare e purificare naturalmente le acque piovane. Le *Sponge City* si basano su due principi fondamentali: la bio-ritenzione e la catena di trattamento delle acque piovane intese come *Nature-Based-Solutions* (NBS) in ambito urbano. La combinazione delle azioni di rigenerazione e ritenzione naturali date dalle caratteristiche del terreno e della vegetazione, insieme a un corretto sviluppo di un sistema di gestione delle acque, basato su tecnologie verdi quali tetti verdi, pavimenti permeabili, etc., portano alla progettazione di ampie aree permeabili che fungono da regolatore naturale del ciclo dell'acqua e del clima urbano. Dal punto di vista del bilancio idrico urbano, lo *Sponge-City-Concept* rappresenta un'estensione del principio di "invarianza idraulica e idrologica" secondo il quale il deflusso risultante dal drenaggio di un'area deve rimanere invariato dopo una trasformazione dell'uso del suolo

avvenuto nell'area stessa, ossia dopo lavori di edificazione e urbanizzazione. Tale principio viene richiamato anche in vari regolamenti regionali che disciplinano alcune tipologie di interventi: edilizi e urbanistici e per le infrastrutture stradali (ad esempio nel regolamento regionale della Lombardia, n. 7 del 23 novembre 2017).

La desalinizzazione delle acque marine e salmastre costituisce un'importante alternativa in grado di offrire un'acqua di alta qualità e indipendente dal regime meteo-climatico, sebbene la sua applicazione sul territorio nazionale risulti al momento caratterizzata da una scarsa diffusione. In Italia, infatti, nel 2012 risultavano in esercizio solo 31 impianti di dissalazione, la cui produzione media annua di acqua dissalata, comprensiva sia dell'aliquota per uso industriale che di quella per uso potabile, ammontava a circa 17.8 milioni di metri cubi (Istat, 2019). L'acqua prodotta da questi impianti, prevalentemente ubicati sulle isole principali, lungo la costa tirrenica centro-settentrionale e sulla costa adriatica della Puglia, era utilizzata per il 71% all'interno di processi produttivi, mentre il restante 29% è finalizzata all'uso potabile. Ad oggi, il numero degli impianti attivi sul territorio nazionale è aumentato a 340, con una produzione annua pari a 239.8 milioni di metri cubi (The European House - Ambrosetti, 2024). Nonostante il marcato incremento negli ultimi 10 anni, l'Italia incide solo per il 7.6% alla capacità di produzione giornaliera europea (dopo la Spagna con il 62.1%) e il relativo mercato è scarsamente dinamico, dal momento che molti degli impianti in esercizio sono stati realizzati prima del 2000. Le motivazioni alla base della loro scarsa diffusione dipendono dai relativi costi di impianto e di esercizio, ancora troppo elevati, dalle conseguenze ambientali dirette (elevato consumo energetico e impatti sugli ecosistemi marini) e dalle problematiche connesse alla gestione degli ingenti volumi di salamoie pro-

dotti nel processo. La loro applicazione è dunque da riservare a situazioni in cui non sia possibile prevedere reali alternative e si disponga sia di energia a basso costo sia della capacità tecnologica ed economica di sostenere i costi d'investimento e tutti gli oneri operativi, incluse le costanti manutenzioni.

Considerare le acque dissalate una soluzione permanente all'approvvigionamento idrico potrebbe infatti creare un senso di sicurezza basato su una risorsa illimitata che può ridurre l'attenzione alla domanda di acqua, favorendo un incremento dei consumi e mettendo sotto pressione i sistemi idrici locali. Questa soluzione potrebbe essere vista come il trasferimento dei problemi da una scarsità (acqua dolce) a un'altra (energia), posticipando così la risoluzione dei problemi (Ricart et al., 2021). È comunque opportuno segnalare che in taluni contesti territoriali, a causa del progressivo depauperamento degli acquiferi costieri, si sta seriamente prendendo in considerazione la dissalazione come fonte idrica integrativa a quelle convenzionali. La realizzazione di impianti di dissalazione, con particolare riferimento ad acque salmastre (di falda o di sorgente) è stata inserita, ad esempio, nel Piano d'ambito della Regione Puglia 2020-2045 (approvato il 13 marzo 2023) per la necessità di incrementare la resilienza degli schemi idrici della penisola salentina, attualmente dipendenti da fonti idriche sotterranee costituite da acquiferi costieri.

Nonostante la maggior parte delle risorse idriche sotterranee costiere sia costituita da acque salmastre, con solidi disciolti totali, Total Dissolved Solids (TDS) compresi tra i 500 e i 5000 mg/L, tali risorse rimangono in gran parte non sfruttate in molte parti del mondo. La tendenza, nei prossimi anni, verso un loro maggiore sfruttamento è probabile in quelle situazioni locali in cui vi è una crescente pressione sulle risorse idriche conven-

zionali. È opportuno segnalare che la desalinizzazione delle acque salmastre richiede, rispetto alle acque marine, una minore quantità di energia (la pressione applicata per l'osmosi inversa dell'acqua salmastra varia tipicamente da 17 a 27 bar a fronte dei 55-82 bar necessari per l'acqua di mare) e, al contempo, garantisce un maggiore recupero di acqua prodotta (del 75-85%) per unità di acqua trattata rispetto alla desalinizzazione dell'acqua di mare (35-45%). Infine, per le acque sotterranee con TDS inferiori a 10 000 mg/L, il consumo energetico specifico riportato nella letteratura esaminata è compreso tra 0.26 kWh/m³ e 3 kWh/m³ (Ahdab e Lienhard, 2021). Questi aspetti rendono la desalinizzazione delle acque salmastre di estremo interesse per alcuni contesti territoriali, tuttavia il limite principale, oltre al costo energetico, è la produzione di un flusso di salamoia concentrato (da 4 a 10 volte più concentrato in salinità dell'acqua di alimentazione) che deve essere opportunamente smaltito. I costi elevati per la gestione della salamoia negli impianti alimentati da acque sotterranee salmastre (tra il 5 e il 33% del costo totale di produzione) rappresentano un forte ostacolo all'implementazione diffusa della dissalazione di acque salmastre. Le sorgenti costiere salmastre (con TDS compresi tra 5000 e 20 000 mg/L) sono considerate siti molto adatti per la realizzazione di impianti ad osmosi inversa grazie ai minimi costi di smaltimento delle salamoie direttamente in mare.

Per completare il quadro delle possibili fonti idriche, è fondamentale considerare le acque reflue depurate che costituiscono una risorsa idrica di rilevanza grazie alla continuità della loro produzione e al monitoraggio qualitativo cui sono periodicamente sottoposte. Secondo l'ultimo censimento Istat del 2020 (Istat, 2022), oltre 18 000 impianti di depurazione dislocati sul territorio na-

zionale trattano circa 6.7 miliardi di m³ all'anno di acque reflue corrispondenti a circa il 25% del prelievo idrico totale del Paese. L'implementazione di strategie di riutilizzo di effluenti depurati, svincolati dalla stagionalità dei fenomeni meteorologici, può contribuire efficacemente a contrastare episodi di scarsità idrica e fornire un supporto al soddisfacimento del fabbisogno sia nel settore civile che, soprattutto, nei sistemi produttivi. Questo impatto risulta particolarmente significativo nel contesto agricolo, caratterizzato da un'elevata idroesigenza e stagionalità d'uso, che implica la necessità di soluzioni sostenibili in grado di fronteggiare l'incremento di domanda durante la stagione irrigua.

Fatta questa premessa su potenzialità e limiti delle diverse fonti idriche non convenzionali, con riferimento al contesto italiano e sulla base di normativa e tecnologie al momento disponibili, le acque reflue depurate rappresentano la fonte che, nel breve periodo, potrebbe dare il maggior contributo alla gestione sostenibile di episodi di scarsità idrica, riducendo la dipendenza da fonti tradizionali e mitigando gli impatti ambientali. Il riuso di tali fonti offre svariate possibilità d'impiego. Nel contesto agricolo costituisce una risorsa di grande valore per l'irrigazione, grazie al loro potenziale di fertilizzante per la presenza di nutrienti (azoto e fosforo) indispensabili alle colture (Vivaldi et al., 2022). Inoltre, le acque reflue depurate possono trovare applicazione nell'ambito industriale, ad esempio come acque di raffreddamento, per alimentare le caldaie, come componente del processo produttivo e nell'edilizia. Nei contesti urbani, possono essere sfruttate per l'irrigazione di parchi e zone residenziali, nonché per scopi ricreativi e ambientali, compresi utilizzi come la ricarica di laghi, stagni e corsi d'acqua. Inoltre, con scopi ambientali, le acque reflue possono essere impiegate per la ricarica

indiretta della falda sotterranea (si veda a tal proposito il Capitolo 8). Particolarmente interessanti sono le applicazioni nell'ambito degli acquiferi costieri, data la loro maggiore sensibilità all'intrusione salina, fenomeno che può essere contrastato mediante l'introduzione di acque reflue trattate. È essenziale sottolineare che ciascuna forma di riutilizzo richiede la conformità ai parametri di qualità e agli standard di riferimento della relativa destinazione d'uso. Infine, nell'ottica del bilancio idrico, è opportuno fare alcune considerazioni sulle politiche di riutilizzo delle acque reflue. Va infatti considerato che:

- **al riutilizzo irriguo delle acque reflue depurate corrisponde il mancato apporto della stessa risorsa ai corpi idrici superficiali (poiché gli scarichi di acque reflue depurate contribuiscono a sostenere il deflusso ecologico dei corpi idrici superficiali nei periodi di magra);**

- **il riutilizzo per scopi irrigui a livello quantitativo può contribuire su vasta scala alla sostituzione di una quota tra il 5 e il 10% della domanda attuale e quindi a una modesta riduzione di prelievi di risorsa convenzionale;**

- **i vantaggi del riutilizzo irriguo (in agricoltura come nel verde urbano) sono maggiori in contesti a elevata scarsità idrica, ovvero nei casi in cui la risorsa convenzionale risulta depauperata a causa del sovrasfruttamento e della riduzione della ricarica naturale, come accade in molti acquiferi costieri;**

- **in molti contesti territoriali il riutilizzo irriguo è una pratica virtuosa che consente il non-scarico dell'effluente trattato nell'ambiente, evitando ad esempio lo scarico in battigia o nei pressi delle foci fluviali, con evidenti vantaggi per la balneabilità e fruizione dei tratti di costa interessati.**

Con l'obiettivo di delineare le potenzialità di riutilizzo delle acque reflue depurate ai fini del bilancio idrico, risulta di prioritaria importanza la definizione del quadro normativo di riferimento in ambito sia nazionale che internazionale.

Nel contesto europeo, un cambiamento significativo è rappresentato dalla pubblicazione e successiva entrata in vigore del Regolamento 2020/741/UE che stabilisce i requisiti minimi di qualità per le acque destinate al riutilizzo, con particolare attenzione al settore agricolo. L'obiettivo principale di questo regolamento è armonizzare le normative nazionali già esistenti in quest'ambito e promuovere lo sviluppo di nuovi strumenti legislativi nei Paesi che non ne sono ancora dotati. Questa armonizzazione mira inoltre a regolamentare il mercato europeo dei prodotti agricoli irrigati con fonti non convenzionali dal punto di vista della qualità delle fonti utilizzate. I principali aspetti innovativi di tale regolamento stabiliscono un diverso approccio alla gestione del riuso delle acque. Anzitutto l'obiettivo dichiarato di questo strumento normativo è di favorire il riutilizzo delle acque come strumento di adattamento agli effetti dei cambiamenti climatici, in applicazione, tra l'altro, del generico

dettato della Water Framework Directive (WFD, 2000/60/CE). In secondo luogo, il regolamento stabilisce in modo univoco che la conformità della qualità delle acque destinate al riuso dev'essere misurata in corrispondenza del punto di consegna di tali acque dall'impianto di produzione al successivo attore della catena di valore. In terzo luogo, viene individuata come il cardine principale di tutte le attività di riutilizzo delle acque la gestione del rischio. È importante sottolineare che il regolamento 2020/741/UE è un regolamento europeo e si applica direttamente negli Stati membri dopo la sua entrata in vigore, senza richiedere il recepimento nel diritto nazionale. L'approccio innovativo basato sulla valutazione integrata del rischio, non più basato su una semplice lista di sostanze da controllare, si scontra inevitabilmente con la legislazione nazionale in vigore che è basata su questo principio tradizionale (D.M. 185/2003). La normativa attualmente vigente in Italia stabilisce infatti le norme tecniche, con l'indicazione dei parametri chimici e biologici da rispettare, affinché le acque reflue domestiche o assimilate alle domestiche, urbane e industriali, possano essere riutilizzate nei diversi ambiti (irriguo, civile e industriale). La pratica del riuso è quindi formalmente

consentita, previo il raggiungimento di un certo grado di qualità, mediante un approccio che minimizzi i potenziali rischi connessi al riuso, senza considerare un'analisi di rischio sito-specifica. Per questo motivo nel D.L. 39/2023 (cosiddetto "Decreto Siccità") convertito con modificazioni dalla L. 68/2023, sono state incluse disposizioni per fronteggiare la crisi idrica con misure sul riutilizzo di acque reflue, fanghi di depurazione, acque meteoriche e dissalatori. In esso sono stati inseriti diversi articoli sul riutilizzo agricolo delle acque reflue, che riportano le prescrizioni minime del regolamento europeo 2020/741/UE. In questo contesto, bisogna ricordare anche il D.M. 100/2016 che disciplina il ravvenamento dei corpi idrici sotterranei limitando l'autorizzazione solo al ravvenamento con corpi idrici superficiali naturali in stato di qualità "buono". In questo modo si proibisce qualunque azione di ricarica artificiale della falda che utilizzi acqua reflua dopo opportuni trattamenti, la cosiddetta *Managed Aquifer Recharge* (MAR), procedura operativa o in studio in molti paesi dell'UE e anche extra-UE. A questa tecnica sarà dedicata una prossima Linea Guida ufficiale europea preparata dal *CIS working group Groundwater*, che delinea il quadro normativo per la MAR, con l'obiettivo di garantire l'adozione di tecniche sicure di ricarica gestita delle falde acquifere nell'UE.

