



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](#)
[21](#)

Prefazioni
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 geingegneria (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

11

Gli utilizzi idrici e la gestione sostenibile delle risorse



Siccità, scarsità e crisi idriche



Keywords

water uses
water civil uses
irrigation
water manufacturing uses
management tools

Parole-chiave

utilizzi idrici
usi idrici civili
usi idrici irrigui
usi idrici industriali
strumenti di gestione

Curatori**Marco Lauteri**

CNR - Istituto di ricerca
sugli ecosistemi terrestri

Emanuele Romano**Ivan Portoghese**

CNR - Istituto di ricerca
sulle acque

Con contributi di

CNR

Istituto di geologia ambientale
e geingegneria

Cristina Di Salvo

CNR

Istituto di geoscienze e georisorse

Matia Menichini

CNR

Istituto di ricerca sulle acque

Jessica Amadio**Marzia Ciampittello****Anna Maria De Girolamo****Raffaele Giordano****Rita Masciale****Domenica Mosca Angelucci****Alessandro Pagano****Giuseppe Passarella****Anna Bruna Petrangeli**

CNR

Istituto di ricerca sugli ecosistemi terrestri

Francesca Chiocchini**Marco Ciolfi****Enrico Petrangeli**

Istituto superiore per la
protezione e la ricerca ambientale

Stefano Mariani**Giovanni Braca****Barbara Lastoria****Robertino Tropeano****Marco Casaioli****Francesca Piva****Martina Bussettini**

Gli utilizzi idrici e la gestione sostenibile delle risorse

11

11.1	Introduzione	389
11.2	Gli usi civili	392
11.2.1	Stato attuale	392
11.2.2	Trend previsti di fabbisogno idrico a scopo civile	400
11.2.3	Tecnologie e strumenti per migliorare l'efficienza/resilienza dei sistemi di approvvigionamento idropotabile	402
11.2.4	Le domande di ricerca	404
11.3	Gli usi irrigui	406
11.3.1	Stato attuale	406
11.3.2	Trend previsti di fabbisogno idrico a scopo irriguo	413
11.3.3	Tecnologie a supporto della riduzione dei fabbisogni irrigui	415
11.3.4	Le domande di ricerca	417
11.4	Gli usi industriali e produzione di energia	421
11.4.1	Stato attuale	421
11.4.2	Trend previsti di fabbisogno idrico a scopo industriale e per la produzione di energia	423
11.4.3	Tecnologie e pratiche a supporto di una gestione sostenibile delle risorse idriche in ambito industriale	425
11.5	Utilizzo di indicatori a supporto del monitoraggio della siccità e della gestione delle risorse idriche	427
11.6	Bilancio idrico e stress idrico	433
11.7	Strumenti informatici a supporto della gestione sostenibile delle risorse idriche	436
11.7.1	INOPIA	438
11.7.2	SIDIAS	439
11.7.3	DEWS-PO	439
11.7.4	SimBaT	440
11.8	L'impronta idrica (water footprint)	441
11.8.1	Consumi idrici ed economia circolare	441
11.8.2	Definizione e stima dell'impronta idrica	442
11.8.3	Impronta idrica in Italia	444
11.8.4	Impronta idrica a livello europeo e globale	446
11.8.5	Le domande di ricerca	448
11.9	Approcci partecipativi alla gestione del rischio connesso a eventi siccitosi: l'importanza del coinvolgimento degli stakeholder	450
11.10	Comprendere le acque e agire le risorse: note di <i>Environmental Humanities</i> sul bilancio idrico	454
11.10.1	Verso un'autoetnografia riflessiva	454
11.10.2	La roba acqua	455
11.10.3	Le civiltà idrauliche	457
11.10.4	Un'etnografia del contemporaneo	458
11.10.5	L'acqua è una risorsa. Per cosa?	460
11.11	Referenze bibliografiche	462

Introduzione

111

Nell'ottica della stima del bilancio idrico alla scala nazionale e locale è fondamentale non solo la quantificazione delle risorse disponibili e la loro variabilità nello spazio e nel tempo, ma anche la quantificazione dei fabbisogni per i diversi scopi, gli effettivi prelievi e utilizzi, la stima delle perdite in adduzione e distribuzione e la stima dei volumi restituiti dopo l'utilizzo. Riferimento normativo per la stima del bilancio idrico sono le "Linee guida per la

predisposizione del bilancio idrico di bacino, comprensive dei criteri per il censimento delle utilizzazioni in atto e per la definizione del minimo deflusso vitale, di cui all'articolo 22, comma 4, del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152. (GU n. 268 del 15-11-2004), emanate dal Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica (D.M. 28 luglio 2004)". Alle definizioni ivi contenute faremo riferimento in questo Capitolo.

In linea generale, in Italia gli utilizzi delle risorse idriche sono i seguenti:

Uso civile

comprende non solo l'uso potabile domestico, ma in generale tutti gli usi autorizzati (uffici e servizi pubblici, innaffiamento di verde pubblico, fontane pubbliche, etc.)

Uso agricolo

comprende l'uso irriguo per il soddisfacimento del fabbisogno idrico delle colture e l'uso nel settore zootecnico.

Uso industriale

comprende tutto il settore manifatturiero.

Produzione di energia

include non solo la produzione idroelettrica, ma qualsiasi modalità di produzione di energia che necessiti l'utilizzo di risorse idriche.

Uso turistico e ricreativo

comprende tutte le attività che necessitano livelli minimi dei corpi idrici superficiali (navigazione interna, pesca, etc.).

Uso ambientale

con tale termine ci si riferisce alle portate minime ("deflusso ecologico") nei corpi idrici superficiali e sotterranei per mantenimento di un regime idrologico congruente con gli obiettivi ambientali indicati dalla Water Framework Directive così come definito dalla Direttiva Deflussi Ecologici del 2017 (DD 30/STA).

Nei paragrafi seguenti verrà trattato il tema degli usi civili (paragrafo 11.2), irrigui (paragrafo 11.3) e industriali, ivi inclusa la produzione di energia (paragrafo 11.4). Da un punto di vista quantitativo, i tre menzionati sono gli utilizzi che più incidono sul bilancio idrico complessivo. Sottolineiamo il fatto che gli usi turistici e ricreativi, seppur non possono essere assimilati a prelievi secondo quanto previsto nel D.M. MASE 28 luglio 2004, sono stati tuttavia considerati nell'ambito degli usi civili al fine di valutarne l'impatto stagionale. Analogamente, occorre precisare che nel paragrafo 11.3 vengono trattati, tra gli usi in agricoltura, quasi esclusivamente gli usi irrigui. Occorre, inoltre, considerare l'importanza del "deflusso minimo vitale" (che si avvia a diventare "deflusso ecologico") come vincolo imprescindibile per una gestione sostenibile delle risorse idriche basata su una valutazione robusta del bilancio idrico.

Relativamente ai volumi totali prelevati per i diversi scopi, l'Istat stima che nel quinquennio 2015-2019 il volume totale è stato in media di circa 30.4 miliardi di m³/anno (Istat, 2019), di cui circa il 56% prelevato per gli usi agricoli, il 31% per gli usi civili e il 13% per l'industria. Esistono, tuttavia, forti differenze territoriali, sia in termini volumetrici che percentuali, come mostrato in figura 11.1 dove sono presentati i prelievi stimati per ogni utilizzo sia alla scala nazionale (diagramma a torta), che per ogni Distretto idrografico (istogrammi cumulati).

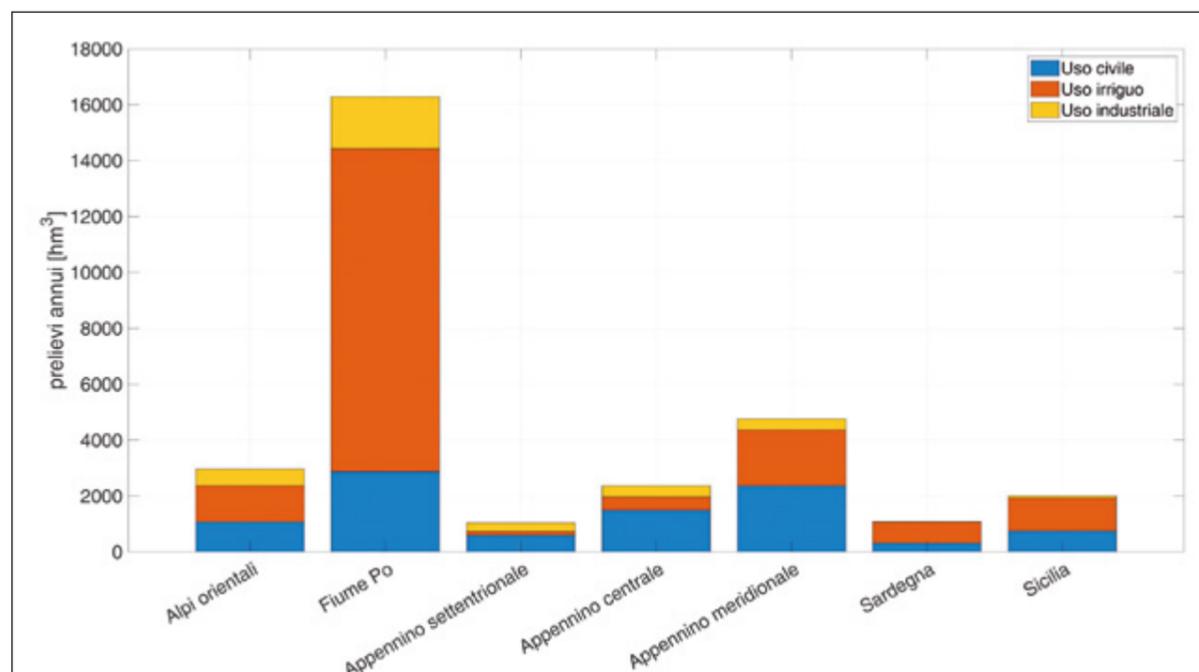
In merito alla quantificazione dei prelievi, è tuttavia importante sottolineare il fatto che, mentre nel caso degli usi civili, il dato sui volumi captati è per la maggior parte (circa l'80%) misurato al prelievo e fornito dai gestori tramite il Censimento delle acque, relativamente agli usi irrigui e industriali i dati forniti dall'Istat sono frutto di stime e solo parzialmente misurati.

Per quanto riguarda gli usi irrigui, Istat nell'ambito del 6° Censimento generale dell'agricoltura (Istat, 2014) stima che circa il 65% dei volumi a scopo irriguo è captato e distribuito da acquedotti e consorzi di irrigazione e bonifica, mentre il restante 35% è captato dalle stesse aziende dalla falda tramite pozzi (19%) o da acque superficiali (16%). Su tale aliquota non sono disponibili, dunque, dati di prelievo misurati, rendendo complessa, soprattutto in alcune aree italiane, la definizione di un bilancio idrico attendibile.

Relativamente agli usi industriali, i dati disponibili forniti dall'Istat (2019) sono basati esclusivamente su dati stimati, basati sulle unità fisiche di prodotto, distinte per tipologia all'interno di ciascun settore manifatturiero.

Figura 11.1

Prelievi idrici per uso civile, irriguo e industriale (2015-2019) suddivisi per Distretto idrografico. Fonte: Istat (2019).



Stato attuale

Gli usi civili dell'acqua riguardano tutti gli utilizzi domestici, gli utilizzi negli edifici pubblici e negli uffici, nelle attività commerciali e turistiche, per l'innaffiamento del verde urbano, nonché tutte le attività manifatturiere o in generale produttive servite direttamente dalla rete urbana.

La principale fonte informativa sugli usi civili della risorsa idrica è l'ISTAT che raccoglie tramite il Censimento delle acque i dati relativi al prelievo di acqua per uso potabile, al trasporto e distribuzione dell'acqua potabile, alle reti fognarie, agli impianti di depurazione delle acque reflue urbane. L'unità di rilevazione del censimento è costituita dagli Enti gestori dei servizi idrici integrati. Il censimento viene attualmente condotto con fre-

quenza biennale, l'ultimo pubblicato in forma completa è relativo all'anno 2020. Attualmente sono stati raccolti da Istat i dati relativi all'anno 2022 e sono in fase di elaborazione, ma alcuni risultati sono già stati resi disponibili (Istat, 2024).

In termini di risorse idriche, a scala nazionale l'approvvigionamento civile è garantito per circa l'85% da acque sotterranee, captate tramite pozzo per il 49%, e per il 36% da sorgente. Il restante 15% è prelevato da corsi d'acqua superficiali (5%), da invaso (9.5%), da lago naturale (0.4%) o da acque marine o salmastre tramite desalinizzatori (0.1%) (Fig. 11.2). La Figura 11.3 mostra la medesima ripartizione (tipologia di risorse idriche captate per il consumo umano) suddivisa per Distretto idrografico.

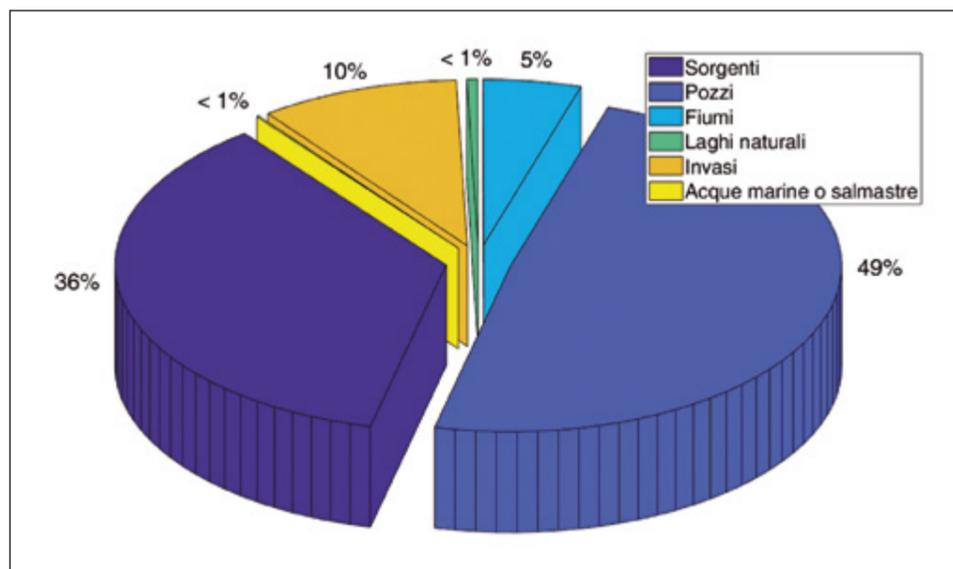


Figura 11.2
Risorse idriche captate per il consumo umano, dato nazionale (Istat, 2019).

Esistono tuttavia notevoli differenze territoriali nella tipologia di risorse idriche captate per il consumo umano (Fig. 11.3), con un ricorso significativo agli invasi artificiali soprattutto in Italia Meridionale (circa il 15%) e insulare (15% e 85% per Sicilia e Sardegna, rispettivamente). Tali aree sono caratterizzate dalla presenza di sistemi di approvvigionamento a scopo multiplo.

Il fabbisogno per uso civile è sostanzialmente legato agli andamenti demografici, sia in termini di valori assoluti (possibile variazione della popolazione), sia in termini di distribuzione della popolazione tra aree urbane e aree rurali, e può essere anche significativamente impattato dalla concentrazione di usi extra-residenziali (Mazzoni et al., 2022). Vari studi hanno anche identificato l'influenza degli attributi sociodemografici e demografici delle famiglie e delle caratteristiche abitative sul consumo di acqua. Tra essi si segnala il ruolo di reddito, dimensione della famiglia, distribuzione per età e livello di istruzione dei membri della famiglia, che manifestano un'influenza significativa (peraltro spesso molto complessa e non lineare) sui comportamenti che maggiormente influiscono sul consumo idrico (Costa et al., 2024).

Un elemento di significativa vulnerabilità dei sistemi di approvvigionamento idrico a uso civile è costituito dalla variabilità stagionale del fabbisogno in relazione ai flussi turistici (ad esempio, Mazzoni et al., 2022; Mereu et al., 2016). ISPRA ha stimato (<https://indicatoriam-bientali.isprambiente.it/it/turismo/incidenza-del-turismo-sui-consumi-di-acqua-potabile>) in maniera quantitativa il contributo dei turisti al consumo giornaliero di acqua potabile. In sostanza, si propone come indicatore del peso della domanda turistica, la differenza tra il consumo giornaliero pro capite di

acqua per uso potabile calcolata in riferimento alla popolazione residente e il consumo pro capite di acqua per uso potabile calcolato con la "popolazione equivalente", ottenuta aggiungendo il numero di presenze turistiche registrate nell'anno e ripartite sui 365 giorni. Nel 2022, il movimento turistico censito ha consumato giornalmente 4 litri di acqua a uso potabile/ab. equivalenti (in media a livello nazionale, con massimi anche superiori ai 30 litri/ab equivalenti). Nel periodo 2015-2018-2020 si è anche rilevata una crescita dei consumi. Ciò, naturalmente, può esacerbare possibili conflitti per l'accesso alle risorse idriche nel momento in cui è massima anche la richiesta per irrigazione e tende a ridursi la disponibilità. Alcuni pozzi sono usati come riserve estive, soprattutto nelle aree a forte vocazione turistica, dove il normale approvvigionamento non consentirebbe una regolare distribuzione. È necessaria, in questo contesto, una previsione attenta a scala locale dei futuri afflussi turistici per una pianificazione del fabbisogno civile e una migliore definizione del bilancio idrico attuale e futuro. Da questo punto di vista si sottolinea la necessità di un utilizzo di indicatori integrati di disponibilità/pressione, quali ad esempio il WEI+ (si vedano i paragrafi 11.5 e 11.6), a una scala sub-annuale.

Il tema stesso della corretta stima dei volumi prelevati non è trascurabile. Una frazione prossima al 20% del volume prelevato viene solo stimato dai gestori delle fonti come volume ascrivibile alla mancanza di misurazione o malfunzionamento degli strumenti di misura. La diffusione della misurazione è piuttosto variabile sul territorio e strettamente correlata alla tipologia di fonte e di gestione (Istat, 2019). In figura 11.4 sono riportate, in relazione all'uso civile, le percentuali dei volumi captati "misurati" e "non misurati", suddivisi per regione.

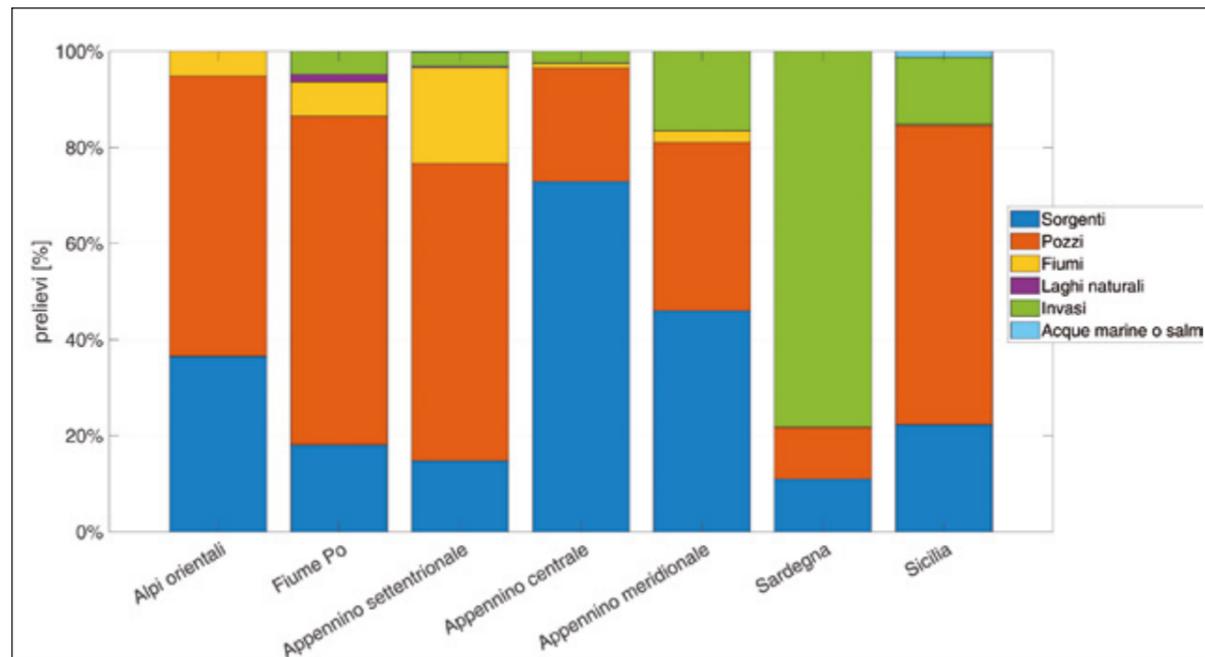


Figura 11.3
Risorse idriche captate per il consumo umano, ripartizione per Distretto idrografico (Istat, 2019).

La misurazione continua dei prelievi a uso civile è poco diffusa soprattutto nelle gestioni in economia (incide sul 51.4%, contro l'84.4% nelle gestioni specializzate), nelle sorgenti in alta quota, nelle piccole captazioni e nelle aree ricche di acqua (come le zone dell'arco alpino), dove la risorsa idrica è percepita come abbondante.

Il rapporto Istat (2024) ha sottolineato come le problematiche legate all'approvvigionamento idrico potabile non siano trascurabili, essendo in molti casi richiesta l'attivazione di misure di razionamento dell'acqua anche in capoluoghi di provin-

cia/città metropolitane (11 nel 2020 e 15 nel 2021). L'adozione di misure restrittive nell'erogazione idrica è legata a molteplici fattori, inclusa l'obsolescenza dell'infrastruttura e l'occorrenza di eventi estremi, i problemi di qualità dell'acqua per il consumo umano e la riduzione della portata delle fonti di approvvigionamento, a causa del cambiamento climatico. È importante notare come il razionamento si sia verificato anche in capoluoghi del Nord (si veda a tal proposito il box di approfondimento sulla siccità del 2022-2023 nel bacino del fiume Po), tradizionalmente poco soggetti a tale misura gestionale.

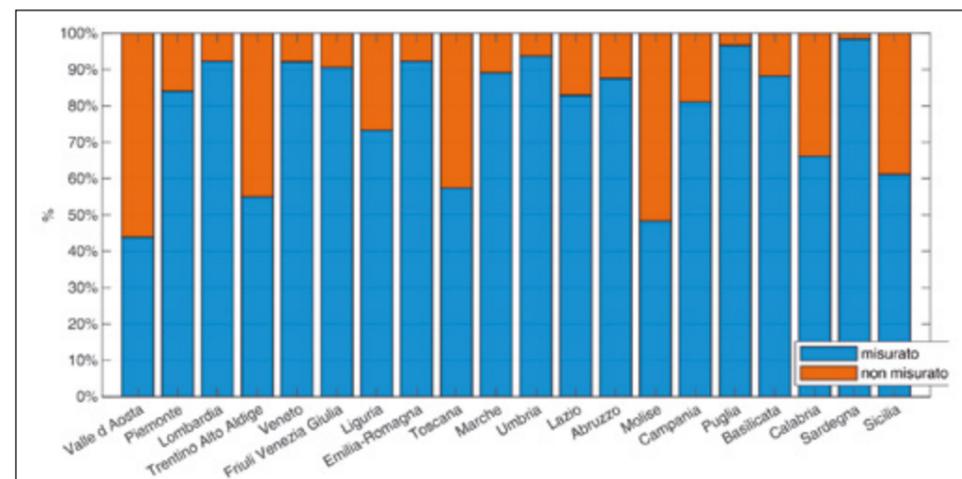


Figura 11.4
Percentuali dei volumi captati ad uso civile "misurati" e "non misurati", suddivisi per regione (Istat, 2019).

È noto come i sistemi di approvvigionamento idrico italiani a scopo civile siano caratterizzati da percentuali elevate di perdite: secondo l'Istat (2024) la percentuale di perdite su scala nazionale ammonta al 49%, in buona parte riconducibili alle infrastrutture di distribuzione. La percentuale delle perdite risulta ancora più rilevante, rispetto alla media nazionale, in numerose province dell'Italia Centrale e Meridionale, con punte fino al 60%.

Il problema della gestione degli usi civili appare fondamentale nella definizione del bilancio idrico, anche alla luce di alcuni recenti studi (EURISPES, 2023), secondo cui l'Italia è il primo paese Ue per quantità, in valore assoluto, di acqua dolce prelevata per uso potabile da

corpi idrici superficiali o sotterranei, e il secondo per prelievi pro-capite di acqua potabile (155 m³ per anno per abitante). Il consumo medio giornaliero di circa 220 litri pro-capite (a fronte di una media europea di 123 litri pro-capite) è ben rappresentativo della situazione nazionale, comunque caratterizzata da una forte variabilità regionale. Questo dato è, naturalmente, molto condizionato dalle caratteristiche strutturali e dalla vetustà delle reti infrastrutturali, solo in parte in grado di soddisfare le attuali necessità della popolazione. Il quadro è, peraltro, reso più complesso nel medio-lungo periodo dagli effetti dei cambiamenti climatici e, potenzialmente, dal possibile incremento di popolazione nei centri urbani e nelle aree turistiche.

Le strategie più rilevanti (ed efficaci) di gestione dei consumi idrici per usi civili

possono essere definite, almeno in linea di principio, come segue (Arfanuzzaman e Rahman, 2017; Global Water Partnership, 2012):

Riduzione delle perdite

miglioramento dello stato e delle performance dei sistemi infrastrutturali allo scopo di migliorarne l'efficienza.

Risparmio idrico

attuazione di azioni e politiche in grado di spingere gli utenti ad adottare tecnologie e pratiche innovative per ridurre i consumi idrici.

Politiche di tariffazione

implementazione di politiche che riflettano il valore reale dell'acqua nel suo costo, spingendo gli utenti verso comportamenti responsabili.

Politiche pubbliche di formazione ed informazione

attivazione di iniziative destinate alla popolazione per sensibilizzare a un uso consapevole delle risorse idriche.

Utilizzo di tecniche innovative per il riutilizzo

ridurre la domanda di risorse potabili attraverso il ricorso a tecniche per l'utilizzo (o riutilizzo) di altra risorsa per alcuni usi (ad es. per i servizi igienici o l'irrigazione urbana).

La siccità del 2022 nel bacino del fiume Po. Impatti sugli approvvigionamenti a uso civile

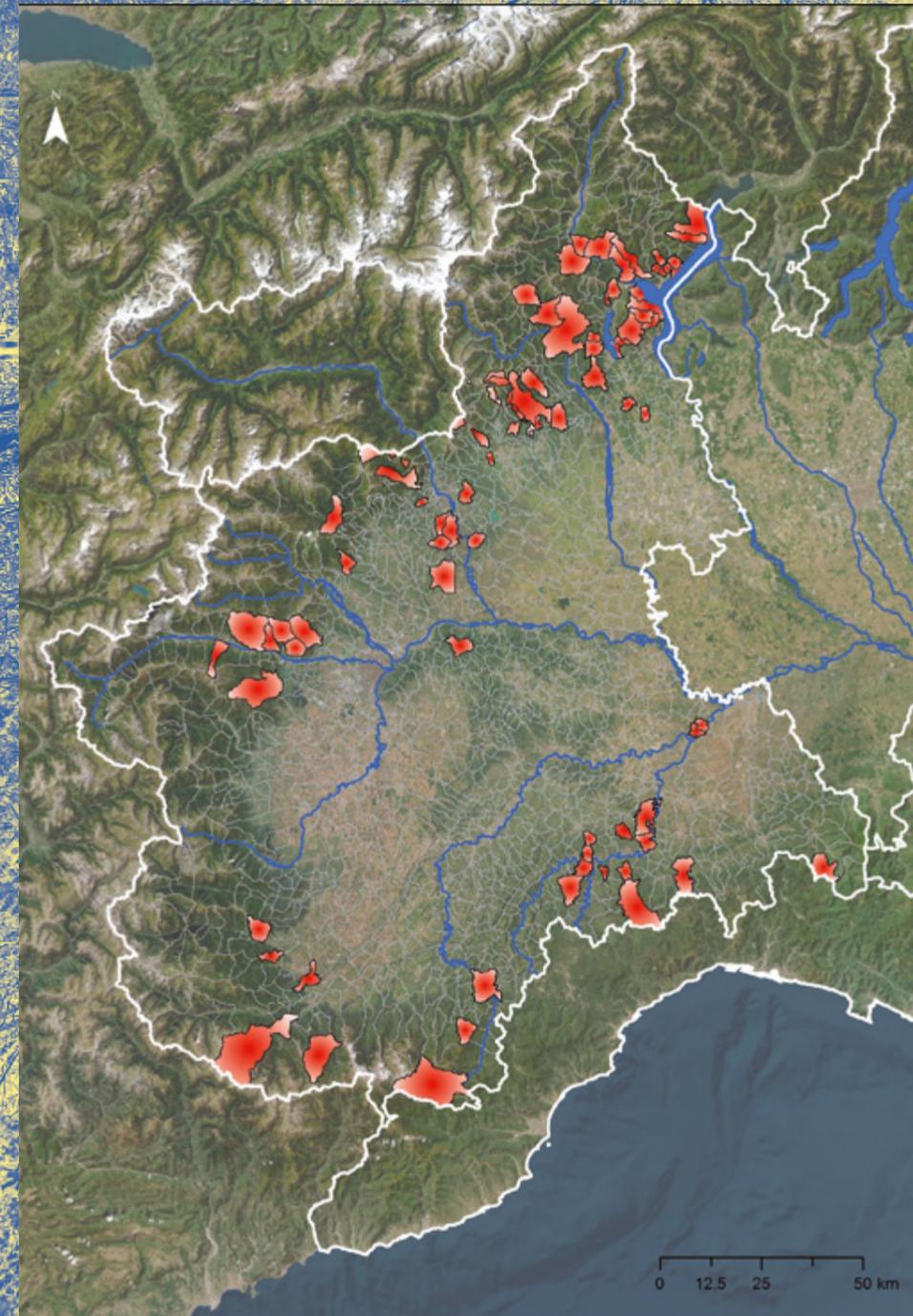
L'evento siccitoso del 2022-2023 nel bacino del Po, caratterizzato da un forte deficit di precipitazioni, sia liquide che solide, ha avuto forti impatti su tutti i settori d'uso, ivi incluso quello civile. La siccità meteorologica, iniziata nell'inverno 2021-2022 con un significativo deficit di precipitazioni nevose (si veda a tal proposito il box di approfondimento nel Capitolo 5 relativo alla criosfera), è poi evoluta in siccità irrigua (Capitolo 6) e siccità idrologica (Capitolo 7), determinando nella tarda primavera del 2022 e successivamente in estate condizioni di scarsità idrica in molte risorse utilizzate anche a scopo civile. Con delibera del Consiglio dei Ministri del 4 luglio 2022 viene dichiarato "lo stato di emergenza in relazione alla situazione di deficit idrico in atto nei territori delle Regioni e delle Province autonome ricadenti nei bacini distrettuali del Po e delle Alpi orientali, nonché per le peculiari condizioni ed esigenze rilevate nel territorio delle Regioni Emilia-Romagna, Friuli Venezia Giulia, Lombardia, Piemonte e Veneto". Successivamente, con Ordinanza del Capo dipartimento della protezione civile n.906 del 21 luglio 2022, il Capo del Dipartimento della protezione civile nomina i presidenti delle regioni interessate

"Commissari delegati per la realizzazione degli interventi urgenti finalizzati alla gestione della crisi idrica". Viene quindi definita dalle regioni una serie di interventi urgenti per far fronte alla crisi in atto. In Figura 11.5 sono mostrati, a titolo di esempio, i comuni nei quali si sono resi necessari interventi di "Distribuzione risorsa idrica con autobotti" da parte della regione Piemonte (Regione Piemonte, Ordinanza commissariale n. 1/A16.000/906 del 09.08.2022).

È evidente dalla mappa di Figura 11.5 come la crisi idrica del 2022 abbia interessato, relativamente al comparto civile, innanzitutto le aree pedemontane. La vulnerabilità dei relativi sistemi di approvvigionamento idrico a scopo civile è riconducibile a due fattori essenziali: 1) l'approvvigionamento idropotabile in comuni montani o pedemontani è basato quasi sempre su fonti locali (sorgenti o falde di piccole dimensioni), intrinsecamente sensibili a lunghi periodi siccitosi; 2) tali sistemi sono spesso basati su una singola fonte di approvvigionamento e mancano di interconnessioni con sistemi più resilienti in grado di soddisfare il fabbisogno nel caso di deficit idrico locale.

Figura 11.5

Comuni beneficiari di interventi di "Distribuzione risorsa idrica con autobotti" finanziati dalla regione Piemonte (Regione Piemonte, Ordinanza commissariale n. 1/A16.000/906 del 09.08.2022).



Con riferimento alle succitate strategie, il tema delle perdite idriche è sicuramente centrale. In tal contesto, è fondamentale distinguere tra perdite fisiche (o 'reali') e perdite amministrative (o 'apparenti'). Nella prima categoria rientrano quelle riconducibili alla non integrità degli elementi della rete idrica (condotte, giunti, derivazioni, etc.). Su di esse hanno influenza molteplici fattori, tra cui la vetustà delle condotte, l'effetto di sollecitazioni esterne, le condizioni idrauliche operative. Le perdite amministrative invece individuano i volumi idrici consumati e non contabilizzati, tra cui i volumi autorizzati ma non misurati (ad es. lavaggio strade, e innaffiamento di giardini), quelli necessari per il corretto funzionamento del sistema idrico, quelli soggetti a errori di misura e quelli prelevati illegalmente. Naturalmente solo una parte dei volumi che concorrono a definire le perdite può essere recuperata. In media le perdite reali rappresentano il 70% delle perdite globali, e sono quelle su cui possono essere concentrati maggiormente gli sforzi di riduzione (Portolano, 2009).