Infine, in conseguenza all'emanazione del Regolamento 2020/741/UE, il Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica (MASE) ha avviato una procedura di armonizzazione con la normativa nazionale. In primo luogo, sono state evidenziate le differenze di tale regolamento con la normativa italiana attualmente in vigore (D.M. 185/2003) che si differenzia per l'ambito di applicazione e destinazioni d'uso, oltre che per le categorie di soggetti responsabili, e una diversa

tipologia di approccio ai fini della verifica di qualità delle acque ma soprattutto non prevede l'approccio basato sulla gestione del rischio. Quindi, il MASE ha elaborato una bozza di Decreto del Presidente della Repubblica (D.P.R.) a marzo 2023 che tiene conto delle differenze descritte in un'ottica evolutiva di adeguamento normativo e con l'obiettivo di favorire una maggiore diffusione della pratica del riutilizzo dei reflui nel nostro Paese. La bozza di decreto prevede il riuso a scopi diversi dall'irriguo, introducendo nuove possibilità di riutilizzo ai fini:

- **industriali (che include acque antincendio, acque di processo, acque di lavaggio, acque per i cicli termici dei processi industriali);**

- **civili (ad esempio per lavaggio delle strade nei centri urbani o di automobili, irrigazione del verde pubblico e privato, aree verdi e servizi igienici di impianti sportivi, alimentazione di fontane ornamentali, sistemi di riscaldamento o raffreddamento e reti duali di adduzione, separate da quelle idropotabili, con esclusione dell'utilizzazione diretta di tale acqua negli edifici a uso civile, ad eccezione degli impianti di scarico nei servizi igienici);**

- **ambientali (che includono la regolazione del flusso di corsi d'acqua che presentano lunghi periodi di secca nel corso dell'anno e portate critiche inferiori al deflusso minimo vitale o flusso ecologico, l'alimentazione, il ripristino o il miglioramento dei sistemi delle aree umide e habitat naturali e di stagni, maceri, piccole pozze e vasche di fitodepurazione-evapotraspirazione, il recupero di corsi d'acqua caratterizzati da uno stato qualitativo non buono secondo la *Water Framework Directive* (2000/60/CE), la ricarica indiretta di falde acquifere non destinate al consumo di acqua potabile).**

Il D.P.R., dopo la fase di consultazione pubblica, secondo il MASE stesso sarà in vigore entro il 2024. Tale adeguamento normativo andrà a colmare una lacuna che fino ad oggi è considerata una delle motivazioni principali che ha rallentato, se non ostacolato, l'implementazione degli schemi di riuso delle acque reflue trattate.

Infine, per chiudere il percorso normativo attualmente in evoluzione, è importante citare la revisione della vecchia direttiva sul trattamento delle acque reflue urbane (*Urban Waste Water Treatment Directive*, UWWTD, 1991/271/CEE), attualmente in vigore, che porterà con sé alcune profonde modifiche sulle politiche di gestione della depurazione. La nuova direttiva, approvata il 01/03/2024, dovrebbe entrare in vigore nel corso del 2024. Le azioni previste includono nuovi (e più elevati) livelli di rimozione di nutrienti e microinquinanti (in particolare composti farmaceutici e cosmetici), il rafforzamento del monitoraggio di contaminanti emergenti, l'incentivazione della pratica del riuso mediante una roadmap composta dai seguenti passi:

- entro il 2035 il trattamento secondario delle acque reflue urbane sarà obbligatorio per tutti gli agglomerati con almeno 1000 Abitanti Equivalenti (AE);

- entro il 2039, i Paesi dell'UE dovranno garantire invece il trattamento terziario (rimozione di azoto e fosforo) per impianti che coprono 150 000 AE o più, estendendolo entro il 2045 a impianti che coprono almeno 10 000 AE;

- entro il 2045, tutti gli impianti con oltre 10 000 AE dovranno sottoporre le acque ad un trattamento aggiuntivo per la rimozione di microinquinanti ("trattamento quaternario");

- entro il 2050 tutti gli impianti dovranno raggiungere la neutralità energetica.

Il monitoraggio delle acque reflue depurate è un aspetto di cruciale importanza per garantirne la qualità e la sicurezza, con particolare attenzione al loro riutilizzo, sia esso agricolo, industriale o addirittura indirettamente potabile nel caso di ricarica delle falde. Il monitoraggio, nel caso delle acque reflue, oltre a consentire la valutazione dell'eventuale presenza di contaminanti, quali agenti patogeni, sostanze chimiche o nutrienti in eccesso, che potrebbero compromettere la qualità dell'acqua del corpo idrico ricettivo e la salute pubblica, fornisce dati essenziali per valutare l'efficacia dei processi di depurazione e per adattare le pratiche di gestione delle risorse idriche in base alle esigenze e alle sfide specifiche di ciascuna area. Pertanto, un sistema di campagne di monitoraggio è fondamentale per garantire la conformità delle acque reflue al loro successivo riutilizzo in termini sia biologici che chimici.

La Tabella 10.1 riporta i limiti di emissione stabiliti dal D.Lgs. 152/2006 per impianti di depurazione di acque reflue urbane che ecapitano in corpo idrico superficiale, aree sensibili e su suolo. Nella stessa tabella sono inoltre riportati i requisiti di qualità delle acque reflue ai fini del riutilizzo stabiliti dal D.M. 185/2003 che rimandano al D.Lgs. 152/1999. Vale la pena specificare che, per entrambi i casi, il valore di *E. coli* riportato in Tabella 10.1 è un valore consigliato. Nella Tabella 10.1 sono incluse anche le prescrizioni recentemente introdotte dal Regolamento 2020/741/UE sulle acque reflue affinate destinate al riutilizzo agricolo. In alcuni casi (sostanza organica e solidi sospesi, SS) le prescrizioni risultano più restrittive rispetto ai limiti attualmente in vigore per gli scarichi delle acque reflue urbane nei corpi idrici.

Il regolamento europeo, infatti, in funzione dei diversi utilizzi agricoli consentiti e delle tecniche di irrigazione impiegate, distingue le seguenti quattro classi di qualità delle acque (All. 1, Sez. 2, Tab. 1):

I) classe A: colture alimentari da consumare crude la cui parte commestibile è a diretto contatto con le acque affinate, e piante da radice da consumare crude; qualunque tecnica di irrigazione;

II) classe B: colture alimentari da consumare crude la cui parte commestibile è prodotta al di sopra del livello del terreno e non è a diretto contatto con le acque affinate, colture alimentari trasformate e colture non alimentari, comprese le colture utilizzate per l'alimentazione di animali da latte o da carne; tutte le tecniche di irrigazione differenti da quelle indicate al punto III;

III) classe C: stesse colture del punto II; irrigazione a goccia o comunque senza contatto diretto con la parte commestibile della coltura;

IV) classe D: colture industriali, da energia e da sementi; qualunque tecnica di irrigazione.

Inoltre, il regolamento europeo prevede per gli agenti patogeni, oltre al monitoraggio di *E. coli*, anche analisi di *Legionella spp.* (con limite <1000 UFC/L) se vi è rischio di diffusione per via aerea e Nematodi intestinali (con limite di uova di elminti ≤ 1 uovo per litro nel caso di usi irrigui di pascoli e campi da foraggio).

Il regolamento indica, inoltre, che il monitoraggio deve avvenire con frequenze minime riportate nella Tabella 3 al "punto di conformità" definito come il punto in cui un gestore dell'impianto di affinamento consegna l'acqua affinata al soggetto che ne farà uso, cioè l'agricoltore.

| Normativa | BOD ₅ (mg/L) | COD (mg/L) | SS (mg/L) | P (mg/L) | N (mg/L) | <i>E. coli</i> UFC/100mL |
|------------------------------|----------------------------|---------------|--------------------|--------------------------------|----------------------------------|-----------------------------|
| D.Lgs. 152/2006 ^a | 25 | 125 | 35 | | | - |
| D.Lgs. 152/2006 ^b | 20 | 100 | 25 | 1 ^c -2 ^d | 10 ^c -15 ^d | <5000 |
| D.Lgs. 152/1999 ^e | 40 | 160 | 80 | | | <5000 |
| 2020/741/UE | 10-40 ^f | - | 10-80 ^f | | | 10-10 000 ^f |

^a per scarichi in corpo idrico superficiale e aree sensibili (Riferimento Tabella 1 e 2, All. 5, Parte terza)

^b per scarichi su suolo

^c per AE 10 000-100 000

^d per AE >100 000

^e requisiti previsti da D.Lgs. 185/2003

^f dipende dalla classe di qualità delle acque affinate e tecniche di irrigazione e utilizzi agricoli consentiti

Oltre alle prescrizioni minime richieste per la qualità delle acque destinate ai fini irrigui (All. I, Sez. 2 del regolamento 2020/741/UE), sulla base dell'analisi di rischio prevista dal regolamento, si può rendere necessaria l'adozione di prescrizioni supplementari (All. II, sez. B) al fine di garantire un livello adeguato di protezione dell'ambiente e della salute umana e animale che includono il monitoraggio di metalli pesanti, agenti antiparassitari, sottoprodotti di disinfezione, farmaci e antibiotici, e altri contaminanti emergenti e microinquinanti, tra cui le microplastiche e la resistenza agli agenti antimicrobici. Le acque reflue possono contenere, infatti, dei contaminanti definiti emergenti (Contaminants of Emerging Concerns, CEC,) la cui presenza dipende dalla forte pressione antropica, incluse intense atti-

vità agricole e industriali. Non esiste una categorizzazione standardizzata dei CEC ma le categorie più generalmente utilizzate includono farmaci, prodotti per la cura personale e domestica, plastificanti, ritardanti di fiamma, prodotti di origine industriale e pesticidi (Tab. 10.2). Ad essi si aggiungono anche contaminanti di natura microbiologica quali i batteri resistenti agli antibiotici (Antibiotic Resistant Bacteria, ARB) e i geni di resistenza agli antibiotici (Antibiotic Resistance Genes, ARG) e le microplastiche. I CEC sono generalmente presenti a concentrazioni molto basse, ma spesso presentano elevata persistenza, scarsa biodegradabilità e significativa tossicità, tanto da non essere rimossi efficientemente dagli impianti di depurazione convenzionali, principalmente basati su processi biologici (Rizzo et al., 2020).

| Categoria | Effetti |
|--|--|
| Antibiotici | Resistenza agli antibiotici |
| Disinfettanti | Genotossicità, citotossicità, cancerogenicità |
| Ritardanti di fiamma | Distruzione endocrina, segnalazioni di aumento rischio di cancro |
| Prodotti legati allo stile di vita (Caffeina, Nicotina) | Stress cellulare, effetti negativi sull'attività riproduttiva negli animali |
| Farmaci (da banco o con prescrizione) e metaboliti | Aumento dei tassi di cancro, danni agli organi, effetti sulla salute sconosciuti |
| Prodotti per la cura personale | Resistenza batterica, distruzione endocrina |
| Ormoni | Distruzione endocrina |
| Prodotti chimici domestici e industriali (BPA, additivi, PFAS, anticorrosivi come benzotriazoli) | Rischio per la salute umana, effetti vari e spesso inesplorati |

Tabella 10.1

Requisiti di qualità delle acque reflue municipali trattate per diverse legislazioni nazionali ed europee (COD: Chemical Oxygen Demand, BOD: Biochemical Oxygen Demand).

Tabella 10.2

Categorie di inquinanti emergenti nelle acque reflue trattate e i loro effetti avversi (modificata da Alcalde-Sanz e Gawlik, 2014; Tomei e Mosca Angelucci, 2017).

Sebbene attualmente non ci siano limiti allo scarico per la maggior parte di essi, la Decisione europea 2015/495/EU ha stabilito un primo elenco di 17 composti organici da monitorare, successivamente aggiornato e integrato dalle Decisioni di esecuzione 2018/840/UE e 2020/1161/UE. Infine, la nuova Direttiva delle acque reflue urbane, in fase di revisione, introdurrà il monitoraggio di una più estesa lista di inquinanti emergenti, che include le sostanze alchiliche perfluorate e polifluorate (Per- e polyfluoroalkyl substances, PFAS), una gamma di pesticidi e loro prodotti di degradazione (come il glifosato), il Bisfenolo A, molti farmaci e antibiotici, microplastiche e resistenza agli antibiotici.

In generale, il riutilizzo delle acque reflue trattate non è positivamente correlato al numero di criteri di qualità obbligatori e allo sforzo necessario per monitorarli. Israele e Italia vengono spesso riportati come esempi estremi: mentre il primo è leader nel settore del riutilizzo dell'acqua reflua trattata con il monitoraggio di una dozzina di parametri, in Italia vengono monitorati più di 50 parametri, definiti da norme regionali, ma solo una piccola percentuale delle sue acque reflue viene effettivamente riutilizzata (Bio by Deloitte et al., 2015).

Un aspetto importante da tenere in considerazione nell'ambito del monitoraggio è il destino dei CEC presenti nelle acque reflue riutilizzate e dei loro effetti sul suolo, sulle piante e sul relativo microbiota. I CEC andrebbero monitorati poiché potrebbero accumularsi nel suolo e nelle piante e, eventualmente, raggiungere livelli tossici per gli organismi che se ne nutrono, compresi gli esseri umani e gli animali selvatici e da allevamento. Studi recenti sono stati condotti sul destino e gli effetti di alcuni CEC (selezionati in base alla loro nota prevalenza e refratta-

rietà alla rimozione con trattamenti convenzionali) su suoli e colture erbacee annuali irrigati con acque reflue trattate. A tale scopo, sono state testate piante di carciofo coltivate in vaso e irrigate con diverse matrici acquose, tra cui acque sotterranee (controllo in cui non è stato rilevato nessun CEC), acque reflue trattate da un depuratore in scala reale in cui sono state rilevate tracce dei composti target (soprattutto carbamazepina) e acque addizionate con CEC target. I risultati hanno mostrato che, a parte la sola carbamazepina rilevata in terreni irrigati con acque reflue trattate, solo i terreni irrigati con acque addizionate mostravano alcuni CEC. Tra i composti rilevati, le concentrazioni maggiori sono state riscontrate per carbamazepina e fluconazolo, entrambi osservati anche negli organi delle piante di carciofo irrigate con acque addizionate, in particolare nelle radici e nelle teste, ma anche nelle foglie e negli steli, sebbene in concentrazioni inferiori (De Mastro et al., 2022). Un approccio simile (con gli stessi composti target) è stato applicato a dei lisimetri contenenti terreno e piante di pomodoro irrigati con tre diverse tipologie di acqua: acqua di controllo e acqua reflua trattata e ulteriormente affinata per il riutilizzo irriguo, ma addizionata a due diversi livelli di concentrazione. Nei test con basso livello di concentrazione, solo carbamazepina e fluconazolo sono stati rilevati nel suolo, poi traslocati nelle piante di pomodoro e accumulati solo nelle foglie, mentre gli altri CEC non sono stati rilevati. L'utilizzo di alte concentrazioni di CEC addizionate ha mostrato invece che il loro destino nei suoli e nelle piante varia a seconda del composto. Tuttavia, anche in questo caso, carbamazepina e fluconazolo sono stati quelli maggiormente assorbiti nelle foglie, radici, steli e bacche di pomodoro (Denora et al., 2023).