Le perdite rappresentano uno dei principali problemi per una gestione efficiente e sostenibile dei sistemi di approvvigionamento idrico e, benché molti gestori del

servizio idrico abbiano avviato iniziative per garantire una maggiore capacità di misurazione dei consumi, la quantità di acqua dispersa in rete continua a rappresentare un volume cospicuo, quantificabile in 157 l/giorno per abitante (Istat, 2024).

ARERA ha condotto nel 2022 un approfondimento sul tema, individuando come la media nazionale delle perdite idriche si attesti in media al 41.8% (17.9 m³/km/giorno, con un miglioramento del 12% rispetto all'anno base (2016), sebbene persistano forti differenze a livello geografico (il cosiddetto *water service divide*), per cui le situazioni di maggiore criticità si riscontrano nel Sud e nelle Isole.

Naturalmente è impensabile raggiungere l'annullamento delle perdite fisiche e amministrative, sia tecnicamente sia economicamente, in quanto l'investimento necessario produrrebbe – oltre una certa soglia – dei benefici marginali (Al-Washali et al., 2020). L'obiettivo principale per i gestori del servizio idrico integrato risiede piuttosto nella ricerca di un punto di equilibrio in grado di garantire la riduzione degli sprechi di risorsa, la limitazione delle irregolarità del servizio, la riduzione delle spese di intervento e manutenzione.



La stima delle perdite idriche (fisiche e amministrative) può essere effettuata attraverso differenti metodi. Una recente review (Al-Washali et al., 2020) ne ha discusso e sintetizzato i principali aspetti e limitazioni. In particolare:

Top-down water balance.

Si tratta di un metodo efficace e parsimonioso in termini di calcolo, basato sulla stima delle perdite apparenti, da cui deriva il calcolo delle perdite reali. Il calcolo è indipendente dalle pressioni in rete e ha come principale limitazione il focus sulle perdite reali (che vengono generalmente sovrastimate), con la stima di quelle apparenti sulla base di alcune ipotesi generiche.

Water and wastewater balance.

Si tratta anche in questo caso di un metodo efficace e parsimonioso in termini di calcolo, in cui la stima delle perdite apparenti viene effettuata dalle misurazioni dei volumi di acqua in arrivo agli impianti di trattamento, e dal successivo calcolo delle perdite reali.

MNF analysis (Minimum Night Flow).

Il metodo richiede alcune misurazioni (di portata e pressione) su distretti della rete, effettuate durante il periodo notturno in cui il consumo è minimo (gran parte degli utenti sono inattivi) e il flusso misurato è principalmente attribuibile alle perdite di rete. Si tratta di un metodo piuttosto efficace, ma che richiede un'intensa attività di campo per produrre una stima parziale (legata ad una parte di una rete e ad un periodo specifico dell'anno).

Component analysis of leakage.

Il metodo si basa sull'analisi di dati di campo e di informazioni relative al volume delle perdite stimate per piccole rotture. Permette di tenere conto della pressione, e di comprendere la natura della rottura simulando gli effetti di una possibile riduzione. Risulta applicabile solo per le *utility* impegnate regolarmente in attività di controllo e monitoraggio e porta in generale a una sottostima delle perdite.

L'impatto dei cambiamenti climatici (insieme ad altri fattori quali popolazione, sviluppo economico e cambiamento dei livelli di consumo) sulla domanda idrica a livello globale è noto (Scanlon et al., 2023; Taylor et al., 2013; UNESCO, 2021) e si manifesta con un incremento dei consumi dovuto all'aumento della temperatura (si veda, ad esempio, Benavides-Muñoz et al., 2024). Diversi studi hanno quindi utilizzato variabili meteorologiche per spiegare la variabilità della domanda idrica per usi civili, confermando una correlazione positiva (ad esempio: Stelzl e Fuchs-Hanusch, 2024; Timotewos et al., 2022). È importante, inoltre, tenere conto di ulteriori fattori esplicativi, come variabili demografiche e tipologie di utenti che possono avere un'influenza sulle variazioni nella domanda idrica. In sostanza, il cambiamento climatico può direttamente condizionare la domanda idrica, pur con ampie variazioni a seconda dell'area geografica e delle specifiche condizioni climatiche, oltre che di molteplici condizioni socio-economiche (Stelzl e Fuchs-Hanusch, 2024; Wang et al. 2014).

Uno studio recentemente condotto a Napoli (Fiorillo et al. 2021) ha mostrato come, considerando gli scenari meteorologici per il periodo 2040-2100, la domanda idrica giornaliera potrebbe aumentare (principalmente a causa dell'aumento della temperatura dell'aria) in media nell'ordine del 9-10% con riferimento al periodo di picco. Tale incremento dipende naturalmente anche da altri fattori, soprattutto socio-economici, raggiungendo il 13-15% per soggetti occupati e con un titolo di studio elevato. Questo tema, piuttosto interessante, è ampiamente dibattuto in letteratura. In generale si ha evidenza che a utenze con reddito minore corrisponda

(prevalentemente per ragioni economiche) un minore consumo idrico, e che a utenze con redditi maggiori possa corrispondere un duplice effetto: per un verso una tendenza al risparmio idrico (prevalentemente in virtù di un più alto livello di istruzione), per altro verso una domanda maggiore in virtù dei più alti standard abitativi (Costa et al., 2024).

Ashoori et al. (2016) hanno utilizzato modelli di regressione lineare multipla per studiare l'influenza di vari fattori come il clima, gli aspetti demografici e il costo dell'acqua, sulla domanda idrica nella città di Los Angeles. Sebbene costo e dinamiche demografiche abbiano un'influenza preponderante, temperatura e precipitazioni si sono rivelate molto significative. Per la città di Toronto è stato riscontrato che, quando la temperatura aumenta di 1 °C, la domanda idrica di punta in estate può aumentare dell'1.8% mentre la domanda media del 2%.

Vonk et al. (2019) hanno utilizzato modelli per la stima della domanda idrica a scopo civile al 2050 sulla base di parametri meteorologici, considerando vari scenari di cambiamento climatico e l'impatto delle fluttuazioni di domanda a scopo turistico. Nello studio è stato individuato un incremento del 6.5% al picco e dello 0.8% in media.

Il tema della molteplicità di scenari operativi in cui garantire l'approvvigionamento idrico per usi civili richiede, oltre che una attenta analisi della domanda, anche la caratterizzazione delle performance delle infrastrutture che garantiscono il servizio. Il concetto di analisi delle performance delle reti idriche, spesso declinato in termini di resilienza (intesa come capacità

di assorbire stress, quali ad esempio la riduzione della disponibilità in condizioni di siccità, e di garantire il mantenimento dei livelli di servizio anche in condizioni critiche) è ampiamente discusso nella letteratura scientifica recente (ad esempio, Leštáková et al., 2024). Anche ARERA (2023) ha recentemente discusso il tema degli impatti del cambiamento climatico sul servizio idrico, proponendo un indicatore di "resilienza idrica" (si veda a tal proposito anche il paragrafo 2.6.1) volto a monitorare l'efficacia attesa del complesso sistema degli approvvigionamenti a fronte delle previsioni in ordine al soddisfacimento della domanda idrica nel territorio gestito (includendo anche gli usi diversi dal civile). In generale gli approcci vengono distinti in relazione al tipo di analisi che richiedono. Una classificazione piuttosto consolidata distingue approcci *performance-based* da approcci *property-based* (ad esempio, Cassottana et al.,

2021; Pagano et al., 2019). La prima classe prevede l'analisi delle performance del sistema e la caratterizzazione dei livelli di servizio in molteplici condizioni operative, ad esempio rapportando domanda idrica e fornitura, attraverso l'impiego di modelli idraulici. La seconda classe di metodi si basa sull'utilizzo di misure proprie della teoria dei grafi, secondo cui una rete idrica può essere schematizzata come un grafo e analizzata attraverso la caratterizzazione di alcune proprietà (ad esempio, centralità di nodi o archi, ridondanza, etc.). In aggiunta, ci sono anche metodi esperti, basati sull'attribuzione di un ranking semi-quantitativo ad alcune proprietà del sistema, che ne possono caratterizzare le performance. In sostanza la scelta del metodo più idoneo dipende dalla specifica applicazione e, in particolare, dalla disponibilità e livello di dettaglio disponibile o richiesto, oltre che dalla tipologia di informazione in output.



In un contesto di crescente impatto dei cambiamenti climatici sullo stato delle risorse idriche, una misura di fondamentale importanza risiede nel miglioramento delle performance e delle modalità di gestione delle reti. In particolare, l'età e lo stato delle reti concorrono in modo significativo ad assicurare l'efficienza del servizio idrico e a garantire la disponibilità di volumi adeguati alla gestione di periodi di crisi, insieme a una serie di caratteristiche del sistema (quali il livello di interconnessione e la diversificazione delle fonti di approvvigionamento). In questa direzione, il miglioramento della resilienza di un sistema di approvvigionamento idrico potabile può passare attraverso una molteplicità di misure, che possono essere distinte sommariamente in misure strutturali e non strutturali (Pagano et al. 2021). Le prime sono direttamente connesse alle attività di riparazione e sostituzione di elementi del sistema infrastrutturale, per ridurre direttamente l'impatto di rotture (e delle conseguenti perdite); le seconde, includono pratiche gestionali (ad esem-

pio: riduzione del regime delle pressioni), che concorrono alla riduzione delle perdite e al mantenimento di un adeguato livello di servizio.

Come anticipato, la ricerca perdite ha quindi un ruolo centrale nel garantire l'efficienza delle reti. Tipicamente avviene attraverso una molteplicità di tecniche, che possono essere classificate come dirette (o *hardware-based*) e indirette (*software-based*) (Wan et al., 2022). Le tecniche dirette possono essere ulteriormente divise in considerazione del metodo utilizzato (acustico o non acustico). Normalmente sono tecniche con efficacia molto alta, ma piuttosto costose e *time-consuming*. La qualità dei risultati dipende, peraltro, dalla tipologia di condotta o di rete, dal tipo di suolo e dalle condizioni locali.

Le tecniche indirette deducono alcune informazioni sulle perdite a partire da alcuni parametri idraulici quali pressione e portata o da alcune misure di fenomeni (ad esempio, rumore) che possono essere ricondotti all'occorrenza di perdite.



Sono disponibili in letteratura varie *review*, anche recenti, che forniscono una visione più dettagliata delle principali caratteristiche dei sistemi di rilevazione perdite (Bakhtawar e Zayed 2023; Hu et al., 2021; Rousso et al., 2023).

Diversamente dalle tecniche dirette, che sono utili per localizzare in modo piuttosto preciso i fenomeni di perdita, le tecniche indirette aiutano a circoscrivere distretti particolarmente critici o rilevanti. Tra queste possiamo menzionare:

Analisi in campo

mediante tecnologie che consentono un controllo dello stato delle tubazioni. Tipicamente vengono utilizzati i geofoni, sensori acustici che permettono di individuare la presenza e il posizionamento approssimativo delle rotture sulla rete. Pur trattandosi di una tecnologia consolidata e piuttosto affidabile, è difficilmente applicabile su reti molto estese e in zone limitatamente accessibili. Altre tecniche sono basate sull'utilizzo di sensori ad ultrasuoni, la cui misurazione dà una idea piuttosto precisa della localizzazione delle perdite e sull'impiego di Ground Penetrating Radar (GPR) che supportano la localizzazione perdite attraverso la misura di irregolarità nel segnale riflesso. Tra le misure 'invasive', si può prevedere l'utilizzo di videospezione per l'analisi e visualizzazione delle condizioni interne delle tubazioni.

Tecniche basate su Cosmic-Rays Neutron Sensing (CRNS)

ovvero sulla misurazione dei neutroni sopra-suolo attraverso sonde installate su veicoli. I valori acquisiti vengono aggregati per celle, e ad esse viene attribuita una probabilità di occorrenza di perdite idriche. Normalmente questa tecnica consente uno *screening* piuttosto rapido e una pre-localizzazione delle perdite, cui normalmente fa seguito una verifica in campo.

Tecniche basate sull'utilizzo di immagini satellitari

che consentono ad esempio di creare mappe di umidità associate alle reti idriche, individuando zone in cui verosimilmente indirizzare interventi specifici di controllo a terra. In alternativa, vengono osservate delle variazioni nella riflessione al suolo dei segnali da satellite, sintomo di possibili cedimenti del terreno indotti dalle perdite idriche nel sottosuolo. Ci sono applicazioni recenti, in cui si prevede anche l'impiego di droni per la misura e analisi di anomalie nella temperatura al suolo, che possono indicare la presenza di perdite.

Da un punto di vista strettamente 'informativo', un problema trasversale per i gestori del servizio idrico integrato è spesso legato alla limitata conoscenza dello stato delle reti, che si aggiunge all'incertezza legata alle dinamiche di disponibilità idrica e domanda. Sebbene le prestazioni complessive di una rete idrica e i livelli di servizio siano sostanzialmente noti, è in generale lacunosa la conoscenza dettagliata delle stesse: non è infrequente rilevare una scarsa base informativa o un'elevata incertezza dovuta, ad esempio, alla parziale digitalizzazione dei dati, alla vetustà di alcune opere, alla successione nel tempo di molteplici interventi strutturali e all'indisponibilità delle relative informazioni (tenendo altresì presente che la maggior parte delle opere idriche di approvvigionamento e distribuzione è interrata). Anche la conoscenza sulle dinamiche della domanda idrica è fortemente incerta e frammentata, anche in considerazione della parziale capacità di monitoraggio delle reti, con una significativa componente di incertezza legata all'impatto che possono avere vari fenomeni quali le dinamiche socio-economiche, le evoluzioni demografiche e urbane, i comportamenti individuali (anche in risposta al cambiamento climatico). Appare quindi utile da un lato lavorare sulla migliore conoscenza delle reti e del relativo comportamento, anche attraverso un monitoraggio più capillare delle stesse, dall'altro verso sviluppare modelli in grado di descrivere in modo efficace le dinamiche della domanda (e quindi del bilancio

idrico) anche attraverso il ricorso ad analisi di scenario di previsione.

In tal senso è anche opportuno considerare che, nonostante la progressiva riduzione del livello di frammentazione tra enti gestori a seguito della riforma che ha avviato il servizio idrico integrato, si riscontra al 2020 la presenza di 2391 gestori dei servizi idrici a scopo civile (Istat, 2024). Questo si riflette in una significativa complessità gestionale e operativa, soprattutto per la prevalenza dei gestori in economia (ovvero 1997 Enti Locali) rispetto a quelli specializzati (394) e, più in generale, in una forte eterogeneità. Alcune attività svolte dall'Istituto di ricerca sulle acque (IRSA) del CNR (ad esempio nell'ambito del progetto MUHA, <https://muha.adrioninterreg.eu/>, e di accordi di collaborazione con il Dipartimento nazionale della protezione civile) hanno provato a caratterizzare tale frammentazione e, conseguentemente, anche a ridurla, attraverso la stesura di documenti contenenti linee guida o buone pratiche operative, in particolare a supporto della gestione dei sistemi potabili in caso di crisi idriche. È necessario lavorare a supporto della condivisione di informazioni e di conoscenza, facilitando anche attività di formazione e di *mutual learning* che coinvolgano gli operatori del settore.

Da un punto di vista conoscitivo, appare necessario sviluppare o implementare modelli a supporto della migliore conoscenza del comportamento delle reti, in

grado di dare informazioni sulla risposta delle stesse a molteplici eventi e condizioni di stress (incluse variazioni della disponibilità e della domanda, impatti di eventi naturali e antropici, condizioni di crisi idrica) e sulle possibili misure gestionali e operative da implementare. In questa direzione, è necessario lavorare allo sviluppo di modelli idraulici in grado di descrivere in quasi *real-time* il comportamento delle reti, anche beneficiando di informazioni derivanti da sensori, e di dispositivi (ad esempio *smart valve*) in grado di controllare la rete rispettando regole di comportamento adattive. In aggiunta, un significativo sforzo di ricerca è orientato allo sviluppo di modelli speditivi e parsimoniosi da un punto di vista computazionale (ad esempio basati su indicatori topologici), orientati a caratterizzare le performance di reti complesse con il ricorso a una base di dati piuttosto limitata.

I riferimenti alla letteratura scientifica contenuti nella presente sezione, suggeriscono anche come siano necessari modelli di previsione della domanda idrica per previsioni a lungo termine che considerino sia le variazioni dovute al cambiamento climatico sia gli sviluppi socio-demografici. I risultati di questi modelli possono costituire una preziosa base informativa a supporto dei decisori coinvolti nella definizione di strategie per la conservazione delle risorse idriche (Mosleh e Negahban-Azar, 2021). Infatti, i cambiamenti nella domanda idrica possono influenzare anche significativamente

la capacità e il funzionamento dei sistemi di approvvigionamento e, nello specifico, l'aumento della domanda può esacerbare le condizioni di carenza idrica soprattutto in aree già esposte a situazioni di scarsità. Si pone dunque il problema di valutare su orizzonti temporali pluri-decadali gli andamenti demografici e le variazioni sui fabbisogni civili a essi connessi.

Per finire, occorre menzionare tra le domande di ricerca più impellenti, la necessità di un miglioramento e potenziamento delle tecniche per il monitoraggio in tempo reale del funzionamento delle reti idriche a supporto, ad esempio, della ricerca perdite. L'installazione di sensoristica (tra cui, sistemi di monitoraggio della pressione e della portata) in rete può, in un contesto in cui la gestione dei *big data* sta rapidamente evolvendo, permettere una gestione efficiente ed efficace dei sistemi idrici quasi in tempo reale (Palermo et al., 2022, Wan et al., 2022). Lo sviluppo di strumenti analitici opportuni può permettere di avere informazioni a supporto delle decisioni legate alla gestione delle reti e alla selezione di programmi di intervento (ad esempio ricerca perdite), anche attraverso la creazione di *digital-twin* delle infrastrutture. In sostanza, attraverso una rappresentazione digitale di sistemi infrastrutturali, che preveda l'integrazione di dati statici e dinamici, e di modelli di calcolo, è possibile caratterizzarne il comportamento e supportare i processi gestionali e decisionali.

L'acqua è un fattore tra i più cruciali della produzione agricola. In agricoltura la risorsa idrica è essenzialmente destinata alle pratiche irrigue e alla zootecnia. Queste due destinazioni produttive fanno del settore primario il più grande utilizzatore di acqua, rispettivamente per usi civili e industriali della risorsa. È in particolare l'irrigazione a determinare in agricoltura una massiccia richiesta di risorse idriche. Questo avviene tanto più in coincidenza con le aree dove la scarsità d'acqua così detta fisica (de Marsily e Abarca-del-Rio, 2016), ovvero dove la sua mancanza per una concomitanza di fattori climatici, idrologici e idrogeologici, non permette di soddisfare il fabbisogno idrico delle colture. Di fatto, la produzione di alcune colture è possibile, in talune aree che beneficino di condizioni pedoclimatiche favorevoli, senza il ricorso alle pratiche irrigue. A livello europeo, tuttavia, l'Italia si colloca tra i paesi europei che maggiormente fanno ricorso all'irrigazione per sostenere la produttività di diverse colture erbacee così come di coltivazioni arboree (Istat, 2019).

Gli effetti del cambiamento climatico e degli eventi meteorologici estremi possono avere un impatto grave sulla qualità ambientale, sullo sviluppo economico e sul benessere sociale (Dogru et al., 2019; Malhi et al., 2020; Schilling et al., 2020). Ciò è particolarmente vero nelle

regioni aride e semi-aride che sono sottoposte all'aumento delle temperature, alla variazione dei regimi pluviometrici, alla diminuzione dell'umidità del suolo e alla riduzione di nevai e ghiacciai. In ambiente mediterraneo, in particolare, si prevede un progressivo intensificarsi di questi cambiamenti, con importanti implicazioni per il futuro ciclo idrologico e per le stesse attività agricole (Cook et al., 2014; Polade et al., 2017; Seager et al., 2019). In particolare, si temono effetti importanti in termini di riduzione delle stagioni vegetative e di aumento dello stress termico e idrico a carico delle colture; le mutate condizioni ecofisiologiche, a loro volta, potrebbero esasperare gli effetti nocivi sulle colture, aumentandone il fabbisogno idrico e inducendo una riduzione delle rese produttive (Meza et al., 2012; Saadi et al., 2015).

I dati statistici della FAO a livello globale (AQUASTAT - FAO's Global Information System on Water and Agriculture, <https://www.fao.org/aquastat/en/>) indicano nell'agricoltura il settore di gran lunga più idrovoro, con valori intorno al 70% dei prelievi complessivi, che tengono conto del settore industriale, di quello civile e delle perdite evaporative dai bacini di raccolta e dall'idrografia di trasferimento della risorsa. Di fatto, degli oltre 4250 km³/anno di prelievi idrici complessivi (dati 2010), l'agricoltura ha un fabbisogno di poco inferiore ai 3000 km³/anno.

Nell'Unione europea risaltano gli Stati membri mediterranei per la loro propensione all'agricoltura irrigua e per l'importanza dei prelievi che ne conseguono. Tra questi, l'Italia si pone ai primi posti per consumi idrici irrigui, come già richiamato. Un indice utile a valutare la dipendenza di un paese dall'irrigazione è la cosiddetta "propensione all'irrigazione", il rapporto tra superficie irrigata e Superficie Agricola Utilizzata (SAU). La propensione all'irrigazione tra i diversi stati dell'Unione europea, ancorché inesistente nei paesi più umidi e piovosi, raggiunge e supera il 20% della SAU nei paesi interessati dal clima mediterraneo (dati riferiti all'anno 2016; Istat, 2019). In particolare, Malta (31.4%), Grecia (23.6%), Cipro (21.0%) e Italia (20.2%) sono i paesi che presentano i valori più alti: qui, infatti, più del 20% della SAU viene sottoposta a irrigazione. Importante propensione anche in Spagna, Portogallo, Paesi Bassi e Danimarca, con una percentuale di SAU interessata dalla pratica irrigua compresa tra il 9 e il 13% circa. La pratica irrigua è invece del tutto marginale, con percentuali inferiori all'1%, o inesistente in Lussemburgo, Slovenia, Repubblica Ceca, Regno Unito, Irlanda, Estonia, Lituania, Lettonia.

Il monitoraggio degli usi irrigui in Italia

Dati Istat (2019) riferiscono per l'annata agraria 2015-2016 una superficie irrigabile delle aziende agricole italiane, ovvero la superficie attrezzata per l'irrigazione pari a 4 123 000 ha, distribuiti su circa 572 000 aziende, con un 4.2% di incremento delle superfici potenzialmente irrigue rispetto al 1982. A fronte di questi dati è, tuttavia, la superficie irrigata a rendere conto della quantità effettiva di terreni irrigati. Quest'ultima stima è soggetta a variazioni spazio-temporali importanti, in dipendenza delle condizioni meteorologiche e del-

le scelte colturali annuali. Sempre nell'annata agraria 2015-2016 l'irrigazione è stata effettuata dal 42.9% delle aziende agricole. Agli effetti, sono risultate attive nell'esercizio irriguo 491 000 aziende con una superficie interessata di 2 553 000 ha. La comparazione coi dati Istat 1982 mostra al 2016 un aumento solo lieve (1.7%) delle superfici effettivamente irrigate. Un importante indicatore statistico che esprime la saturazione delle potenzialità irrigue di un assetto rurale è rappresentato dal rapporto percentuale tra la superficie effettivamente irrigata e quella irrigabile. In Italia, al 2016, tale rapporto è risultato del 61.9% a fronte di un valore della propensione all'irrigazione, descritta dal rapporto tra superficie irrigata e totale della SAU, del 20.2%.

Un'analisi a livello regionale evidenzia che nella sola Lombardia si concentra il 20.0% della superficie irrigata nazionale; a seguire il Piemonte e il Veneto, con rispettivamente il 14.0 e il 12.9% della superficie irrigata nazionale. La propensione regionale all'irrigazione risulta più elevata in Lombardia, con il 53.3% della SAU irrigata; seguono il Veneto con il 42.2% e il Piemonte con il 37.2%. Nelle Marche, in virtù del prevalere di ambiti collinari e montani su quelli di pianura, si registra l'estremo opposto, ovvero la minore propensione all'irrigazione con solo il 3.4% della SAU irrigata.

Sempre i dati Istat più recenti (annata agraria 2015-2016; Istat, 2019) riportano che la coltura che occupa la maggiore proporzione di superficie irrigata in Italia è il mais da granella (18.6%), seguita da erbai e foraggere in avvicendamento (17.3%), fruttiferi e agrumi (12.0%), ortive da pieno campo (9.6%), altri seminativi (9.4%), riso (9.2%), vite (8.9%), cereali da granella altri che mais e riso (5.3%), olivo (4.8%). Chiudono la classifica i prati permanenti e i pascoli (4.1%), l'arboricoltura da legno e

le colture industriali, queste ultime due al di sotto del punto percentuale.

Ai fini statistici per gli usi irrigui occorre sottolineare l'importanza del sistema di monitoraggio SIGRIAN (Sistema Informativo Nazionale per la Gestione delle Risorse Idriche in Agricoltura). Questo nasce già nel 1998 come GEO-database, con lo scopo di realizzare un quadro conoscitivo approfondito, condiviso e completo del sistema irriguo nazionale, basilare per il monitoraggio dei volumi prelevati per usi irrigui.

Il SIGRIAN è, testualmente, la banca dati realizzata e gestita dal CREA-PB (Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria - Centro di Politiche e Bioeconomia, ex INEA), e costituisce il riferimento per il monitoraggio dei volumi irrigui a disposizione di tutte le amministrazioni ed enti competenti in materia di acqua per l'agricoltura, in forza del DM MASAF 31/07/2015. Il SIGRIAN è redatto in risposta agli adempimenti previsti dall'accordo di partenariato per la condizionalità ex ante per le risorse idriche nell'ambito della politica di coesione. Rappresenta il sistema a cui gli Enti preposti, coordinati dalle Regioni e Pubbliche amministrazioni, hanno l'obbligo di trasmettere, con defini-

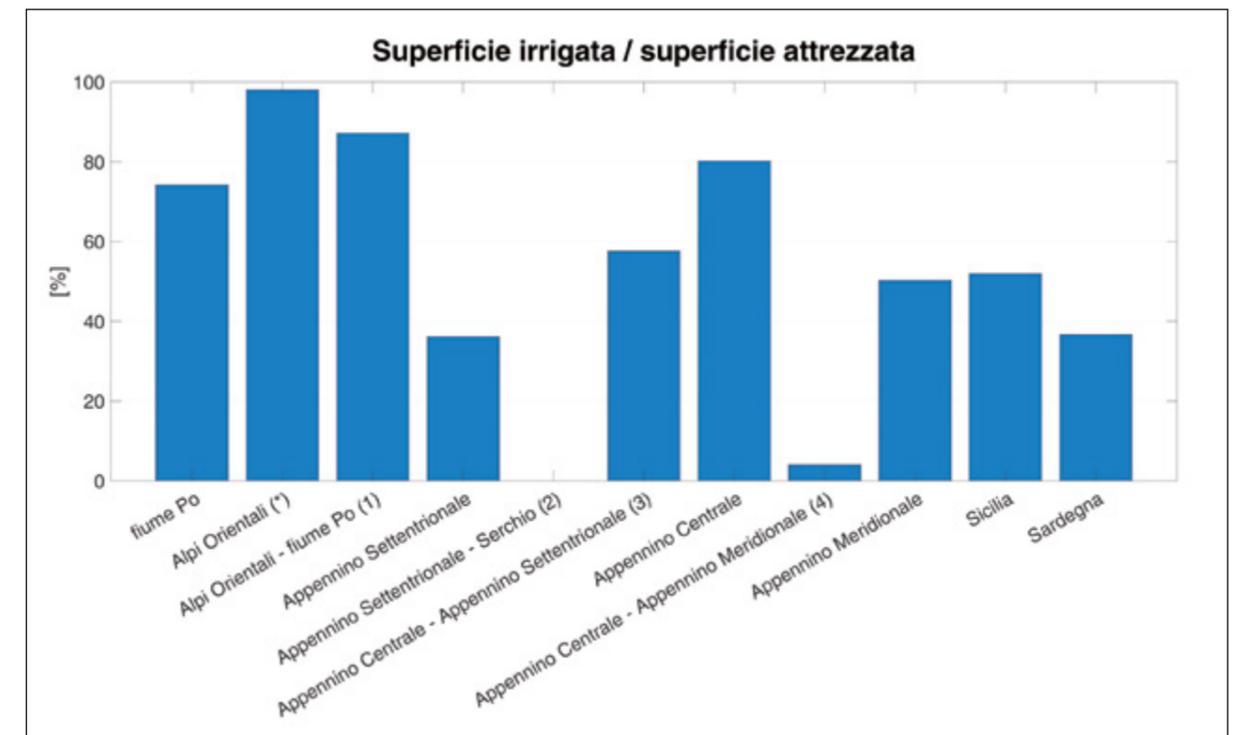
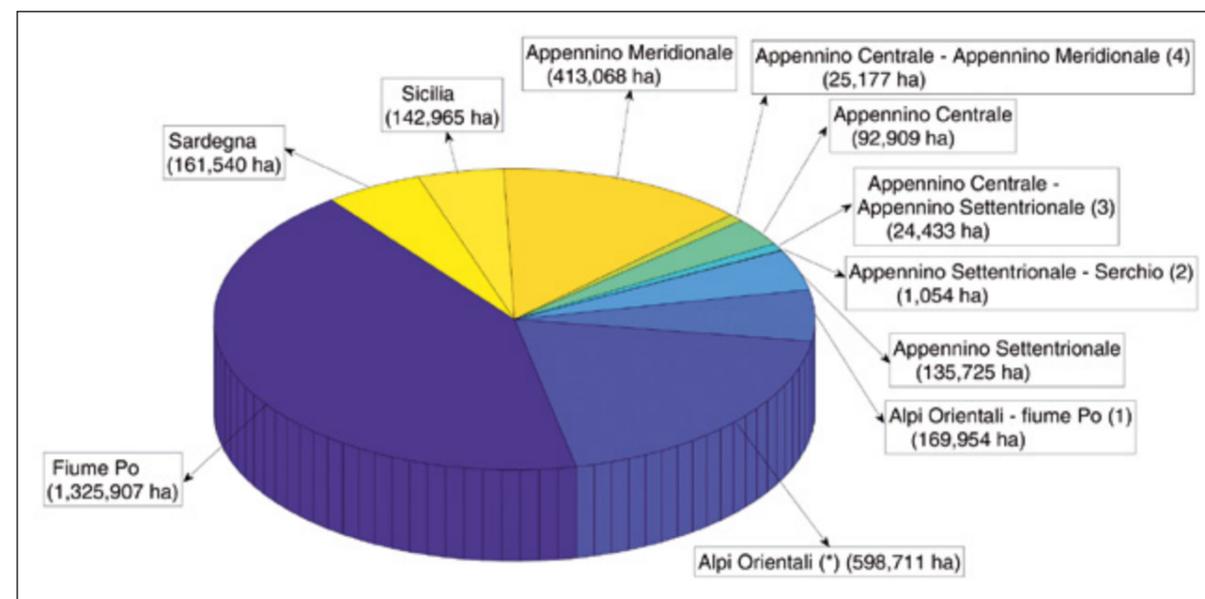
te cadenze temporali, i valori dei volumi irrigui prelevati a scopo prettamente irriguo e/o a uso plurimo.

Ovviamente il sistema non è esente da criticità nella comunicazione dei dati da parte degli enti irrigui e nella diffusione dei risultati. Inoltre, per quanto concerne i prelievi in auto-provvigionamento (cioè i pozzi aziendali e le derivazioni private), le comunicazioni dei dati sarebbero in capo alle Regioni che dovrebbero contabilizzare o stimare tali volumi. Il SIGRIAN, concepito come sistema di supporto alle decisioni e per la pianificazione degli interventi, è consultabile e aggiornabile on-line per tutti gli utenti appartenenti alle classi di decisori e pianificatori che operano nel settore irriguo italiano, come: ministeri (MASAF, MASE, MIMIT), amministrazioni regionali, enti di gestione delle risorse idriche a fini irrigui (ConSORZI di bonifica e irrigazione, Consorzi di miglioramento fondiario, etc.), l'Associazione nazionale di bonifica e irrigazione (ANBI), Autorità di distretto idrografico.

Nelle Figure 11.6 e 11.7 sono riportati i dati relativi alle superfici attrezzate per l'irrigazione nei diversi Distretti idrografici nazionali, elaborati da INEA (INEA, 2011).

Figura 11.6

Superficie (ha) attrezzata per l'irrigazione nei diversi Distretti idrografici nazionali (INEA, 2011; elaborazioni INEA su dati SIGRIAN 2010). Note: *) Esclusa la P.A. di Bolzano; (1) Alpi orientali - Padano: Veronese, Fossa di Pozzolo, Delta Po Adige, Terlagio, Ronzo-Chienis; (2) Appennino Settentrionale - Serchio: Bientina, Versilia Massaciuccoli; (3) Appennino Centrale - Appennino Settentrionale: Valtiberina Toscana, Alta Umbria, Val di Chiana Romana e Val di Paglia Superiore, Maremma Etrusca; (4) Appennino Centrale - Appennino Meridionale: Sud, Ovest.



Al sistema SIGRIAN si affianca la banca dati DANIA (Database Nazionale degli investimenti per l'Irrigazione e l'Ambiente) sviluppata nell'ambito dell'Accordo di cooperazione tra MASAF e CREA per l'attuazione del Piano operativo agricoltura (ACOPOA, Sottopiano 2 - Interventi nel campo delle infrastrutture irrigue, bonifica idraulica, difesa dalle esondazioni, bacini di accumulo e programmi collegati di assistenza tecnica e consulenza). DANIA è uno strumento di supporto e monitoraggio alla programmazione e attuazione di interventi finalizzati alla riduzione dei rischi in agricoltura (scarsità idrica e fenomeni di dissesto idrogeomorfologico) che cataloga gli interventi attuati dagli enti irrigui, programmati e finanziati, aventi finalità prettamente irrigua (comprendendo anche invasi con funzione multi-obiettivo) oppure a carattere ambientale di difesa del territorio e del potenziale produttivo agricolo da fenomeni di dissesto. La catalogazione riguarda interventi realizzati.

Tecniche di acquisizione dati da remoto finalizzate allo sviluppo di servizi e modelli per la previsione e la pianificazione delle necessità irrigue su diverse scale spaziali.

Conoscere la distribuzione e l'estensione delle aree irrigate, nonché la quantità di acqua utilizzata per l'irrigazione, è fondamentale per stimare il fabbisogno idrico per l'irrigazione e per quantificare l'impatto dell'irrigazione sul clima, sulla portata dei fiumi e sullo sfruttamento delle falde acquifere. Sebbene l'irrigazione sia l'intervento umano diretto più impattante sul ciclo idrologico, è ancora difficile ottenere informazioni globali di alta qualità sull'irrigazione, soprattutto in termini di quantificazione dell'acqua effettivamente utilizzata a scopo irriguo.

Le informazioni disponibili si basano per lo più su indagini statistiche o semplicemente identificano le aree attrezzate per l'irrigazione (Salmon et al., 2015). Nell'ultimo decennio però, l'aumentato interesse nell'uso del telerilevamento per ottenere informazioni sull'estensione, la frequenza

Figura 11.7

Rapporto tra superficie effettivamente irrigata e superficie attrezzata nei diversi Distretti idrografici nazionali (INEA, 2011; elaborazioni INEA su dati SIGRIAN 2010). Note: *) Esclusa la Pa di Bolzano; (1) Alpi orientali - Padano: Veronese, Fossa di Pozzolo, Delta Po Adige, Terlagio, Ronzo-Chienis; (2) Appennino Settentrionale - Serchio: Bientina, Versilia Massaciuccoli; (3) Appennino Centrale - Appennino Settentrionale: Valtiberina Toscana, Alta Umbria, Val di Chiana Romana e Val di Paglia Superiore, Maremma Etrusca; (4) Appennino Centrale - Appennino Meridionale: Sud, Ovest.

e la quantità dell'irrigazione, ha portato a una proliferazione di studi che utilizzano nuove piattaforme satellitari in grado di misurare variabili di superficie come l'umidità del suolo, la copertura del suolo o l'attività della vegetazione, a livello globale, con risoluzioni spaziali e temporali sempre più elevate (Brocca et al., 2018). Una recente ed esaustiva review su studi finalizzati a mappare e/o quantificare l'irrigazione ha evidenziato come le principali tecniche da remoto utilizzino sensori nel visibile e nel vicino infrarosso (VIS/NIR), le microonde (MW), i Land Surface Model (LSM), e gli Energy Balance Model (EBM) o una loro combinazione (Massari et al., 2021).

Le osservazioni nel visibile e nel vicino infrarosso consentono di rilevare cambiamenti nello stato di salute e nel contenuto di acqua della vegetazione attraverso l'uso dei più comuni indici di vegetazione, per stimare la temperatura della superficie terrestre e l'evapotraspirazione, tutte informazioni che consentono di mappare e monitorare l'irrigazione. Sensori ottici a diverse risoluzioni spaziali, dalle immagini MODIS (250 m), alle Landsat (30 m), fino alle più recenti immagini Sentinel-2, con una più elevata risoluzione spaziale (10 m) e temporale sono stati utilizzati per riconoscere e mappare le superficie irrigate.

Anche le tecniche basate sulle microonde e la loro combinazione con dati e modelli ottici hanno fornito nuovi metodi per mappare le aree irrigate (Massari et al., 2021).

Inoltre, alcune tecniche basate sul visibile, vicino infrarosso e microonde hanno dimostrato una certa capacità di quantificare i volumi di irrigazione, se pur con delle limitazioni. Ad esempio, possono teoricamente fornire solo il consumo idrico (cioè la quantità di acqua che viene traspirata dalla coltura ed evaporata dal suolo), e non la quantità di acqua infiltrata, o le osservazioni basate sulle microonde che sono sensibili alla vegetazione, non-

ché al tempo di rivisitazione del satellite. La frequenza temporale, infatti, è un fattore cruciale per riprodurre la dinamica spatio-temporale dell'irrigazione. Infatti, la frequenza irrigua dipende da molti fattori (ad esempio, condizioni climatiche, tipologia di coltura, disponibilità di acqua) e i dati a bassa frequenza spesso non sono in grado di rilevare eventi irrigui che si verificano a una distanza temporale non trascurabile dall'acquisizione.

Digital Twin a supporto della gestione delle risorse idriche in agricoltura

In relazione allo stato attuale dei consumi irrigui e alle modifiche del quadro generale indotte dal cambiamento climatico, il dibattito sull'allocazione delle risorse idriche, convenzionali e non, disponibili per i diversi usi civili e produttivi e per garantire la salvaguardia e la conservazione degli habitat naturali, tende a trasformarsi in aspro conflitto tra i diversi portatori di interesse. Gestire in modo costruttivo e partecipativo questo conflitto, richiede una condivisione delle informazioni tra tutti i portatori di interesse basata sulla conoscenza di elementi di valutazione oggettivi come, ad esempio, l'efficace rappresentazione degli scenari ambientali e climatici futuri, la quantificazione della domanda e della disponibilità idrica attuale e stime sulla loro possibile evoluzione nel tempo, la descrizione di interventi attuabili sul territorio, miranti alla riduzione dei consumi e all'incremento delle disponibilità. Naturalmente, una previsione realistica della domanda idrica per l'agricoltura è fondamentale, in questo quadro, essendo, spesso, gli usi irrigui i più idro-esigenti. In questo ambito si pone il progetto WADIT (Water Digital Twin) recentemente avviato con la partecipazione del CNR (Istituto di ricerca sulle acque - IRSA e Istituto per il rilevamento elettromagnetico dell'ambiente - IREA) tramite il quale si vuole sviluppare un'applicazione per effet-

tuare il bilancio idrico a livello di bacino/distretto, attraverso la creazione del gemello digitale (*digital twin*) dell'asset fisico (uso del suolo, contenuto di umidità nei suoli, frequenza e data di irrigazione delle colture e delle tecniche di irrigazione, etc.) per la gestione delle acque a livello di bacino. Il focus è incentrato principalmente sull'analisi del fabbisogno idrico collegato all'utilizzo dell'acqua in agricoltura per arrivare alla stima attendibile dei reali consumi idrici in campo, ossia al netto sia dell'efficienza di trasporto, distribuzione e utilizzo effettivo dell'acqua da parte delle colture, che della cosiddetta pratica della *deficit irrigation*. Il sistema risultante dalla ingegnerizzazione dei modelli messi a punto e integrati, sarà in grado di fornire, a livello di distretto/bacino, la stima del fabbisogno/consumo irriguo, aggiornato periodicamente sulla base dei dati acquisiti e elaborati in *near real time* sull'area di interesse. Il sistema sarà basato su una piattaforma ICT che grazie alle tecnologie di Intelligenza Artificiale, sarà in grado di apprendere ed elaborare big data, quali immagini telerilevate per la classificazione delle colture e per identificare le principali caratteristiche degli interventi di irrigazione, dati rilevati da stazioni agro-meteorologiche, dati core dei servizi Copernicus, dati commerciali, dati censuari.

Gli indici bioclimatici come strumento di monitoraggio

In scenari di cambiamento climatico conclamato, comprendere il clima di una regione diventa essenziale per sviluppare sistemi agricoli efficienti, programmi di ricerca per il miglioramento delle colture e per stabilire principi volti a migliorare la gestione delle risorse.

In questo quadro, è necessario procedere a una mappatura "agro-climatica", ossia alla suddivisione del territorio in zone caratterizzate da una significativa omogeneità meteo-climatica compati-

le con una ottimale crescita e resa di varietà colturali idonee (Falasca et al., 2017; Moeletsi e Walker, 2013; Ouda e Norledin, 2017). In genere, la zonazione agro-climatica utilizza diversi schemi di classificazione meteo-climatica spaziando da attribuzioni di classe di carattere qualitativo ad altre più schiettamente quantitative basate su parametri geografici, morfologici, climatici o combinazioni di questi ultimi (Adefisan e Abatan, 2015; Akinseye et al., 2016; Aparecido et al., 2018; Araya et al., 2010; Bois et al., 2018; Holdridge, 1947; Kottek et al., 2006; Ngetich et al., 2014; Pandolfo et al., 2017; Thornthwaite, 1948).

La definizione di zone agro-climatiche può basarsi anche sull'uso di alcuni semplici indici di aridità e siccità come, ad esempio, per l'indice di de Martonne (de Martonne, 1926; Charalampopoulos et al., 2023) e lo Standardized Precipitation Index (Mckee et al., 1993).

Tuttavia, il problema principale degli approcci sopra menzionati è che, considerano solo semplici parametri climatici, prevalentemente temperatura e precipitazioni, trascurando i fabbisogni idrici specifici delle colture irrigate, i principali metodi irrigui utilizzati e le modalità di distribuzione di acqua da parte dei gestori dei comprensori irrigui, li rendono più adatti a caratterizzare aree di pascolo o di *rain-fed agriculture*. In aggiunta, questi approcci spesso non considerano elementi esogeni, come l'umidità, la velocità del vento, la radiazione solare netta e l'evaporazione dell'acqua dal suolo, che, tuttavia, influenzano grandemente sui processi fisiologici che coinvolgono la captazione e la traslocazione di acqua nelle piante. Processi quali gli scambi gassosi fogliari determinano attraverso complesse interazioni pianta - ambiente quelli che sono i flussi traspirativi e fotosintetici. Sia le interazioni che le conseguenti regolazioni fisiologiche sono, alla fine, gli elementi essenziali per valutare il fabbisogno idrico delle colture soprattutto in zone aride e semiaride.

In questo contesto, gli indici bioclimatici differiscono dai semplici indici climatici, in quanto sono combinazioni funzionali di parametri atmosferici che forniscono indicazioni sintetiche di carattere climatico, a scala annuale o stagionale (Attorre et al., 2017; Pour et al., 2019), che possono direttamente riguardare la popolazione vegetale, la distribuzione, le funzioni e le prestazioni produttive.

Le classificazioni bioclimatiche aiutano a modellare la distribuzione spaziale della vegetazione e degli animali a diversa scala sulla base di dati climatici, grazie alla loro capacità di sintetizzare le principali caratteristiche climatiche, ambientali e biotiche importanti per la presenza di diversi tipi di vegetazione.

Questi modelli sono stati applicati a scala globale e nazionale al fine di modellizzare la risposta della vegetazione ai cambiamenti climatici (Andrade e Contente, 2020; Incerti et al., 2007) o a definire l'idoneità climatica per le colture (Serrano-Notivol et al., 2020).

Per citare alcune applicazioni degli indici bioclimatici in Italia, Pesaresi et al. (2014) hanno applicato il Worldwide Bioclimatic Classification System (Rivas-Martínez et al., 2002) per produrre mappe di diagnosi bioclimatica dell'intero territorio italiano e fornire set di dati geografici utili per la modellazione delle relazioni vegetazione-clima a scala nazionale. A giudizio degli autori, queste mappe si rivelano utili a costruire modelli spaziali predittivi della distribuzione della vegetazione, ma anche a monitorare i cambiamenti climatici. Altri recenti lavori scientifici sull'argomento sono di Massano et al. (2023) che propongono l'uso di indicatori bioclimatici come proxy della produttività dell'uva, fornendo agli stakeholders uno strumento semplice per adattare le proprie attività ai cambiamenti climatici previsti. Alba et al. (2021) caratterizzano e descrivono l'evoluzione climatica in Puglia, la più impor-

tante area di produzione di uva da tavola in Italia, mediante alcuni indici bioclimatici. L'analisi previsionale spazio-temporale degli indici ha evidenziato scenari di cambiamento con accumulo di calore che potrebbe indurre all'anticipo delle date di raccolta influenzando gli aspetti produttivi e quelli gestionali del vigneto. Gli autori concludono suggerendo di sviluppare strategie mirate, in alcuni casi già operative, per contenere in futuro lo stress da caldo attraverso l'adozione di accorgimenti tecnici (per esempio, copertura del vigneto per mitigare il microclima), l'utilizzo di cultivar a buona capacità produttiva anche per durate ridotte delle fasi fenologiche e lo spostamento dei vigneti ad altitudini o latitudini più idonee.

Tuttavia, recentemente, la letteratura tecnico-scientifica ha evidenziato un problema generale nella affidabilità degli indici bioclimatici in aree irrigate. Alcuni autori (Mancosu et al., 2016) pongono il problema che gli indici comunemente utilizzati sono approssimativi nella valutazione della domanda irrigua, particolarmente in aree aride e semiaride, in quanto basati sulla misura della evapotraspirazione di riferimento (ET_o) non rappresentativa di quella effettiva di una specifica coltura (ET_c) e suggeriscono l'uso del parametro "evapotraspirazione dell'acqua fornita alla coltura" (Evapotranspiration of the applied water - ET_{aw}) che rappresenta la quantità di acqua di irrigazione necessaria per compensare le perdite dalla zona radicale dovute alla ET_c che non vengono sostituite dalle precipitazioni e da altre fonti.

Di fatto, la disponibilità di informazioni bioclimatiche affidabili e di facile accesso può fornire ai gestori delle risorse e alle aziende agricole mezzi analitici per valutare l'entità e l'evoluzione temporale dei parametri di siccità e cambiamento climatico che potrebbero influenzare la domanda e l'offerta di acqua per usi irrigui.

Trend previsti di fabbisogno idrico a scopo irriguo

A causa della crescita demografica, dell'incipiente consumo di suolo e dei cambiamenti climatici (IPCC, 2023; ISPRA, 2018; UN, 2022), il futuro dell'umanità si prospetta con una richiesta complessiva di acqua in forte aumento (World Bank, 2022). Questo comporterà un aumento della concorrenza per le risorse idriche e dei conflitti per la spartizione delle stesse. **Un impatto particolare è atteso sui consumi idrici legati all'agricoltura. Si prevede, infatti, che la popolazione aumenterà fino a superare i 10 miliardi entro il 2050. Globalmente, si stima che la produzione agricola dovrà aumentare di circa il 70% entro la stessa data. Tuttavia, la futura domanda idrica da parte di tutti i settori richiederà che una quota compresa tra il 25 e il 40% dell'acqua venga riallocata da attività a produttività e occupazione più basse a quelle più elevate, in particolare nelle regioni caratterizzate da scarsità idrica di varia natura.** Nella maggior parte dei casi, tale riallocazione della risorsa dovrebbe provenire dall'agricoltura a causa della sua elevata quota di utilizzo. Attualmente, l'agricoltura pesa mediamente per il 70% di tutti i prelievi di acqua dolce a livello globale. Una riallocazione delle risorse idriche tra i diversi settori idroesigenti comporterà, comunque, vere e proprie movimentazioni dell'acqua sia in senso fisico che virtuale.

Per quanto riguarda direttamente la situazione italiana, il Centro nazionale di ricerca per le tecnologie dell'agricoltura (Agritech <https://agritechcenter.it/>) ha il mandato di studiare soluzioni innovative per affrontare, con particolare attenzione all'aumento di efficienza d'uso idrico

in agricoltura, il contesto di crisi che si va delineando. Con un budget stimato di 477 milioni di euro, Agritech è il più grande dei cinque centri nazionali lanciati nel 2023 con i finanziamenti del programma Next Generation Europe dell'UE. A livello nazionale, il miglioramento dell'efficienza dell'uso idrico in agricoltura dipenderà molto dai miglioramenti sui sistemi principali di captazione e distribuzione esterni all'azienda agricola, con adeguamenti e incentivi per investimenti direttamente in azienda, volto a migliorare la gestione dei suoli e dell'acqua, assecondando le strategie del Programma di sviluppo rurale nazionale (Pianeta PSR, 2023) nonché la radicale trasformazione verso modelli colturali ad alta biodiversità, efficienza produttiva e di uso idrico (AF4EU, 2024).

La gestione dei sistemi di approvvigionamento idrico a scopo irriguo rappresenta, quindi, un ambito strategico per garantire la sostenibilità ambientale, economica e sociale nell'uso della risorsa idrica. A ciò è importante affiancare l'efficientamento dei sistemi irrigui aziendali e lo sviluppo di pratiche gestionali aziendali, anche sfruttando le opportunità offerte dalla architettura verde della futura PAC (Politica Agricola Comune), non solo nell'ambito delle misure di sviluppo rurale, ma anche mediante il ricorso agli eco-schemi. Inoltre, forme molto avanzate di ripianificazione dei sistemi colturali verso forme complesse, consociative e ad alta efficienza d'uso idrico tenderanno a rimpiazzare gli attuali sistemi colturali assai depauperativi. Produrre di più con la stessa unità di superficie agricola e con la stessa unità di acqua (irrigua o naturale che sia) sarà certamente

una strategia basilare che porterà verso la rivisitazione e l'attuazione in chiave moderna di sistemi ad alta efficienza del passato (ad esempio, i sistemi agroforestali), non solo nell'ambito delle misure di sviluppo rurale, ma anche mediate il ricorso agli eco-schemi.

La capacità di migliorare la gestione dell'acqua in agricoltura è generalmente limitata, sul piano globale, da politiche inadeguate, gravi inefficienze istituzionali e severe limitazioni finanziarie. Similmente, sul piano nazionale, le istituzioni pubbliche e private critiche (tra cui il Ministero dell'agricoltura, le Autorità di bacino distrettuale, gli enti di irrigazione, le organizzazioni degli utenti dell'acqua e degli agricoltori) non sempre dispongono delle condizioni favorevoli e degli strumenti necessari per svolgere efficacemente le loro funzioni in uno scenario di cambiamento repentino e di moltiplicazione di conflitti per la ripartizione della risorsa (vedasi i fatti contingenti nel territorio della Sicilia nella stagione corrente. Delibera del Consiglio dei ministri del 6 maggio 2024 e Dichiarazione dello stato di emergenza in relazione alla situazione di grave deficit idrico in atto nel territorio della Regione Siciliana). Nello specifico, il riferimento territoriale per la pianificazione delle risorse idriche è il Distretto idrografico. Per tali Distretti, le Autorità di bacino di rilevanza nazionale, istituite dal decreto 294/2016 del MATTM (l'allora Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica), operano svolgendo le funzioni di Autorità di gestione dei distretti idrografici attraverso lo strumento pianificatorio del Piano di gestione. Questo riporta un'analisi delle caratteristiche del Distretto, un esame dell'impatto delle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee e un'analisi economica dell'uso dell'acqua. Tuttavia, le istituzioni incaricate di sviluppare piani per l'utilizzo irriguo spesso si limitano a progetti su larga scala ad alta intensità di capitale

e tendono a fare affidamento su approcci basati sul settore pubblico piuttosto che sviluppare opportunità di formazione e finanziamento su piccola scala per la gestione dell'irrigazione. Nel quadro generale delle tematiche legate alla governance della risorsa acqua, non appare casuale che l'integrazione tra le politiche rappresenti uno degli obiettivi strategici a livello comunitario per un uso più efficiente delle risorse finanziarie e per il perseguimento di obiettivi di interesse comune a più settori e ambiti, sfruttando le sinergie e il coordinamento delle azioni. Data la crescente domanda di acqua, energia, cibo e altri servizi ecosistemici interconnessi (Water, Energy, Food, Ecosystems Nexus, in breve WEF Nexus), la quale aumenterà del 50-80% nei prossimi due decenni a causa della crescita economica e demografica, urgono strategie e politiche integrate e capaci di affrontare questioni di notevole complessità (Zisopoulou et al., 2018).

In tale quadro, mentre le attuali priorità economiche mirano a risposte di breve termine nella produzione e nel consumo, le opzioni strategiche di sostenibilità a lungo termine rimangono troppo spesso al di fuori della visuale dei decisori politici. L'approccio Nexus (Flammini et al., 2014) sostiene la gestione efficiente e integrata delle risorse vitali del triangolo Water-Energy-Food (WEF) così come questo è incluso nel contesto "environment" a generare un paradigma "WEFE". Il WEFE verrebbe a costituire, così, un modello di interpretazione, pianificazione e attuazione atto a ridurre al minimo conflitti e compromessi per le risorse interconnesse "acqua, energia e cibo", massimizzando le sinergie tra i settori e generando benefici economici, ambientali e sociali condivisi e sostenibili (JRC, 2019). Al giorno d'oggi, esiste una pluralità di metodi e strumenti che cercano di concettualizzare il sistema interconnesso delle risorse del WEFE. La natura complessa dei sistemi di risorse intercon-

nesse che formano un Nexus e il disordine degli strumenti esistenti appaiono come i principali ostacoli per le applicazioni del Nexus nelle politiche e nei processi decisionali. Inoltre, manca una solida validazione dell'efficacia e della replicabilità delle soluzioni Nexus già implementate. La ben nota e consolidata metodologia WEF Nexus 2.0 (Daher e Mohtar, 2015) offre a scienziati e decisori politici una piattaforma comune e ben documentata per valutare scenari e identificare strategie sostenibili di allocazione delle risorse

ecosistemiche. Tuttavia, l'inclusione di un approccio ecosistemico più forte richiede ulteriore attenzione. Pertanto, la scelta di uno strumento adeguato e la convalida di adeguate strategie di attuazione attraverso la dimostrazione di buone pratiche potranno aiutare efficacemente le parti interessate (responsabili politici, professionisti, agenzie e utenti finali) a rispondere a specifiche esigenze (ad esempio livello di dettaglio, allocazione delle risorse, diversi vincoli di tempo, finanze e risorse umane).

Tecnologie a supporto della riduzione dei fabbisogni irrigui

Un recente rapporto della World Bank (Viola et al., 2020), rimarcando la corrente crescita della popolazione mondiale, indica il ruolo cruciale dell'innovazione tecnologica per produrre di più impegnando meno risorse, aumentando dunque l'efficienza d'uso delle stesse. Il settore dell'approvvigionamento idrico deve affrontare crescenti pressioni, in particolare esacerbate dagli impatti dei cambiamenti climatici. Un tale quadro, pur apparendo particolarmente preoccupante per i paesi in via di sviluppo per le fragili condizioni di resilienza e sostenibilità nel settore dell'approvvigionamento, è di strategica rilevanza sia sul piano comunitario che su quello nazionale. Coerentemente, la direttiva quadro dell'UE sulle acque definisce un quadro giuridico teso a tutelare le acque e ripristinare la qualità delle stesse, nonché a garantire il loro utilizzo sostenibile nel lungo termine. In questo contesto possono essere collocate anche le risorse idriche non convenzionali che sono sempre più spesso inserite tra le politiche di riduzione del consumo irriguo di risorse idriche pregiate (si veda a tal proposito il Capitolo 10).

L'assemblaggio di sistemi complessi capaci di coordinare flussi compositi di informazioni, dalle condizioni microclimatiche allo stato fisiologico di colture e animali, con l'utilizzo dell'apprendimento automatico e del telerilevamento, è promettente nella gestione di flussi informativi agli operatori agricoli con informazioni zonizzate sulla base dei trend climatici e delle previsioni meteorologiche. Una gestione propriamente bioclimatica dell'uso della risorsa potrà favorire la messa a punto e la gestione di sistemi culturali ad alta resilienza ed efficienza produttiva. Quest'ultima dovrebbe basarsi sull'adozione di sistemi rurali ad alta biodiversità e complessità strutturale capaci di fornire produzioni complessivamente più abbondanti per unità di suolo e di acqua impegnate (Ricciardi et al., 2021). La gestione informata di modelli produttivi complessi, alternativi ai modelli intensivi monoculturali, permetterebbe la massimizzazione dell'utilità marginale delle risorse produttive, dall'acqua al suolo, ai fertilizzanti, nel più ampio rispetto dei capitali ambientali e umani coinvolti. L'irrigazione in deficit

(Rai et al., 2022) sarà efficacemente gestita nell'ambito dei sistemi smart, al fine di limitare l'aumento di produzione agricola in cornici prestabilite di sostenibilità e resilienza dell'uso idrico. Le filiere agroalimentari corte e locali tenderanno a guadagnare importanti spazi di mercato nel proporre risposte esaurienti verso un consumo sempre più informato, consapevole dei costi (non solo idrici) che la comunità deve sostenere per la propria alimentazione. L'imprenditoria rurale più giovane è attesa dar luogo a importanti trasformazioni aziendali, in particolare verso una tipologia di piccole medie imprese multifunzionali, dotate di una forte propensione all'agricoltura "smart" e di precisione, con una elevata efficienza d'uso delle risorse, con produzioni di alta qualità, con alto valore aggiunto nella trasformazione e con largo impiego di manodopera familiare e/o stagionale. Una più equa redistribuzione delle risorse finanziarie e un'adeguata rivisitazione dei pilastri della politica agricola comunitaria saranno tra le istanze portate avanti da un settore economico, quello primario, in profonda trasformazione e sempre più consapevole del peso dei servizi ecosistemici da esso stesso assicurati, a partire dalla salvaguardia e dal ricircolo della risorsa idrica.

Il trasferimento di innovazione alle aziende punta ad aumentare l'efficienza di uso idrico a livello agronomico, mitigare il consumo idrico aziendale così come gli impatti ambientali attribuibili all'irrigazione. Tuttavia, il trasferimento di innovazione nel comparto irriguo implica il pieno sviluppo di adeguate politiche europee, nazionali e regionali per sostenere gli sforzi finanziari e la formazione degli operatori agricoli e dei gestori delle risorse idriche. La propensione ad adottare tecnologie innovative per il comparto irriguo dovrà procedere di pari passo con politiche di rinnovamento generazionale

in ambito rurale. Solo un tale processo di natura demografica potrà fare breccia in un contesto di barriere sociali e culturali fortemente ancorato ai metodi tradizionali di irrigazione, questi ultimi caratterizzati spesso da un'inefficiente distribuzione e uso della risorsa. **Le tecnologie innovative capaci di cambiare profondamente le pratiche irrigue del prossimo futuro includono, a titolo di esempio, gli smart controller di irrigazione, i sensori di umidità del suolo e di potenziale idrico della pianta, i sistemi di micro-irrigazione, la robotica, le applicazioni di intelligenza artificiale e agricoltura di precisione** (Obaideen, 2022).

Gli *smart controller* costituiscono un'innovazione promettente; di fatto, sono dispositivi che utilizzano sensori e analisi predittive per automatizzare i programmi di irrigazione in base alle esigenze colturali, alle caratteristiche pedologiche e agli eventi meteorologici in atto o previsti. Utilizzando i dati raccolti dai sensori meteorologici, i dispositivi intelligenti sono capaci di determinare o di regolare i programmi di irrigazione, tenendo conto della frequenza e della intensità delle precipitazioni, della temperatura, dell'umidità del suolo e dell'aria così come della velocità del vento e dei potenziali idrici fogliari. In definitiva, tali dispositivi porteranno un profondo miglioramento della gestione irrigua in direzione dell'efficiente uso della risorsa, evitando gli eccessi e scongiurando stati di deficit eccessivo. Il loro uso può arrivare a dimezzare i volumi irrigui di un ciclo colturale rispetto ai sistemi di irrigazione convenzionali, riducendo inoltre l'impegno di manodopera e il consumo di energia per il pompaggio dell'acqua nonché massimizzando la resa della coltura. Dal canto loro, i sensori di umidità del suolo consentono agli agricoltori di valutare la disponibilità di acqua per la crescita delle colture e di prendere decisioni informate sui programmi di irrigazione.

Le domande di ricerca

Il ruolo della ricerca nella gestione della risorsa acqua per gli ecosistemi agrari e forestali. La questione della risorsa idrica per il supporto di tutti i servizi ecosistemici forniti dagli ecosistemi terrestri.

I cambiamenti globali in corso sono strettamente legati al passato, presente e futuro di una popolazione globale che sfiora oggi gli 8 miliardi di esseri umani. Gli scenari tracciati dall'Intergovernmental Panel on Climate Change indicano la gravità di una situazione legata all'estremizzazione climatica in atto (IPCC, 2023). In particolare, per l'area mediterranea, dunque per l'Italia, lo sfioramento della temperatura superficiale globale di oltre 1.5 °C rispetto a quella preindustriale è atteso causare un incremento significativo del rischio di siccità e di peggioramento di disponibilità e qualità delle acque. Lo stretto rapporto tra agricoltura e consumi idrici fa temere, in questo modo, impatti molto forti in materia di sicurezza e sovranità alimentare sia per l'Europa meridionale che per le aree nord-africane e del vicino oriente. Di fatto, molte delle aree citate sono già sotto l'impatto dell'avanzamento di una frontiera: quella della desertificazione. **La crisi biotica associata al fenomeno di desertificazione implica la perdita quantitativa dei servizi ecosistemici: un fatto di per sé inaccettabile per una popolazione in generale incremento e che impone l'adozione di strategie e interventi complessi.**

La complessità delle strategie è parallela alla complessità delle cause e degli impatti connessi ai cambiamenti globali; sono richiesti approcci di studio multidisciplinari e processi di trasferimento

dell'innovazione di natura partecipativa, visti i conflitti sociali e politici connessi alle possibili soluzioni proposte da diversi gruppi di interesse. È prioritario, per questi motivi, adottare strategie di studio e proposizione dell'innovazione fondate sul connubio tra Science and Humanities. Climatologia, Idrologia, Idrogeologia, Agroecologia, Selvicoltura, Fisiologia, Genetica, Sensoristica, Ingegneria ambientale e Urban Forestry dovrebbero dialogare con Antropologia, Storia, Geografia, Sociologia, Economia e, financo, Letteratura e Filosofia; il tutto finalizzato alla ricerca di soluzioni applicabili ed effettive, proprio perché condivisibili in seno alle comunità per la salvaguardia del patrimonio comune che è l'acqua.

Considerazioni generali sull'efficacia di azioni di studio e trasferimento dell'innovazione inerenti la questione acqua.

Ciò che è stato brevemente discusso sottolinea la necessità di sviluppare nuove strategie di utilizzo del territorio, nella direzione di migliorate condizioni dell'ecosistema agricolo e ridotti input esogeni al sistema stesso. In altre parole, la ricerca agroecologica deve porsi l'obiettivo di ottimizzare l'uso delle risorse ambientali e la sostenibilità dell'intero sistema paesaggistico, a partire dall'ottimizzazione dell'uso dell'acqua. Altro obiettivo indispensabile della ricerca-applicazione è l'aumento della biodiversità complessiva del sistema, a partire dalla biodiversità agraria fino a quella delle biocenosi forestali autoctone del territorio.

Aspetti della ricerca più squisitamente naturalistici devono riguardare le matrici forestali in cui si collocano le reti rurali.

I sistemi radicali profondi di specie arbustivo-arbore di natura xerica possono influenzare positivamente le condizioni ambientali a beneficio delle specie coltivate, contribuendo a ristabilire i cicli biogeochimici, incluso quello idrologico, a supporto della fertilità di un comprensorio geografico nel suo complesso. In effetti, il ripristino di reti ecologiche complesse e resilienti in cui contestualizzare una matrice agraria è un prerequisito per combattere la desertificazione così come mitigare i rischi idrogeomorfologici. Le condizioni di umidità atmosferica migliorano sopra e attorno alle canopie complesse e stratificate. Il trasferimento del calore sensibile è bilanciato dal calore latente messo in gioco nella traspirazione fogliare e il microclima locale è favorevolmente influenzato. Tutto ciò può mitigare il peggioramento delle condizioni climatiche anche su una vasta area, a condizione che modelli virtuosi di uso del suolo siano ampiamente studiati, condivisi e adottati. La consociazione colturale con specie azotofissatrici favorisce il recupero di fertilità, aumentando la sostanza organica e la capacità di ritenzione idrica dei suoli. I deflussi superficiali dell'acqua piovana, i pericolosi fenomeni di corrivazione, vengono ridotti a favore della percolazione profonda, consentendo lo stoccaggio di significative riserve idriche nel profilo del suolo esplorato dalle radici. In definitiva, il sistema è rivitalizzato dalla complessità e tende a riflettere le proprietà più spinte in termini di resistenza ai disturbi ecologici.

Quanto considerato intorno alla stringente problematica della risorsa idrica è in linea con l'attuale Direttiva Quadro sulle Acque (EU-WFD), con la trascorsa iniziativa europea partecipativa EIP-Water 2012-20, con le linee di azione EIP-Agri attualmente all'interno della più vasta rete di EU-CAP e con l'attualità delle strategie europee del Green Deal con la sua azione *From the Farm to the Fork* e

della *Biodiversity Strategy 2030*. L'Italia, oltre a recepire queste strategie, ha recentemente adottato con i Distretti del Cibo, istituiti con legge 205 del 27 dicembre 2017, un nuovo modello di sviluppo per l'agroalimentare italiano. Nell'ambito dei Distretti del cibo, i Distretti biologici, declinati in varia modalità nel recepimento regionale della suddetta normativa, appaiono quali strumenti partecipativi e opportunità di rete sperimentale a cielo aperto particolarmente vocati alla ricerca e al trasferimento dell'innovazione sull'argomento acqua, agricoltura e ambiente.

Integrazione degli indici climatici al fine di integrare informazioni relative al bilancio idrico e all'impatto della siccità sulle attività agricole.

Come riportato nei paragrafi precedenti, al fine di quantificare e monitorare il fenomeno della siccità a diversa scala sono stati sviluppati numerosi indicatori climatici (Dai, 2011a; Dai, 2011b; Heim, 2002; Mariani et al., 2018; Passarella et al., 2020; Wilhite e Glantz, 1985).

Tuttavia, spesso, questi indici non consentono di quantificare potenziali impatti fenologici e morfologici sugli ecosistemi, come, ad esempio, la risposta produttiva delle colture o di considerare fenomeni di modificazione del bilancio idrologico e idrogeologico (Liu et al., 2011; Lu e Zhuang, 2010; Starr et al., 2016).