Stato attuale degli impianti italiani e del riuso di acque reflue

L'utilizzo delle risorse idriche comporta, specie nei comparti civile e industriale, la generazione di acque reflue per le quali risulta necessaria una gestione che includa raccolta, trasporto e trattamento per ridurre gli impatti della loro reintroduzione nell'ambiente nel rispetto dei requisiti di qualità dei corpi idrici recettori o per consentirne il riutilizzo. Le acque reflue vengono raccolte nei sistemi fognari e collettate agli impianti di depurazione attraverso un sistema di reti fognarie la cui lunghezza complessiva in Italia è stimata essere di almeno 201 000 km (ARERA, 2023). La tipologia prevalente è quella definita fognatura mista, che costituisce circa il 66% dell'intera estensione dichiarata. Le reti fognarie miste sono progettate per raccogliere congiuntamente gli scarichi domestici, gli eventuali scarichi industriali e le acque meteoriche. Seguono le condotte dedicate esclusivamente al trasporto delle acque reflue domestiche, note come 'acque nere', che rappresentano il 29% del totale. Infine, vi sono le reti destinate unicamente all'allontanamento delle acque piovane, denominate 'acque bianche', le quali costituiscono circa il 5%

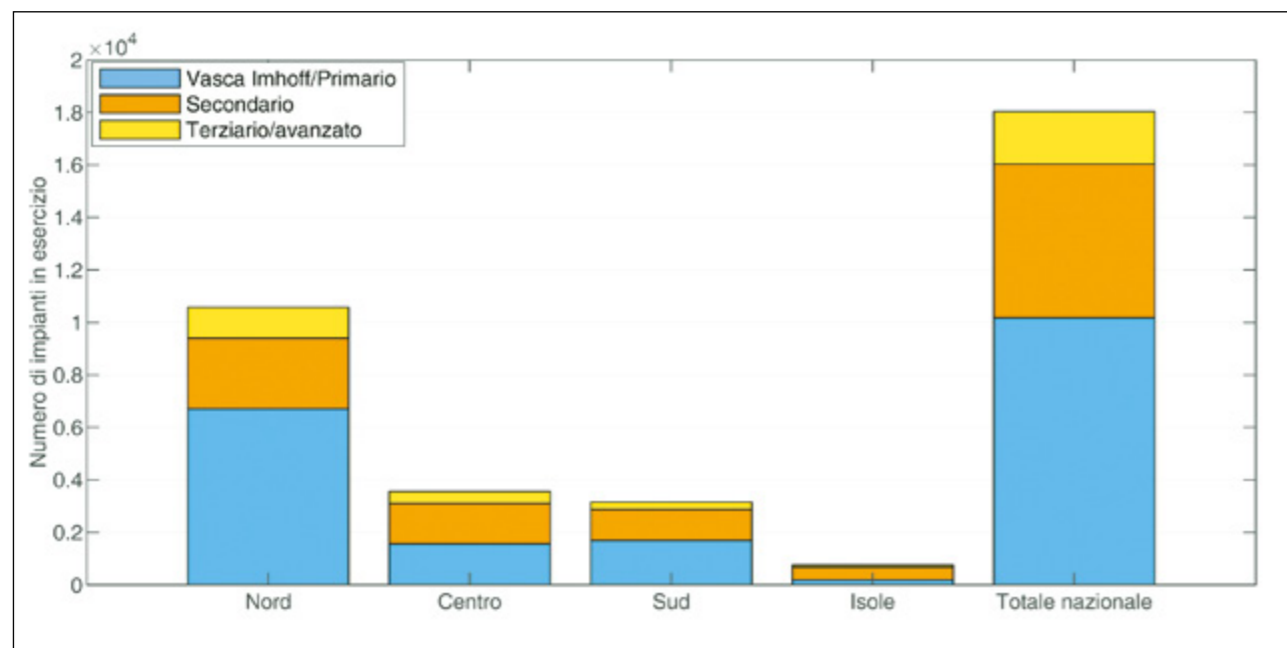
dell'intera estensione. L'analisi geografica delle reti fognarie italiane rivela notevoli differenze nella distribuzione delle diverse tipologie di condotte, evidenziando la carenza di fognatura bianca ($\leq 1\%$) nelle regioni del Centro e del Sud Italia, comprese le isole maggiori.

I successivi trattamenti a cui le acque reflue sono sottoposte sono suddivisi in:

- 1. Preliminari** – comprendono operazioni di grigliatura per la rimozione di materiali grossolani e operazioni di dissabbiatura/disoleatura per la rimozione del particolato inorganico più pesante, degli olii e dei grassi.
- 2. Primari** – basati sulla separazione dei solidi sospesi tramite sedimentazione.
- 3. Secondari** – basati su processi biologici per convertire gli inquinanti organici disciolti in prodotti stabili e sedimentabili.
- 4. Terziari o Avanzati** – comprendono trattamenti per ridurre i nutrienti, i patogeni e altre eventuali sostanze residue.

La qualità dell'acqua che fuoriesce dagli impianti di depurazione è quindi associata alla tipologia di trattamento che riceve. Per stimare il potenziale di produzione di acque reflue destinabili al riutilizzo, risulta pertanto cruciale delineare il quadro completo del settore depurativo in Italia. A tale scopo, sono stati elaborati i dati prodotti dal censimento delle acque per uso civile condotto dall'ISTAT nel 2020 (Istat, 2022). Il parco depuratori in Italia risulta composto da 18 042 impianti in esercizio, di cui soltanto il 44% effettua trattamenti più spinti (secondari/terziari/avanzati), in grado di abilitare l'eventuale riutilizzo degli effluenti trattati. Il restante 56% effettua invece un trattamento di livello primario, con un minore abbattimento del carico inquinante (vasche Imhoff/primari). In Figura 10.1 si riporta la distribuzione geografica di tali depuratori sul territorio nazionale. La maggior parte degli impianti con vasche Imhoff/primari sono concentrati nelle regioni che presentano zone "interne di montagna" come Valle d'Aosta, Liguria, Abruzzo e Piemonte, che per orografia e densità abitativa del territorio meglio si adattano a questa tipologia di trattamento. Lombardia (382), Veneto (248) ed Emilia-Romagna (245) sono le regioni con il maggior numero di impianti con trattamento avanzato.

Figura 10.1
Numero di impianti di depurazione delle acque reflue urbane in esercizio, anno 2020.



Seppur rappresentino solo il 44% del totale dei depuratori in esercizio, gli impianti dotati di trattamenti secondari, terziari o avanzati trattano la gran parte del carico inquinante. Come si può vedere in Tabella 10.3, circa il 94% del carico inquinante (espresso in Abitanti Equivalenti, AE) è trattato in impianti dotati di sezioni avanzate, o perlomeno secondarie, di trattamento.

In Italia, la quantità d'acqua complessivamente prelevata per usi autorizzati nel 2020 è stata pari a circa 9.2 miliardi di m³. Di tutta l'acqua prelevata, tenuto conto delle perdite nella rete, una quantità pari a 4.7 miliardi di m³ è risultata essere effettivamente erogata. Infine, la quantità di acqua reflua confluita in tutti gli impianti di depurazione in esercizio è stata pari a 6.7 miliardi di m³ (di cui si riportano le portate distinte per tipologia di trattamento e distribuzione geografica in Figura 10.2) che comprende non solo le acque prodotte da scarichi civili e industriali, ma anche i corsi d'acqua tombati e collettati nelle reti fognarie e le acque parassite.

Per quantificare il potenziale di riutilizzo delle acque reflue in ambito agricolo a livello nazionale e regionale, si è quindi

| AE effettivi in entrata | | | |
|-------------------------|---------------------------|----------------------------------|---------------|
| | Vasca Imhoff/ Primario | Secondario/Terziario Avanzato | TOTALE |
| Nord | 1519 | 30 418 | 31 937 |
| Centro | 288 | 10 914 | 11 202 |
| Sud | 1275 | 15 694 | 16 969 |
| Isole | 703 | 6749 | 7452 |
| ITALIA | 3785 | 63 775 | 67 560 |

Tabella 10.3
Carichi inquinanti effettivi confluiti negli impianti di depurazione nel 2020, espressi in migliaia di abitanti equivalenti (Fonte ISTAT, 2022).

scelto di prendere in considerazione solo gli impianti dotati di trattamento avanzato. Questi impianti, oltre a essere quelli di taglia maggiore, offrono infatti maggiori garanzie di sicurezza per la pratica del riutilizzo, grazie alla maggiore stabilità di processo, alla maggior frequenza dei controlli e alla presenza di sistemi di disinfezione.

I volumi di acqua depurata uscente da questi impianti e quindi potenzialmente destinabile al riuso, sono stati confrontati con i fabbisogni irrigui su base regionale riportati nel sesto censimento generale dell'agricoltura (Istat, 2014). Tale confronto è riportato in Tabella 10.4 e in Figura 10.3.

Secondo quest'elaborazione, la disponibilità idrica data dagli effluenti di im-

pianti di depurazione dotati di trattamenti terziari e avanzati in Italia ammonta a circa 4.7 miliardi di m³ annui; tale disponibilità sarebbe potenzialmente in grado di coprire il 42% del fabbisogno irriguo annuo del comparto agricolo nazionale.

A livello regionale, la situazione appare piuttosto varia, in funzione della diversa vocazione agricola della regione e della presenza o meno di grandi impianti. Si rilevano pertanto contesti regionali in cui le volumetrie prodotte sarebbero capaci di soddisfare solo in parte la richiesta del settore agricolo e altre regioni in cui la copertura delle esigenze d'uso sarebbe totale o addirittura superiore, come ad esempio in Valle d'Aosta, Liguria, Friuli Venezia Giulia, Toscana, Umbria, Marche, Lazio e le provincie di Trento e Bolzano (Fig. 10.3).

Figura 10.2
Portate effettive di reflui trattati in Italia nel 2020 (esprese in milioni di m³ al giorno).

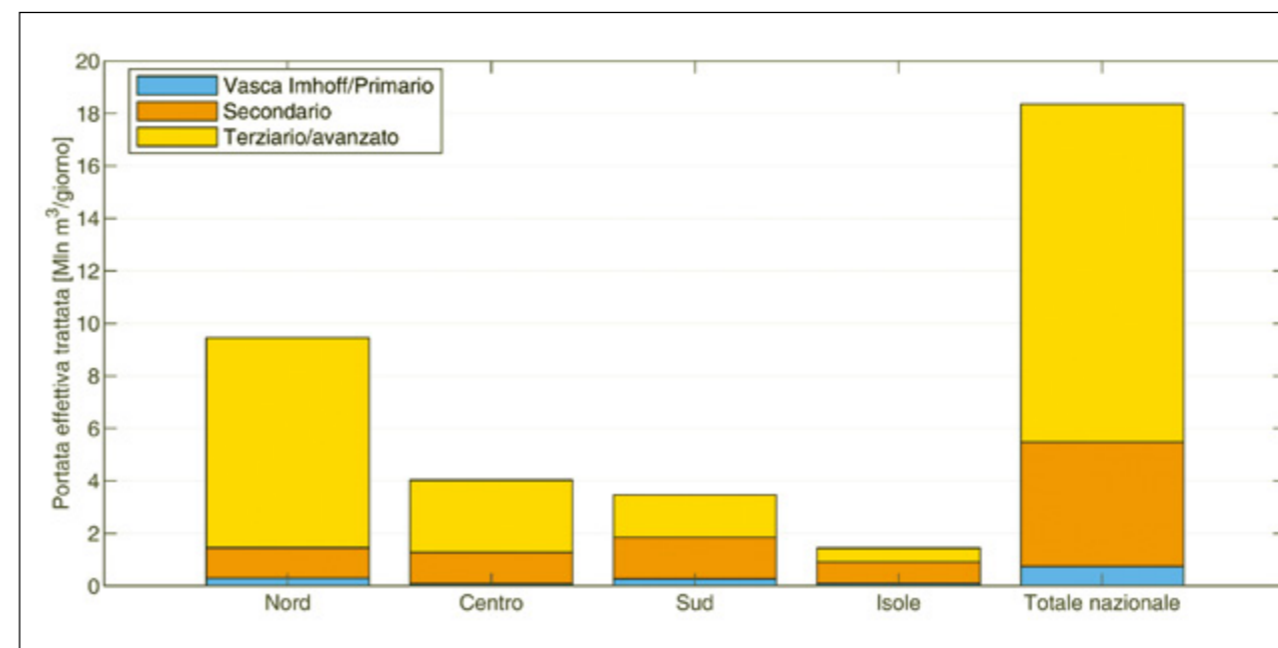


Tabella 10.4

Confronto tra fabbisogno d'acqua per l'irrigazione e produzione totale di acque reflue depurate.

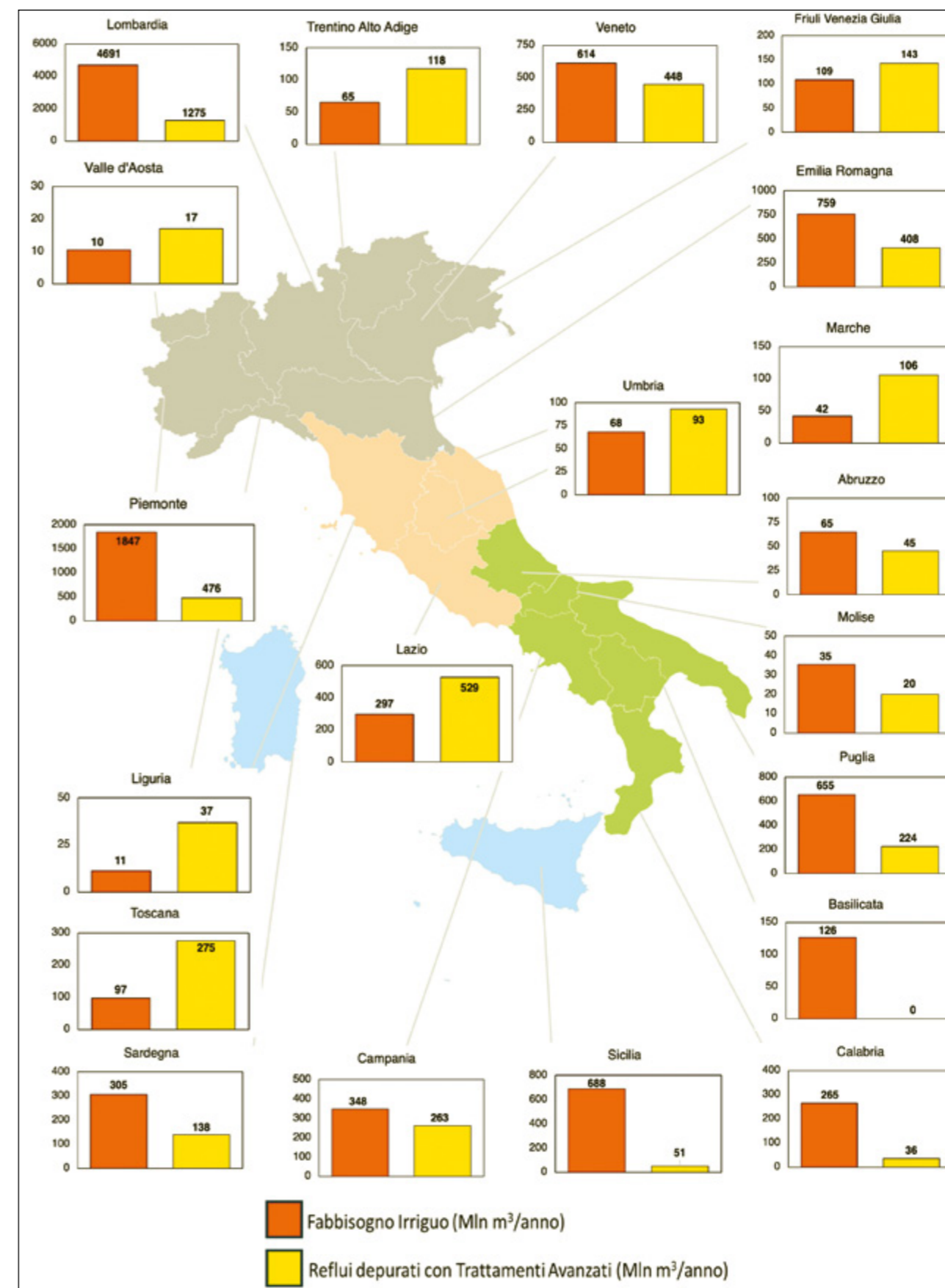
| | Fabbisogno d'acqua per l'irrigazione | Volumi di reflui depurati con trattamenti Terziari/Avanzati |
|---------------|--------------------------------------|---|
| | mln m ³ /anno | mln m ³ /anno |
| Nord | 8.107 | 2.921 |
| Centro | 504 | 1.003 |
| Sud | 1.495 | 589 |
| Isole | 993 | 189 |
| ITALIA | 11.099 | 4.702 |

Occorre però precisare che ciò implicherebbe un riutilizzo pressoché totale delle acque reflue depurate in agricoltura, scenario di fatto poco realizzabile per molteplici limitazioni di varia natura. In primis, la diversa scala temporale in cui sono inquadrati i volumi messi a confronto: da un lato il fabbisogno irriguo è riferito a un arco temporale pari a 5-6 mesi mentre la produzione di acque reflue è riferita all'intero anno. Ciò pone dei limiti operativi legati alla necessità di infrastrutture di stoccaggio dedicate, con i vincoli economici e tecnici che ne conseguono. A questo si aggiunge il disallineamento territoriale dei volumi disponibili rispetto ai punti di utilizzo, anche in questo caso da gestire con reti di distribuzione dedicate. Vale la pena precisare, tuttavia, che il riutilizzo di acque reflue, seppure concentrato in alcuni periodi dell'anno, garantirebbe comunque un evidente vantaggio derivante dal mancato prelievo di altre fonti di approvvigionamento durante i mesi più critici per gli altri comparti idrici. D'altro

canto, però, occorre tenere in debito conto l'attuale destino delle acque reflue dopo il trattamento: nei periodi di bassa piovosità o di scarsità d'acqua, infatti, l'apporto degli effluenti dei depuratori può diventare significativo rispetto alla portata naturale del fiume ricettore, soprattutto in aree densamente popolate. In casi come questo, sottrarre l'apporto delle acque depurate metterebbe in seria crisi lo stato di salute del fiume. Una stima delle quantità di acque reflue effettivamente riutilizzabili in agricoltura richiederebbe quindi valutazioni sito-specifiche di fattibilità tecnica ed economica e di valutazione dei rischi associati al riutilizzo (secondo il regolamento 2020/741/UE) che prendano in considerazione i livelli di qualità delle acque in base alle colture da irrigare, la necessità e la fattibilità di infrastrutture dedicate alle fasi di stoccaggio, distribuzione e monitoraggio della qualità dell'acqua da riutilizzare, il coinvolgimento delle autorità responsabili della gestione dell'intera filiera di riutilizzo, etc.

Figura 10.3

Fabbisogno d'acqua per l'irrigazione e produzione di acque reflue depurate su base regionale.





La siccità del 2022-2023. Acque reflue depurate e magra estrema del fiume Po

Con l'obiettivo di identificare i volumi di acque reflue che concorrono al deflusso del fiume Po, è stata effettuata un'analisi dei dati di portata (forniti da Istat su base regionale) delle acque reflue confluite agli impianti di depurazione afferenti al bacino Po, includendo le regioni di Valle d'Aosta, Piemonte, Lombardia, Emilia-Romagna e provincia autonoma di Trento (come mostrato in Figura 10.4a) ed escludendo le porzioni delle regioni di Liguria, Marche, Toscana e Veneto e quelle su territorio francese e svizzero. Tali volumi sono stati confrontati (Figura 10.4b) con gli utilizzi irrigui annuali (Istat, 2014) delle stesse zone: la disponibilità idrica data dagli effluenti provenienti da impianti che prevedono trattamenti di tipo avanzato, quindi più idonei al riuso diretto a scopo irriguo, coprirebbe il 32% dei fabbisogni irrigui annuali dell'intero bacino del Po.

Nell'ottica di definizione del bilancio idrico, le portate provenienti dagli impianti di depurazione (inclusi anche i trattamenti secondari) sono state inoltre confrontate con diversi livelli di portate del fiume a Pontelagoscuro, in particolare in relazione alla magra eccezionale registrata durante il periodo di giugno-luglio del 2022 (ARPA Emilia-Romagna, 2022). La Figura 10.4c riporta l'analisi dei dati descritti: all'interno del bacino del Po, le acque reflue depurate con trattamenti sia secondari che terziari o avanzati contribuiscono per il 14% alla portata media del Po del 2022 (551 m³/s). Tale contributo sale al 49% se si fa riferimento alla magra record di 160 m³/s registrata nel luglio del 2022 a Pontelagoscuro. Entrambi i valori, seppur basati

su stime in scala di bacino e non su sezioni puntuali impianto/fiume, sono di gran lunga superiori al valore critico della quota di scarico al di sopra del quale potrebbe verificarsi un danno ecologico per il fiume, identificato pari a 6.5% da Büttner et al. (2022).

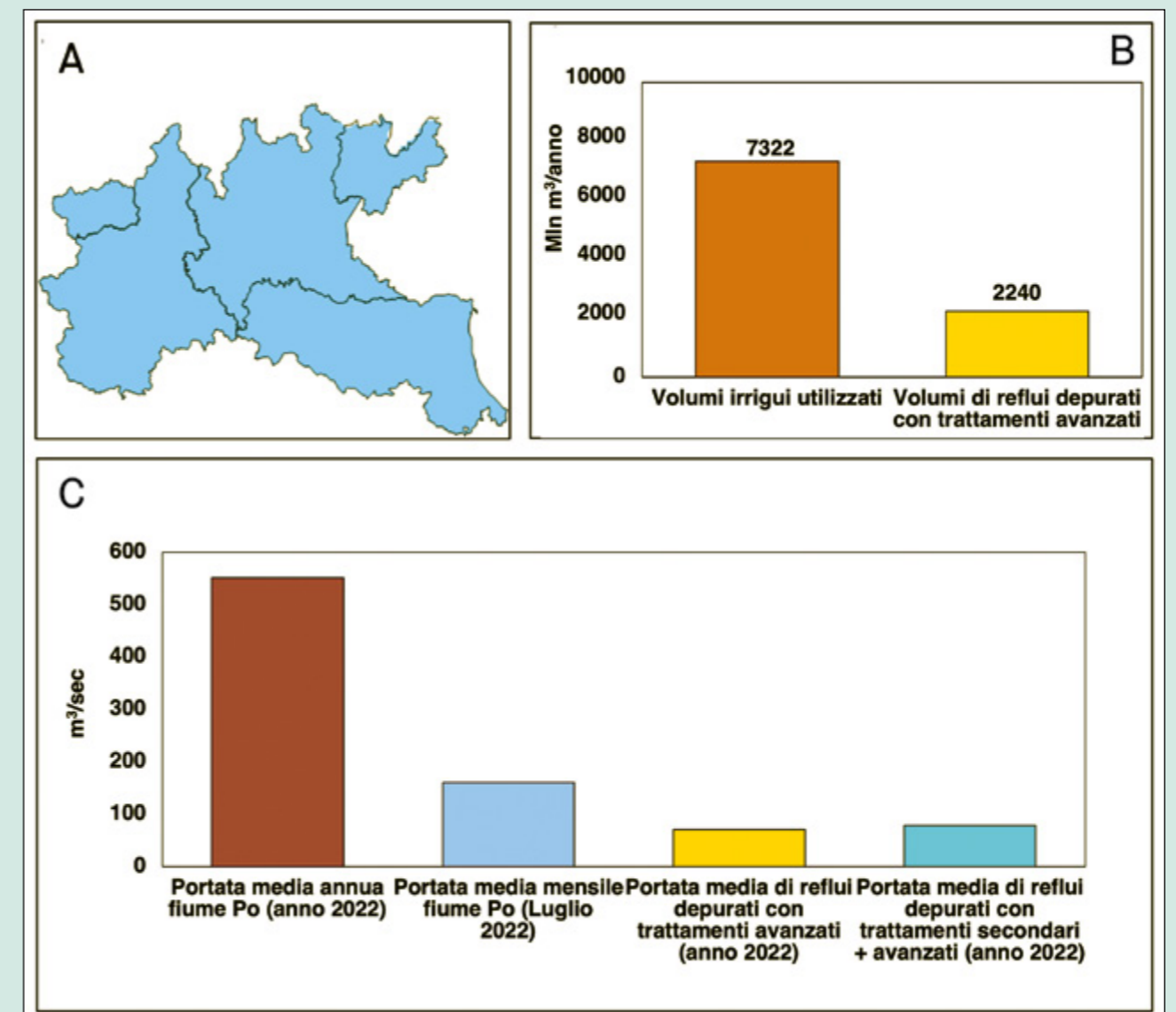
Anche nel caso del bacino del Po, si può concludere che il ricorso al riutilizzo

delle acque reflue depurate a scopi irrigui deve essere un'azione valutata non solo sulla base del rapporto disponibilità/fabbisogni e sulla qualità delle risorse idriche, ma anche in relazione al fatto che le acque reflue depurate rilasciate nei corpi idrici superficiali sostengono in maniera anche molto significativa le portate di magra, come nel caso del 2022.

Figura 10.4

A - Regioni di riferimento per le stime del bacino del Po;

B - Fabbisogno irriguo e produzione di acque reflue destinate al riuso; C - Confronto delle portate media annua e media mensile di luglio 2022 con le portate medie annuali di acque reflue in uscita dagli impianti di depurazione.



Attualmente in Italia solo poco più del 4% degli effluenti depurati viene effettivamente riutilizzato, principalmente a scopo irriguo e con valori diversi tra le regioni italiane. In particolare, il riuso diretto avviene con percentuali pari all'8 e al 2% rispettivamente nel Nord-Ovest e Nord-Est, mentre nel Centro, Sud e isole le percentuali di riutilizzo vanno dallo 0 all'1% (The European House – Ambrosetti, 2024). Il limitato riuso di tale risorsa è dovuto a limiti normativi, tecnologici, culturali e a una *governance* non ancora ben definita. Oltre alla barriera normativa già menzionata, il divario di costo tra l'acqua riutilizzabile e quella prelevata dall'ambiente ha costantemente limitato l'attrattività economica di strategie di riutilizzo. A questa sfida si aggiungono la mancanza di incentivi a favore del riutilizzo, insieme alla carenza di infrastrutture per la distribuzione della risorsa ai destinatari finali e alla mancanza di linee guida sulle modalità di gestione e manutenzione. Soltanto affrontando e superando tali limiti, *in primis* l'adeguamento normativo rispetto al Regolamento Europeo (2020/741/UE) sarà possibile raggiungere percentuali significative di riutilizzo delle acque reflue depurate rafforzando così la resilienza del sistema idrico di approvvigionamento da fonti primarie soprattutto nei territori più vulnerabili a fenomeni di scarsità idrica.