Focalizzando l'attenzione sulle questioni legate alla gestione delle risorse idriche in ambito irriguo, diventa necessario introdurre negli indici climatici informazioni più strettamente legate a fattori e processi che regolano l'utilizzo dell'acqua da parte delle piante, come umidità, velocità del vento, radiazione netta, traspirazione, evaporazione dell'acqua dal suolo e foto-

sintesi, che sono essenziali per una realistica valutazione del fabbisogno idrico irriguo in ambienti caratterizzati da fenomeni di crescente aridità.

In questo senso la ricerca scientifica può dare un grande contributo impegnandosi nella definizione e validazione di indici bioclimatici di facile calcolo e basati sulla combinazione matematica di parametri legati al consumo idrico e alla risposta produttiva delle colture in differenti condizioni climatiche (Chang et al., 2018).

Uso degli isotopi stabili nello studio di sistemi agrari e forestali a più efficiente uso idrico in aree mediterranee.

Le singole specie così come le biocenosi vegetali nel loro complesso dipendono fortemente dalla disponibilità ambientale d'acqua nel determinare le loro dinamiche evolutive (nel lungo periodo), dispersive (medio e breve periodo) e ontogenetiche (cicli colturali). La disponibilità del fattore acqua interviene in questi meccanismi ecofisiologici di livello intra e inter-specifico per il suo carattere selettivo e adattativo. Questo è particolarmente vero in quegli areali o bioregioni, come quella mediterranea, caratterizzati da marcati gradienti pedoclimatici (di Castri, 1981; Roy et al., 1995). Comprendere e gestire la biodiversità agraria di tali realtà richiede importanti investimenti conoscitivi finalizzati ai meccanismi adattativi e al loro impiego nel *breeding* per l'ottenimento di varietà e linee di germoplasma capaci di esprimere fenotipi produttivamente stabili anche in condizioni di scarse disponibilità idriche (Kim et al., 2021; Lauteri et al., 2004). Tuttavia, più che dalle tecnologie di *breeding*, la capacità di selezionare linee varietali per tratti adattativi efficaci nella resistenza o nella tolleranza allo stress idrico è limitata dalla capacità di valutazione precoce del-

le risposte fenotipiche della pianta (Luo et al., 2019). Alla base dell'espressione fenotipica, nel nostro caso l'adattamento allo stress idrico, collochiamo la fisiologia dell'interazione genotipo x ambiente che permette ad una pianta di sopportare stati idrici del suolo lontani dall'ottimale, pur mantenendo una soddisfacente produttività. **Genetica e fisiologia vegetale sono discipline strettamente sinergiche nel miglioramento varietale e nella comprensione dei meccanismi adattativi alla carenza idrica. Su tali basi si può comprendere come tratti quantitativi di adattamento, ovvero fenotipi di risposta allo stress la cui espressione è regolata da molteplici geni come nel caso dell'efficienza d'uso idrico di una pianta, debbano essere valutati attraverso indici ecofisiologici capaci di integrare processi complessi.**

Gli isotopi stabili di diversi elementi coinvolti in importanti cicli biogeochimici (ad esempio, ciclo del carbonio e ciclo dell'acqua) costituiscono utilissimi traccianti naturali per studiare processi biofisici e biochimici complessi (Dawson et al., 2002). Infatti, la composizione isotopica (parametro che rende conto dell'abbondanza relativa di due forme isotopiche rispetto a quella di uno standard) di un reagente può variare da quella di un prodotto in virtù del frazionamento isotopico determinato lungo un percorso chimico o fisico. Il frazionamento isotopico è causato dalle piccole differenze nelle proprietà chimico-fisiche dovute al diverso contributo di isotopi pesanti o leggeri nelle molecole che prendono parte alle reazioni. La differenza in composizione isotopica che si realizza tra reagenti e prodotti di un processo, in prima approssimazione definita come discriminazione isotopica (positiva o negativa a seconda del livello relativo di arricchimento o impoverimento dell'isotopo più pesante), è utilizzabile come indice descrittivo e estimativo del processo stesso.

L'impiego di tecnologie di spettrometria di massa per gli isotopi stabili (IRMS), con particolare riferimento alla determinazione del rapporto isotopico (R) degli isotopi stabili del C ($R=^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$), dell'ossigeno ($R=^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) e dell'idrogeno ($R=\text{D}/\text{H}$) nelle diverse matrici degli ecosistemi agrari e forestali (sostanza organica vegetale e del suolo, CO_2 atmosferica, acqua del suolo, acqua di falda, acqua xilematica e fogliare), permette di analizzare processi di base per l'economia del carbonio e dell'acqua nelle coltivazioni, dunque di ottenere informazioni inerenti il connesso bilancio idrico colturale. Mentre un'ampia bibliografia di studi IRMS è disponibile su molte specie agrarie in ambiente controllato, le applicazioni di ecofisiologia isotopica su biocenosi reali si riferiscono in particolare a quelle forestali (ad esempio: González de Andrés et al., 2021; Sarris et al., 2013). La forte richiesta conoscitiva degli effetti della crescita della concentrazione di CO_2 atmosferica e dei cambiamenti climatici sulle biocenosi forestali ha, di fatto, relegato a un ambito più ristretto lo studio delle performance ecofisiologiche dei sistemi rurali e agroforestali (Penna et al., 2020), demandando agli esperimenti di *breeding* il compito di una selezione adattativa per lo più monospecifica.

Ampi spazi di ricerca restano aperti su sistemi rurali a biodiversità e complessità crescenti. Nei fatti, i sistemi monocolturali ad alta intensità di input esogeni si sono rivelati altamente insostenibili, a partire dalle alte richieste irrigue che spesso accompagnano queste agrotecniche. Dal *breeding* di varietà stabili produttivamente alla comprensione della complessità della stratificazione dei sistemi radicali e delle stratificazioni aeree delle canopie, le applicazioni degli isotopi stabili forniscono utilissime in formazione su caratteri agronomici integrativi delle dinamiche produttive come l'efficienza d'uso idrico (WUE).

Quest'ultimo carattere esprime, per le vie brevi e trascurando complicazioni, il rapporto tra il carbonio assimilato dalla pianta e l'acqua persa per traspirazione stomatica. Mentre il concetto di WUE può essere trasposto dalla foglia alla pianta intera e alla coltura nel suo complesso, la misura di WUE si rivela molto artificiosa in ambienti reali, tanto che la sua stima attraverso l'analisi della discriminazione isotopica del carbonio rimane uno dei metodi più eleganti e non distruttivi che abbiamo a disposizione (Paris et al., 2018).

Infine, ma non per importanza, ampie prospettive conoscitive sulla bioclimatologia applicata al bilancio idrico in agricoltura possono essere aperte dall'analisi spazio-temporale delle distribuzioni isotopiche su scale geografiche diversificate, grazie alla cosiddetta "tecnologia isoscape" (dalla fusione dei termini *isotope* e *landscape*). Infatti, le distribuzioni isotopiche nei sistemi idrologici sono associate con la variazione delle fonti d'acqua, i processi a monte che frazionano gli isotopi, le traiettorie di trasporto e le condizioni locali che governano la ripartizione dell'acqua tra riserve e flussi. Le distribuzioni *isoscape* forniscono, di fatto, una base per l'utilizzo degli isotopi nella ricerca quantitativa dell'idrologia spaziale (Bowen e Good, 2015). In particolare, studi riferibili all'analisi del *d-excess* (ovvero alle anomalie locali dell'eccesso di deuterio rispetto alla normale relazione tra D e ^{18}O nella *global meteoric line*) indicano potenzialità sia nella definizione dei fenomeni meteorologici di genesi delle precipitazioni (ad esempio, formazione dei corpi nuvolosi e fenomeni di rievaporazione delle gocce di pioggia lungo gradienti altimetrici) che delle aree stesse di ricarica degli acquiferi (Natali et al., 2022).

11.4

Gli usi industriali e produzione di energia

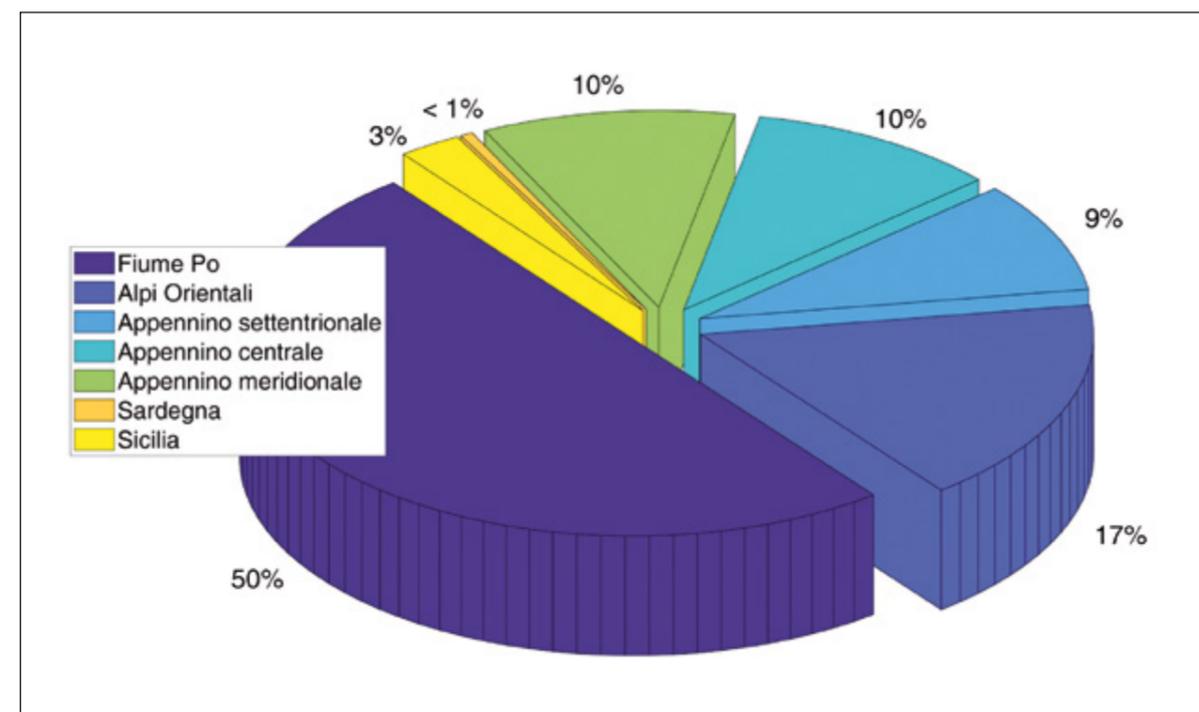
11.4.1

Stato attuale

Istat (2019) stima che il volume di acqua complessivamente prelevata nell'industria manifatturiera ammonti nel 2015 a circa 3.79 miliardi di metri cubi. Tale stima è basata su un indicatore specifico denominato "intensità d'uso dell'acqua" che fornisce una misura del volume di acqua necessario per generare un'unità di valore della produzione. Essa, unita ai risultati della rilevazione Istat della produzione annuale (Prodcom) che fornisce le unità fisiche di prodotto, suddivise per settore manifatturiero, permette di stimare i volumi prelevati dai corpi idrici per attività

estrattive e manifatturiere. Sulla base della metodologia prima menzionata, i quattro settori manifatturieri più idroesigenti sono i seguenti: coke, prodotti petroliferi raffinati e prodotti chimici (17.4%), prodotti in metallo (esclusi macchinari) (13.6%), gomma e materie plastiche (11.0%), tessile (8.8%) (per un quadro complessivo, si veda Tavola 2.1 in Istat, 2019). In termini di volumi prelevati, la distribuzione sul territorio nazionale segue, ovviamente, la distribuzione spaziale dell'industria manifatturiera in Italia, come mostrato nel grafico di Figura 11.8.

Figura 11.8
Volumi totali prelevati dall'industria manifatturiera nel 2015 suddivisi per Distretto idrografico (Istat, 2019).



Occorre tuttavia sottolineare che i dati Istat, seppur diano un'utilissima stima delle pressioni dovute agli utilizzi industriali nel settore manifatturiero, non forniscono informazioni sui corpi idrici, superficiali o sotterranei, sui quali tali prelievi insistono. Tale mancanza informativa costituisce un notevole elemento di criticità per la pianificazione e gestione dei corpi idrici, sia in termini di stima del bilancio idrico, sia in termini di gestione delle crisi idriche (anche in ragione del fatto che le derivazioni industriali sono poste dal legislatore in subordine rispetto agli usi umani e agricoli dalla L. 36/94: "Nei periodi di siccità e comunque nei casi di scarsità di risorse idriche, durante i quali si procede alla regolazione delle derivazioni in atto, deve essere assicurata, dopo il consumo umano, la priorità dell'uso agricolo").

Un discorso specifico merita l'utilizzo di acqua per la produzione di energia elettrica che, sulla base dei dati forniti da Terna sul periodo 2000-2023 (<https://www.terna.it/it/sistema-elettrico/statistiche/evoluzione-mercato-elettrico>) ammonta a 320 TWh nel 2021, con un minimo di 301 TWh nel 2005 e un massimo di 340 TWh nel 2007. In Figura 11.9 è mostrata la ripartizione della produzione di energia elettrica nel 2022 per fonte.

Occorre sottolineare il fatto che l'utilizzo della risorsa acqua nella produzione di energia elettrica investe essenzialmente la produzione idrica e la produzione

termoelettrica (nel raffreddamento degli impianti). Più nel dettaglio la produzione idrica si suddivide in produzione da bacino, serbatoio e ad acqua fluente. È definito "impianto a serbatoio" un impianto che ha una durata di invaso maggiore o uguale a 400 ore, mentre con "bacini di modulazione", chiamati anche "impianti a bacino", si indicano gli impianti che hanno una durata di invaso maggiore di 2 ore e minore di 400 ore. Gli "impianti ad acqua fluente" sono gli impianti che hanno una durata di invaso minore o uguale a due ore. In Italia risultano installati circa 5000 impianti idroelettrici per una potenza efficiente pari a circa 23 GW. La produzione elettrica da impianti idrici si attesta nel 2022 a 30.3 TWh, di cui poco meno del 50% prodotto da impianti ad acqua fluente, come mostrato in Figura 11.10.

I volumi di acqua utilizzati nel processo di produzione di energia elettrica sono stimati, nel 2012, pari a 18.5 miliardi di m³, di cui solo 119.6 milioni di m³ (0.6%) destinati ai processi produttivi. Di questi, circa 16.3 miliardi di m³ provengono dal mare (88%), mentre le acque continentali complessivamente utilizzate si stimano in 2.2 miliardi di m³. Nel complesso il volume di acque interne effettivamente prelevato dai corpi idrici superficiali e sotterranei (quindi non proveniente da riutilizzo o ricircolo) è di 1.6 miliardi di m³, di cui la quota effettivamente utilizzata è di 1.4 miliardi (Istat, 2019).

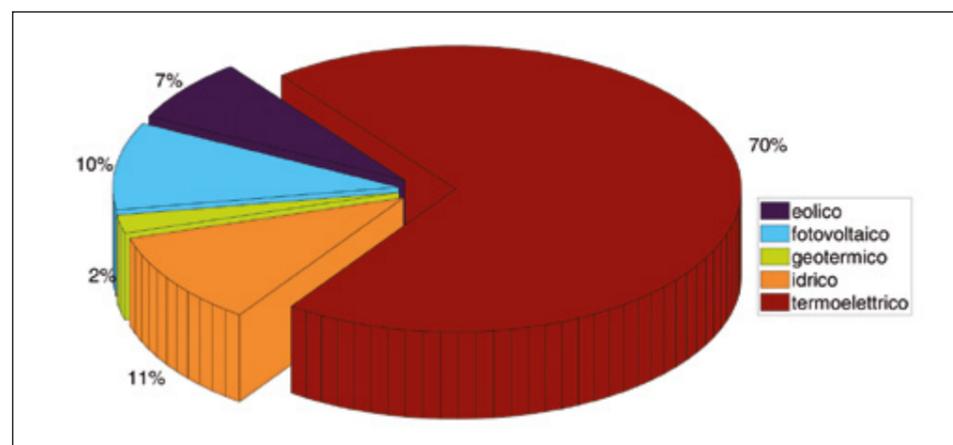


Figura 11.9
Produzione di energia elettrica suddivisa per fonte. Anno: 2022.
Fonte: Terna
<https://www.terna.it/it/sistema-elettrico/statistiche/evoluzione-mercato-elettrico>

La produzione di energia idroelettrica ha visto negli ultimi anni una significativa riduzione, passando da 60 256 GWh del 2014 ai 30 291 GWh del 2022: la copertura del fabbisogno da fonte idroelettrica è passata dal 17.9% (2019) a circa il 9% nell'anno 2022. Ciò è dovuto, al-

meno in parte, a un aumento, diffuso su tutto il territorio nazionale, del numero di eventi siccitosi, con una conseguente riduzione della disponibilità idrica e un aumento della conflittualità tra i diversi utilizzi (The European House Ambrosetti, 2023).

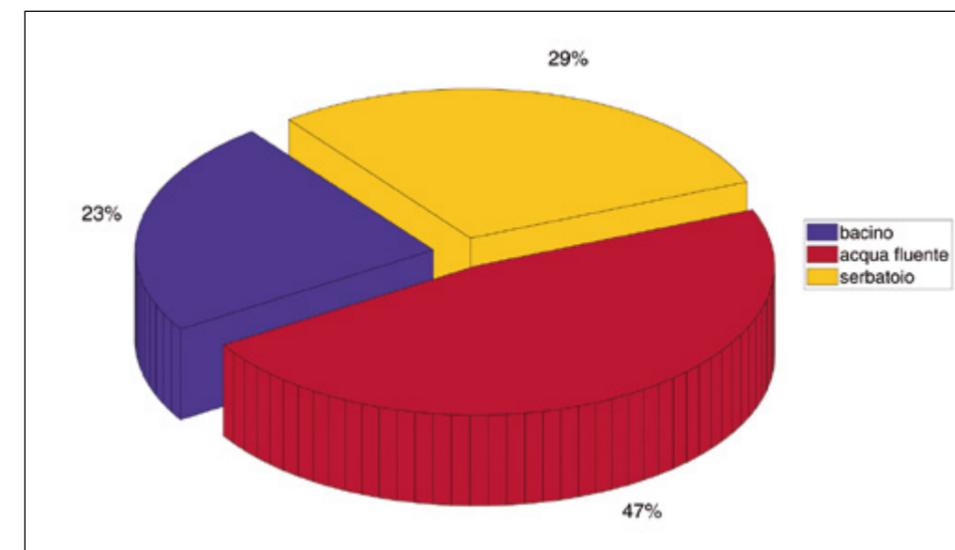


Figura 11.10
Produzione elettrica da fonte idrica suddivisa per tipologia di impianto. Anno 2022.
Fonte: Terna
<https://www.terna.it/it/sistema-elettrico/statistiche/evoluzione-mercato-elettrico>

Trend previsti di fabbisogno idrico a scopo industriale e per la produzione di energia

Il primo elemento da sottolineare nella valutazione delle tendenze previste di fabbisogno idrico a scopo industriale e per la produzione di energia è che allo stato attuale sembra esistere sia in Italia che, più in generale, a livello mondiale, una relazione significativa di tipo lineare tra PIL e consumo idrico (The European House Ambrosetti, 2023). D'altra parte, non sembra che la domanda di energia elettrica in Italia sia dipendente da fattori meteo-climatici e idrologici (disponibilità di risorsa idrica) ma solo da fattori socio-economici. È invece indubbia una relazione diretta tra produzione di energia elettrica da fonte idrica (ivi inclusa la produzione elettrica da impianti termici) e disponibilità di risorsa (EEA, 2021).

A titolo di esempio, si mostrano in Figura 11.11 gli andamenti (2000-2022) della produzione di energia elettrica da fonte idrica e dell'Indice Standardizzato di Precipitazione annuale (SPI12; Romano et al., 2022) per Lazio e Umbria (Romano et al. 2022).

Valori dell'SPI12 < -1.5 indicano condizioni fortemente siccitose caratterizzate da deficit pluviometrico rispetto alla base line 1961-1990. In base a tale indice, si identificano sull'intero periodo 2000-2022 cinque episodi di siccità severa (2002, 2007, 2012, 2017, 2022), in corrispondenza dei quali si registra una significativa diminuzione della produzione di energia elettrica da fonte idrica.

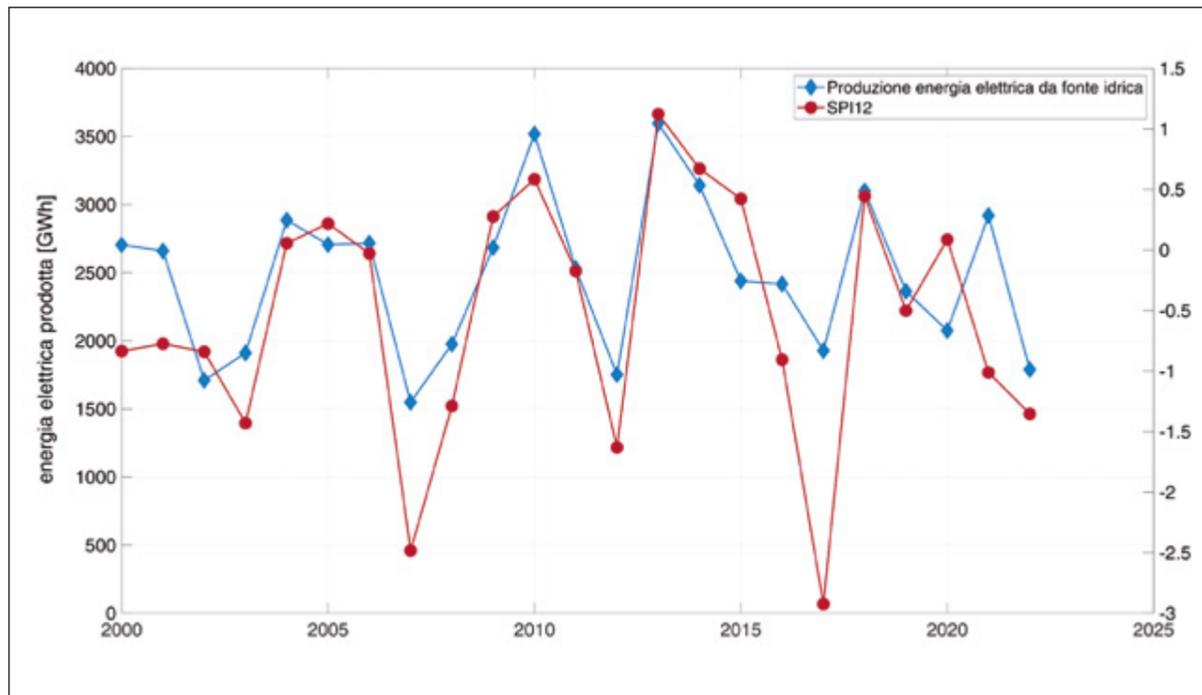


Figura 11.11
Produzione di energia elettrica da fonte idrica Lazio e Umbria e SPI12.
Fonte: Terna; Romano et al. (2022).
<https://www.terna.it/it/sistema-elettrico/statistiche/evoluzione-mercato-elettrico>

È evidente, dunque, come le produzioni energetiche che utilizzano direttamente o indirettamente la risorsa idrica siano state soggette negli ultimi due decenni, e probabilmente lo saranno in maniera ancora maggiore in futuro, a una vulnerabilità crescente a causa dell'incremento degli eventi siccitosi nell'area mediterranea (IPCC, 2023). A tale vulnerabilità occorre aggiungere, ai fini di una valutazione complessiva del ricorso all'acqua come fonte per la produzione di energia, il forte impatto che gli invasi superficiali hanno sugli ecosistemi fluviali, quali l'interruzione del continuum fluviale (si veda a tal proposito il Capitolo 12 del presente volume), sia in termini di passaggio di biocenosi, sia rispetto all'interruzione del trasporto dei sedimenti che causa un impatto sulla morfologia e gli habitat fluviali. La diminuzione delle portate di acqua fluente a valle degli invasi, esacerbata da periodi siccitosi più frequenti e prolungati, riduce di fatto la possibilità di sopravvivenza delle specie più sensibili, ad esempio quelle alpine che vivono in acque mediamente fredde che in effetti vedrebbero le loro temperature alzarsi soprattutto nel periodo estivo

quando la scarsità idrica è più marcata (EEA, 2021).

Occorre inoltre sottolineare come il previsto incremento degli eventi di precipitazione intensi non necessariamente si tradurrà in una maggior disponibilità di risorsa idrica invasabile e ciò per due motivi fondamentali: a) le statistiche delle precipitazioni relative agli ultimi decenni indicano un aumento degli eventi estremi con una diminuzione dei tempi di ritorno che, tuttavia, resta comunque sull'ordine almeno della decina di anni, superiore ai tempi di ritorno di siccità estreme; b) non è chiaro (ed è una domanda di ricerca di importanza strategica) se a un aumento delle precipitazioni intense corrisponda una localizzazione spaziale degli eventi. In ogni caso, se da un lato gli eventi siccitosi interessano necessariamente porzioni ampie di territorio, dall'altro eventi di precipitazione intensi interessano porzioni di territorio più limitate. In tale contesto, l'ulteriore ricorso a bacini artificiali, se da un lato pone serie questioni legate all'impatto sugli ecosistemi, dall'altro rischia di rivelarsi una misura inefficace dal punto di vista dell'approvvigionamento.

11.4.3

Tecnologie e pratiche a supporto di una gestione sostenibile delle risorse idriche in ambito industriale

È stato mostrato nei paragrafi precedenti come una possibile riduzione della disponibilità idrica, associata a un uso intensivo della risorsa renda urgente l'adozione di modalità produttive volte a una riduzione dei fabbisogni idrici diretti e/o indiretti. In questo contesto, l'adozione di modelli di produzione ispirati ai principi dell'economia circolare appare una prospettiva valida per coniugare crescita, sostenibilità e sviluppo, come riportato anche nella Stra-

tegia nazionale per lo sviluppo dell'economia circolare redatto dall'allora Ministero della transizione energetica.

È tuttavia di fondamentale importanza per promuovere modelli produttivi ispirati alla circolarità identificare opportuni indicatori in grado di quantificare il valore aggiunto offerto dalla circolarità stessa. Tali indicatori (WBCSD, 2018) dovrebbero essere costituiti da:

Parametri di EFFICIENZA OPERATIVA

Sono spesso parametri di prestazione standard che possono essere monitorati anche prima che venga adottato un programma di sostenibilità aziendale. Gli esempi includono l'efficienza delle risorse, il consumo di energia, l'acqua e i rifiuti.

Parametri delle PRESTAZIONI DI SOSTENIBILITÀ

Essi esaminano alcuni degli *endpoint* ambientali e degli impatti sociali delle attività e dei prodotti aziendali. Esempi di metriche includono le emissioni di gas serra, le parti locali coinvolte o l'impatto sulla biodiversità.

Metriche di CREAZIONE DEL VALORE CIRCOLARE

Esse tracciano il modo in cui l'azienda sta migliorando attraverso iniziative di circolarità. Esempi di metriche includono entrate circolari, percentuale circolare degli investimenti e valore preservato.

In ambito industriale uno degli strumenti più efficaci per l'implementazione di un approccio di tipo circolare rientra nel concetto di simbiosi industriale. Tale approccio, basato sul principio dell'ecologia industriale secondo il quale gli scarti di un processo produttivo diventano risorse per un altro, mira a ridurre il flusso di rifiuti e a stabilire una rete locale di "scambi fisici" di risorse (Ramin et al., 2024). Facendo particolare riferimento alle acque di scarto industriali, le risorse potenzialmente recuperabili includono prodotti chimici, metalli, nutrienti, energia termica, biocarburanti ma, soprattutto, acqua stessa (Tomei e Mosca Angelucci, 2021).

Considerando solo l'ultima risorsa, le azioni di *water-innovation practices* inquadrate in un approccio di simbiosi industriale, ossia le modalità con cui le risorse idriche possono essere ottimizzate, includono:

1. La condivisione di risorse idriche alternative in aggiunta ai sistemi convenzionali di approvvigionamento. Esempi di questo approccio prevedono il prelievo, la distribuzione e il trattamento di acque superficiali (come fatto a Kalundborg in Danimarca e a Prato), l'utilizzo di acqua desalinizzata attraverso impianti di desalinizzazione condivisi (ad esempio, a Taranto) oppure l'uso diretto di acqua di mare o salmastra in sistemi di raffreddamento condivisi (come a Kwinana, Au-

stralia) e l'uso di acque reflue depurate in impianti di trattamento condivisi (ad esempio, nelle Isole Jurong, Singapore o a Pohang, Corea del Sud).

2. La condivisione di impianti di trattamento di acque reflue. Questa azione prevede la sinergia tra aziende simili, come ad es. il parco chimico a Shanghai, Cina, o il *cluster* di industrie conciarie a S. Croce sull'Arno.

3. Il riciclo e il riutilizzo dell'acqua in un altro processo industriale, secondo una modalità di scambio oppure "a cascata" tra diverse aziende/impianti industriali. In questo caso rientra anche il riutilizzo di acque reflue urbane depurate (già esaminato nel Capitolo 10 dedicato alle risorse idriche non convenzionali) che, inevitabilmente, prevede anche un impianto di affinamento delle correnti in arrivo dagli impianti di depurazione.

4. Il recupero di energia e/o materiali dalle acque stesse, che però non danno un contributo diretto al bilancio idrico.

Tra le azioni appena menzionate, il riciclo e riutilizzo di acque è quello più diffuso probabilmente perché, oltre alla stringente necessità di ridurre i consumi idrici, i recenti progressi nello sviluppo di tecnologie mirate al recupero di acqua (come l'osmosi inversa) hanno intensificato il ricorso a tali pratiche.



Utilizzo di indicatori

a supporto del monitoraggio della siccità e della gestione delle risorse idriche

Come evidenziato nell'introduzione al presente volume, la valutazione della vulnerabilità di sistemi di approvvigionamento idrico a eventi siccitosi, oltre alla pianificazione delle misure necessarie a incrementare la loro resilienza a condizioni di scarsità idrica, deve necessariamente adottare un approccio integrato che prenda in considerazione:

- **i regimi meteo-climatici attuali** e previsti in un contesto di cambiamento climatico e il loro impatto sulla variabilità stagionale e inter-annuale delle risorse superficiali e sotterranee;
- **i sistemi di monitoraggio del regime meteo-climatico** e dello stato quali-quantitativo delle risorse idriche superficiali e sotterranee;
- **la necessità di tutela** e, ove necessario, ripristino degli ecosistemi attraverso il mantenimento o il miglioramento del loro stato ecologico complessivo, con il conseguente miglioramento della qualità ambientale e della risorsa in termini dei servizi ecosistemici offerti;
- **le pressioni sui corpi idrici**, quali la quantificazione della domanda attuale anche mediante metodi di *water-accounting* e la previsione di scenari di domanda futura nei diversi settori;
- **lo stato e le performance delle infrastrutture esistenti**, le loro condizioni operative e la loro vulnerabilità, in relazione alla capacità di garantire approvvigionamento, rilascio di portate idriche (quali quelli degli impianti idroelettrici e quelli relativi all'*environmental flow*) e distribuzione in condizioni ordinarie e non, nonché dei rilasci successivi;
- **la sostenibilità socio-economica sul lungo periodo** delle possibili soluzioni proposte (comprese le strutture tariffarie, possibili incentivi, strumenti fiscali, etc.) in relazione ai costi previsti di investimento, esercizio e manutenzione.

Il quadro conoscitivo prima descritto è di importanza strategica per una stima del bilancio idrico alle diverse scale spaziali e temporali di interesse, in un'ottica di governance complessiva delle risorse, di pianificazione a medio e lungo termine, nonché di gestione delle crisi idriche. In tale contesto, si rende necessaria l'adozione di opportuni indicatori che quantifichino in modo oggettivo e condiviso tra tutti i soggetti istituzionali e non a diverso titolo coinvolti nella *governance* dell'acqua: a) il regime meteo-climatico attuale, pregresso e ipotizzabile per il futuro; b) lo stato delle risorse idriche nei diversi comparti (suolo, acque superficiali, acque sotterranee); c) le pressioni sui corpi idrici; d) le eventuali restituzioni dopo l'utilizzo; e) il bilancio idrico.

Tabella 11.1

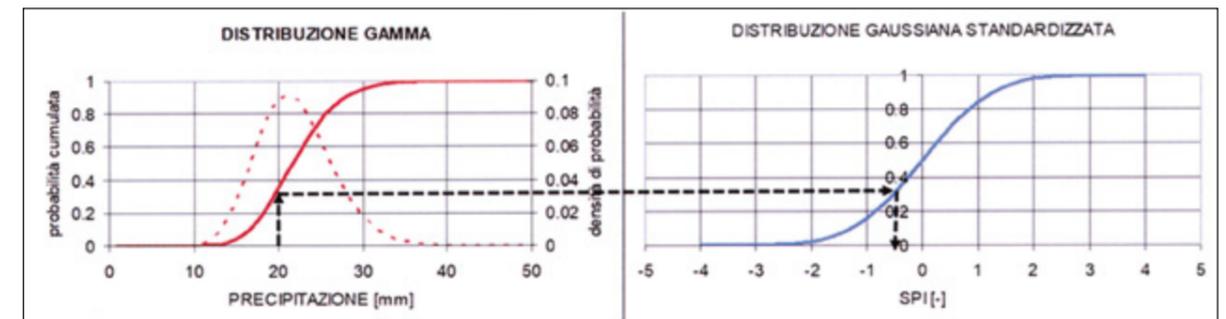
Lista degli indicatori proposti nelle "Linee guida sugli indicatori di siccità e scarsità idrica" (Mariani et al. 2018).

A tal scopo, il Comitato tecnico di coordinamento nazionale degli Osservatori permanenti per gli utilizzi Idrici, istituito presso l'allora MATTM (attualmente

MASE) nell'ottobre 2016, ha condotto un'attività, coordinata dall'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (ISPRA), per l'individuazione degli indicatori utili al monitoraggio degli eventi di siccità e scarsità idrica, con particolare riferimento alla definizione di un protocollo/set di indicatori comune da adottare in ogni Osservatorio. Tale attività è sfociata nella redazione di "Linee guida sugli indicatori di siccità e scarsità idrica da utilizzare nelle attività degli Osservatori permanenti per gli utilizzi idrici" (Mariani et al., 2018).

Nelle linee guida citate sono proposti sette indicatori (Tab. 11.1) per un monitoraggio efficace e rappresentativo degli eventi siccitosi e degli impatti conseguenti in termini di stato delle risorse idriche e della severità idrica, intesa come capacità dei sistemi di approvvigionamento di soddisfare i fabbisogni connessi e di mantenere il buono stato ecologico dei corpi idrici in termini di Deflusso Ecologico.

INDICATORE	ACRONIMO	VARIABILE DI INTERESSE	TIPOLOGIA DI SICCIITA' RAPPRESENTATA
Standardized Precipitation Index (McKee et al., 1993)	SPI	Precipitazioni cumulate su diverse scale temporali (normalmente da 1 a 24 mesi)	Siccità meteorologica
Standardized Runoff Index (Shukla e Wood, 2008)	SRI	Portata media di un corso d'acqua superficiale su diverse scale temporali (normalmente da 1 a 12 mesi)	Siccità idrologica
Standardized SnowPack Index (Huning e AghaKouchak, 2020)	SSPI	Equivalente in acqua della neve (Snow Water Equivalent)	Siccità meteorologica
Standardized Precipitation Evapotranspiration Index (Vicente-Serrano et al., 2010)	SPEI	Precipitazione efficace a diverse scale temporali (tipicamente da 1 a 24 mesi)	Siccità meteorologica
Fraction of Absorbed Photosynthetically Active Solar Radiation (Gobron et al., 2000)	fAPAR	Frazione della radiazione solare assorbita dalle piante. Se standardizzata rispetto alla media e deviazione standard di lungo periodo si ottiene l'indice standardizzato fAPAR anomaly	Siccità irrigua
Spring Anomaly Index (Romano et al. 2013)	SAI	Portata mensile delle sorgenti	Siccità idrologica
Water Exploitation Index Plus (Faergemann, 2012)	WEI+	Rapporto tra le pressioni antropiche (prelievi - restituzioni) che insistono sulla risorsa idrica e la sua disponibilità	Siccità socio-economica Severità idrica



Per una descrizione dettagliata degli indicatori proposti e delle relative modalità operative di calcolo si rimanda a Mariani et al. (2018). Qui è importante sottolineare che la standardizzazione alla quale si ricorre per il calcolo degli indici di Tabella 11.1 (eccetto il SAI e il WEI+) permette di passare dai valori assoluti della variabile di interesse, alla probabilità di accadimento di un evento con una determinata intensità.

In Figura 11.12 è mostrata, a titolo di esempio, la procedura di standardizzazione per il calcolo dello Standardized Precipitation Index. La distribuzione di probabilità cumulata, stimata sulla base dei valori di precipitazione osservati in almeno un trentennio permette di identificare la probabilità di accadimento di eventi sotto una determinata soglia (nell'esempio di Figura 11.12 la probabilità di accadimento di eventi di precipitazione minori o uguali a 20 mm è pari a circa il 33%). Il valore dell'indice standardizzato (di precipitazione, di portata, di *snow water equivalent*, etc.) non costituisce dunque una misura dell'intensità di un evento, ma una stima della probabilità di accadimento di quell'evento.

L'uso di indici standardizzati presenta due vantaggi fondamentali:

- forniscono informazioni fondamentali sulla condizione attuale di una determinata variabile rispetto alla climatologia o idrologica di riferimento. In altre parole, non rispondono alla domanda se il valore osservato sia "tanto" o "poco", ma quante volte il valore osservato è stato osservato anche in passato;

- permettono un confronto diretto tra serie storiche osservate in punti o regioni differenti.

Nel contesto del presente capitolo dedicato agli utilizzi idrici, si ritiene rilevante presentare in maniera più dettagliata l'indice WEI+ come indice operativo utile nella rappresentazione del bilancio idrico di una porzione definita del territorio e per un orizzonte temporale stabilito.

Il WEI+ quantifica, per un assegnato intervallo temporale Δt (anno, stagione, mese, etc.) e una determinata area di interesse (nazione, distretto, bacino, etc.), il livello di stress idrico come rapporto tra il consumo di acqua, ossia i prelievi al netto delle restituzioni, e la disponibilità naturale di risorsa idrica rinnovabile:

$$WEI+ = [(Q_{\Delta t} - Res_{\Delta t}) / RWR_{\Delta t}]$$

Eq. 11.1

dove $RWR_{\Delta t}$ sono le risorse idriche rinnovabili (Renewable Water Resources), $Q_{\Delta t}$ i prelievi e $Res_{\Delta t}$ le restituzioni nei corpi idrici superficiali e sotterranei. Secondo quanto indicato dalle Linee guida sugli indicatori di siccità e scarsità idrica, le risorse idriche rinnovabili, tenendo conto della base dei dati attualmente disponibili in Italia, con copertura spaziale e temporale omogenea e continua, possono essere stimate come:

$$RWR_{\Delta t} = P_{\Delta t} - Eta_{\Delta t} \pm ExtIn_{\Delta t} \pm \Delta S_{\Delta t}$$

Eq. 11.2

dove, per la scala temporale Δt in esame e l'area di interesse, $P_{\Delta t}$ è il volume totale

Figura 11.12

Procedura per il calcolo dello Standardized Precipitation Index.

delle precipitazioni, $E_{ta_{dt}}$ è il volume totale dell'evaporazione dal suolo, dalle zone umide e dai corpi idrici naturali e dalla traspirazione delle piante, $ExtIn_{dt}$ è il volume idrico entrante/uscente dai territori limitrofi nell'area di interesse e ΔS_{dt} è la variazione della quantità di acqua immagazzinata nel suolo, nella coltre nivale, nei corpi idrici sotterranei e negli invasi naturali e artificiali.

Occorre sottolineare che il WEI+ non tiene conto del deflusso ambientale (*environmental flow* o *e-flow*) necessario per il raggiungimento e il mantenimento degli obiettivi della Direttiva Quadro sulle Acque (DQA) 2000/60/CE e dunque non può essere considerato di per sé un indicatore rappresentativo dello stress idrico secondo la prospettiva indicata dalla DQA.

Dalla formulazione matematica del WEI+ emerge chiaramente come tale indice necessiti di una stima affidabile di numerosi elementi (precipitazione, evapotraspirazione, volumi idrici entranti/uscenti dall'area di interesse, immagazzinamento, prelievi e restituzioni), stima non sempre facile da ottenere e spesso affetta da grande incertezza per due motivi fondamentali:

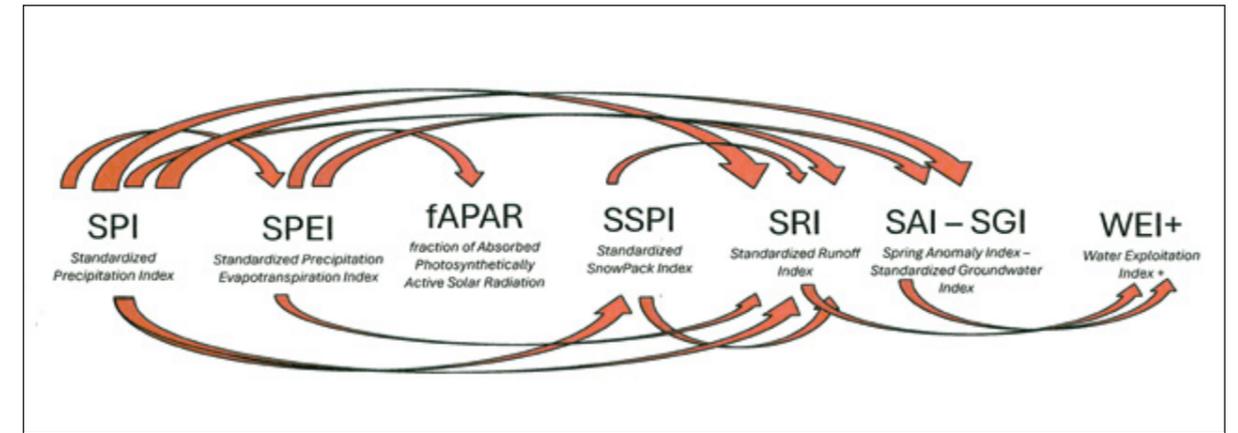
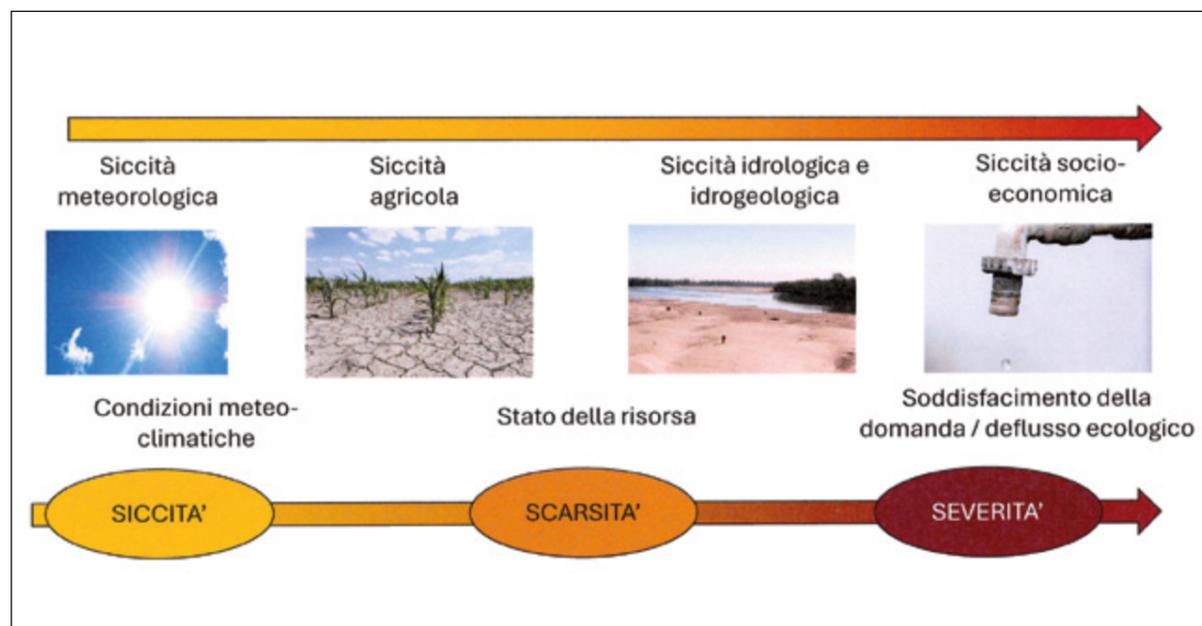
- procedure standard di tipo modellistico per la stima dell'evapotraspirazione potenziale, come ad esempio l'utilizzo del modello di Thornthwaite (1948), possono essere poco rappresentative dei reali processi che avvengono all'interfaccia suolo-atmosfera;

- in molti casi mancano dati misurati e/o stime attendibili di grandezze fondamentali per la stima del WEI+ quali i prelievi o il volume idrico entrante/uscente dai territori limitrofi all'area di interesse

Un aspetto che riteniamo importante sottolineare riguarda la rappresentatività degli indicatori riportati in Tabella 11.1 rispetto al monitoraggio degli eventi siccitosi.

Come sottolineato anche nell'introduzione a questo volume è di fondamentale importanza concettualizzare un evento siccitoso come un processo che si dispiega nel tempo con modalità che dipendono da innumerevoli fattori spesso di carattere locale, dalla meteorologia, all'idrologia e idrogeologia, fino ai sistemi di approvvigionamento idrico, come rappresentato nello schema di Figura 11.13.

Figura 11.13
Rappresentazione schematica dell'evoluzione di un evento siccitoso.



Gli indicatori riportati in Tabella 11.1 possono essere efficacemente utilizzati per rappresentare le singole componenti dell'intero processo mostrato in Figura 11.13. Tuttavia, nell'ottica di un utilizzo di tali indicatori in un contesto di *governance* occorre identificare anche le relazioni (sia spaziali che temporali) che sussistono tra i diversi indicatori, come rappresentato in Figura 11.14.

In sostanza occorre identificare una catena di relazioni (rappresentabile quantitativamente mediante modellistica appropriata), specifica per l'area e l'orizzonte temporale di interesse, che metta in relazione nello spazio e nel tempo i diversi indicatori proposti. Questo punto è di particolare rilevanza anche alla luce della recente introduzione di nuove norme che stanno modificando in maniera significativa la gestione delle emergenze e la pianificazione:

Figura 11.14
Possibili relazioni tra indicatori di siccità e scarsità idrica.

1 Il D.L. 115/2022 del 9/8/2022 convertito nella L. 142/2022 del 21/9/2022. All'art. 15 si legge "Allo scopo di assicurare maggiore efficacia operativa e di intervento, in relazione al rischio derivante da deficit idrico la deliberazione dello stato di emergenza di rilievo nazionale di cui all'articolo 24 può essere adottata anche preventivamente, qualora, sulla base delle informazioni e dei dati, anche climatologici, disponibili e delle analisi prodotte dalle Autorità di bacino distrettuali e dai centri di competenza di cui all'articolo 21, sia possibile prevedere che lo scenario in atto possa evolvere in una condizione emergenziale".

2. Il D.L. 39/2023 del 14/4/2023 convertito nella L. 39/2023 del 13/6/2023. All'art. 3 nel quale si istituisce un "Commissario straordinario nazionale per l'adozione di interventi urgenti connessi al fenomeno della scarsità idrica" si sottolinea il ruolo centrale degli osservatori distrettuali permanenti per gli utilizzi idrici istituiti nei distretti idrografici, modificandone lo *status* giuridico da "struttura operativa collegiale, volontaria e di tipo sussidiario a supporto della gestione della risorsa idrica" a "organo dell'Autorità di Distretto" (art. 11).

Nelle norme prima citate alcuni aspetti risultano di particolare interesse: a) la L. 142/2022 consente la deliberazione dello stato di emergenza per crisi idrica (si veda il Capitolo 3) non solo in relazione allo stato attuale, ma anche in relazione agli scenari evolutivi. Ciò richiama alla necessità di implementare una catena modellistica condivisa tra tutti gli attori in gioco che a partire dal regime meteo-climatico pregresso e prevedibile, sia in grado di seguire l'intero processo di propagazione nello spazio e nel tempo degli eventi siccitosi fino alla valutazione della capacità dei sistemi di garantire gli approvvigionamenti idrici e preservare gli ecosistemi interessati; b) gli Osservatori permanenti per gli utilizzi idrici (si vedano a tal proposito il Capitolo 2 e il Capitolo 3) assumono, e probabilmente assumeranno ancora più in

futuro, un ruolo chiave nel monitoraggio degli eventi siccitosi, nella gestione delle emergenze e nella pianificazione (anche in relazione alle strategie di adattamento ai cambiamenti climatici). Per l'espletamento delle loro funzioni, gli Osservatori necessitano di strumenti di monitoraggio condivisi e riconosciuti da tutti gli attori in gioco che siano in grado di effettuare valutazioni non solo sullo stato attuale delle risorse idriche e della capacità dei sistemi di approvvigionamento idrico di soddisfare i diversi fabbisogni, ma anche di valutare la possibile evoluzione di un evento siccitoso su un orizzonte temporale di diversi mesi. L'identificazione delle relazioni spazio-temporali tra i vari indicatori per il monitoraggio della siccità assume, dunque, una rilevanza fondamentale in questo contesto.



Bilancio idrico e stress idrico

Come visto, la forte riduzione riscontrata nel 2022 della disponibilità naturale di risorsa idrica, dovuta alle condizioni prolungate di siccità e alle alte temperature in particolar modo nelle regioni del nord e centro Italia, ha determinato considerevoli impatti socio-economici associati all'uso dell'acqua. Il perdurare della siccità e della riduzione delle risorse idriche, insufficienti a coprire i prelievi per i diversi usi, ha condotto a situazioni di crisi idrica in quasi tutte le regioni centro-settentrionali, che ha finanche comportato l'emanazione dello stato di emergenza nazionale da parte del Governo per queste regioni (si vedano, a tal proposito, il Capitolo 2 e il Capitolo 3 del presente volume).

In realtà le cause che determinano crisi idriche, situazioni di difficoltà nell'approvvigionamento o di stress idrico nel nostro Paese sono molto più complesse, e non possono essere ascritte esclusivamente all'occorrenza di persistenti situazioni di siccità. Occorre considerare il quadro generale della situazione idrica nazionale già connotato da tempo da numerosi, rilevanti e diffusi fattori di debolezza, per lo più di tipo antropico.

Diventa quindi rilevante il tema della valutazione omogenea a scala nazionale dello stress idrico a cui i corpi idrici sono soggetti a causa dei prelievi. Su questo tema, da diversi anni l'ISPRA e l'Istat lavorano congiuntamente per produrre statistiche ufficiali sulle risorse idriche e sui conti (fisici) dell'acqua (bilancio idrico) nel nostro Paese e per l'individuazione e il calcolo di nuovi indicatori, in linea con le richieste nazionali e internazionali.

A supporto dell'iniziativa dell'European Environment Agency - EEA, volta a valutare e aggiornare le condizioni di scarsità idrica in Europa, e degli adempimenti di reportistica previsti dalla WFD (Reporting WISE, 2022), l'ISPRA, con la collaborazione dell'Istat, ha fornito la prima valutazione nazionale omogenea annuale per il periodo 2015-2019 e stagionale per il 2019 del Water Exploitation Index Plus (WEI+; Faergemann, 2012; Mariani et al., 2018). L'indicatore WEI+ misura il rapporto tra la risorsa idrica consumata (ossia i prelievi al netto delle restituzioni) e quella disponibile ed è richiesto dalla Commissione europea laddove i prelievi costituiscono una pressione significativa sui corpi idrici (si veda <https://indicatoriambientali.isprambiente.it/it/risorse-idriche-e-bilancio>).

Le valutazioni per il quinquennio 2015-2019 non mostrano alla scala nazionale una situazione di stress idrico, essendo il WEI+ sempre minore del 20% e compreso tra un minimo di 7.3% per il 2018 e un massimo di 14.7% per il 2017. Passando invece alla scala distrettuale, una prima situazione di stress idrico, ossia di WEI+ maggiore del 20%, è evidente nel 2016 (Fig. 11.15a) per quanto attiene il territorio del Distretto idrografico della Sicilia con un WEI+ del 25.6%, seguito dal Distretto idrografico del fiume Po che, con un WEI+ del 19.1%, evidenzia una situazione prossima allo stress idrico. Passando poi all'anno siccitoso del 2017 (Fig. 11.15b), in cui mediamente circa il 40% del territorio nazionale è stato affetto da siccità, da estrema a moderata, su una scala annuale, il Distretto idrografico

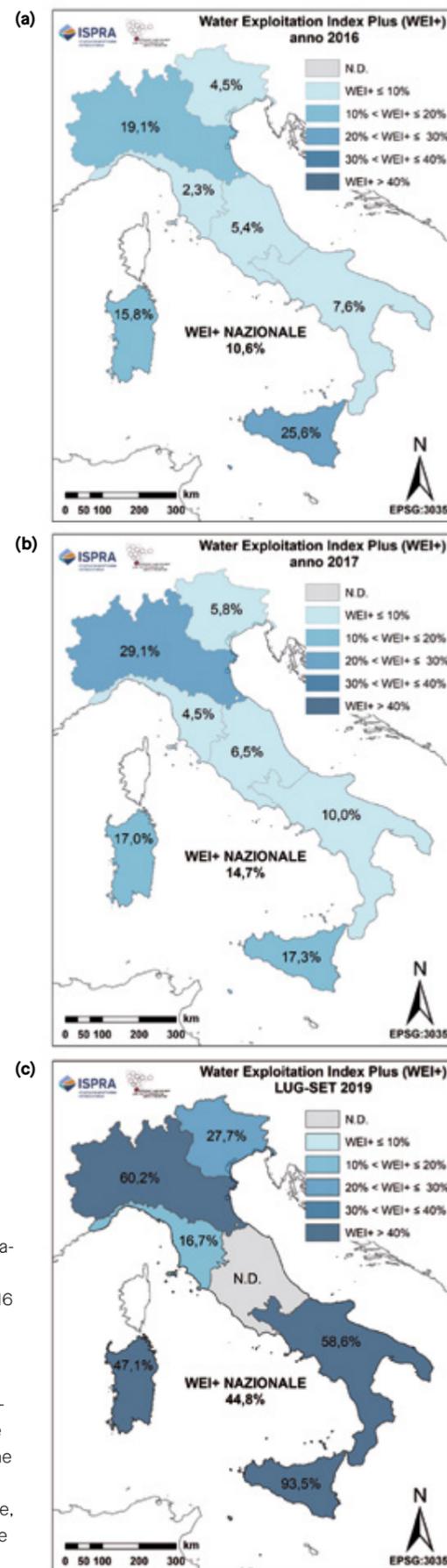


Figura 11.15
Esempi di WEI+ annuale a scala distrettuale e nazionale per il 2016 (a) e per il 2017 (b) e WEI+ stagionale a scala distrettuale e nazionale per il trimestre luglio-settembre 2019 (c). Elaborazione ISPR-ISTAT su dati ufficiali di livello locale, distrettuale, nazionale e internazionale.

del fiume Po è il solo che risulta essere stato soggetto a stress idrico, avendo un WEI+ uguale a 29.1%. I Distretti idrografici della Sicilia e della Sardegna, con un WEI+ rispettivamente del 17.3% e 17.0%, hanno avuto una condizione prossima a quella di stress idrico. Le altre valutazioni di WEI+ annuale alla scala distrettuale non mostrano condizioni di severità.

Passando alla valutazione stagionale per il 2019 si evidenzia, invece, che sia a scala nazionale che a scala distrettuale, le valutazioni di WEI+ riferite ai trimestri gennaio-marzo, aprile-giugno e ottobre-dicembre non mostrano situazioni di stress idrico. Di contro, le valutazioni di WEI+ per il terzo trimestre luglio-settembre mostrano una situazione di stress idrico per la quasi totalità del territorio nazionale (Fig. 11.15c), con una valutazione complessiva a scala nazionale di stress idrico grave (WEI+ = 44.8%). I Distretti idrografici della Sicilia (93.5%), del fiume Po (60.2%), dell'Appennino Meridionale (58.6%) e della Sardegna (47.1%), che complessivamente costituiscono il 66.4% del territorio nazionale, sono quelli che presentano una condizione peggiore con stress idrico grave. Il fattore predominante per lo stress idrico registrato nel terzo trimestre è il prelievo di risorsa idrica per uso agricolo, che proprio in questi mesi raggiunge il suo massimo. Nel 2019, il prelievo di acqua in Italia per uso agricolo ammonta al 75% dei prelievi totali (fonte Istat). Alla scala distrettuale, nell'estate 2019 l'Istat ha stimato prelievi per uso agricolo superiori alla media nazionale sia nel Distretto idrografico dell'Appennino Meridionale (78%) sia in quello del fiume Po (85%).

Si ritiene utile riportare alcune considerazioni relative alla valutazione dello stress idrico mediante l'indicatore SDG 6.4.2 *Level of water stress: freshwater withdrawal as a proportion of available*

freshwater resources, di cui la FAO è *custodian agency*. L'indicatore SDG 6.4.2 fa parte del set di indicatori dei Sustainable Development Goals (SDGs) dell'Agenda 2030 delle Nazioni Unite utilizzati per valutare il raggiungimento dell'obiettivo 6 di garantire a tutti la disponibilità e la gestione sostenibile dell'acqua e delle strutture igienico-sanitarie. A differenza del WEI+, l'indicatore SDG 6.4.2 è definito, per un assegnato territorio, come il rapporto in percentuale tra il prelievo totale in un determinato anno e la disponibilità naturale rinnovabile annua media (calcolata su un lungo periodo) al netto della risorsa idrica necessaria agli ecosistemi. Pertanto, l'indicatore SDG 6.4.2 tiene conto anche della componente ambientale.

Il calcolo a scala sub-nazionale e nazionale dell'indicatore SDG 6.4.2 è stato effettuato nell'ambito di un apposito accordo tra la FAO e l'ISPRA, con il supporto dell'Istat (FAO, ISPRA e Istat, 2023). La valutazione dello SDG 6.4.2 è stata condotta impiegando gli stessi criteri informativi adottati nel WEI+, ma considerando diverse baseline per la stima della media di lungo periodo della risorsa idrica rinnovabile totale. Utilizzando come baseline l'ultimo trentennio climatologico 1991-2020, il livello di stress idrico annuo medio a livello nazionale per il quinquennio 2015-2019 risulta uguale al 38.3%, un valore classificato come di stress idrico basso (in quanto compreso tra il 25% e il 50%), e va da un minimo nel 2018 (37.0%) a un massimo nel 2017 (40.8%), anno che, come ricordato prima, è stato caratterizzato da una significativa siccità che ha interessato soprattutto il Centro e il Nord Italia in termini di severità idrica. La valutazione a livello distrettuale mostra, invece, che il Distretto idrografico del fiume Po è l'unico a essersi trovato, per tutto il quinquennio, in una condizione di stress idrico medio (ossia con un valore dell'indicatore SDG 6.4.2 compreso tra il 50% e il 75%) con valori compresi tra il

minimo stimato nel 2019 (63.1%) al massimo stimato nel 2017 (70.8%, prossimo al limite inferiore di stress alto; Fig. 11.16). Ciò è dovuto al fatto che il Distretto idrografico del fiume Po è condizionato da un maggior prelievo di acqua per l'agricoltura rispetto agli altri distretti. Un livello di stress idrico basso si rileva nei Distretti idrografici dell'Appennino Centrale, dell'Appennino Meridionale, della Sardegna e della Sicilia.

Da quanto sopra rappresentato, appare evidente come lo stato di severità idrica non sia collegato solo a fattori climatici, in quanto anche in annate non soggette a persistente siccità/deficit di precipitazione e/o con disponibilità idrica superiore al valore medio, i prelievi possono generare condizioni di stress idrico manifeste già a livello distrettuale. Tali condizioni risultano meglio evidenti con un indicatore, quale ad esempio il WEI+, valutato a scale spaziali e temporali di dettaglio. Tuttavia, le informazioni che al momento sono disponibili in Italia non permettono una valutazione omogenea a livello nazionale alla scala temporale mensile e per territori di dimensione inferiore al livello distrettuale, ossia unità di gestione, bacini, sottobacini, etc. Quest'ultimo aspetto risulta, però, fondamentale: i) per una corretta valutazione delle situazioni di stress idrico che

potrebbero non essere evidenti a scala annuale o stagionale e considerando porzioni di territorio troppo estese; ii) per far emergere la variabilità stagionale/intra-annuale; e iii) per una gestione adattiva e sostenibile della risorsa idrica alla scala locale, sempre più soggetta a pressioni climatiche e antropiche.

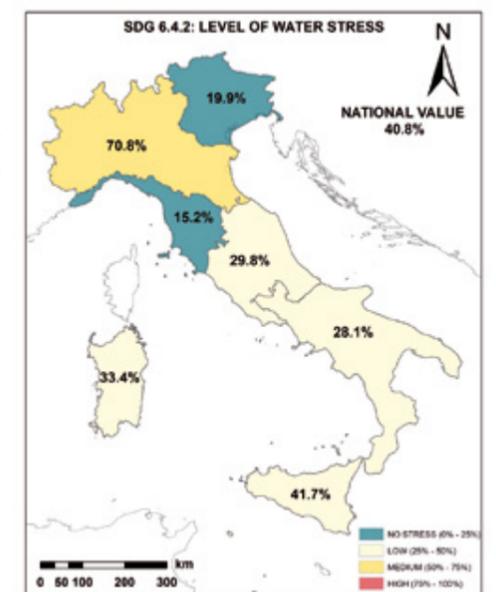


Figura 11.16
Mappa dell'indicatore SDG 6.4.2 disaggregato a scala di distretto idrografico riferita ai prelievi nel 2017 di risorsa idrica per i diversi usi (civile, agricolo e industriale) e alla disponibilità annua media di risorsa per il trentennio climatologico 1991-2020. Elaborazione ISPRA-Istat su dati ufficiali di livello locale, distrettuale, nazionale e internazionale.

Strumenti informatici

a supporto della gestione sostenibile delle risorse idriche

La carenza idrica (*water shortage*) può essere definita la condizione, circoscritta nello spazio e nel tempo, caratterizzata da un'insufficienza della disponibilità di risorsa rispetto alla domanda a essa connessa. Secondo la definizione di Paulo e Pereira (2006) e Pereira et al. (2002): "*Water shortage is also a man-induced but temporary water imbalance including groundwater and surface water over-exploitation...*". Tale concetto è dunque applicabile a sistemi idrici, cioè a quell'insieme di infrastrutture che captano ed eventualmente immagazzinano l'acqua di una o più risorse (superficiali e sotterranee) e la distribuiscono a diverse tipologie di utenza (idropotabile, irrigua, industriale, etc.). La condizione di *shortage* diviene particolarmente grave nel momento in cui si verificano situazioni siccitose per periodi di tempo più o meno prolungati.

È evidente, dunque, come una gestione sostenibile delle risorse idriche, sia in condizioni ordinarie che in condizioni di emergenza, deve necessariamente considerare non solo la variabilità delle forzanti di tipo meteorologico e gli andamenti climatici di medio-lungo periodo, ma anche le caratteristiche infrastrutturali e gestionali specifiche di ogni sistema. I

sistemi di approvvigionamento idrico presenti in Italia, infatti, sono estremamente diversificati sul territorio sia in termini di utilizzatore finale (sistemi a scopo idropotabile, irriguo, idroelettrico, industriale o plurimo) sia in termini di risorsa utilizzata (laghi naturali e invasi artificiali, acque superficiali, acquiferi alluvionali, acquiferi carsici, risorse non convenzionali). Ciò implica che le medesime condizioni meteo-climatiche (ad esempio un deficit pluviometrico intenso che si protrae per un'intera stagione) possono avere impatti molto differenti sui sistemi di approvvigionamento.

Di conseguenza, la vulnerabilità di un sistema ad episodi siccitosi, il rischio connesso e l'efficacia dei singoli interventi ipotizzabili per un aumento della sua resilienza (ad esempio, risorse idriche alternative, riutilizzo acque reflue, interconnessioni, recupero perdite, diminuzione dei fabbisogni, etc.) devono essere valutati alla scala spaziale e temporale del sistema di approvvigionamento e nel più ampio contesto della scala di bacino. Questo tipo di valutazioni sono propedeutiche a un'analisi costi-benefici di dettaglio che prenda in considerazione tre elementi fondamentali:

- **La diversificazione delle fonti** è fondamentale per garantire un servizio idrico efficiente anche in condizioni di siccità. In generale, le fonti superficiali sono maggiormente esposte a variazioni stagionali e inter-annuali, mentre quelle sotterranee garantiscono una maggiore stabilità rispetto alle naturali oscillazioni nello stato delle risorse idriche e una maggiore indipendenza dai fattori climatici, almeno nel breve periodo. In generale le prese da falda profonda sono le più sicure in quanto poco impattate da stagionalità e da eventi che possono invece interessare i sistemi superficiali, sebbene sia più complesso stimarne lo stato e le dinamiche.
- **L'interconnessione tra diversi schemi idrici.** Garantire una ridondanza delle reti di approvvigionamento idrico potabile garantisce una significativa flessibilità operativa e la capacità di assorbire condizioni di stress che possono essere indotte su una o più fonti.
- **Il superamento della conflittualità tra diversi stakeholders,** specie nei sistemi di approvvigionamento a uso plurimo, dovuto anche alla frammentazione di competenze tra vari soggetti gestori.

Nel contesto prima descritto si rende necessario lo sviluppo e l'implementazione di sistemi di analisi e di supporto alle decisioni basati su dati di osservazione e simulazioni in transitorio del bilancio idrico attuale e futuro alla scala dello schema di approvvigionamento idrico, che consentano la valutazione rapida di diversi scenari evolutivi del sistema e la verifica di scenari di intervento a breve, medio e lungo termine. Tali sistemi possono essere utilizzati come base scientifico-tecnologica per favorire un approccio partecipativo (si veda a tal proposito anche il paragrafo 11.9) che coinvolga negli ambiti istituzionalmente preposti tutti gli stakeholders a diverso titolo implicati nella gestione delle risorse idriche.

Tra gli strumenti attualmente disponibili e implementati specificatamente

in diversi contesti nazionali possiamo menzionare i seguenti: INOPIA (sviluppato da CNR-IRSA con il supporto del Dipartimento della protezione civile), SIDIAS (sviluppato dall'Autorità di distretto dell'Appennino Settentrionale), DEWS-PO (sviluppato dall'Autorità di distretto del fiume Po e con il supporto del Dipartimento della protezione civile) e SimBaT (sviluppato dal Dipartimento di ingegneria civile e ambientale dell'Università degli studi di Perugia).

Nel seguito si descrivono brevemente le principali caratteristiche di ciascuno strumento. Per una descrizione dettagliata dei singoli tools si rimanda a Creiamo PA (2022) per i software INOPIA, SIDIAS e DEWS-PO e a Preziosi et al. 2013 per SimBaT.