Le problematiche di natura infrastrutturale connesse con il riutilizzo delle acque reflue depurate sono principalmente legate agli eventuali adeguamenti impiantistici dei depuratori e, come anticipato, alle successive fasi di stoccaggio e trasporto delle acque destinate al riuso. Ad oggi, infatti, le difficoltà tecniche e autorizzative connesse al trasferimento delle risorse idriche rientrano tra le motivazioni principali del mancato ricorso alla pratica del riuso in alcune regioni italiane (Foglia et al., 2023).

Gli impianti convenzionali di trattamento delle acque reflue sono stati progettati per rimuovere la sostanza organica, i solidi sospesi, i nutrienti e i microrganismi patogeni, con l'obiettivo di rispettare i requisiti legali di scarico (European Environment Agency, 2022). Questo approccio sta lentamente evolvendo verso un approccio di economia circolare in cui la depurazione è considerata un processo finalizzato al recupero di acqua e altre risorse (energia e nutrienti) dai reflui (Radini et al., 2023). Esistono tuttavia molteplici ostacoli ancora da superare per raggiungere questa transizione: uno di questi è rappresentato dall'esigenza di raggiungere gli elevati standard di qualità degli effluenti richiesti dal Regolamento 2020/741/UE, che come menzionato, richiede un contenuto più basso di solidi sospesi totali e di materia organica nell'effluente finale, oltre ad imporre standard più elevati per la disinfezione rispetto a quelli richiesti per il semplice scarico delle acque reflue nei corpi idrici superficiali (D.Lgs. 152/2006). Di conseguenza, per raggiungere gli standard qualitativi richiesti potrebbe rendersi necessaria l'implementazione di tecnologie innovative di post-trattamento terziario o quaternario (affinamento, disinfezione, ossidazione avanzata) degli effluenti (secondo quanto previsto anche dalla revisione della Direttiva 91/271/CEE). La pianificazione e la progettazione di soluzioni avanzate di trattamento che garantiscano livelli elevati di qualità degli effluenti depurati assumono quindi un ruolo cruciale per garantire l'attuazione delle pratiche di riutilizzo dell'acqua reflua. Dal punto di vista tecnico, gli attuali "impianti di depurazione" dovranno quindi trasformarsi in "impianti di recupero" delle acque reflue, dotandosi di tecnologie che producano acqua di alta qualità con bassi costi di trattamento e impatti ambientali ridotti.

Per rendere l'intero processo economicamente sostenibile è quindi importante che gli impianti di riutilizzo non mirino solo a produrre acqua riciclata, ma anche a recuperare altre risorse contenute nelle acque reflue (come nutrienti, cellulosa, biopolimeri e fertilizzanti) per massimizzare i ricavi ottenibili (Palmieri et al., 2019).

Infine, i moderni impianti dovrebbero anche predisporre infrastrutture di stoccaggio, sistemi di condotte e personale adeguato, e quindi costi aggiuntivi di realizzazione, gestione e manutenzione delle nuove infrastrutture, che potrebbero disincentivare le pratiche di riutilizzo dell'acqua (Ofori et al., 2021).

Oltre agli eventuali adeguamenti tecnologici dei depuratori, è essenziale un completo e sistematico cambio di paradigma del settore delle acque reflue per aumentare la sua sostenibilità e la capacità di soddisfare i fabbisogni idrici del futuro (Radini et al., 2023). Ciò implica che, oltre a quello tecnologico, anche aspetti tecnico-economici, legali, politici e sociali dovranno essere affrontati e allineati ai principi di sostenibilità ed economia circolare per garantire lo sviluppo diffuso delle pratiche di riutilizzo dell'acqua.

Stato dell'arte delle tecnologie applicate al trattamento delle acque reflue urbane per la produzione di effluenti idonei al riuso

I processi convenzionali a fanghi attivi applicati al trattamento delle acque reflue urbane sono in grado di raggiungere elevate efficienze di rimozione per il carico organico e i nutrienti, mentre le rese depurative per i contaminanti emergenti definiti con l'acronimo CEC (Contaminants of Emerging Concern) anche se presenti in quantità ridotta, non sono sempre elevate o comunque sufficienti per garantire il riutilizzo in sicurezza.

La rimozione dei CEC, infatti, costituisce uno degli aspetti attuali di maggiore rilevanza per il riutilizzo delle acque reflue depurate e le tecnologie necessarie per la loro efficace rimozione, in condizioni fattibili in termini tecnico-economici, sono oggetto di molteplici programmi di ricerca.

Come già sottolineato in precedenza, nella definizione di CEC vengono inclusi

anche parametri di natura microbiologica quali ARB e ARG. È da sottolineare, inoltre, l'attenzione della normativa più recente per tali composti che a livello europeo e nazionale vengono riconosciuti quali parametri fondamentali nell'ottica del riuso.

Nel presente paragrafo viene riportata una disamina delle prestazioni ottenibili per gruppi di inquinanti target presenti nei reflui urbani che comprendono farmaceutici, prodotti per la cura della persona, pesticidi, insetticidi e composti chimici derivati da produzioni industriali con diverse tecnologie attualmente applicate per il trattamento secondario e/o terziario. Le prestazioni ottenibili dalle diverse tecnologie sono brevemente analizzate e discusse sia per gli inquinanti chimici target che per la possibilità di agire quali fonti di diffusione di antibiotico-resistenza.

10.5.1

Trattamento secondario

Per il trattamento secondario vengono presentati e discussi impianti a fanghi attivi convenzionali (CAS), bioreattori a membrana (MBR), reattori a biofilm a letto mobile (MBBR) e Nature-Based solutions (NBS) quali gli impianti di fitodepurazione (meglio noti come Constructed Wetlands, CW) (Krzeminski et al., 2019).

In Tabella 10.5 viene riportato un quadro riepilogativo delle prestazioni ottenibili per gruppi di composti target con le tecnologie indicate.

Nella biodegradazione dei CEC una delle criticità comuni a tutte le tecnologie è la possibile formazione di intermedi che possono risultare più tossici e difficili da biodegradare dei composti originari e che possono accumularsi nel sistema peggiorando le caratteristiche degli effluenti e dell'attività della biomassa su cui possono adsorbire.

Il processo a fanghi attivi convenzionale CAS risulta essere quello per il quale si hanno più dati disponibili in quanto maggiormente investigato, soprattutto

per i composti farmaceutici (Tab. 10.5), le elevate concentrazioni in ingresso, segnalate soprattutto per alcuni prodotti farmaceutici, generano quantità residue consistenti negli effluenti che possono avere un impatto negativo significativo sul corpo idrico ricettore o compromettere il riutilizzo delle acque reflue trattate. L'elevata variabilità dell'efficienza di rimozione può essere spiegata con la variazione stagionale delle prestazioni dell'impianto conseguente alla variazione delle caratteristiche dell'influenza anche in termini di concentrazione di CEC. Le prestazioni dei CAS sono, inoltre, fortemente influenzate dai parametri operativi HRT (Hydraulic Retention Time) e SRT (Sludge Retention Time), i cui valori limite per avere apprezzabili rimozioni dei CEC sono stati indicativamente stimati in $HRT \geq 7$ h e $SRT \geq 1.9$ d (Metcalf et al., 2003).

I reattori MBR vengono generalmente riconosciuti quale tecnologia chiave alternativa ai CAS, in particolare, quando si preveda il riutilizzo degli effluenti depurati. Nei sistemi MBR la biodegradazione dei contaminanti è integrata con la separazione diretta solido-liquido tramite filtrazione a membrana. L'impiego sempre maggiore degli MBR è attribuibile a una serie di vantaggi quali l'elevata qualità dell'effluente prodotto, l'elevata efficienza di biodegradazione e un ridotto ingombro. Nel caso specifico dei CEC, le potenzialità di ottenere una migliore rimozione negli MBR rispetto ai CAS derivano da tre peculiarità: (i) elevato adsorbimento sul biofilm sviluppato sulla superficie della membrana, (ii) valori molto elevati di SRT che consentono lo sviluppo di una comunità microbica diversificata e (iii) concentrazioni più elevate di biomassa che incrementano la cinetica di degradazione. Rimangono però per tali sistemi importanti aspetti da investigare, in particolare i fenomeni di *fouling* che possono seriamente comprometterne le prestazioni e che richiedono operazioni frequenti di manutenzione con sensibile

impatto sui costi gestionali di un sistema, comunque, più complesso dei CAS.

I reattori MBBR, operanti con biomassa adesa a corpi di riempimento mantenuti in fase sospesa nel volume di lavoro del reattore, sembrano essere un'alternativa promettente per la rimozione dei CEC. Tuttavia, gli studi disponibili sono stati effettuati principalmente in scala laboratorio e per dimostrarne la fattibilità sono necessari ulteriori test in scala pilota e dimostrativa. I dati disponibili hanno dimostrato che i fattori favorevoli alla rimozione dei CEC in questi sistemi sono riconducibili sia a meccanismi co-metabolici che alla diversità delle specie batteriche che si sviluppano. Oltre che come unità di trattamento secondario a sé stante i reattori MBBR hanno mostrato buone efficienze anche come unità di affinamento.

Tra i sistemi NBS, le CW costituiscono la soluzione più diffusa: tali sistemi di trattamento utilizzano risorse naturali in processi che coinvolgono la vegetazione delle zone umide, i suoli e la flora microbica ad essi associata. In quanto sistemi naturali hanno il potenziale per affrontare le sfide sociali ed economiche legate alla depurazione sostenibile e al riutilizzo in sicurezza dell'acqua. Le CW vengono generalmente applicate per il trattamento secondario delle acque reflue municipali in comunità relativamente piccole, generalmente fino a 1000 AE e in alcuni casi fino a 2000 AE, per la rimozione del carico organico, di solidi sospesi, nutrienti e alcuni metalli e, di recente, sono state testate anche per la rimozione di alcuni CEC. Analogamente ai CAS, le CW non sono in grado di eliminare completamente i CEC dalle acque reflue e le loro prestazioni dipendono principalmente dalla modalità operativa, dal tipo di substrato e dalla tipologia di piante impiegate. L'efficacia dei processi nelle CW può essere incrementata mediante l'impiego di sistemi ibridi, che combinano unità CW

in serie oppure combinazioni di CW con altri processi quali quelli fotocatalitici.

La precedente trattazione si riferisce ai CEC (Contaminants of Emerging Concern) di natura chimica, mentre per quel che riguarda gli ARB (Antibiotic Resistant Bacteria) e gli ARG (Antibiotic Resistant Genes) allo stato attuale gli studi sistematici del loro destino nel solo trattamento secondario sono molto pochi e in genere sono relativi al trattamento secondario in combinazione con i trattamenti di disinfezione, ossia prevedendo un trattamento terziario. È però importante sottolineare che gli impianti di trattamento delle acque reflue sono serbatoi di ARB e ARG in quanto ricevono la maggior parte dei prodotti farmaceutici compresi i residui di antibiotici che in molti casi sono scarsamente metabolizzati. Le unità di trattamento secondario delle acque reflue offrono condizioni

ideali, quali la presenza di diversi substrati e nutrienti, la presenza di molteplici specie batteriche e la possibilità di interazioni cellula-cellula stimulate dai residui di antibiotici, affinché i batteri possano proliferare e diffondere i loro geni. La necessità di chiarire il potenziale impatto degli impianti di depurazione ed in particolare del trattamento secondario sulla diffusione di ARB e ARG è di assoluta rilevanza nel caso di riutilizzo irriguo delle acque depurate. Esso, infatti, può contribuire alla trasmissione di ARB e di altri batteri presenti nell'acqua in diversi comparti ambientali. Il potenziale rischio microbiologico associato al riutilizzo dell'acqua nell'irrigazione non può essere trascurato e sono necessarie campagne sperimentali dedicate al fine di definire le linee di trattamento che consentano di limitare entro ampi margini di sicurezza il riutilizzo dell'acqua evitando la diffusione di ARB e ARG.

Lo schema di trattamento minimo per il riutilizzo nel rispetto delle attuali norme dovrebbe includere a valle del processo biologico almeno la filtrazione convenzionale, o una membrana UF (ultrafiltrazione) seguita da una disinfezione UV per il rispetto dei limiti per BOD, COD, SST, *E. coli*.

Alternativa alla disinfezione UV è la disinfezione chimica mediante clorazione o acido peracetico che è più economica rispetto ad altre opzioni di disinfezione, ma causa la formazione di prodotti intermedi di natura tossica che devono essere rimossi con trattamenti ad hoc che impattano significativamente sui costi. Con ambedue le opzioni di disinfezione si ottengono rimozioni non elevate di CEC di natura chimica e ARB. Migliori risultati si ottengono con i trattamenti AOP tra i quali l'ozonizzazione, i trattamenti UV/H₂O₂ e i processi fotochimici. In particolare, l'ozonizzazione richiede molta meno energia rispetto ad altri trattamenti ossidativi ed è stata maggiormente testata.

È importante, però, notare che l'ozonizzazione e gli altri AOP richiedono in genere un post trattamento biologico ovvero una filtrazione a sabbia o uno stadio a carbone attivo per rimuovere i sottoprodotti biodegradabili e gli intermedi dell'ossidazione con conseguente ulteriore incremento dei costi.

Un'altra opzione per il trattamento terziario è l'adsorbimento su carbone attivo granulare (GAC) in colonne a riempimento seguito da disinfezione UV. Se viene utilizzato carbone attivo in polvere (PAC) per un funzionamento ottimale l'unità di adsorbimento necessita di un pre-trattamento per eliminare i solidi sospesi di un post-trattamento di filtrazione per rimuovere le particelle residue di PAC prima dello scarico.

Infine, la filtrazione su membrana, nanofiltrazione (NF) o osmosi inversa (RO), seguita da disinfezione UV costituisce un'alternativa molto promettente, anche se più complessa, per la rimozione di CEC. A monte di queste unità può essere applicato un pretrattamento mediante filtrazione a sabbia per rimuovere i solidi sospesi e per controllare i fenomeni di *fouling*. Pre-trattamenti più efficienti sono costituiti da altre membrane a microfiltrazione e ultrafiltrazione. Inoltre, nel caso dell'osmosi inversa si ha l'ulteriore vantaggio della rimozione dei sali dagli effluenti che migliora la qualità dell'acqua da riutilizzare per uso irriguo. Tuttavia, affinché le tecnologie a membrana diventino sostenibili è necessario uno studio approfondito del trattamento e/o smaltimento adeguato dei concentrati ottenuti, da valutare per i singoli casi: in tal modo si può riuscire a migliorare l'efficienza del trattamento evitando indesiderati scarichi di CEC nell'ambiente.