INOPIA v3.2 (Romano et al., 2017; Romano et al., 2018), tool sviluppato nell'ambito di diversi accordi di collaborazione tra la Presidenza del Consiglio dei ministri – Dipartimento della protezione civile e l'Istituto di ricerca sulle acque del CNR, è uno strumento di supporto alle decisioni basato sul calcolo del bilancio di massa mensile (volumi idrici) di un sistema di approvvigionamento idrico multirisorsa-multiutenza. Caratteristica peculiare di INOPIA (che significa "mancanza" in latino) è la possibilità data all'utente di implementare uno specifico schema idrico mediante alcuni "elementi topologici" caratterizzabili dall'utilizzatore. Esso si configura come Plugin per il software open source QGIS, sviluppato in Python 3 (attualmente 3.7)

Il tool calcola, sulla base delle serie temporali di precipitazione, dei fabbisogni

di ciascuna utenza, delle caratteristiche degli invasi superficiali e sotterranei e delle modalità di gestione del sistema, il bilancio idrico alla scala mensile, identificando il rischio di mancato soddisfacimento dei fabbisogni (deficit) su ciascuna utenza/risorsa o sull'intero sistema. INOPIA utilizza in fase di calibrazione insiemi di dati meteo-climatici osservati; la calibrazione, ottenuta con procedure di tipo statistico, può essere poi utilizzata per simulare scenari di rischio di deficit a breve termine, ovvero per simulare scenari di impatto a medio e lungo termine. Infine il tool ricorre in fase di analisi ad alcuni degli indicatori di siccità descritti nelle "Linee guida sugli indicatori di siccità e scarsità idrica da utilizzare nelle attività degli osservatori permanenti per gli utilizzi idrici" (Mariani et al., 2018). Il manuale di INOPIA v3.2 è disponibile all'indirizzo <http://inopia.gitlab.irsa.cnr.it/inopia-docs/en/index.html>



La finalità dello strumento informatico SIDIAS (Autorità di bacino distrettuale dell'Appennino Settentrionale, 2018), applicativo sviluppato in ambiente PTC MathCad® dall'Autorità di distretto dell'Appennino Settentrionale, è quella di stabilire un percorso oggettivo e codificato in grado di individuare preliminarmente il livello di severità idrica (normale, bassa, media o alta) nelle varie aree di un Distretto idrografico e le conseguenti azioni.

L'applicativo SIDIAS parte dall'assunzione che un certo ambito geografico sia caratterizzabile attraverso l'andamento medio di alcuni indicatori ed è basato su uno schema concettuale così sintetizzabile:

1. Individuazione preliminare di un set di indicatori rappresentativi della disponibilità nelle riserve idriche sotterranee e superficiali, dell'andamento meteorologico (piogge e temperature) e di altri parametri idrologici e idrogeologici.

2. Definizione dell'ambito territoriale di analisi (bacino, sottobacino, etc.)

3. Caratterizzazione dell'ambito territoriale di analisi mediante gli indicatori (meteo climatici, di disponibilità, etc.) ritenuti rappresentativi per l'area in esame.

4. Definizione dei termini temporali della valutazione dello stato di severità idrica dell'ambito territoriale di analisi.

5. Confronto tra i valori "attuali" di ciascun indicatore ed i valori "attesi" per il periodo di analisi.

6. Definizione dell'Indice di severità idrica della condizione idrica per l'ambito territoriale ed il momento considerati.

7. Definizione della Classe di severità idrica attraverso opportune soglie.

Il modello DEWS-PO (Drought Early Warning System-Po), sviluppato dall'Autorità di Bacino distrettuale del fiume Po, è il risultato dell'implementazione della piattaforma Delft-FEWS (prodotto dalla società olandese Deltares) sul bacino del fiume Po. Esso si basa sulla catena modellistica composta dal modello idrologico afflussi-deflussi fisicamente denominato Topkapi (Todini e Ciarpica, 2001), che fornisce le portate in ingresso al modello di bilancio idrico Ribasim (River basin simulation model, <https://oss.deltares.nl/web/ribasim>).

Quest'ultimo schematizza i sistemi idrici in tronchi e nodi; ogni nodo permette di simulare alcune variabili (deflusso del modello idrologico, scambi idrici con la falda, etc.), considerando anche i dati di prelievo irrigui e i rilasci da laghi e invasi, e consente di definire la disponibilità e la distribuzione della risorsa all'interno del bacino in termini di portate medie giornaliere. La catena modellistica Topkapi-Ribasim è alimentata da dati osservati idrometeorologici (precipitazioni, temperature dell'aria) e da prodotti meteorologici previsionali (ECMWF).

Lo strumento di supporto alle decisioni SimBaT - Simulazione Bacino Tevere, sviluppato da DICA-UniPg (Preziosi et al. 2013) è un modello di simulazione per la gestione delle acque superficiali, con possibile interconnessione con le acque profonde, che consente lo sviluppo di scenari di bilancio idrico. Sviluppato e implementato sul bacino del fiume Tevere, si focalizza in particolare sulla gestione di invasi medio-grandi permettendo all'utente di simulare mediante una struttura topologica a nodi e archi la dinamica idrologica del reticolo idrografico naturale e artificiale e le regole di gestione implementate dai diversi gestori.



11.8 L'impronta idrica (water footprint)

11.8.1

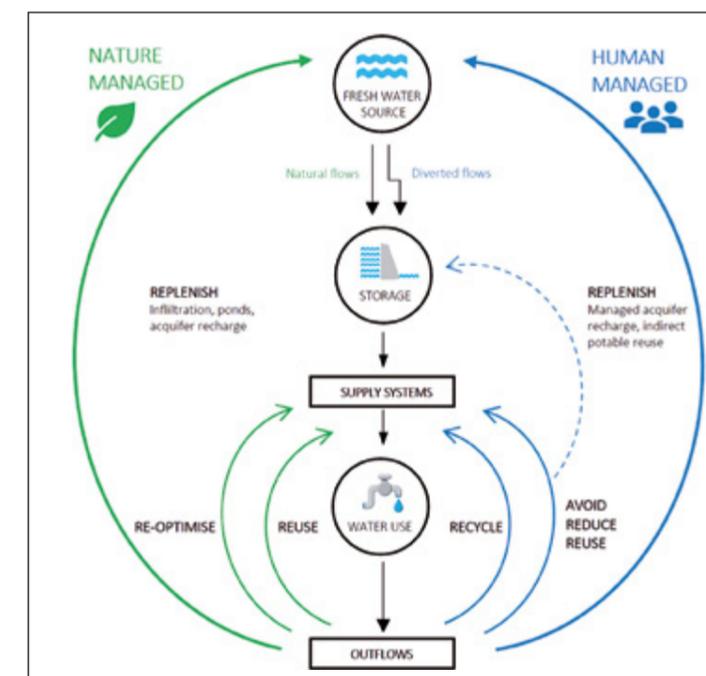
Consumi idrici ed economia circolare

Negli ultimi cento anni, a livello globale, l'utilizzo di acqua è aumentato di circa sei volte. Tale tendenza sembra continuare con un tasso medio annuo di crescita del 1% (UNESCO, 2021). Questi valori, peraltro, potrebbero essere sottostimati dal momento che la disponibilità delle risorse idriche potrebbe diminuire entro il 2050 per gli effetti concomitanti della scarsità idrica e dell'eccessivo sfruttamento delle risorse ambientali.

Da qui la necessità di ripensare i consumi e ad attuare politiche di risparmio idrico, riciclo e riuso secondo il concetto di economia circolare (WBCSD, 2018). L'economia circolare offre un nuovo modo di guardare alle relazioni tra mercati, consumatori e risorse naturali, promuovendo politiche e pratiche sostenibili ed efficienti sotto il profilo dell'utilizzo delle risorse naturali. Una transizione verso un'economia in cui si utilizzano le risorse all'interno di cicli che ne consentano la loro conservazione, incoraggerà un uso più efficiente dell'acqua, mitigando il crescente squilibrio tra fornitura e domanda di risorsa idrica. Nel rapporto tra acqua ed economia circolare, presentato nel Water & Circular Economy White Paper (EMF, 2019), viene evidenziato come i principi dell'economia circolare possano essere applicati alla gestione dell'acqua per affrontare diverse sfide – tra cui scarsità, inquinamento

e uso inefficiente delle risorse – includendo strategie come il riciclaggio e il riutilizzo dell'acqua, il trattamento sostenibile delle acque reflue e l'adozione di *nature-based solutions* (EMF, 2019; Sandu e Virsta, 2021). Nel *Butterfly Diagram* in Figura 11.17, si osserva come il ciclo naturale dell'acqua si possa allineare con quello gestito dall'uomo attraverso le seguenti misure: evitare l'uso (*Avoid*), ridurre l'utilizzo (*Reduce*), riutilizzare (*Reuse*), riciclare (*Recycle*) e restituire l'acqua in modo efficiente ed efficace al bacino (*Replenish*).

Figura 11.17 *Butterfly Diagram* adattato per rappresentare l'acqua nel contesto dell'economia circolare. Nel diagramma, l'acqua è rappresentata da un singolo bacino; nella parte sinistra (*Nature Managed*) è raffigurata l'acqua nel suo stato naturale dove non si verificano usi indotti dall'uomo mentre nella parte destra (*Human Managed*) la circolarità dell'acqua è influenzata dall'azione umana (immagine modificata da Arup; EMF, 2019).



Mentre alcuni consumi idrici sono evidenti, come l'acqua utilizzata per scopi irrigui in agricoltura (attualmente rappresenta circa il 70% dei consumi globali) o quella utilizzata per usi domestici (circa il 10% del consumo globale), altri non sono di così immediata visualizzazione. Per rendere visibili tali consumi di acqua dolce, direttamente e indirettamente correlata a un prodotto o servizio è stato introdotto l'indicatore Impronta Idrica o *Water Footprint* (WF) (Hoekstra e Mekonnen, 2012). Valutare l'impronta idrica di prodotti e servizi può essere un passo verso la realizzazione di un modello di economia circolare efficiente e

sostenibile, dove è necessario pianificare le interazioni tra produzione di beni e servizi e ciclo naturale dell'acqua (Sandu e Virsta, 2021). Sauvé et al. (2021) puntualizzano che le stime dell'impronta idrica devono essere adeguate a integrare meglio i concetti di economia circolare e ridurre l'attenzione sulla quantificazione del consumo idrico: ciò che conta non è tanto la produttività, ma da dove proviene l'acqua, il suo destino dopo l'uso e quanto il suo utilizzo sia circolare e sostenibile. A tale scopo, la *water footprint* si può definire un utile strumento per monitorare l'utilizzo dell'acqua insieme agli impatti diretti e indiretti.

Definizione e stima dell'impronta idrica

La WF è dunque un indicatore che quantifica l'utilizzo volumetrico di acqua dolce per unità di prodotto o servizio dato dalla somma del consumo di acqua diretto (o operativo) e di quello indiretto (o uso della catena di fornitura), evidenziando dunque il legame tra produzione di beni e servizi e il ciclo globale dell'acqua (Hoekstra e Mekonnen, 2012).

La definizione di *water footprint* (WF) è nata nel 2002 nell'ambito delle attività promosse dall'UNESCO-IHE Institute for water education (Chapagain e Hoekstra, 2003; Chapagain e Hoekstra, 2004). Nasce dalla rielaborazione del concetto di *virtual water content* (Allan, 2003) in cui il termine virtuale considera che la maggior parte dell'acqua utilizzata per realizzare un prodotto non è contenuta fisicamente nel prodotto stesso, ma è consumata durante le fasi della sua produzione. Mentre il *virtual water content* fa riferimento esclusivamente al volume di acqua necessario alla produzione di un bene o servizio, la WF fa riferimento al tipo di acque utilizza-

te (blu, verde, grigia), alla localizzazione geografica dei punti di captazione e al periodo in cui l'acqua viene utilizzata; ad esempio, se l'acqua viene prelevata da un luogo o in un periodo in cui le riserve scarseggiano, le conseguenze saranno più significative. In particolare, la dimensione spazio-temporale di questo indicatore lo rende uno strumento in grado di aiutare a comprendere meglio il carattere globale del tema della disponibilità di acqua dolce e a quantificare gli effetti sul consumo dell'acqua generati dalla produzione e dal consumo di beni e servizi (ARPAE Emilia-Romagna, 2020). Nel 2012 la WF viene inserita insieme a *Ecological Footprint* e *Carbon Footprint*, in una nuova definizione di *Footprint Family*, nella quale si vuole determinare una serie di indicatori per monitorare la pressione umana sul pianeta e sotto diverse angolazioni (Galli et al., 2012).

Secondo tale metodologia di analisi, il *water footprint assessment* si sviluppa in tre fasi:

- quantificazione e localizzazione della WF di un prodotto o di un processo nel periodo di riferimento;
- valutazione della sostenibilità ambientale, sociale ed economica della WF;
- individuazione delle strategie di riduzione della WF.

Esistono diversi approcci utilizzati per condurre una valutazione dell'impronta idrica (Forin et al., 2018) ma quelli più comunemente utilizzati sono descritti nei seguenti documenti:

1. The Water Footprint Assessment Manual (Hoekstra et al., 2011). La terminologia e la metodologia di calcolo del WF definita nel *The Water Footprint Assessment Manual* contiene lo standard globale per la valutazione dell'impronta idrica sviluppato dal Water Footprint Network (2024), fondato nel 2008 con l'obiettivo di dimostrare come la valutazione dell'impronta idrica possa dare supporto per un uso sostenibile dell'acqua.

2. ISO 14046 "Environmental management - Water Footprint - Principles, requirements and guidelines" (ISO, 2014). La ISO 14046 fornisce principi, requisiti e linee guida per condurre e rendicontare la WF come valutazione singola o come parte di una valutazione ambientale più completa; l'analisi si basa su un approccio basato sul Ciclo di Vita (*Life Cycle Assessment*, LCA) che tiene conto della gestione dell'acqua lungo l'intera catena produttiva, a partire dall'estrazione delle materie prime fino al trattamento di fine vita (*European Standards*; Ente Italiano di Normazione, 2017).

Mentre il modello proposto dal Water Footprint Network offre un quadro più am-

pio in cui la *WF assessment* può essere studiata con un focus diverso (prodotto, produttore, consumatore o localizzazione geografica) e da diverse prospettive (sostenibilità ambientale, sociale equità, efficienza delle risorse o rischio idrico), lo standard internazionale ISO 14046 valuta l'entità dell'impatto sull'acqua di prodotti, processi e organizzazioni basate sui principi del LCA (Forin et al., 2020; Vanham, 2018).

Secondo il metodo del Water Footprint Network, la WF viene definita come indicatore multidimensionale, espresso in termini di volumi, risultante della sommatoria di tre componenti:

- **Blue Water:** si riferisce al volume di prelievo di acque superficiali e sotterranee destinate a un utilizzo per scopi agricoli, domestici e industriali; è la quantità di acqua dolce che non torna a valle del processo produttivo nel medesimo punto in cui è stata prelevata o vi torna, ma in tempi diversi.
- **Green Water:** è il volume di acqua piovana che viene immagazzinata nella zona radicale del terreno ed evaporata, traspirata o incorporata dalle piante; è particolarmente rilevante per i prodotti agricoli, orticoli e forestali.
- **Grey Water:** rappresenta il volume di acqua inquinata, quantificata come il volume di acqua necessario per diluire gli inquinanti al punto che la qualità delle acque torni sopra gli standard di qualità.

Ad oggi continua un acceso dibattito tra le comunità che utilizzano la metodologia del WF Network e del LCA, partendo proprio dalla definizione dell'indicatore di

impronta idrica (Gerbens-Leenes et al., 2021). Il termine “impronta idrica” è definito come “volume di acqua dolce utilizzato per produrre beni e servizi” nella comunità WF (Hoekstra et al., 2012), mentre viene indicato come “metriche che quantificano i potenziali impatti ambientali legati all’acqua” nella LCA (ISO, 2014). In altri termini, gli scienziati del WF Network si concentrano sulla gestione dell’acqua e sull’analisi volumetrica del consumo idrico e dell’inquinamento, con una visione globale, gli esperti LCA evidenziano l’importanza di una valutazione dell’impatto, in particolar modo a livello locale. Per un approfondimento sui punti di disaccordo, somiglianze, sfide comuni e tentativi di armonizzare le due metodologie, si può fare riferimento a Lathuillière et al. (2018) e a Gerbens-Leenes et al. (2021).

Indipendentemente dall’approccio adottato, si deve considerare che nonostante

l’indicatore di impronta idrica possa essere associato a molteplici settori e variare in funzione del tipo di valutazione ambientale per la quale la si utilizza, delle modalità di gestione delle risorse idriche, delle scelte di consumo e delle normative adottate, il suo utilizzo rimane ad oggi limitato. La formalizzazione del concetto di WF non è ancora completa e alcune limitazioni, come la complessità del suo calcolo e la disponibilità dei dati, devono ancora essere superate (D’ambrosio et al., 2020a; Vanham e Bidoglio, 2013). Inoltre, le tre componenti della metodologia del WF Network (acque verdi, blu e grigie) non possono essere considerate sullo stesso piano economico, sociale e ambientale. Per esempio, la componente blu è la più importante per le questioni decisionali, perché rappresenta un costo diretto per la società mentre la componente grigia ha maggiore rilevanza dal punto di vista ambientale (Lovarelli et al., 2016).

Impronta idrica in Italia

A livello nazionale, la principale percentuale della WF è da attribuirsi alla produzione agricola (85%), seguita dalla produzione industriale e dall’uso domestico. La maggior parte dell’impronta idrica è da associarsi ai prodotti alimentari (89%). Tuttavia, è importante sottolineare come questi dati si basino solo sulla valutazione di volumi d’acqua e non direttamente sull’impatto sulla risorsa idrica (Bonamente et al., 2017; Antonelli et al., 2014).

Diversi gruppi di ricerca di enti nazionali e università si occupano dello studio dell’impronta idrica in campo agricolo e alimentare (fra gli altri: Agnusdei et al., 2022; Bocchiola et al., 2013; Bonamente et al., 2016; Capone et al., 2013; D’Ambrosio et al., 2018; Kersebaum et al., 2016). La letteratura, tuttavia, annovera pochi studi che includono la valutazione della sostenibilità ambientale della WF.

Un esempio a scala di bacino idrografico, della valutazione della sostenibilità dell’uso della risorsa idrica attraverso gli indicatori della WF è stato presentato da D’Ambrosio et al. (2020a; 2020b). Gli autori hanno integrato la metodologia proposta da Hoekstra et al. (2011) con il modello eco-idrologico SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*; Arnold et al., 1998) e dati di monitoraggio (portate e concentrazioni di nutrienti). L’applicazione della metodologia al bacino idrografico del Canale D’Aiedda (Taranto) ha consentito di quantificare le componenti della WF per ciascuna produzione agricola e di valutare la WF_{grey} da agricoltura e da fonti puntuali (impianti di depurazione urbani). Nell’area di studio, le fonti puntuali sono risultate responsabili per circa il 90% della WF_{grey} relativamente ai nutrienti azoto totale (TN) e fosforo totale (TP) (Fig. 11.18).

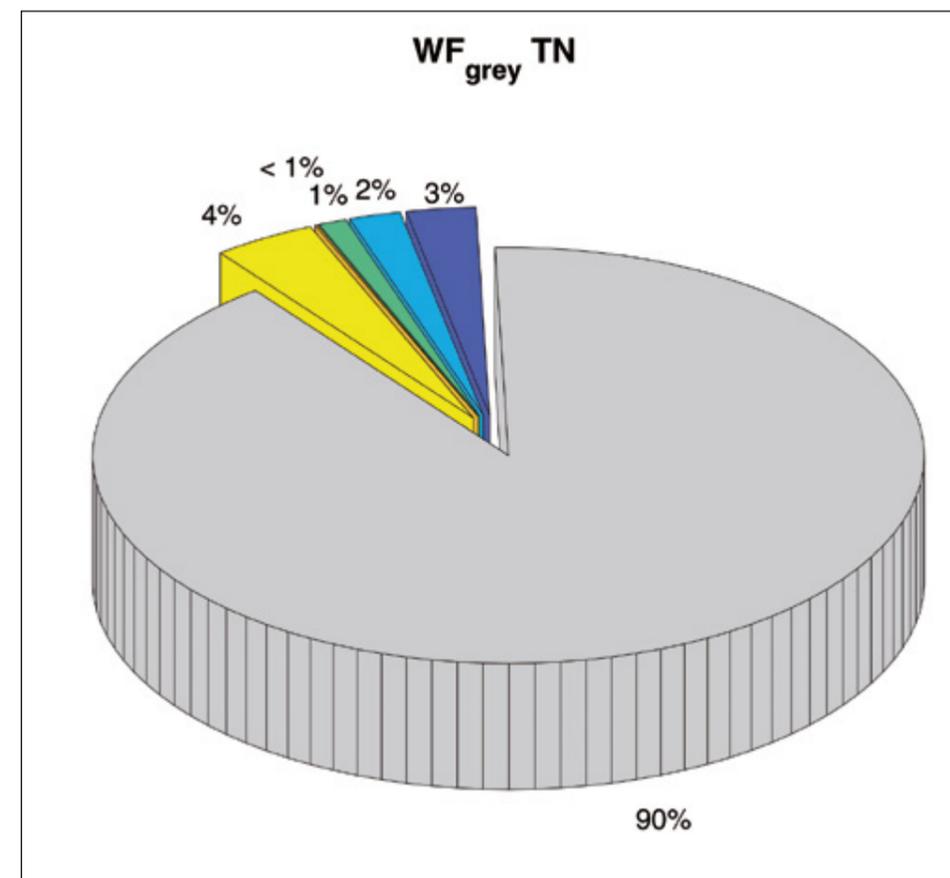
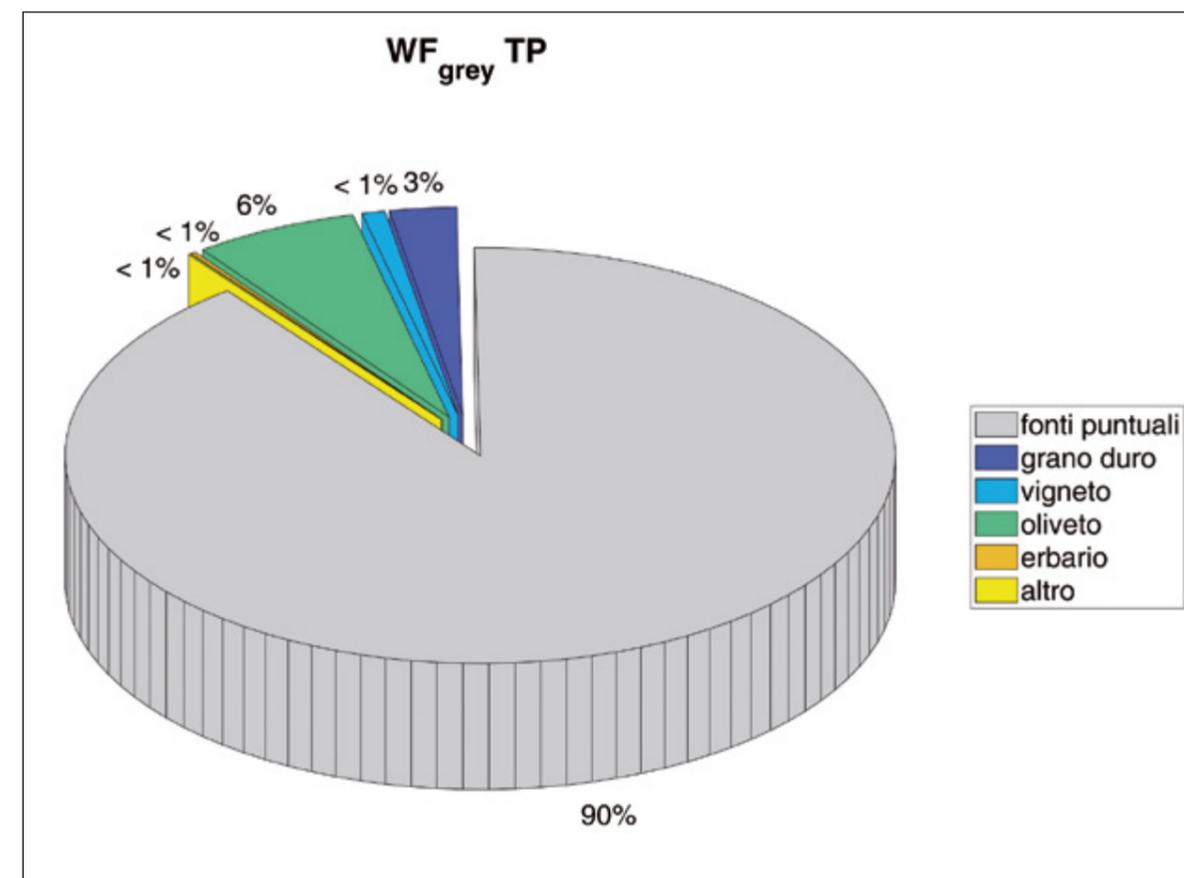


Figura 11.18
Media annuale della WF_{grey} relativa ai nutrienti azoto totale (TN) e fosforo totale (TP) valutata a scala di bacino idrografico per il Canale D’Aiedda (Taranto). Modificata da D’Ambrosio et al., (2020b).



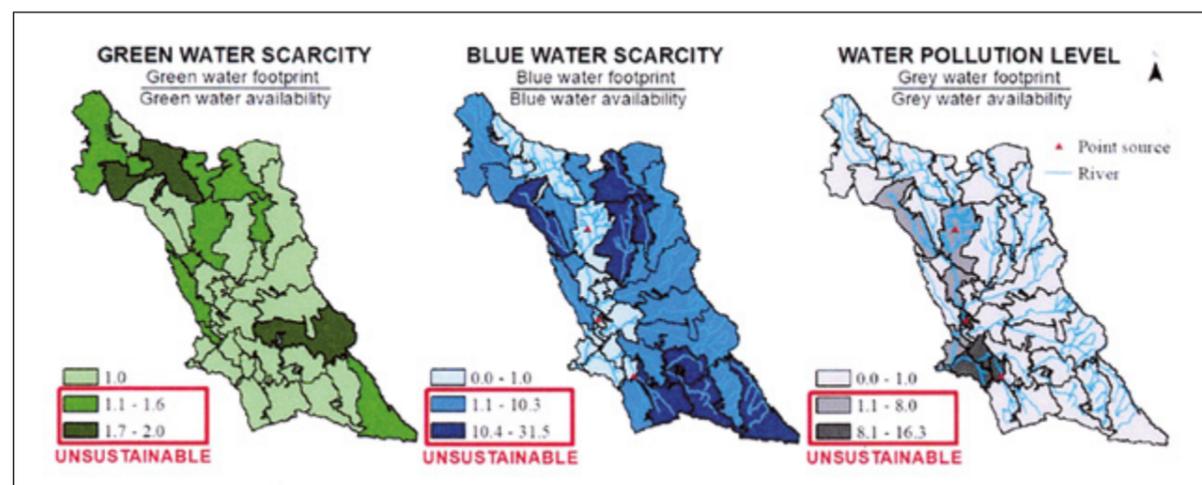
D'Ambrosio et al. (2020b) hanno valutato la sostenibilità di ciascuna componente della WF mediante confronto di queste ultime con i valori massimi consentiti dalle condizioni ambientali dell'area di studio. A tal fine, gli autori hanno stimato gli indicatori della *green water scarcity* (WS_{green}), *blue water scarcity* (WS_{blue}) e il *water pollution level* (WPL), definiti dal rapporto tra la singola componente della WF e la corrispondente disponibilità, *water availability* (WA_{green} , WA_{blue} , WA_{grey}).

Lo studio, basato sulla metodologia definita dal WF network (Hoekstra et al., 2011), ha evidenziato che nel bacino idrografico del Canale D'Aiedda l'attuale uso della risorsa idrica non è sostenibile. In particolare, la

WF_{grey} non è sostenibile in quanto il deflusso naturale non è sufficiente a diluire gli inquinanti (azoto e fosforo) nel rispetto degli standard ambientali. Analogamente, la WF_{green} non è sostenibile, evidenziando così la necessità di un incremento dell'estensione delle aree naturali per garantire e supportare la biodiversità. La stima della WF e la valutazione della sostenibilità a differenti scale temporali e spaziali (i.e. bacino, sottobacino) hanno consentito di individuare i periodi dell'anno particolarmente critici per ciascuna componente e le aree del bacino idrografico che necessiterebbero di interventi (cambiamenti di uso del suolo, *best management practices; nature based solutions*) (Figura 11.19).

Figura 11.19

Valutazione della sostenibilità a scala di sottobacino relativa al Canale D'Aiedda (Taranto). Modificata da D'Ambrosio et al. (2020b).



Impronta idrica a livello europeo e globale

Nell'*Official Journal of the European Union* (EU, 2023), viene riportato un documento (*own-initiative opinion*) della European Economic and Social Committee (EESC) (<https://www.eesc.europa.eu/en>) sul tema 'Water efficient consumption and consumer awareness about their water footprint' (2023). Il testo sottolinea l'urgente necessità di agire per promuovere pratiche di consumo idrico efficienti e sensibilizzare i consumatori sugli impatti ambientali del loro utilizzo dell'acqua. Il EESC raccomanda lo sviluppo di politiche e misure a livello

nazionale e dell'UE per incentivare prodotti e servizi efficienti dal punto di vista idrico, migliorare i sistemi di etichettatura dell'acqua e integrare considerazioni sull'impronta idrica nelle pratiche degli appalti pubblici. Viene evidenziata non solo l'importanza di coinvolgere i diversi portatori di interesse, tra cui imprese, organizzazioni della società civile e istituti di istruzione, ma anche la necessità di cooperazione e collaborazione internazionale per affrontare le sfide idriche a livello globale, compresa la condivisione di migliori pratiche, dati e tecnolo-

gie relative alla valutazione e alla gestione dell'impronta idrica.

Nonostante sia in corso un dialogo attorno al tema dell'impronta idrica, testimoniato dall'articolo prima citato, non sembra esistere ancora una politica unificata specifica a livello dell'Unione europea come potrebbe esistere per altre questioni ambientali. Tuttavia, l'UE ha adottato diverse misure e iniziative che, affrontando obiettivi più ampi di gestione sostenibile dell'acqua, efficienza delle risorse e protezione ambientale, buone pratiche nell'industria e soprattutto nell'agricoltura, sono fondamentali per ridurre l'impronta idrica complessiva. Tra queste possiamo menzionare:

- **Direttiva Quadro sulle Acque**

(https://environment.ec.europa.eu/topics/water/water-framework-directive_en).

- **Politiche sull'ambiente e sul cambiamento climatico**

ad esempio, l'Agenda europea per la crescita sostenibile (*European Green Deal*, https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en).

- **Piano d'azione per l'economia circolare**

(*Circular Economy Action Plan*, CEAP (https://environment.ec.europa.eu/strategy/circular-economy-action-plan_en)).

- **Iniziative dell'UE sull'acqua**

ad esempio, la *European Union Water Initiative*, EUWI (<https://www.oecd.org/environment/partnership-eu-water-initiative-euwi.htm>).

- **Programmi di ricerca e finanziamento**

ad esempio, *Horizon Europe*, *Life* (Progetti VITISOM, DRIVE, (https://research-and-innovation.ec.europa.eu/funding/funding-opportunities/funding-programmes-and-open-calls/horizon-europe_en)).

- **Obiettivi di sviluppo sostenibile**

(*United Nations Sustainable Development Goals*, SDG <https://sdgs.un.org/goals>).

Riguardo quest'ultimo punto, l'UE si impegna a raggiungere gli obiettivi di sviluppo sostenibile dell'ONU, che includono obiettivi relativi all'acqua e alla gestione sostenibile delle risorse idriche. Come

esempio, a sostegno del SDG6 (*Clean water and Sanitation*), alla COP26 del 2021 è stata lanciata la *Glasgow Declaration for Fair Water Footprints* (Partnership) (https://research-and-innovation.ec.europa.eu/funding/funding-opportunities_it), un'iniziativa per la sicurezza idrica condivisa.

Per quanto riguarda il testo di riferimento, la Commissione europea nella sezione "*Knowledge for policy. Supporting policy with scientific evidence*" (EC, 2021), riporta la definizione di *Water Footprint* ricorrendosi al manuale di Hoekstra, *The water footprint assessment manual: Setting the global standard*. Il manuale è una guida completa che fornisce un approccio standardizzato per valutare l'impronta idrica e promuovere un processo decisionale informato.

Anche su scala globale esistono varie iniziative, accordi e quadri internazionali che affrontano la gestione e la sostenibilità dell'uso dell'acqua, che influenzano indirettamente l'impronta idrica. Tuttavia, il vasto numero di articoli scientifici e *review* attorno al tema delle *policy* per l'impronta idrica (Ercin et al., 2014; Hoekstra e Mekonnen, 2012; Lathuilière et al., 2018; Vanham e Bidoglio, 2013; Vanham, 2018), indica che esiste un dibattito e un sostegno per una considerazione più esplicita dell'impronta idrica nel quadro delle politiche internazionali per promuovere l'uso sostenibile dell'acqua, gli sforzi di conservazione e il raggiungimento dei SDGs. Vanham e Bidoglio (2013) osservano che la limitazione più importante è il fatto che l'impronta idrica rimane uno strumento parziale da utilizzare in combinazione con altri strumenti analitici o indicatori durante la definizione di politiche integrate. L'infografica presentata in Figura 11.20 offre una visualizzazione d'impatto dell'impronta idrica su scala globale.

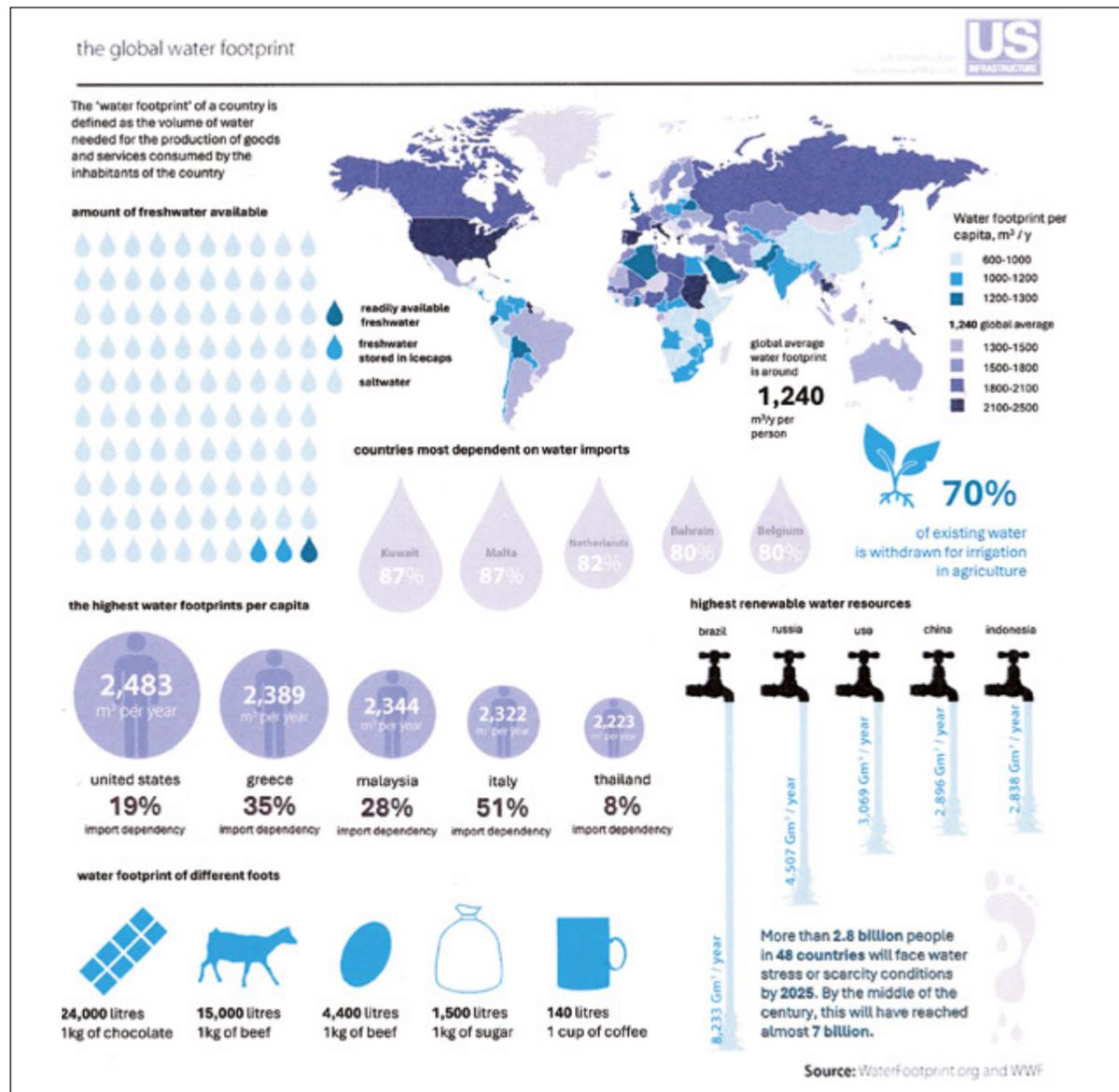


Figura 11.20
 Infografica dell'impronta idrica globale (Immagine di Tiffany Farrant - <https://www.flickr.com/photos/gdsdigital/4306320940>).
 Fonte: WaterFootprint.org and WWF.

I casi applicativi riportati in letteratura dimostrano che l'analisi completa della WF alla scala di bacino consente di valutare la sostenibilità dell'uso della risorsa idrica delle produzioni agricole in termini quantitativi e qualitativi. L'approccio metodologico, pertanto, ha un elevato potenziale nella gestione delle risorse idriche e, più in generale, nella gestione dei bacini idrografici consentendo l'individuazione delle principali criticità nell'uso della risorsa idrica, la comparazione di differenti schemi colturali e di testare specifiche strategie per il raggiungimento della sostenibilità. Tuttavia, allo stato attuale, sono state evidenziate numerose limitazioni nella sua applicazione. La procedura per la stima della WF_{grey} è di difficile applicazione per la limitata disponibilità di dati necessari per la sua determinazione e per la mancanza di un metodo standardizzato. La complessità del territorio italiano, costituito prevalentemente da aziende agricole medie e piccole con elevata parcellizzazione dell'uso del suolo, complica ulteriormente il calcolo del carico di inquinanti che raggiungono i corpi idrici per ciascuna coltura. La definizione dei livelli di fondo dei nutrienti e dei valori massimi ammissibili di inquinanti di origine agricola (i.e. agrofarmaci, nutrienti) nei corpi idrici, necessari alla determinazione della WF_{grey} , sono ancora oggetto di dibattito nella comunità scientifica e costituiscono una domanda di ricerca. Analogamente, la procedura relativa alla stima della sostenibilità della WF_{green} richiede approfondimenti finalizzati a definire la WF_{green} , ossia la quantità di acqua che deve essere riservata all'ambiente per preservare la biodiversità. Ulteriori ricerche sono necessarie per definire sia i target (percentuale delle aree naturali) sia la scala spaziale a cui fare riferimento.

Gli studi pubblicati in letteratura hanno dimostrato che l'indicatore della WF è affidabile per stimare i consumi idrici relativi alle produzioni agricole; tuttavia, la valutazione

della sostenibilità dell'uso della risorsa idrica alla scala di bacino idrografico deve necessariamente considerare tutte le attività condotte nel bacino idrografico includendo anche le attività industriali, domestiche e gli allevamenti di bestiame. Ciò rende necessari ulteriori approfondimenti relativi alla stima della WF di tali settori. È necessario, inoltre, tener presente che la WF di ciascuna produzione agricola presenta una variabilità spaziale nell'ambito di un bacino idrografico. Valori dissimili sono stati ottenuti per le singole colture tra le aree montane e pianeggianti soprattutto per bacini di grandi estensioni che presentano variegata caratteristiche ambientali (ad esempio, suoli, clima, pratiche agronomiche). In questi casi, è bene associare al valore della WF, valutato alla scala di bacino idrografico, l'analisi dell'incertezza mentre il calcolo della sostenibilità dell'uso della risorsa idrica dovrebbe essere condotto a scala di maggiore dettaglio (ad esempio, sottobacino).

Nell'ottica di economia circolare, ulteriori studi sono necessari per passare dalla stima delle componenti WF blu, verde, e grigia alla fase successiva di valutazione della sostenibilità, al fine di individuare i consumi idrici non circolari e non sostenibili. Inoltre, è auspicabile un miglioramento dell'approccio metodologico per integrare l'impronta idrica e l'impronta ambientale includendo impatti indiretti come l'inquinamento, consumi energetici, materiali di consumo, etc. Questo consentirebbe di identificare il target "sostenibile" di consumo di acqua e l'impronta ambientale a esso associato. Infine, deve essere oggetto di ricerca nei prossimi anni la stima del "commercio" internazionale di acqua (*virtual water*) e i suoi impatti negativi sulle risorse idriche, suolo, biodiversità ed emissioni, che allo stato attuale sono ancora poco visibili ai legislatori e alla società.

Approcci partecipativi

alla gestione del rischio connesso a eventi siccitosi:

l'importanza del coinvolgimento degli stakeholder

L'individuazione di varie politiche e misure per la gestione del rischio connesso a eventi siccitosi si basa sull'assunto secondo cui esista una sola definizione del fenomeno, quella, cioè, basata sulla conoscenza scientifica. Il fenomeno siccitoso è, in realtà, molto pervasivo e impatta e coinvolge una molteplicità di stakeholder, istituzionali e non, caratterizzati da differenti e ugualmente valide definizioni e interpretazioni del fenomeno siccitoso. Laddove la definizione scientifica definisce la siccità come una condizione meteorologica naturale e temporanea in cui si manifesta una sensibile riduzione delle precipitazioni rispetto alle condizioni medie climatiche del luogo in esame (Wilhite e Glantz, 1985), per alcuni stakeholder (ad esempio, gli agricoltori), la siccità può rappresentare essenzialmente un problema di disponibilità di acqua. Per altri, invece, può essere definito come un problema di ottimizzazione di una risorsa limitata. Le scelte d'azione non sono neutre, ma commisurate alle prospettive e ai quadri di riferimento degli attori chiamati a prendere le decisioni. In sintesi, le differenti definizioni e interpretazioni di un determinato fenomeno possono portare all'adozione di misure differenti da parte dei vari stakeholder (ad esempio, gli agricoltori potrebbero decidere di ridurre i rischi connessi con la siccità incrementando gli emungimenti da falda), con un incrementato rischio di conflitti per l'uso e la gestione della risorsa.

La contemporanea presenza di differenti e ugualmente valide definizioni di un

determinato problema è definita in letteratura scientifica come "ambiguità" (Brugnach et al., 2010). L'ambiguità è stata concettualizzata come un'ulteriore forma di incertezza da prendere in considerazione nei processi decisionali per la gestione del rischio di siccità. In questo caso, l'incertezza è causata dalla consapevolezza che le azioni future degli altri attori coinvolti in tali processi siano in gran parte sconosciute, rendendo difficile prevedere se le scelte prese saranno efficaci o meno, se provocheranno o meno conflitti e, infine, se l'insorgere di conflitti possa creare barriere all'implementazione delle azioni o alla loro efficacia.

Al fine di ridurre questa incertezza e facilitare la gestione del rischio connesso a eventi siccitosi, il coinvolgimento degli stakeholder sin dalle prime fasi dei processi decisionali – ad esempio, nella definizione del problema – sta diventando un approccio consolidato. Tra i vari approcci partecipativi, il presente contributo si focalizza principalmente sulla modellazione partecipativa. Si tratta di strumenti e metodi utilizzati in maniera specifica per supportare i processi di apprendimento individuali e collettivi, che utilizzano la conoscenza degli stakeholder per creare rappresentazioni formali e condivise della realtà (Voinov et al., 2018). Il coinvolgimento degli stakeholder nella fase di modellazione di un fenomeno sta espandendo il ruolo dei modelli, andando oltre la semplice previsione e includendo la co-creazione di conoscenza, il co-desi-

gn delle misure di intervento e i processi di apprendimento individuali e collettivi (Brugnach e Ingram, 2012).

Nonostante il successo dei modelli partecipativi, alcune questioni restano irrisolte. Una di queste riguarda l'integrazione dell'ambiguità nella modellazione partecipativa. La presenza di ambiguità nella percezione del problema da affrontare, tra sviluppatori del modello e utenti del modello, e tra diversi utenti, mette in discussione l'efficacia degli approcci di modellazione partecipativa (ad esempio, Brugnach et al., 2011; Janssen e Munda, 1999). L'ambiguità può essere, al contempo, fonte di creatività nel processo di sviluppo del modello, o motivo di conflittualità elevata. Nell'ultimo caso, le differenti percezioni possono polarizzarsi, non consentendo lo sviluppo di un modello condiviso (Giordano et al., 2017). Sebbene venga comunemente trascurato durante la modellazione, il modo in cui l'ambiguità viene risolta è determinante per la qualità del processo partecipativo a supporto della modellazione, influenzando ciò che viene modellato e i risultati generati (Brugnach e Ingram 2012; Leskens et al., 2014). Ciò è particolarmente vero nelle attività di modellazione partecipativa per la progettazione di politiche ambientali, dove è necessario coinvolgere una pletera di diversi attori decisionali con obiettivi e valori diversi e potenzialmente contrastanti.

Ci si pone, quindi, il problema di quale sia l'approccio più adatto per rappresentare valori, obiettivi e conoscenze diversi in un processo di modellazione partecipativa. Da un lato, rappresentare i diversi contributi potrebbe produrre diversi vantaggi nell'esercizio di modellazione. In primo luogo, l'integrazione di diverse conoscenze consente di sviluppare un modello in grado di tenere conto delle diverse percezioni e interpretazioni di un dato problema. In secondo luogo, potrebbe

avere un effetto positivo sul coinvolgimento a lungo termine degli stakeholder nell'attività partecipativa. Le esperienze accumulate nel corso degli anni mostrano come, nel caso in cui i partecipanti siano in grado di riconoscere il proprio contributo nel modello sviluppato, potrebbero sviluppare un senso di appartenenza verso il modello stesso, garantendo un impegno a lungo termine (Giordano e Liersch, 2012).

D'altro canto, l'integrazione di diverse prospettive nel processo di modellazione solleva diverse questioni. In primo luogo, affrontare le interpretazioni contrastanti dei problemi richiede sforzi da parte degli sviluppatori del modello per raggiungere un consenso tra i partecipanti. In secondo luogo, è necessario tenere conto delle questioni legate alle cosiddette "relazioni di potere". In altri termini, le conoscenze raccolte sono ugualmente importanti o è necessario assegnare dei pesi diversi a seconda delle competenze degli stakeholder nell'ambito del processo decisionale per la gestione del rischio siccità (Giordano e Liersch, 2012; Krueger et al., 2012).

Affrontare le questioni sopra menzionate è della massima importanza al fine di facilitare il processo di modellazione partecipativa e rendere il modello ottenuto adatto a supportare il processo decisionale. Nel corso degli anni, varie esperienze sono state condotte per lo sviluppo di modelli partecipativi per la gestione delle risorse ambientali e dei rischi a esse connessi. Molti dei modelli sviluppati hanno consentito di mappare la complessa rete di relazioni causa-effetto tra le varie componenti del sistema. La Figura 11.21 presenta un Causal Loop Diagram (CLD), costruito con gli stakeholder del bacino dello Jucar (Spagna).

Il grafico mostra la complessità di un modello basato sull'integrazione della conoscenza di vari stakeholder. In esso sono rappresentate le connessioni causa-effetto

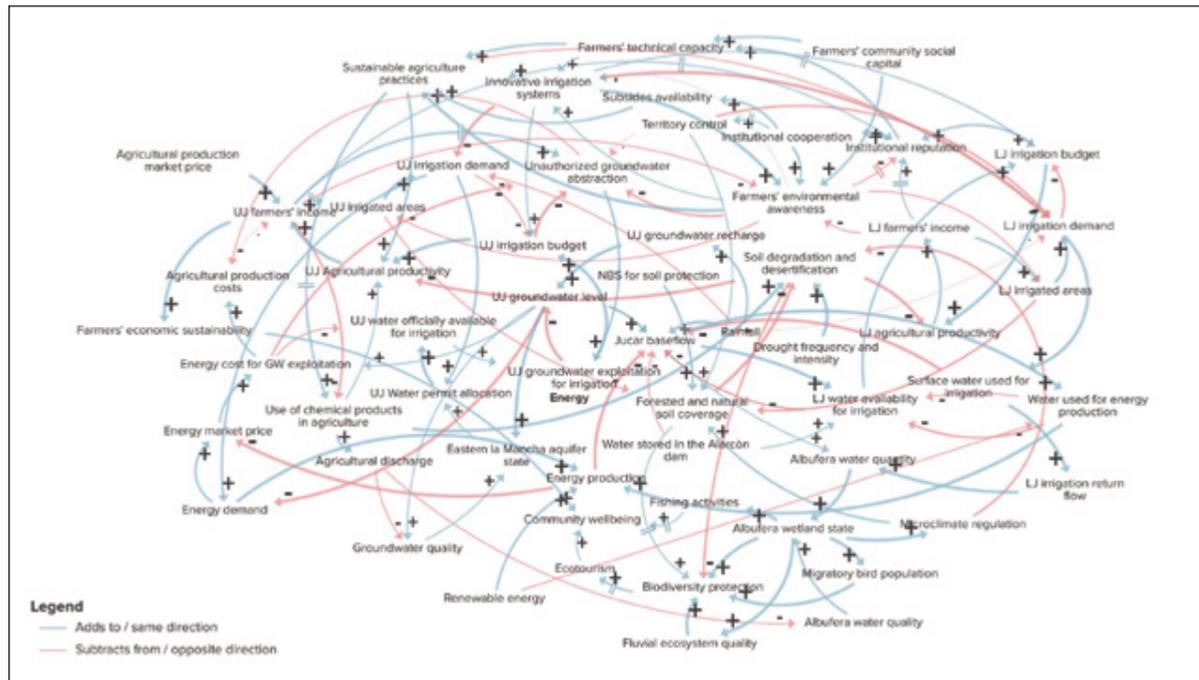


Figura 11.21
Esempio di Causal Loop Diagram (CLD), costruito con gli stakeholder del bacino dello Jucar (Spagna).

tra gli elementi che, secondo la visione degli stakeholder, influenzano la gestione sostenibile del Nexus. I legami possono essere positivi (causalità diretta) e negativi (causalità inversa). Nel caso in cui due variabili siano connesse con un legame positivo, l'incremento dell'una provoca l'incremento dell'altra. In caso di legame causale negativo, l'incremento di una variabile provoca la riduzione dell'altra. L'adozione delle misure di centralità, tipiche

della teoria dei grafi, consente di individuare gli elementi più importanti (centrali), in base alla complessità della rete di legami che li contraddistinguono. Tra le varie misure di centralità, nell'analisi mostrata in Figura 11.21 sono stati presi in considerazione: i) Grado di centralità: questa misura si basa sul numero di connessione di ciascun elemento. Un elemento con alto grado di centralità può facilitare la diffusione degli impulsi nel CLD; ii) Grado di

Tabella 11.3
Esempio di metriche per l'analisi semi-quantitativa di Causal Loop Diagram.

Principali sfide	Metriche	Impatti inter-settoriali
Scarsità idrica	Alto valore di betweenness	Acqua – disponibilità e domanda (irrigazione) Cibo – produzione agricola Ambiente – zona umida dell'Albufera Energia – costi per irrigazione
Degradazione del suolo e desertificazione	Alto grado di centralità	Acqua – domanda Cibo – produzione Ambiente – biodiversità Energia – domanda (irrigazione)
Stato dell'acquifero de La Mancha Orientale	Alto valore di betweenness e alto grado di centralità	Acqua – disponibilità Cibo – produzione Ambiente – ecosistema acquatico Energia – domanda (irrigazione)
Portata del fiume Jucar	Alto valore di betweenness e alto grado di centralità	Acqua – disponibilità Cibo – produzione Ambiente – aree umide ed ecosistema fluviale Energia – produzione
Stato dell'area umida dell'Albufera	Alto valore di betweenness	Acqua – qualità dei corpi idrici Ambiente – qualità dell'ecosistema e biodiversità
Emungimento non autorizzato di acqua di falda	Alto valore di betweenness e alto grado di centralità	Acqua – disponibilità e domanda Cibo – produzione Ambiente – ecosistema acquatico Energia – produzione

betweenness: misura la frequenza con cui una variabile si trova nel percorso più breve tra altri elementi. Elementi con elevato grado di *betweenness* esercitano un controllo sui flussi materiali e di informazioni nel CLD.

L'analisi della rete di connessioni condotta con strumenti di tipo semi-quantitativo come quello mostrato in Figura 11.21, può consentire di identificare le principali sfide da affrontare, come riportato nella Tabella 11.3.

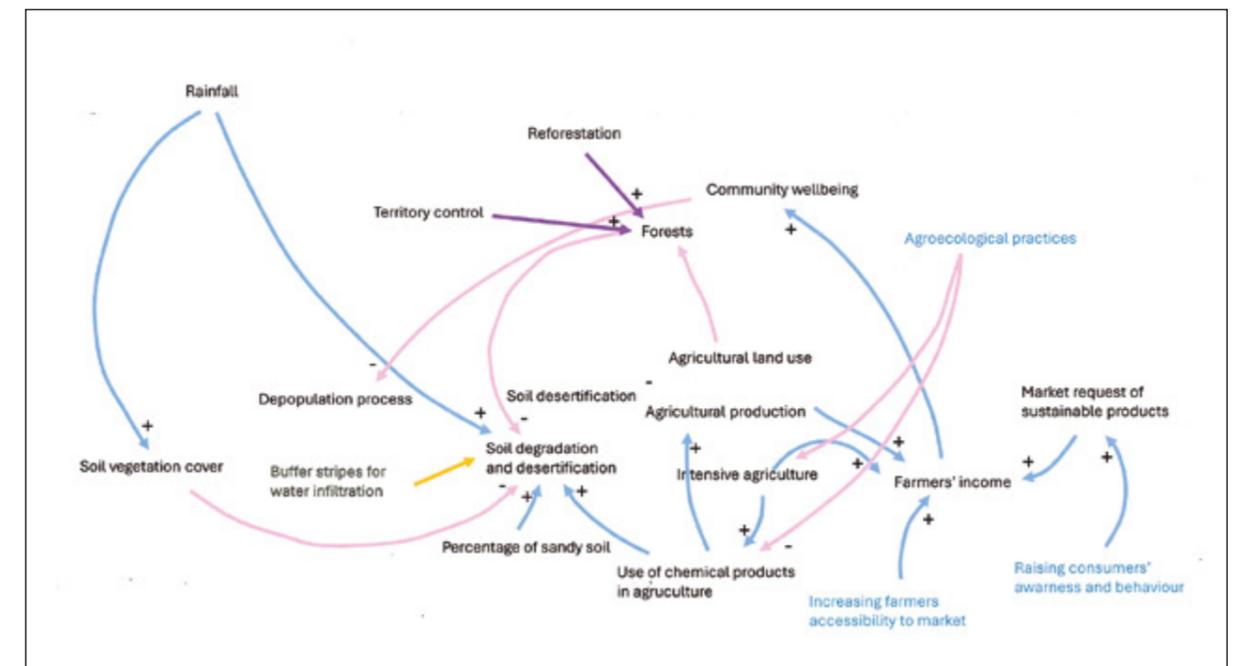
La Tabella 11.3 mostra come la costruzione del modello partecipativo consenta di identificare e analizzare eventuali *trade-off* tra diversi settori e, quindi, sviluppare azioni per la riduzione di possibili conflitti, come indicato nella Figura 11.22, riferita al caso di studio del Basso Danubio. A tal fine, è stato necessario inserire le misure settoriali, definite dagli stakeholder, nel CLD.

Figura 11.22
Connessioni causali che influenzano l'evoluzione dinamica della variabile *Soil degradation and Desertification*.

La figura 11.22 mostra la parte di CLD che influenza il valore della variabile "degradazione del suolo e desertificazione". Le misure individuate dagli stakeholder

per affrontare questa sfida sono 1) controllo del territorio; 2) riforestazione; 3) introduzione di fasce tampone. Essa mostra, ad esempio, come l'implementazione della misura "riforestazione" può incidere sull'utilizzo agricolo del suolo e, quindi, sulla produzione di cibo. Adottare una prospettiva di Nexus implica identificare questi *trade-off* intersettoriali e definire misure per mitigare/eliminare questi *trade-off*. Ad esempio, per quanto riguarda la "riforestazione", una possibile misura di mitigazione del *trade-off* nei confronti della produzione agricola riguarda l'introduzione di pratiche irrigue innovative, in grado di incrementare la produzione, a fronte di una riduzione delle aree coltivate.

Possiamo concludere affermando che il coinvolgimento degli stakeholder nello sviluppo di politiche per la gestione del rischio di siccità comporta necessariamente un incremento degli sforzi necessari per lo svolgimento delle fasi iniziali del processo. In compenso, l'identificazione precoce di eventuali conflitti consente di facilitare l'implementazione delle politiche e di incrementarne l'efficacia.



Verso un'autoetnografia riflessiva

Caratterizzare gli utilizzi dell'acqua all'interno di un modello di bilancio idrico, con le necessità di quantificare captazioni, distribuzioni, perdite della risorsa; ma anche, quasi in una migrazione dal naturale al culturale, di determinare fabbisogni e, ancora, di individuare forme partecipate di *governance* e modalità comunicative per consumatori consapevoli, è un prerequisito alla corretta definizione delle dinamiche di disponibilità e uso della risorsa. Ma è anche produzione di un enunciato, che per dirla con i linguisti, è contemporaneamente 'costativo', cioè descrittivo di uno stato di fatto e 'performativo' cioè capace di trasformare la condizione che si descrive. Infine, per dirla con Michel Foucault (Foucault, 1971) e aggiungere altre informazioni, è anche evento concreto di un ordine del discorso. All'interno di un ordine del discorso, cioè dell'insieme di regole e procedure che lo governano, chi ha competenza, conoscenza, autorevolezza e potestà, enuncia, in una sede propria e con linguaggio adeguato, ciò che si ritiene vero e che si vuole affermato. Riconoscere tutto ciò consente di criticare ogni volontà di verità preconstituita, mettendo in luce come si sono formate pratiche e ideologie di potere e come è possibile rovesciare forme di esclusione: ha valenza epistemologica e politica.

Nel parlare di acqua, concentrarsi sugli utilizzi della stessa è una scelta di campo

funzionale a una circoscrizione, ritenuta pertinente, logica e plausibile dell'oggetto della ricerca. Ma tematizziamo proprio questa apparente e banale verità. L'antropologia culturale, poiché ha a che fare con modelli culturali e *habitus* comportamentali che agiscono le volontà e gli atti, individuali e collettivi, tanto più efficacemente quanto più rimangono inconsci, si trova spesso a focalizzare e a problematizzare ciò che si dà per ovvio e per scontato, e a smontare queste categorie nei processi che le costruiscono.

Occuparsi degli utilizzi comporta la ri-semantizzazione dell'elemento in questione: l'acqua, per la quale ci si concentra intorno alla sua dimensione di risorsa. Per quanto riguarda il suo uso, invece, si fa riferimento alle questioni tecnologiche e/o manageriali della sua razionale gestione. La scelta di campo è, ovviamente, legittima. Ma non è neutra, e la possibilità che sia un espediente euristico, che produca cioè un effettivo incremento delle conoscenze disponibili e applicabili, ha a che fare con la consapevolezza delle astrazioni effettuate nel processo di scelta di campo. Ciò sembra poter ridurre il rischio, comunque sempre presente, di riduzionismo gnoseologico che, a volte, comporta la giustificazione dell'esistente piuttosto che l'informata razionalizzazione del reale.

Osservare etnograficamente la scienza in azione, cioè come e perché si delimi-

ta il campo di ricerca e a quali condizioni si sviluppa l'azione dei ricercatori, mostra che il progresso lineare delle conoscenze è solo rappresentazione stereotipica. Il lavoro di ricerca è anche negoziazione tra principi e opportunità, adattamento tra esigenze e disponibilità. E il ricercatore è paragonabile, più che a un astratto e solitario pensatore, a un raffinato e abile *bricoleur* alle prese con la traduzione della sua esperienza in conoscenza utilizzabile (Latour, 1998; Manghi, 2018).

Le questioni inerenti al bilancio idrico e agli utilizzi dell'acqua mostrano complessità di calcolo degli elementi naturali come di valutazione dell'interazione degli attori antropici, che richiedono approcci rigorosi capaci di gettare ponti tra i diversi specialismi disciplinari che il

ricercatore consapevolmente *bricoleur* sa utilizzare. Siamo in una situazione in cui, a ben guardare: i gruppi sociali sono in continua ridefinizione della loro composizione e delle loro strategie; i network agiscono sulla base delle loro dinamiche di influenza; i dati del reale messi insieme dalla ricerca hanno una loro agentività sociale in quanto prodotti all'interno di un ordine del discorso. Una situazione di complessità in cui il *ricercatore-bricoleur* sa de-costruire e ri-costruire l'essenzialità del dato in quanto è consapevole del processo di astrazione che l'ha prodotto. E sa dunque tener conto delle condizioni socio-politiche e delle dimensioni simboliche interagenti con la sua ricerca. E produce una razionalità comprensiva delle potenzialità di conoscenza e di influenza politica (Landri, 2023; Latour, 2005).

La roba acqua

L'acqua è una "roba" in cui elementi materici e dimensioni simboliche sono compenetrati gli uni agli altri. È segno e significato: la sua sostanzialità è, ossimoricamente, storica e relativa. La parola "roba" non sembri qui generica e poco appropriata per il livello di discussione: viene adottata, in maniera epistemologicamente accorta da Ivan Illich che la mutua da *Acqua e sogni* di Gaston Bachelard (1942). L'occasione per scrivere anche sull'acqua viene a Illich, nel maggio del 1984, da un invito a tenere una conferenza a Dallas (Illich, 1988). Comincia ricordando il pluridecennale dibattito cittadino sulla realizzazione di un lago comunale da posizionare in pieno centro allagando vari quartieri. Giustappone, poi Illich, l'affermazione della bellezza di una massa d'acqua al centro città e dei suoi effetti sulla cittadinanza, che è nelle dichiarazioni di tutti i membri delle due fazioni, *pro* e *contra* il laghetto; e il contemporaneo

oblio che si tratti di scarichi di gabinetto riciclati. Con ciò, Illich ci pone di fronte in maniera esemplare l'artificiosa invenzione di una bellezza "naturale", frutto di modelli culturali inconsci e di espliciti interessi speculativi e frutto al tempo stesso di rimozioni delle trasformazioni attuate per lo sviluppo di quelle metropoli. Con sapienza rapsodica, poi, Illich conduce un viaggio attraverso le civiltà e il tempo per sottolineare le forme materiche e simboliche assunte dallo spazio urbano che condizionano la nostra percezione della roba acqua, il ruolo che le acque avevano nella mitologia classica occidentale (il Lete e il laghetto di Mnemosine), le differenze tra gli acquedotti di Roma antica e le moderne *pipeline* a pressione, l'incremento dei consumi idrici legato alle necessità della vita urbana e alla lotta contro le esalazioni e gli odori, l'impatto dei gabinetti privati. Il penultimo capitolo si intitola *Il WC unifica la cultura statunitense*.

Lapidaria la sua conclusione:

«L'acqua nel corso della storia è stata percepita come la roba che irradia purezza: l'H₂O è la nuova roba dalla cui purificazione dipende ora la sopravvivenza umana. H₂O e acqua sono diventate antagoniste: l'H₂O è una creazione sociale dei tempi moderni, una risorsa che è scarsa e che richiede una gestione tecnica» (Illich, 1988).

Una cosa è la "roba acqua", una cosa è la "roba H₂O". La prima accompagna la storia della civiltà occidentale, la seconda è il prodotto appena pluridecennale, di assetti socioeconomici capitalistici e industriali e di forme di insediamento metropolitano. L'acqua risorsa scarsa, ci dice Illich, è invenzione recente legata alle dinamiche di sviluppo capitalistico e metropolizzazione dei territori e delle società.

È opportuno sottolineare qui che il testo di Illich è una pietra miliare del pensiero ecologista: la sua traduzione in italiano fu, infatti, preparata per la prima edizione della Fiera delle Utopie Concrete (Città di Castello, 1988) dedicata, in omaggio alla cosmologia di Empedocle, proprio all'acqua (<http://www.utopieconcrete.it/>).

Lo sguardo etnografico-antropologico sull'acqua mette in luce la necessità di tenere in adeguato conto la sua poliseimia. La roba acqua è la linfa dell'intreccio, ineludibile ma troppo spesso riduzionisticamente obliato, tra natura e cultura, ambiente e uomo, biologia e socialità. L'acqua è materia e soggetto attivo che plasma e determina le società umane per quanto è plasmato da loro. Una serie di coppie oppostive può dar conto, almeno in parte, della varietà e profondità dei significati che l'acqua ha assunto e manifesta per le collettività umane:

**“Fonte di morte/di vita,
quotidiana/straordinaria,
sacra/profana,
normale/termale,
mitica/scientifica,
cittadina/contadina,
interna/esterna,
contenuta/contenente,
immanente/ambiente,
della devozione/della medicina,
dei pellegrinaggi/dei viaggi,
ancestrale/attuale,
banale/miracolosa,
della scienza/delle credenze,
scarsa/eccessiva,
assente/alluvionante,
utilizzata/sprecata,
utilitaristica/antiutilitaristica,
maschile/femminile,
conflittuale/pacificatrice,
minuscola/estesa,
conosciuta/sconosciuta,
visibile/sotterranea.”**

(Breda, 2005)

Le civiltà idrauliche

Rivers of Empire di Donald Worster, (Worster, 1985) nasce con l'idea di produrre puntualizzazioni su un altro libro, il monumentale *Oriental Despotism* di K.A. Wittfogel (1957). Wittfogel ha coniato la locuzione di "società idraulica". Si tratta di un idealtipo, à la Weber e lega la necessità di provvedere a opere idrauliche di accrescimento della produzione con la nascita di un'autorità centralizzata e burocratica: intrinsecamente dispotica. Le sue ricostruzioni storiche sono imponenti e attingono a documentazioni della Cina antica, dell'India indù e musulmana, dell'Egitto dei faraoni, delle società azteca e incaica. La società idraulica e il carattere dispotico dello stato che nasce dalla necessità di dominare la risorsa acqua è stato ed è al centro di un acceso e interessante dibattito tra storici sociali, antropologi, filosofi della politica.

Worster, per accennare alla sua teoria, perfeziona la costruzione storiografica sull'interdipendenza dell'elemento acqua con le forme di potere legate al suo controllo e con le forme assunte dall'organizzazione sociale nel suo complesso, focalizzando tre modelli di organizzazione del governo delle acque: 1) quello legato ai livelli di mera sussistenza delle comunità locali; 2) quello dello Stato agrario, la cui forma classica si ha nelle civiltà già indicate da Wittfogel; 3) quello dello stato capitalistico che si afferma con il modello di sviluppo statunitense e che poi si diffonde attraverso le dinamiche della colonizzazione. Worster propone la locuzione chiave di *hydraulic society* e la interpreta come: «... un sistema sociale basato sulla gestione e il controllo delle risorse idriche in una scala tecnologica di enorme portata, in grado di ridisegnare completamente gli assetti insediativi, produttivi e politici» (Armiero e Barca, 2004).

Alla disputa letteraria telegraficamente riassunta che è stata autorevolmente collocata quale pietra miliare della "storia ambientale" (Armiero e Barca 2004), archeologicamente già ricca, possiamo affiancare altre documentazioni sull'importanza delle tecnologie per la domesticazione dell'acqua. Il primo grande uso delle tecnologie idrauliche iniziò probabilmente subito dopo lo sviluppo delle società stanziali. Tuttavia, nel corso della loro evoluzione verso società progressivamente più complesse, le basi conoscitive e tecnologiche delle stesse società evolvevano, ad esempio, con le acquisizioni legate alle tecnologie del ferro e con lo sviluppo delle scienze matematiche. Questi sviluppi conoscitivi e tecnologici hanno permesso alle civiltà di utilizzare le tecnologie idrauliche in modi progressivamente più sofisticati (Garfinkel et al., 2006). Si può sostenere, così, che le tecnologie di irrigazione abbiano contribuito a incoraggiare o accelerare lo sviluppo di società statali complesse, ovvero di società fortemente soggette a una elevata articolazione organizzativa e di controllo del lavoro. La questione della gestione delle risorse idriche, in sostanza, diventa critica o importante per lo sviluppo dello Stato. Inoltre, tecnologie come quelle di qanāt e acquedotti, entrambe ideate ed elaborate probabilmente dall'età del ferro all'inizio del I millennio a.C., sono ancora in uso oggi, a dimostrazione della rilevanza strategica e della durata di queste infrastrutture idrauliche (al-Jahwari, 2009). Alcuni qanāt e acquedotti utilizzati oggi, infatti, risalgono al periodo romano.