Tra le tecnologie presentate per il trattamento terziario, le migliori prestazioni in termini di rimozioni di ARB e ARG sono ottenute con processi di NF e RO, anche se la loro efficacia varia in un ampio intervallo di valori fortemente dipendenti dalle caratteristiche della membrana. Inoltre, la loro applicabilità è ostacolata dagli elevati costi di investimento e manutenzione che ne riduce la competitività rispetto ad altre soluzioni quali ad esempio gli AOP che hanno fornito prestazioni promettenti.

Risultati decisamente inferiori sono stati osservati con il carbone attivo che pur dimostrando buone efficienze per la rimozione di alcune classi di CEC di natura chimica richiede un post trattamento di disinfezione per l'inattivazione più o meno spinta di ARB.

Tabella 10.5

Prestazioni ottenibili per gruppi di composti target con le tecnologie indicate (modificata da Krzeminski et al., 2019). I valori minori di 0 indicano presenza di accumulo. N.D.: dati non disponibili.

| Composti | Efficienza di rimozione (%) | | | |
|---|-----------------------------|----------|----------|---------|
| | CAS | MBR | MBBR | CW |
| Farmaceutici | <0 - 90 | <0 - 99 | 0 - 100 | 0 - 99 |
| Antibiotici | <0 - 90 | <0 - 99 | <0 - 96 | 0 - 100 |
| Prodotti per cura persona | 30 - 55 | N.D. | N.D. | N.D. |
| Estrogeni | 18 - 96 | 20 - 100 | 65 - 100 | 0 - 100 |
| Neonicotinoidi (insetticidi) | 11 - 18 | N.D. | N.D. | N.D. |
| Pesticidi | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. |
| Composti chimici originati dall'industria | <0 - 100 | <0 - 94 | 43 - 76 | 8 - 100 |

Trattamento terziario

Rimozioni più elevate dei CEC si possono ottenere con il trattamento terziario ossia con uno stadio di post-trattamento a valle del biologico in genere costituito da un trattamento chimico-fisico. Anche per il trattamento terziario viene presentata una breve disamina delle tecnologie disponibili finalizzata a verificarne prestazioni e applicabilità. Vengono presentati e

discussi i principali trattamenti impiegati per il terziario (Rizzo et al., 2020) quali trattamenti di disinfezione chimica o radiazioni UV, ozonizzazione, processi di ossidazione avanzata (AOP), adsorbimento su carbone attivo, filtrazione su membrana e il loro impiego in linee di trattamento acque per la produzione di effluenti idonei al riuso.

Impatti del cambiamento climatico sugli impianti di depurazione

Il cambiamento climatico è considerato una delle principali sfide dei prossimi decenni anche per l'industria del "riciclo delle acque"; esso, infatti, può avere contemporaneamente impatti sia positivi che negativi per gli impianti di depurazione delle acque reflue. Se da un lato aumenta la percezione sociale delle questioni legate alla risorsa idrica e favorisce un mercato emergente del riutilizzo dell'acqua, dall'altro, presenta impatti negativi sia direttamente (sulle prestazioni tecnologiche) che indirettamente sulle attività di gestione e funzionamento degli impianti di trattamento e affinamento delle acque reflue (Tram VO et al., 2014). I processi che avvengono in un impianto di depurazione sono infatti inevitabilmente influenzati da eventi estremi di tipo idroclimatico. Va ricordato, d'altro canto, che il trattamento delle acque reflue contribuisce al cambiamento climatico stesso, poiché durante i vari processi possono essere emessi in atmosfera gas serra, tra cui biossido di carbonio (CO₂) derivante dai processi aerobici (ossidazione), metano (CH₄) derivante dai processi anaerobici e ossido nitroso (N₂O) associato ai processi di nitrificazione/denitrificazione (Tolkou e Zouboulis, 2016). In generale, la filiera delle acque reflue sta iniziando ad affrontare le sfide poste dal cambiamento climatico, compresi i pesi normativi, la pressione per ridurre le emissioni e la sfida di adattarsi a un clima in cambiamento.

In generale, il trattamento, la distribuzione e lo smaltimento delle acque reflue, nonché il loro riutilizzo, sono soggetti agli effetti dei cambiamenti climatici attraverso

l'aumento dei costi energetici e l'aumento dei volumi di acque reflue e piovane in ingresso agli impianti in relazione ad eventi temporaleschi sempre più intensi e/o estremi. Infatti, la maggior parte degli impianti di depurazione sono stati progettati sulla base di dati idrologici storici, senza tener conto dei cambiamenti prospettici nelle condizioni di flusso dovuti al cambiamento climatico in atto (Cromwell et al., 2007). Il cambiamento climatico, tuttavia, non si limita solo al possibile aumento dell'intensità delle precipitazioni, ma i fattori meteo-climatici più significativi che possono quindi avere un impatto sulle fonti idriche non convenzionali quali le acque reflue trattate includono (Tolkou e Zouboulis, 2016):

- **gli eventi di precipitazione estremi e alluvioni associate**
- **l'innalzamento del livello del mare**
- **le mareggiate**
- **gli eventi di pioggia su neve** (meccanismo che genera inondazioni)
- **temperature estreme** (sia alte che basse)
- **condizioni di siccità**
- **velocità del vento** (estreme e raffiche)
- **ghiaccio e gelate** (cicli di gelo e disgelo)

Gli effetti di tali fattori/eventi sugli impianti di trattamento includono probabilità sempre maggiori di superamento della portata massima di progetto, crescente rischio di sversamento di liquami non trattati, con conseguente aggravamento delle inondazioni, straripamenti combinati con le fognature, concentrazione del carico inquinante dovuta alla diminuzione delle portate in ingresso nei periodi siccitosi, etc. Un esempio degli effetti di eventi di precipitazione estremi con conseguenti inondazioni è quello della Repubblica Ceca che, nell'agosto del 2002, è stata investita da un'alluvione di entità drammatica che ha coinvolto in modo catastrofico il sistema fognario e gli impianti di depurazione del paese, con 124 impianti inondati e danneggiati (di cui 4 nella sola città di Praga). Livelli preoccupanti di diversi contaminati organici e di metalli furono registrati nelle zone alluvionate a causa del *wash out* di campi agricoli, industrie, discariche, reti fognarie e impianti di depurazione; tuttavia, la violazione più frequente e diffusa dei limiti di qualità delle acque ha riguardato l'inquinamento da patogeni di origine fecale, come indicato da alcuni batteri coliformi termotolleranti, che si è protratto per oltre due mesi dall'evento, a dimostrazione del fatto che gli impianti coinvolti non erano ancora tornati a funzionare correttamente (Ministero dell'Ambiente della Repubblica Ceca, 2004). Più recentemente, una situazione simile si è verificata durante l'alluvione in Emilia-Romagna del maggio 2023, durante la quale il rischio dell'insorgenza di infezioni da agenti patogeni fecali derivanti dall'impatto dell'alluvione sul sistema fognario e sui depuratori è stato attenzionato da diversi comuni coinvolti dall'evento e ha portato al divieto di balneazione in molti comuni costieri della riviera romagnola.

L'aumento della temperatura in combinazione a ridotte precipitazioni può contribuire, oltre che all'aumento della

concentrazione di contaminanti negli influenti, anche all'aumento di corrosione delle fognature e a problematiche connesse ai cattivi odori. Questo tipo di impatto sugli impianti di depurazione è stato documentato in luoghi come Australia, Nuova Zelanda, Sud Africa e California, che hanno sperimentato eventi di siccità prolungata. Durante tali periodi, le restrizioni sull'utilizzo di acqua generalmente applicate, in combinazione con una minore infiltrazione di acqua piovana, si traduce in riduzioni del flusso e temperature più elevate negli influenti. Il ridotto afflusso di acque reflue ne determina un aumento della concentrazione, in quanto la capacità di diluizione dei contaminanti diminuisce e ne aumenta la tossicità (Hughes et al., 2021). Ciò può dar luogo a un peggioramento delle efficienze dell'impianto, oltre che all'intasamento delle reti di distribuzione (per l'accumulo di oli e grassi, detriti e deposizione di solidi), peggiorato dall'eventuale intrusione di radici di alberi, che possono essere accelerati in periodi di siccità. Tuttavia, anche variazioni della temperatura nel periodo invernale risultano essere determinanti rispetto al peggioramento delle prestazioni del trattamento delle acque reflue. Plósz et al. (2009) hanno condotto un'analisi combinando un dataset di 6 anni di dati meteorologici e di performance di un impianto di depurazione a Oslo (Norvegia), documentando una diminuzione di temperatura (in media da 9.5 a 8.2 °C) nonostante gli inverni sempre più caldi registrati nella zona di studio. Un tale calo della temperatura dell'influente, dovuto all'aumento di fenomeni di fusione di neve e ghiaccio e quindi all'aumento di flussi freddi in ingresso all'impianto, ha dato luogo a un'evidente inibizione di microorganismi nitrificanti, con una riduzione di circa il 6% per ogni grado di calo di temperatura nell'influente. Infine, un recente studio su 7 impianti di depurazione in Puglia che analizza i dati nel periodo

2016-2020, ha evidenziato una correlazione negativa tra le efficienze di rimozione di COD, BOD e TSS e l'aumento di temperatura registrato nelle zone investigate, superiore a 1.5 °C (Ranieri et al., 2024). Ciò contraddice l'idea generale secondo cui, a causa dell'aumento della temperatura, ci si dovrebbe aspettare un miglioramento dell'efficienza del trattamento, data la dipendenza dalla temperatura dei processi di trattamento biologico. Infatti, l'aumento delle temperature può diminuire la solubilità dell'ossigeno, influenzando i consorzi microbici coinvolti nei processi biologici aerobici e compromettendo l'efficienza dei processi di biodegradazione, riducendo potenzialmente l'efficienza di rimozione di parametri chiave come BOD, COD, N e P.

L'innalzamento del livello del mare potrebbe dar luogo alla diminuzione della capacità idraulica delle fognature a valle e aumentare l'intrusione salina (Zouboulis e Tolkou, 2015). Gli impianti di depurazione costieri sono infatti quelli più minacciati dagli effetti dei cambiamenti climatici, in primo luogo, per le minacce di inondazioni e anche per l'aumento di fabbisogno energetico per il pompaggio degli ef-

fluenti (dovuto all'innalzamento del livello del mare) e, ovviamente, per il maggiore stress a cui sono sottoposti nei periodi siccitosi (Singh e Tiwari, 2019). L'innalzamento del livello del mare aumenterà il carico di valle delle falde freatiche costiere, con conseguenti impatti sui livelli delle acque sotterranee interne: l'aumento dell'infiltrazione delle acque sotterranee nei sistemi di acque reflue causato dall'innalzamento della falda freatica colpirà soprattutto gli impianti costieri più vecchi. In Nuova Zelanda, questo sta già accadendo in località come South Dunedin dove si ritiene che la falda freatica sia artificialmente mantenuta a bassi livelli a causa delle infiltrazioni nella rete delle acque piovane e reflue, come giustificato da elevate salinità nel sistema delle acque reflue durante l'alta marea (Hughes et al., 2021).

La maggior parte di questi impatti si ripercuotono inevitabilmente sulla qualità degli effluenti emessi e quindi sulle potenzialità di riutilizzo delle acque reflue trattate. Tuttavia, esistono ancora pochi studi che nel dettaglio analizzano l'entità di tali impatti, soprattutto considerando la combinazione di diversi eventi climatici (Langeveld et al., 2013).

Le domande di ricerca

10.7

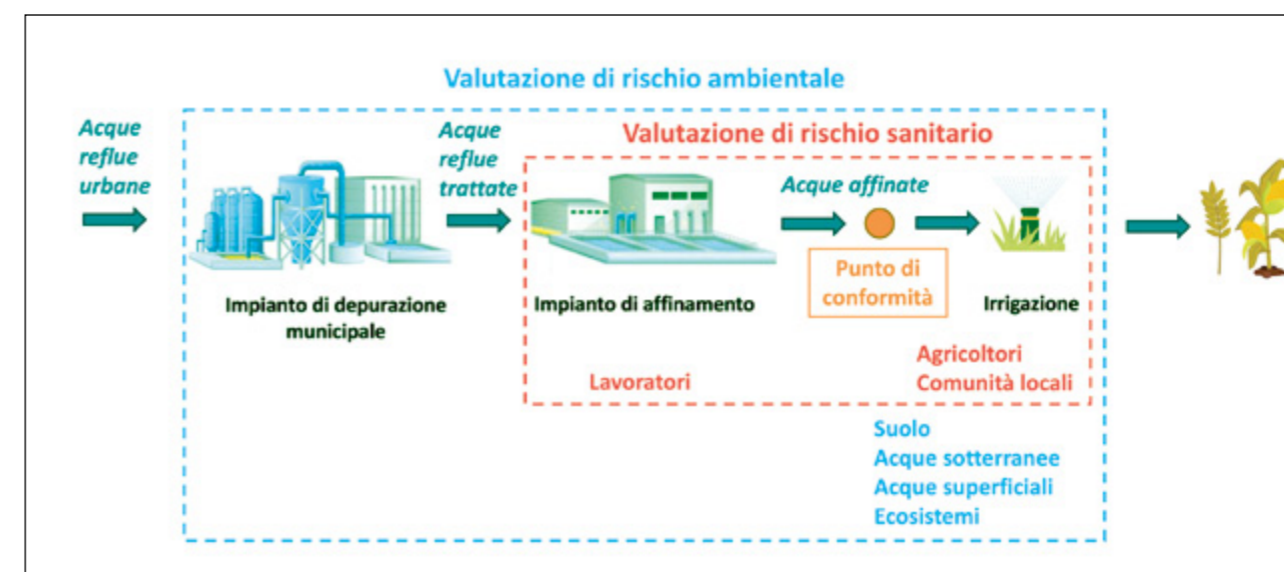
Il riutilizzo delle acque reflue depurate emerge come un'importante strategia per mitigare la crescente scarsità idrica, e la sua implementazione risulta una sfida che richiede un'approfondita comprensione delle implicazioni scientifiche, tecnologiche, economiche e sociali. Le principali domande di ricerca, in continua evoluzione, si sviluppano principalmente attorno ai seguenti punti (analizzati nel dettaglio successivamente):

- **qualità delle acque e valutazione del rischio**, che includono lo studio degli impatti del riutilizzo di acque reflue depurate sulla salute umana e sull'ambiente, inclusa la comprensione del destino di inquinanti lungo il ciclo di riutilizzo delle acque;
- **sviluppo di tecnologie innovative** (trattamento e affinamento) efficaci e sostenibili mirate alla rimozione di inquinanti emergenti;

• **gestione delle risorse idriche non convenzionali** tra disponibilità e utilizzi (che include la ricerca e la disponibilità di dati e metodologie per la valutazione del potenziale di tale fonte idrica nell'ottica di bilancio idrico e impatti del cambiamento climatico).

La valutazione dei rischi associati al riutilizzo di acque reflue in agricoltura, fondamentale ai fini della definizione del bilancio idrico, in particolar modo in un'ottica di programmazione sul medio-lungo termine, prevede l'identificazione di eventuali rischi per tutti i comparti coinvolti: sanitario, sia per gli agricoltori sia per i consumatori, e ambientale per suolo, acque superficiali e sotterranee ed ecosistemi (Figura 10.5). Uno dei principali rischi (sia sanitario che ambientale) è associato alla presenza di inquinanti (CEC e patogeni)

Figura 10.5
Rappresentazione di uno schema di riuso di acque reflue con riferimento al contesto di analisi del rischio (modificata da Maffettone e Gawlik, 2022).



che hanno origine dal sistema di trattamento o che sono già presenti nelle acque reflue e che non vengono rimossi dai trattamenti precedenti. Questa criticità è destinata ad aumentare in futuro a causa dell'intensificarsi dell'impiego di acque reflue trattate, in agricoltura ma anche nella ricarica artificiale della falda, oltre che per gli eventi idro-climatici estremi, sempre più frequenti e intensi. Il rischio della presenza di tali agenti nelle acque reflue trattate, impatta potenzialmente anche sulle acque sotterranee, perché trasportati dal suolo attraverso gli strati insaturi fino a raggiungere la falda idrica (Caputo et al., 2013; De Giglio et al., 2022).

Le fonti, i percorsi e i meccanismi di trasporto di agenti patogeni e CEC negli ambienti acquatici sono ancora scarsamente compresi e quindi manca una solida base per la valutazione quantitativa del rischio per la salute umana e la selezione delle migliori misure di mitigazione. Pertanto, è necessario sviluppare studi e attività di ricerca, a piccola e larga scala, che utilizzino approcci innovativi e interdisciplinari finalizzati a colmare le lacune di conoscenza relative a:

- processi di trasporto di agenti patogeni e CEC nei fiumi, nel suolo, nelle acque sotterranee;
- metodi per identificare i processi dominanti e per trasferire i parametri di trasporto di microrganismi patogeni e CEC dalla scala di laboratorio a quelle di campo e di bacino attraverso approcci modellistici e fisicamente basati;
- implicazioni della contaminazione delle risorse idriche sulla valutazione del rischio per la salute umana e conseguentemente sulla pianificazione per la gestione della sicurezza idrica.

Allo stesso tempo, il crescente utilizzo di acque reflue trattate a scopo irriguo, richiede approfondimenti scientifici sul loro potenziale impatto sul suolo. L'utilizzo di

acque non convenzionali, infatti, determinando un incremento di sostanza organica e potenziale accumulo di sali nei suoli, ne causa un significativo depauperamento (De Carlo et al., 2020).

I microrganismi patogeni contenuti nelle acque depurate, inoltre, potrebbero avere un ruolo nella diffusione dell'antibiotico resistenza: nel caso di riutilizzo a scopo irriguo, infatti, potrebbe esistere il rischio di un potenziale trasferimento di questi microrganismi e dei geni nel terreno e, successivamente, nel prodotto coltivato, soprattutto se si tratta di prodotti orticoli, con implicazioni per l'ambiente e per la salute umana. Questo è un aspetto ancora poco conosciuto e poco studiato, che necessita di ulteriori approfondimenti. Da una parte, sono stati effettuati diversi studi che mettono in evidenza come i batteri patogeni e i geni per la resistenza agli antibiotici siano presenti nelle acque depurate (Sorinolu et al., 2021). Alcuni studi hanno sottolineato, inoltre, come il refluo dia luogo a canali irrigui che non si mescolano con altre acque superficiali per diverse centinaia di metri o addirittura per chilometri, e come, generalmente, questi canali possano terminare direttamente nei terreni da irrigare (Lucentini et al., 2016). La mancanza di mixing con acque superficiali può consentire la crescita incontrollata di batteri sopravvissuti ai trattamenti e potenzialmente pericolosi per la salute umana (Corno et al., 2019). È stato, inoltre, dimostrato come l'esposizione continuativa di comunità batteriche naturali ad acque reflue per riuso agricolo, possa promuovere la crescita incontrollata di ceppi di *Pseudomonas* e *Acinetobacter* generalmente molto rari in comunità non disturbate (Giardina et al., 2021). Di contro, gli studi atti a comprendere il destino dell'antibiotico-resistenza nel riutilizzo delle acque reflue trattate in agricoltura sono molto limitati. Alcuni studi hanno tentato di chiarire gli impatti delle acque

trattate sullo sviluppo e la propagazione della resistenza agli antibiotici nel microbioma del suolo (Christou et al., 2017; Hong et al., 2018; Pepper et al., 2018) e i risultati hanno mostrato come l'irrigazione con tali acque non abbia un impatto significativo sul resistoma del suolo a lungo termine (Pepper et al., 2018). Tuttavia, sarebbe importante valutare la diffusione e la trasmissione dell'antibiotico-resistenza dalle acque reflue trattate, al suolo e alle coltivazioni, analizzando al tempo stesso come determinate condizioni possano influenzarne la diffusione, per avere un quadro più dettagliato e olistico per la valutazione dei rischi per la salute umana (Sorinolu et al., 2021). Il monitoraggio dei batteri antibiotico-resistenti e dei geni responsabili dell'antibiotico resistenza lungo l'intero ciclo di riutilizzo "acque depurate-suolo-culture" diventa quindi un'importante domanda di ricerca. Per rispondere a questa necessità è possibile adottare protocolli microbiologici e approcci basati su avanzate tecnologie biomolecolari in condizioni ambientali reali e controllate per dare un quadro più approfondito della eventuale contaminazione, propagazione e/o accumulo e/o dei batteri e dei geni di resistenza lungo l'intero ciclo.

Potrebbe essere importante anche sviluppare dei database per favorire lo scambio di informazioni per contribuire allo sviluppo di politiche di riutilizzo delle acque reflue allo scopo di proteggere la salute dell'uomo e dell'ambiente.

Per le tecnologie più promettenti, sia per il trattamento secondario che per il terziario, la domanda generale di ricerca si focalizza sul miglioramento delle prestazioni sia in termini di configurazione impiantistica che di gestione operativa ottimale. L'obiettivo principale, come già sottolineato, è il riutilizzo delle acque in sicurezza che prevede lo studio del destino

e della rimozione dei CEC (inclusi ARB e ARG) nelle diverse opzioni di trattamento. In particolare, viste le migliori prestazioni potenzialmente ottenibili con i processi a biomassa adesa, è importante definire i meccanismi di rimozione dei CEC nel biofilm (inclusendo i processi di trasferimento e le condizioni idrodinamiche del sistema) e la caratterizzazione delle comunità batteriche che si sviluppano nel biofilm. Per i reattori a membrana, che costituiscono la soluzione più promettente per la rimozione dei CEC, l'aspetto tecnologico più importante da investigare è costituito dal contrasto ai fenomeni di *fouling*.

Nel caso di trattamenti terziari di tipo chimico quali ozonizzazione e AOP, la maggiore criticità per il riuso in sicurezza delle acque trattate è rappresentata dalla presenza di composti tossici intermedi che possono formarsi durante le reazioni ossidative, la cui rimozione costituisce uno degli aspetti più rilevanti della domanda di ricerca.

La disamina dei dati di letteratura dimostra che l'approccio ottimale per il riutilizzo delle acque è costituito da un approccio multi-barriera al trattamento che include processi convenzionali e trattamenti avanzati: le future ricerche dovranno considerare la definizione di sequenze ottimali di unità di trattamento da valutare caso per caso in funzione della qualità richiesta per il riutilizzo.

Infine, nell'ottica di realizzare una gestione sostenibile degli impianti è importante investigare le potenzialità del trattamento anaerobico per la rimozione dei CEC dati i potenziali vantaggi del processo anaerobico che consente di recuperare efficacemente il contenuto di energia e risorse nei reflui da trattare inclusa l'acqua depurata (Manetti e Tomei, 2024). Gli effluenti anaerobici, infatti, sono ricchi di nutrienti, una preziosa risorsa per il riutilizzo

ma la presenza di CEC costituisce un limite per il loro impiego in sicurezza.

A parte l'evoluzione tecnologica degli impianti di depurazione, un cambiamento sistemico del paradigma del settore delle acque reflue è essenziale per aumentare la sostenibilità e la capacità di soddisfare la domanda idrica del futuro (Radini et al., 2023). Questo approccio deve necessariamente prevedere un'analisi avanzata delle difficoltà applicative che limitano la diffusione del riuso di acque reflue nel contesto italiano e analizzare le domande di ricerca connesse a quest'ambito.

Per abilitare le pratiche di riutilizzo di acque reflue trattate è necessario inserire tale approccio in un paradigma definito *Smart&DigitalWater*. Nel contesto della depurazione e del successivo sfruttamento di acque reflue trattate, l'implementazione di azioni smart riguarda soprattutto l'efficientamento energetico (già previsto dalla versione rivista della direttiva UWWTD 1991/271/CEE) e la digitalizzazione della filiera dell'acqua. La digitalizzazione e la ricerca in questo campo offrono diversi benefici potenziali che includono il monitoraggio continuo della qualità delle acque reflue accompagnato dalla disponibilità totale dei dati di qualità e di portata, lo sviluppo della manutenzione predittiva, la riduzione delle spese e della possibilità di errori e, infine, una maggiore velocità nel processo decisionale grazie alla rapidità nell'elaborazione dei dati. Tuttavia, secondo Foglia et al. (2023) il processo di digitalizzazione è frenato principalmente dalla mancanza di casi aziendali e prove tangibili dei vantaggi, dal basso livello di maturità di alcune soluzioni digitali e dagli elevati investimenti e formazione necessari.

Un altro aspetto di ricerca che può supportare lo sviluppo e l'implementazione di strategie di gestione delle risorse idriche (incluse le fonti non convenzionali) comprende lo sviluppo di modelli su base partecipativa per individuare le possibili barriere tecniche, normative ed economiche alla realizzazione su scala ampia di azioni per il ricorso a risorse idriche non convenzionali e per l'attuazione di politiche (ad esempio, strategie di *water pricing*) a supporto (si veda a questo proposito il paragrafo 11.9). In particolare, l'interazione con gli stakeholder è fondamentale per una valutazione del livello di accettabilità di risorse idriche non convenzionali in alcune applicazioni (come nel caso del riuso in agricoltura), anche allo scopo di individuare possibili politiche e azioni conseguenti (ad esempio formazione o training). In quest'ambito, l'utilizzo di un framework teorico basato sul concetto di Nexus è fondamentale allo scopo di caratterizzare la complessità dei sistemi socio-ecologici, e di descrivere il grande livello di interconnessione e multi-dimensionalità che li caratterizza. Comprendere gli impatti (anche indiretti), la loro variazione nel tempo e i possibili *trade-off* associati all'implementazione di politiche legate alla gestione delle risorse naturali (tra cui quelle legate all'utilizzo di risorse idriche non convenzionali) è fondamentale per suggerire ai *policy- e decision-maker* le strategie più idonee da intraprendere. L'implementazione di approcci basati sul Nexus richiede anche lo sviluppo di idonei strumenti modellistici, in grado di fornire una visione integrata del sistema. In questa direzione, l'impiego di modelli basati su System Dynamics può garantire una buona capacità di descrivere sistemi complessi e di simulare l'impatto di molteplici politiche anche attraverso analisi di scenario (Pluchinotta et al., 2021).

Referenze bibliografiche

Ahdab, Y.D., Lienhard, J.H., 2021. Desalination of brackish groundwater to improve water quality and water supply, in: *Global Groundwater*. Elsevier, pp. 559–575. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818172-0.00041-4>

Alcalde-Sanz, L., Gawlik, B., 2014. Water reuse in Europe – Relevant guidelines, needs for and barriers to innovation. Publications Office of the European Union. <http://doi.org/10.2788/29234>

ARERA, 2023. Relazione Annuale – Stato dei servizi Volume 1. https://www.arera.it/fileadmin/allegati/relazione_annuale/2023/RA23_volume_1.pdf

ARPA Emilia-Romagna, 2022. Dati Ambientali. <https://webbook.arpae.it/indicatore/Portata-dei-fiumi-00001/?espandi=grafici>

Bio by Deloitte, Commission, E., for Environment, D.-G., Knox, J., Jeffrey, P., Van Long, L., McNeil, D., Smith, H., Haines, R., Mudgal, S., Saidi, N., 2015. Optimising water reuse in the EU – Final report, Part I. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/603205>

Büttner, O., Jawitz, J. W., Birk, S., Borhardt, D., 2022. Why wastewater treatment fails to protect stream ecosystems in Europe. *Water Res.* 217, 118382. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118382>

Caputo, M.C., De Girolamo, A.M., Volpe, A., 2013. Soil amendment with olive mill wastes: Impact on groundwater. *J. Environ. Manage.* 131, 216–221. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.10.004>

Christou, A., Agüera, A., Bayona, J.M., Cytryn, E., Fotopoulos, V., Lambropoulou, D., Manaia, C.M., Michael, C., Revitt, M., Schröder, P., Fatta-Kassinos, D., 2017. The potential implications of reclaimed wastewater reuse for irrigation on the agricultural environment: The knowns and unknowns of the fate of antibiotics and antibiotic resistant bacteria and resistance genes – A review. *Water Res.* 123, 448–467. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.004>

Corno, G., Yang, Y., Eckert, E.M., Fontaneto, D., Fiorentino, A., Galafassi, S., Zhang, T., Di Cesare, A., 2019. Effluents of wastewater treatment plants promote the rapid stabilization of

the antibiotic resistome in receiving freshwater bodies. *Water Res.* 158, 72–81. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.031>

Cousins, J.J., 2018. Remaking stormwater as a resource: Technology, law, and citizenship. *WIREs Water* 5. <https://doi.org/10.1002/wat2.1300>

Cromwell, J.E., Smith, J.B., Raucher, R.S., 2007. Implications of Climate Change for Urban Water Utilities, Association of Metropolitan Water Agencies (AMWA)

De Carlo, L., Battilani, A., Solimando, D., Caputo, M.C., 2020. Application of time-lapse ERT to determine the impact of using brackish wastewater for maize irrigation. *J. Hydrol. (Amst)* 582, 124465. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124465>

De Giglio, O., Triggiano, F., Apollonio, F., Pousis, C., Calia, C., Diella, G., Bagordo, F., Murgolo, S., Grassi, T., De Ceglie, C., Brigida, S., La Rosa, G., Mancini, P., Bonanno Ferraro, G., De Donno, A., Mascolo, G., Caputo, M.C., Montagna, M.T., 2022. The Geological Characteristics of the Vadose Zone Influence the Impact of Treated Wastewater on the Groundwater Quality (SCA.Re.S. Project 2019–2020). *Pathogens* 11, 677. <https://doi.org/10.3390/pathogens11060677>

De Mastro, F., Brunetti, G., De Mastro, G., Ruta, C., Stea, D., Murgolo, S., De Ceglie, C., Mascolo, G., Sannino, F., Coccozza, C., Traversa, A., 2022. Uptake of different pharmaceuticals in soil and mycorrhizal artichokes from wastewater. *Environ. Sci. Poll. Res.* 30, 33349–33362. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24475-7>

Denora, M., Candido, V., Brunetti, G., De Mastro, F., Murgolo, S., De Ceglie, C., Salerno, C., Gatta, G., Giuliani, M.M., Mehmeti, A., Bartholomeus, R.P., Perniola, M., 2023. Uptake and accumulation of emerging contaminants in processing tomato irrigated with tertiary treated wastewater effluent: a pilot-scale study. *Front. Plant Sci.* 14. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1238163>

European Environment Agency., 2022. Beyond water quality: sewage treatment in a circular economy.

Foglia, A., González-Camejo, J., Radini, S., Sgroi, M., Li, K., Eusebi, A.L., Fatone, F., 2023.

Transforming wastewater treatment plants into reclaimed water facilities in water-unbalanced regions. An overview of possibilities and recommendations focusing on the Italian case. *J. Clean. Prod.* 410, 137264. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137264>

Giardina, S., Castiglioni, S., Corno, G., Fanelli, R., Chiara, M., Migliore, L., Sabbatucci, M., Sesta, G., Zaghi, C., Zuccato, E., 2021. Istituto Superiore Di Sanità. Approccio ambientale all'antimicrobico-resistenza.

Hong, P.-Y., Julian, T., Pype, M.-L., Jiang, S., Nelson, K., Graham, D., Pruden, A., Manaia, C., 2018. Reusing Treated Wastewater: Consideration of the Safety Aspects Associated with Antibiotic-Resistant Bacteria and Antibiotic Resistance Genes. *Water (Basel)* 10, 244. <https://doi.org/10.3390/w10030244>

Hughes, J., Cowper-Heays, K., Oleson, E., Bell, R., Stroombergen, A., 2021. Impacts and implications of climate change on wastewater systems: A New Zealand perspective. *Clim. Risk Manag.* 31, 100262. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2020.100262>

Istat, 2014. Sesto Censimento Generale dell'Agricoltura Utilizzo della risorsa idrica a fini irrigui in agricoltura. ISBN: 978-88-458-1805-9.

Istat, 2019. Utilizzo e qualità della risorsa idrica in Italia, ISBN: 978-88-458-1976-6

Istat, 2022. Censimento delle acque per uso civile anno 2020. <https://www.istat.it/it/archivio/279363>

Krzeminski, P., Tomei, M.C., Karaolia, P., Langenhoff, A., Almeida, C.M.R., Felis, E., Gritten, F., Andersen, H.R., Fernandes, T., Manaia, C.M., Rizzo, L., Fatta-Kassinos, D., 2019. Performance of secondary wastewater treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern implicated in crop uptake and antibiotic resistance spread: A review. *Sci. Tot. Environ.* 648, 1052-1081. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.130>

Langeveld, J.G., Schilperoort, R.P.S., Weijers, S.R., 2013. Climate change and urban wastewater infrastructure: There is more to explore. *J. Hydrol. (Amst)* 476, 112-119. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.10.021>

Liu, H., Jia, Y., Niu, C., 2017. "Sponge city" concept helps solve China's urban water pro-

blems. *Environ. Earth Sci.* 76, 473. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6652-3>

Lucentini, L., Achene, L., La Sala, L., Stacchini, P., Bonadonna, L., La Rosa, G., Veschetti, E., Gianfranceschi, M., Cerroni, M., Beccaloni, E., Carere, M., Fiori, M., Generale Prevenzione Sanitaria, D., 2016. Istituto Superiore Di Sanità. Elementi di analisi del rischio correlati all'utilizzo e riutilizzo di acque in produzione primaria e alimentare.

Maffettone, R., Gawlik, B., 2022. Technical guidance - water reuse risk management for agricultural irrigation schemes in Europe. <https://doi.org/10.2760/590804>

Manetti, M., Tomei, M.C., 2024. Anaerobic removal of contaminants of emerging concern in municipal wastewater: Eco-toxicological risk evaluation and strategic selection of optimal treatment. *Sci. Tot. Environ.* 912, 168895. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168895>

Metcalf, C.D., Koenig, B.G., Bennie, D.T., Servos, M., Ternes, T.A., Hirsch, R., 2003. Occurrence of neutral and acidic drugs in the effluents of Canadian sewage treatment plants. *Environ. Toxicol. Chem.* 22, 2872-2880. <https://doi.org/10.1897/02-469>

Ministero dell'Ambiente della Repubblica Ceca, 2004. August 2002 catastrophic flood in the Czech Republic. ISBN: 80-7212-343-2

Ofori, S., Puškáčková, A., Růžičková, I., Wanner, J., 2021. Treated wastewater reuse for irrigation: Pros and cons. *Sci. Tot. Environ.* 760, 144026. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144026>

Palmieri, S., Cipolletta, G., Pastore, C., Gio-suè, C., Akyol, Ç., Eusebi, A.L., Frison, N., Tittarelli, F., Fatone, F., 2019. Pilot scale cellulose recovery from sewage sludge and reuse in building and construction material. *Waste Manage.* 100, 208-218. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.09.015>

Pepper, I.L., Brooks, J.P., Gerba, C.P., 2018. Antibiotic Resistant Bacteria in Municipal Wastes: Is There Reason for Concern? *Environ. Sci. Technol.* 52, 3949-3959. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04360>

Plósz, B.G., Liltved, H., Ratnaweera, H., 2009. Climate change impacts on activated sludge wastewater treatment: A case study from Norway. *Water Sci. Technol.*

60, 533-541. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.386>

Pluchinotta, I., Pagano, A., Vilcan, T., Ahilan, S., Kapetas, L., Maskrey, S., Krivtsov, V., Thorne, C., O'Donnell, E., 2021. A participatory system dynamics model to investigate sustainable urban water management in Ebbsfleet Garden City. *Sustain. Cities Soc.* 67, 102709. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.102709>

Radini, S., González-Camejo, J., Andreola, C., Eusebi, A.L., Fatone, F., 2023. Risk management and digitalisation to overcome barriers for safe reuse of urban wastewater for irrigation - A review based on European practice. *J. Water Process Eng.* 53, 103690. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103690>

Ranieri, E., D'Onghia, G., Lopopolo, L., Gikas, P., Ranieri, F., Gika, E., Spagnolo, V., Herrera, J.A., Ranieri, A.C., 2024. Influence of climate change on wastewater treatment plants performances and energy costs in Apulia, south Italy. *Chemosphere* 350, 141087. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.141087>

Ricart, S., Villar-Navascués, R.A., Hernández-Hernández, M., Rico-Amorós, A.M., Olcina-Cantos, J., Moltó-Mantero, E., 2021. Extending natural limits to address water scarcity? The role of non-conventional water fluxes in climate change adaptation capacity: A review. *Sustainability (Switzerland)* 13(5), 2473. <https://doi.org/10.3390/su13052473>

Rizzo, L., Gernjak, W., Krzeminski, P., Malato, S., McArdell, C.S., Perez, J.A.S., Schaar, H., Fatta-Kassinos, D., 2020. Best available technologies and treatment trains to address current challenges in urban wastewater reuse for irrigation of crops in EU countries. *Sci. Tot. Environ.* 710, 136312. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136312>

Singh, S., Tiwari, S., 2019. Climate Change, Water and Wastewater Treatment: Interrelationship and Consequences, in: *Water Conservation, Recycling and Reuse: Issues and Challenges.*

Springer Singapore, Singapore, pp. 203-214. https://doi.org/10.1007/978-981-13-3179-4_11

Sorinolu, A.J., Tyagi, N., Kumar, A., Munir, M., 2021. Antibiotic resistance development and human health risks during wastewater reuse and biosolids application in agriculture. *Chemosphere* 265, 129032. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129032>

The European House - Ambrosetti, 2024. Libro Bianco per l'Italia 2024. Valore acqua per l'Italia. <https://eventi.ambrosetti.eu/valoreacqua2024/wp-content/uploads/sites/262/2024/03/Libro-Bianco-Valore-Acqua-per-l'Italia-2024.pdf>

Tolkou, A.K., Zouboulis, A.I., 2016. Effect of climate change in WWTPs with a focus on MBR infrastructure. *Desalination Water Treat.* 57, 2344-2354. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1049403>

Tomei, M.C., Mosca Angelucci, D., 2017. Wastewater characterization, in: *Activated Sludge Separation Problems.* International Water Association, pp. 1-19. https://doi.org/10.2166/9781780408644_001

Tram VO, P., Ngo, H.H., Guo, W., Zhou, J.L., Nguyen, P.D., Listowski, A., Wang, X.C., 2014. A mini-review on the impacts of climate change on wastewater reclamation and reuse. *Sci. Tot. Environ.* 494-495, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.090>

Vivaldi, G.A., Zaccaria, D., Camposeo, S., Paganani, F., Salcedo, F.P., Portoghese, I., 2022. Appraising water and nutrient recovery for perennial crops irrigated with reclaimed water in Mediterranean areas through an index-based approach. *Sci. Tot. Environ.* 820, 152890. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152890>

Zouboulis, A., Tolkou, A., 2015. Effect of Climate Change in Wastewater Treatment Plants: Reviewing the Problems and Solutions, in: *Springer Water.* Springer Nature, pp. 197-220. https://doi.org/10.1007/978-3-319-10467-6_10

Mosca Angelucci, D., Caputo, M.C., De Carlo, L., Di Pippo, F., Gianico, A., Pagano, A., Polesello, S., Portoghese, I., Salerno, C., Tomei, M.C. 2024. "Le risorse idriche non convenzionali", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), *Habitat signa* 1, 349-383. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/10>

How to cite

10

Emanuele Romano è ricercatore presso l'Istituto di ricerca sulle acque del CNR. Laureato in Fisica presso l'Università degli studi di Milano, ha conseguito il Dottorato di ricerca in Scienze della terra, svolgendo parte dell'attività presso l'École des Mines di Parigi. Autore di più di cinquanta pubblicazioni scientifiche, negli ultimi anni ha focalizzato le proprie ricerche sulla valutazione degli impatti dei cambiamenti climatici sulle risorse idriche e sui sistemi di approvvigionamento, con particolare riferimento agli eventi siccitosi. Membro della Commissione grandi rischi del Dipartimento della protezione civile, settore "Rischio da incendi boschivi e da deficit idrico" dal 2023, collabora con numerosi enti pubblici (Ministero dell'ambiente, ISPRA, Istat, Autorità di distretto) e gestori del servizio idrico integrato.

Ivan Portoghese è ricercatore presso l'Istituto di ricerca sulle acque del CNR. Laureato in Ingegneria civile presso il Politecnico di Bari, ha conseguito un Dottorato di ricerca in Idrologia sviluppando modelli matematici per la caratterizzazione dei bacini idrografici soggetti a forte variabilità climatica stagionale e inter-annuale. Negli ultimi anni si è occupato dello sviluppo e validazione di metodi e strumenti per la pianificazione e la gestione delle risorse idriche pubblicando numerosi articoli scientifici su varie riviste internazionali. È inoltre coinvolto nello sviluppo di studi e di politiche per la gestione sostenibile delle risorse idriche a supporto di istituzioni ed enti operanti nel settore.

Sempre più spesso i mezzi di comunicazione riportano eventi di siccità sul territorio italiano con impatti drammatici sulla popolazione e sugli ecosistemi.

L'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Forum scientifico intergovernativo sul cambiamento climatico istituito presso le Nazioni Unite, da tempo segnala l'intensificarsi di tali fenomeni nell'area mediterranea a seguito del cambiamento climatico.

Che fare? E quale può essere il ruolo della comunità scientifica a supporto di una *governance* dell'acqua? Il presente volume, redatto dal Gruppo di lavoro "Siccità, scarsità e crisi idriche" del Dipartimento di scienze del sistema terra e tecnologie per l'ambiente del CNR, con il supporto di altre Istituzioni (Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale, Dipartimento della protezione civile, Struttura commissariale per l'adozione di interventi urgenti connessi al fenomeno della scarsità idrica), ha visto il coinvolgimento di quasi cento ricercatrici e ricercatori che hanno tentato di dare risposta a tali quesiti fornendo elementi tecnico-scientifici a supporto di tutti i soggetti che, con diversi ruoli, contribuiscono alla *governance* dell'acqua.