L'ascesa e, soprattutto, la caduta di molte società antiche sono state attribuite all'occorrere di rapidi cambiamenti climatici (Rapid Climate Change - RCC) (si veda

ad esempio, deMenocal, 2001). Uno dei più discussi RCC è l'evento occorso intorno a 4200 anni fa, un periodo di aumento di aridità e raffreddamento, inizialmente ipotizzato da Weiss et al., (1993) come la causa del crollo dell'Impero accadico nella Mesopotamia settentrionale alla fine della prima età del bronzo. A seguire Weiss (1993), il citato evento RCC è stato ampiamente chiamato in causa nei cambiamenti sociali coevi al collasso mesopotamico (Weiss, 2016). Tuttavia, studi archeologici recenti sui siti accadici (Lawrence et al., 2021) hanno rivelato come il collasso socio-politico si sia verificato al culmine di un contesto di tendenza a lungo termine di aumento della popolazione e di urbanizzazione sostenuta, con insostenibile sovrasfruttamento delle risorse ambientali come comprovato dall'estendersi delle coltivazioni verso zone più aride e a rischio di perdita dei raccolti. Lawrence et al. (2021) arguiscono, su queste basi, che l'evento RCC di 4200 anni fa sia occorso durante un periodo di espansione urbana e rurale senza precedenti e che il sovrasfruttamento delle risorse ambientali in

sé sarebbe risultato insostenibile anche in assenza di una determinante climatica esogena. Un quadro questo, sia pure distante oltre 4000 anni dall'attualità, che richiama drammaticamente il sovrasfruttamento attuale delle risorse planetarie a partire dall'acqua e che suggerisce cautela e plasticità nella programmazione d'uso della risorsa idrica e nella valutazione delle dinamiche idrologiche che ne compongono il bilancio.

Abbiamo evidenza che la gestione delle risorse idriche, pur in presenza di competenze e capacità tecniche e politiche di gestione, è tuttavia soggetta a grandi criticità che determinano il successo o il declino di comunità (Kelley et al., 2015). La storia di quanto accaduto nella Mezza Luna Fertile, uno dei centri di origine dell'agricoltura nel mondo, esemplifica i rischi connessi al sovrasfruttamento della risorsa e all'incapacità di regolarne il bilancio idrico, sia per mutati apporti pluviometrici sia per aumentata richiesta d'uso della risorsa stessa e per i conflitti a ciò connessi (Notaro et al., 2015).

Un'etnografia del contemporaneo

In una prospettiva di ricerca e di impegno intellettuale che non vogliono essere riduzionistici, la questione del bilancio idrico e dell'utilizzo delle risorse deve essere considerata come fortemente intrecciata alle politiche dell'acqua. Alle politiche che si fanno "su" l'acqua ma anche "mediante" l'acqua. Per lumeggiare le forme di potere e gli impatti sociali, ma anche ecologici, partiamo dal racconto di ciò che è osservabile in un concreto contesto etnografico che è la strada maestra della comprensione antropologico culturale.

Nella Valle del Giordano, che possiamo considerare, a la Bourdieu, "caso partico-

lare del possibile" e che è effettivamente, nella prospettiva della *world history* caso rappresentativo di quell' "imperialismo ecologico" che ha portato alla proliferazione di "Neo-europe" legate all'espansionismo colonizzatore occidentale (Crosby, 1988), l'acqua è contemporaneamente elemento naturale e costruzione culturale.

Come dettagliatamente documentato e autorevolmente argomentato (Van Aken, 2012), le caratteristiche fisiche e le proprietà materiali dell'acqua tramano la sua essenzialità tanto quanto fanno le percezioni, le attribuzioni di valore, gli usi quo-

tidiani intimi e/o pubblici, le dinamiche di potere. Nell'acqua è corretto individuare una forma ibrida, un "quasi oggetto" che ci impone di superare i confini tra osservatore e cosa osservata, tra natura e cultura frettolosamente congegnati da certo riduttivo scientismo contemporaneo (Latour, 1995).

Nella stessa situazione etnografica, si dimostra quanto e come il modello centralizzato di gestione dell'acqua per usi irrigui e/o civili, i cui centri decisionali sono ad Amman, abbia scalzato le persistenti organizzazioni rurali diffuse nella Valle del Giordano. L'acqua è stata oggetto di riconnotazione semantico – valoriale, qualche autore si spinge a dire che ciò produce cambiamenti nell'ontologia della stessa. Comunque: i modelli culturali e gli habitus procedurali prodotti in ambito essenzialmente urbano che riguardano la gestione dell'acqua, connessi a quelli che orientano la produzione agricola globale a cercare le rese per ettaro della *irrigated agriculture* obliando la *rainfed agriculture*, hanno esercitato la loro egemonia sui precedenti e consolidati modelli culturali e habitus comportamentali specifici e generali.

Attraverso le politiche legate all'acqua, all'utilizzo manageriale dell'acqua come risorsa, si sono annullate storie e biodiversità locali, si sono costruite scarsità idriche, si è esasperata disuguaglianza sociale (Van Aken, 2012).

E i nuovi valori si sono imposti colonialisticamente, nelle forme consolidate del

neo-colonialismo e in quelle che cominciano a essere definite di cripto-colonialismo e che riguardano le costruzioni delle cosiddette "nuove identità nazionali" (Herzfeld, 2022).

Per trarre una lezione generale dal caso presentato: l'acqua ridotta a *commodity*, dematerializzata e delocalizzata, con il dominio di saperi tecnici gestionali spesso multinazionali che alienano le rappresentanze locali – c'è una amplissima etnografia a dimostrarlo (Strang, 2004) – genera impatti socio-culturali e economico-politici devastanti a livello di comunità. Si possono riassumere come alterazione degli equilibri ecosistemici tra uomo e ambiente; espropriazione di un bene fortemente identitario e compromissione dei livelli di coesione sociale; eradicazione di saperi e competenze tecniche locali; imposizione di *enclosure* al posto di un bene comune; sostituzione con una gestione elitaria del precedente modello di governo collettivo; impoverimento delle peculiarità di genere in quanto le politiche e l'immaginario vernacolare dell'acqua è femminile (Anderesen, 2022; Breda, 2005). Infine, si precisa che un approccio antropologicamente informato che sappia leggere l'acqua come "fatto sociale totale", riconnettendo l'uso della risorsa all'insieme dei valori comunitari che effettivamente va a interessare, può costruire strumenti di rivisitazione critica dell'Integrated Water Resource Management – IWRM (<http://iwrmdataportal.unepdhi.org/>) che è diventato egemonico e sta ponendo grossi problemi di sostenibilità delle comunità e degli ecosistemi locali (Orlove e Caton, 2010).

Sul concetto di risorsa da applicare all'acqua, riflessioni decisamente dense vengono sviluppate da Piero Bevilacqua (Bevilacqua, 2000). Denunciato l'uso improprio e l'abuso che si fa del termine, specchio delle ossessioni del tempo che viviamo, si richiama l'etimo di risorsa che deriva dal verbo tardo latino *resurgere*, rinascere. Da qui, la risorsa è matrice per la produzione di ogni bene e lo è, però, in quanto capace di spontanea rinascita; oggi preferiamo il termine rigenerazione.

La riduzione economicistica del termine che ha portato all'aumento di consumo irreversibile di acqua, quindi alla compromissione della disponibilità e della capacità rigenerativa della risorsa, è messo in relazione da Bevilacqua con l'antropocentrismo che caratterizza la civiltà occidentale. Questo ha condotto, con le accelerazioni degli ultimi secoli, a elevare l'economia di mercato a principio di realtà: per recuperare il senso delle cose, costruire una diversa ontologia, permettere alla risorsa di rigenerarsi, c'è bisogno di un "antropocentrismo critico". Cioè di una visione delle cose capace di riferirsi, almeno nella sfera di attività legata alla risposta ai bisogni primari delle comunità, alle dinamiche peculiari e alle reciprocità che si innescano, utilizzando la terminologia di Georgescu Roegen, tra i "fondi" (terra, capitale e lavoro) e i "flussi" (risorse naturali, prodotti e scarti) al fine di evitare i disequilibri che intaccano la rigenerabilità dei fondi. L'economista rumeno è citato esplicitamente da Bevilacqua, e è interessante sottolineare il ritorno di interesse sul suo pensiero come critica dei limiti delle strategie di transizione istituzionali verso l'ecologicamente sostenibile (Ciervo, 2022; OIB, 2022).

Chiarisce Bevilacqua che la critica all'economia di mercato non è da posizioni di pregiudiziale condanna: con una strizzata d'occhio al marxiano "equivalente astratto" invita a considerare l'inadeguatezza di ridurre la ricchezza ecologica di una risorsa, un bosco per esempio, alla ricchezza in termini monetari della stessa. Per la gran quantità di parametri di valore che toccherebbe considerare e che sono appena al vaglio della definizione dei "servizi ecosistemici". Tra questi anche la bellezza che, forse, è refrattaria al calcolo almeno se non la si vuol semplificare nelle forme dell'attrazione turistica.

A illustrare la densità e la portata di un "antropocentrismo critico" – come appunto di lavoro: sarebbe interessante condurre una comparazione analitica con l'"etnocentrismo critico" di Ernesto De Martino (De Martino, 2019) – Bevilacqua sottolinea la necessità di discutere categorie occidentali basilari. Per esempio, riflettere sulla storicità e convenzionalità del concetto di proprietà privata. L'antropocentrismo critico inquadrerebbe i proprietari nella condizione di "usufruttuari di frammenti del bene comune terra" con la grossa ridefinizione della facoltà di godere e di disporre di cose a partire dal senso di responsabilità su risorse e beni la cui proprietà è da assegnare all'umanità nel suo complesso. E ciò è concesso all'antropocentrismo critico e non a altre posture ideologiche e/o intellettuali perché può basarsi sui concetti di *salus publica* dell'antichità romana e sul *bonum communem* della filosofia scolastica. Fondando su questi antecedenti si possono individuare strategie di tutela delle risorse rispetto alle minacce degli attuali modi di produzione e di consumo. Come esempio di ciò possiamo citare il movimentismo le-

gato al riconoscimento dell'acqua come bene comune (Petrella, 2001).

Ricollocare il concetto di risorsa comporta rendere esplicito il ruolo fondativo della natura rispetto alle società umane. Al contempo significa sottolineare che la società non è un "superorganico" alieno alla natura e derivarne, marxianamente, che il dominio di alcuni uomini su altri è della stessa fattispecie del dominio dell'uomo sulla natura. Di qui la necessità del riconoscimento compiuto della natura come "cooperante" del lavoro umano nella creazione della ricchezza, e la ridefinizione della rivoluzione agricola e di quella industriale che si possono leggere come la concentrazione produttiva in una regione del mondo delle risorse presenti sulla biosfera nella sua globalità.

Riflettere sul concetto di risorsa nell'alveo della storia dell'ambiente è: «...un

progetto che vuole mettere in discussione l'intero statuto epistemologico delle scienze storiche, lanciando una sfida: rimettere la natura dentro la storia, e riscrivere i libri guardando al modo in cui gruppi, società, nazioni, individui e culture hanno interagito coi loro ambienti, e sono stati influenzati da essi» (Bevilacqua, 2004).

E su questa piattaforma intellettuale la storia dell'ambiente reincontra l'antropologia culturale che, autonomamente ma in maniera complementare, sta esplorando categorie di interpretazione delle complessità e delle crisi ecologiche attuali (Antropocene, Capitalocene, Plantatiocene) in una prospettiva di giustizia ecologica (Davis et al., 2019). E proprio mettendo in discussione come convenzionale e non universale la distinzione tra gli aspetti ecologici e sociali delle acque si porta a riconsiderare i confini tra natura e cultura (Ballester, 2019).



- Adefisan, E. A., Abatan, A.A., 2015. Agroclimatic Zoning of Nigeria Based on Rainfall Characteristics and Index of Drought Prone-ness. *Journal of Environment and Earth Science* 5 ,115–27.
- AF4EU. AF4EU - RAIN - Regional Agroforestry Innovation Network. 2024. General description <https://af4eu.eu/home/general-description>
- Agnusdei, G.P., Coluccia, B., Pacifico, A.M., Miglietta, P.P., 2022. Towards circular economy in the agrifood sector: Water footprint assessment of food loss in the Italian fruit and vegetable supply chains. *Ecol. Indic.* 137: 108781. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108781>
- Akinseye, F. M., Agele, S. O., Traore, P.C.S., Adam, M., Whitbread, A. M.. 2016. Evaluation of the Onset and Length of Growing Season to Define Planting Date — A Case Study for Mali (West Africa). *Theor. Appl. Climatol.* 124, 973–83. <https://doi.org/10.1007/s00704-015-1460-8>
- Al-Jahwari, N.S., 2009. The Agricultural Basis of Umm an-Nar Society in the Northern Oman Peninsula (2500-2000 BC). *Arabian Archaeology and Epigraphy* 20 (2): 122–33. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0471.2009.00315.x>
- Alba, V., Gentile, G., Tarricone, L. 2021. Climate change in a typical Apulian region for table grape production: spatialisation of bioclimatic indices, classification and Future Scenarios. *Oeno One*, 55, 317-336. <https://doi.org/10.20870/oeno-one.2021.55.3.4733>
- Ali, Y., Pretaroli, R., Socci, C., Saverini, F. 2018. Carbon and water footprint accounts of Italy: A Multi-Region Input-Output approach. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 81, 1813-1824. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.277>
- Allan, J.A., 2003. Virtual water - the water, food, and trade nexus. Retrieved from Useful Concept or Misleading Metaphor? *Water International* 28, 106–113. <https://doi.org/10.1080/02508060.2003.9724812>
- Al-Washali, T., Sharma S., Lupoja R., Al-Nozaily F., Haidera M., Kennedy M. 2020. Assessment of water losses in distribution networks: Methods, applications, uncertainties, and implications in intermittent supply, *Resour. Conserv. Recy.* 152:104515. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104515>.
- Andersen, A.O., 2022. Water Infrastructures: The Making and Maintenance of Material and Organisational Connections. In: Bruun, M.H., et al. *The Palgrave Handbook of the Anthropology of Technology*. Palgrave Macmillan, Singapore
- Andrade, C., Contente, J. 2020. Köppen's climate classification projections for the Iberian Peninsula. *Clim. Res.* 81, 71-89. <https://doi.org/10.3354/cr01604>
- Antonelli, M., Greco, F., Consalvo, C., Sartori, M., Tavernini, S. 2014. Water Footprint of Italy. WWF Report, WWF Italy, Rome. https://wwfint.awsassets.panda.org/downloads/wf_english_version_final.pdf
- Aparecido, L.E., de Oliveira, E., de Souza Rolim, G., Reinaldo da Silva Cabral de Moraes, J., Gallo Rocha, H., Expedito Lense, G.E., Souza, P.S. 2018. Agroclimatic Zoning for Urucum Crops in the State of Minas Gerais, Brazil. *Bragantia* 77, 193–200. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.2016527>
- Araya, A., Keesstra, S.D., Stroosnijder, L. 2010. A New Agro-Climatic Classification for Crop Suitability Zoning in Northern Semi-Arid Ethiopia. *Agric. For. Meteorol.* 150,1057–64. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.04.003>
- ARERA. 2023. Aggiornamento della disciplina sulla regolazione della qualità tecnica del Servizio Idrico Integrato - Orientamenti finali. Documento per la consultazione 541/2023/R/IDR. <https://www.arera.it/atti-e-provvedimenti/dettaglio/23/541-23>
- Arfanuzzaman, M., Rahman, A. 2017. Sustainable water demand management in the face of rapid urbanization and ground water depletion for social–ecological resilience building, *Global Ecology and Conservation*, 10:9-22. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.01.005>
- Armiero, M., Barca, S. 2004. La storia dell'ambiente. Un'introduzione. Carocci. Roma. ISBN: 978-88-4303-003-3.
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., Williams, J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment—part 1: model development. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 34 (1), 73–89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>
- ARPAE Emilia-Romagna. 2020. Water Footprint. <https://www.arpae.it/it/temi-ambientali/sostenibilita/strumenti-di-sostenibilita/altri-strumenti/water-footprint>
- Ashoori, N., Dzombak, D.A., Small, M.J. 2016. Modeling the Effects of Conservation, Demographics, Price, and Climate on Urban Water Demand in Los Angeles, California. *Water Resour. Manage.* 30, 5247–5262. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1483-7>
- Attorre, F., Alfò, M., De Sanctis, M., Francesconi, F., Bruno, F. 2007. Comparison of interpolation methods for mapping climatic and bioclimatic variables at regional scale. *Int. J. Climatol.* 27(13), 1825-1843. <https://doi.org/10.1002/joc.1495>
- Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Settentrionale - Osservatorio permanente sugli utilizzi idrici 2018. Note di accompagnamento all'applicativo SIDIAS v2.82 per l'indicazione della classe di severità idrica. http://www.adbarno.it/rep/cta/Manuale_applicativo_v19.pdf
- Bachelard, G., 1942. *L'eau et les rêves - Essai sur l'imagination de la matière*. José Corti. Paris. [Traduzione Italiana Psicanalisi delle acque. Purificazione, morte e rinascita. Red. 2015. ISBN: 8870317072]
- Bakhtawar, B., Zayed, T. 2023. State-of-the-art review of leak diagnostic experiments: Toward a smart water network. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 10(5), E1667. <https://doi.org/10.1002/wat2.1667>
- Ballesterio, A., 2019. The Anthropology of Water. *Annu. Rev. Anthropol.* 48, 405–
- Benavides-Muñoz, H.M., Lapo-Pauta, M., Martínez-Solano, F.J., Quiñones-Cuenca, M., Quiñones-Cuenca, S. 2024. Global Events and Surge in Residential Water Demand: Exploring Possible Hydraulic Scenarios. *Water*, 16, 956. <https://doi.org/10.3390/w16070956>
- Berger, M., Campos, J., Carolli, M., Dantas, I., Forin, F., Kosatica, E., Kramer, A., Mikosch, N., Nouri, H., Schlattmann, A., Schmidt, F., Schomberg, A., Semmling, E. 2021. Advancing the water footprint into an instrument to support achieving the SDGs—recommendations from the “Water as a Global Resources” research initiative (GRoW). *Water Resour. Manage.* 35, 1291-1298. <https://doi.org/10.1007/s11269-021-02784-9>
- Bevilacqua, P. 2000. Il concetto di risorsa: significati e prospettive. *Meridiana*. 37, 13-31. <http://www.jstor.org/stable/23200928>
- Bevilacqua, P. 2004. Presentazione a Armiero, M., Barca, S. 2004. La storia dell'ambiente. Un'introduzione. Carocci. Roma. ISBN: 978-88-4303-003-3
- Bocchiola, D., Nana, E., Soncini, A. 2013. Impact of climate change scenarios on crop yield and water footprint of maize in the Po valley of Italy. *Agric. Water Manag.* 116, 50-61. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.10.009>
- Bois, B., Joly, D., Quenol, H., Pieri, P., Gaudillière, J.P., Guyon, D., Saur, E., Van Leeuwen, C. 2018. Temperature-Based Zoning of the Bordeaux Wine Region. *Oeno One*. 52, 1–16. <https://doi.org/10.20870/oeno-one.2018.52.4.1580>
- Bonamente, E., Scrucca, F., Rinaldi, S., Merico, M.C., Asdrubali, F., Lamastra, F. 2016. Environmental impact of an Italian wine bottle: Carbon and water footprint assessment. *Sci. Total Environ.* 560, 274-283. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.026>
- Bonamente, E., Rinaldi, S., Nicolini, A., Colana, F. 2017. National water footprint: Toward a comprehensive approach for the evaluation of the sustainability of water use in Italy. *Sustainability* 9(8), 1341. <https://doi.org/10.3390/su9081341>
- Bowen, G.J., Good, S.P. 2015. Incorporating water isoscapes in hydrological and water

- resource investigations. *WIREs Water*. 2:107–119. <https://doi.org/10.1002/wat2.1069>
- Breda, N., (a cura di). 2005. *Antropologia dell'acqua*. La Ricerca Folklorica. 51. <http://www.jstor.org/discover/10.2307/30033269?uid=3738296&uid=2129&uid=2&uid=70&uid=4&sid=56066760363>
- Brocca, L., Tarpanelli, A., Filippucci, P., Dorigo, W., Zaussinger, F., Gruber, A., Fernández-Prieto, D. 2018. How much water is used for irrigation? A new approach exploiting coarse resolution satellite soil moisture products. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.*, 73, 752–766. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.08.023>
- Brugnach, M., Dewulf, A., Henriksen, H., Van der Keur, P. 2010. More is not always better: Coping with ambiguity in natural resources management. *J. Environ. Manage.* 92(1), 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.029>
- Brugnach, M., Dewulf, A., Henriksen, H.J., van der Keur, P. 2011. More is not always better: Coping with ambiguity in natural resources management. *J. Environ. Manage.* 92 (1), 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.029>
- Brugnach, M., Ingram, H. 2012. Ambiguity: the challenge of knowing and deciding together. *Environ. Sci. Policy* 15(1), 60–71. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.10.005>
- Capone, R., Iannetta, M., El Bilali, H., Colonna, N., Debs, P., Dernini, S., Maiani, G., Intorre, F., Polito, A., Turrini, A., Cardone, G., Lorusso, F., Belsanti, V. 2013. A preliminary assessment of the environmental sustainability of the current Italian dietary pattern: water footprint related to food consumption." *J. Food Nutr. Res.* 1(4), 59–67. <https://doi.org/10.12691/jfnr-1-4-5>
- Cassottana, B., Yonca Aydin, N., Ching Tang, L. 2021. Quantitative Assessment of System Response during Disruptions: An Application to Water Distribution Systems. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 147(3). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0001334](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0001334)
- Ciervo, M., (a cura di). 2022. *La Strategia di bioeconomia è sostenibile? Territori, impatti, scenari*. Società dei Territorialisti edizioni. <https://doi.org/10.13133/2784-9643/18205>
- Chang, K. Y., Xu, L., Starr, G. 2018. A drought indicator reflecting ecosystem responses to water availability: The normalized ecosystem drought index. *Agric. For. Meteorol.* 250, 102–117. <https://doi.org/10.1016/j.agrfor.2017.12.001>
- Chapagain, A.K, Hoekstra, A.Y. 2003. UNE-SCO-IHE. Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products. Value of Water Research Report Series No. 13. <chrome-extension://efaidnbnmn-nibpcajpcgicjefindmkaj/https://www.waterfootprint.org/resources/Report13.pdf>
- Chapagain, A.K, Hoekstra, A.Y. 2004. UNE-SCO-IHE. Water footprints of nations. Volume 1: Main Report. Value of Water Research Report Series No. 16. <https://www.waterfootprint.org/resources/Report16Vol1.pdf>
- Charalampopoulos, I., Droulia, F., Kokkoris, I. P., Dimopoulos, P. 2023. Future Bioclimatic Change of Agricultural and Natural Areas in Central Europe: An Ultra-High Resolution Analysis of the De Martonne Index. *Water*, 15(14), 2563. <https://doi.org/10.3390/w15142563>
- Cook, B.I., Smerdon, J.E., Seager, R., Coats, S. 2014. Global Warming and 21st Century Drying. *Clim. Dyn.* 43 (9–10): 2607–27. <https://doi.org/10.1007/s00382-014-2075-y>
- Costa S., Meireles, I., Sousa, V. 2024. Understanding residential water demand: insights from a survey in a Mediterranean city, *Urban Water J.* <https://doi.org/10.1080/1573062X.2024.2312501>
- CreIAMO PA. 2022. Strumenti tecnici di affiancamento alla pianificazione del bilancio idrico a scala di bacino. A cura dell'Unità Tecnica di Supporto L6 WP1 del progetto CreIAMO PA.
- Crosby, A.W., 1988. *Imperialismo ecologico*. L'espansione biologica dell'Europa 900-1900, Laterza, Roma-Bari. ISBN: 8842030090
- Dai, A., 2011a. Characteristics and trends in various forms of the Palmer Drought Severity Index during 1900–2008. *J. Geophys. Res. Atmos.* 116, 1–26. <https://doi.org/10.1029/2010JD015541>
- Dai, A., 2011b. Drought under global warming: a review. *Wiley Interdiscip. Rev. Clim. Change* 2, 45–65. <http://dx.doi.org/10.1002/wcc.81>
- D'Ambrosio, E., De Girolamo AM, Rulli MC. 2018. Assessing sustainability of agriculture through water footprint analysis and in-stream monitoring activities. *J. Clean. Prod.* 200: 454–470. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.229>
- D'Ambrosio, E., Gentile, F., De Girolamo, A.M. 2020a. Assessing the sustainability in water use at the basin scale through water footprint indicators. *J. Clean. Prod.* 244, 118847. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118847>
- D'Ambrosio, E., Ricci G.F., Gentile F., De Girolamo A.M. 2020b. Using water footprint concepts for water security assessment of a basin under anthropogenic pressures. *Sci. Total Environ.* 748, 141356. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141356>
- Daher, B.T., Mohtar, R. H. 2015. Water–energy–food (WEF) Nexus Tool 2.0: guiding integrative resource planning and decision-making. *Water International*, 40(5–6), 748–771. <https://doi.org/10.1080/02508060.2015.1074148>
- Davis, J., Moulton, A.A., Van Sant, L., Williams, B. 2019. Anthropocene, Capitalocene, ... Plantationocene?. A Manifesto for Ecological Justice in an Age of Global Crises. *Geography Compass*. 13, e12438. <https://doi.org/10.1111/gec3.12438>
- Dawson, T.E., Mambelli, S., Plamboeck, A.H., Templer, P.H., Tu, K.P. 2002. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 2002. 33:507–59. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.020602.095451>
- de Marsily, G., Abarca-del-Rio, R. 2016. *Surv Geophys*, 37:503–527. <https://doi.org/10.1007/s10712-015-9335-1>
- De Martino, E., 2019. *La fine del mondo*. Contributo all'analisi delle apocalissi culturali. a cura di Charuty, G., Fabre, D., Massenzio M. Einaudi. Torino. ISBN: 9788806241889
- de Martonne, E., de., 1926. Une Nouvelle Fonction Climatologique: L'indice d'aridité. *Meteorologie* 2: 449–59. https://www.researchgate.net/publication/284806436_Une_nouvelle_fonction_climatologique_L'indice_d'aridite
- deMenocal PB. 2001. Cultural Responses to Climate Change During the Late Holocene. *Sci.* 292 (5517), 667–673. <https://doi.org/10.1126/science.1059287>
- di Castri, F., 1981. Mediterranean-type shrublands of the world. In *Mediterranean Type Shrublands*. Eds. F. di Castri, Goodal DW and Specht RL. Elsevier, Amsterdam, pp 1–52. ISBN 13: 9780444418586
- Dogru, T., Marchio, E. A., Bulut, U., Suess, C. 2019. Climate Change: Vulnerability and Resilience of Tourism and the Entire Economy. *Tour. Manag.* 72:292–305. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2018.12.010>
- European Environment Agency (EEA). 2021. *Tracking barriers and their impacts on European river ecosystems*. PDF - TH-AM-20-030-EN-N - ISBN 978-92-9480-350-4 - ISSN 2467-3196. <https://doi.org/10.2800/359938>
- Ellen Mac Arthur Foundation (EMF). 2019. *Water & Circular Economy White Paper*. <https://us.anteagroup.com/uploads/media/file/3489271c-9bfa-4359-a68d-33d3b0eac58e/water-and-circular-economy-whitepaper.pdf>
- Ente Italiano di Normazione (UNI). 2017. *UNI EN ISO 14046:2016*. <https://store.uni.com/uni-en-iso-14046-2016>
- Ercin, A., Ertug, E.A., and Arjen Y. Hoekstra, A.Y. *Water footprint scenarios for 2050: A global analysis*. *Environ. Int.* 64 (2014): 71–82. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.11.019>
- Eurispes, 2023. *Un sistema che fa acqua: lo stato delle acque in Italia*. <https://eurispes.eu/news/un-sistema-che-fa-acqua-lo-stato-delle-acque-in-italia/>
- European Union. 2023. *Official Journal of the European Union*. Opinion of the European Economic and Social Committee on 'Water efficient consumption and consumer awareness about their water footprint' (own-initiative opinion) (2023/C 349/04)
- Faergemann, H., 2012. Update on water scarcity and droughts indicator development, May 2012, presented at the Water Director's Meeting, 4–5 June 2012, Denmark.
- Falasca, S., Ulberich, A., Pitta-Alvarez, S. 2017. Development of Agroclimatic Zoning Model to Delimit the Potential Growing Areas for Macaw Palm (*Acrocomia Aculeata*). *Theor. Appl. Climatol.* 129, 1321–33. <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1850-6>
- FAO, ISPRA e Istat. 2023. A disaggregation of indicator 6.4.2 "Level of water stress: freshwater withdrawal as a proportion of available freshwater resources" at river basin

district level in Italy. *SDG 6.4 Monitoring Sustainable Use of Water Resources Papers*. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cc5037en>

Fiorillo, D., Kapelan, Z., Xenochristou, M. et al. 2021. Assessing the Impact of Climate Change on Future Water Demand using Weather Data. *Water Resour Manage.* 35, 1449–1462. <https://doi.org/10.1007/s11269-021-02789-4>

Flammini, A., Puri, M., Pluschke, L., Dubois, O. 2014. Walking the Nexus Talk: Assessing the Water-Energy-Food Nexus in the Context of the Sustainable Energy for All Initiative. *Environment and Natural Resources Working Paper No. 58* – FAO, Rome, 2014. E-ISBN 978-92-5-108488-5

Forin, S., Berger, M., Finkbeiner, M., 2020. Organizational water footprint: a methodological guidance. *Int. J. Life Cycle Assess.* 25 (2020): 403-422. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01670-2>

Forin, S., Berger, M., Finkbeiner, M. 2018. Measuring Water-Related Environmental Impacts of Organizations: Existing Methods and Research *Gaps Adv. Sustain. Syst.* 2(10), 1700157. <https://doi.org/10.1002/adsu.201700157>

Foucault, M., 1971. *L'Ordre du discours*. Leçon inaugurale au Collège de France prononcée le 2 décembre 1970. Paris. Gallimard. Traduzione italiana: *L'ordine del discorso*. I meccanismi sociali di controllo e di esclusione della parola, trad. Alessandro Fontana, Torino: Einaudi, Torino. ISBN 10: 2070277747

Galli, A., Wiedmann, T., Ercin, E., Knoblauch, D., Ewing, B., Giljum, S. 2012. Integrating ecological, carbon and water footprint into a “footprint family” of indicators: definition and role in tracking human pressure on the planet. *Ecol. Indic.* 16, 100-112. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.017>

Garfinkel, Y., Vered, A., Bar-Yosef, O. 2006. The Domestication of Water: The Neolithic Well at Sha'ar Hagolan, Jordan Valley, Israel. *Antiquity* 80(309), 686–96. <https://doi.org/10.1017/S0003598x00094138>

Gerbens-Leenes, W., Berger, M., Allan, J.A. 2021. Water footprint and life cycle assessment: The complementary strengths of analyzing global freshwater appropriation and resulting local impacts. *Water* 13(6), 803. <https://doi.org/10.3390/w13060803>

Giordano, R., Liersch, S. 2012. A fuzzy GIS-based system to integrate local and technical knowledge in soil salinity monitoring. *Environ. Model. Softw.* 36, 49-63. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.004>

Giordano, R., Brugnach, M., Pluchinotta, I. 2017. Ambiguity in Problem Framing as a Barrier to Collective Actions: Some Hints from Groundwater Protection Policy in the Apulia Region. *Group Decis. Negot.* 26(5), 911–932. <https://doi.org/10.1007/s10726-016-9519-1>

Gobron, N., Pinty, B., Verstraete, M.M., Widlowski, J.-L. 2000. Advanced Vegetation Indices Optimized for Up-Coming Sensors: Design, Performance and Applications. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 38, 2489–2505. <https://doi.org/10.1109/36.885197>

González de Andrés, E., Rosas, T., Camarero, J. J., Martínez-Vilalta, J. 2021. The intraspecific variation of functional traits modulates drought resilience of European beech and pubescent oak. *J. Ecol.* 109, 3652–3669. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13743>

Global Water Partnership. 2012. *Water Demand Management: The Mediterranean Experience*. ISBN: 978-91-85321-88-9

Heim, R.R. 2002. A review of twentieth-century drought indices used in the United States. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 83, 1149–1165. <https://doi.org/10.1175/1520-0477-83.8.1149>

Herzfeld, M. 2022. *Subversive Archaism. Traditionalists and the Politics of National Heritage*. Duke University Press. ISBN-10. 1478015004

Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M., Mekonnen, M.M. 2011. *The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard*. Earthscan, London, UK.

Hoekstra, A.Y., Mekonnen, M.M. 2012. The water footprint of humanity. *PNAS.* 109(9), 3232-3237. <https://doi.org/10.1073/pnas.1109936109>

Holdridge, L. R. 1947. Determination of World Plant Formations from Simple Climatic Data. *Science* 105 (2727), 367–68. <https://doi.org/10.1126/science.105.2727.367>

Hu, Z., Tan, D., Chen, B., Chen, W., Shen, D. 2021. Review of model-based and data-driven approaches for leak detection and location in

water distribution systems. *Water Supply*, 21 (7), 3282 – 3306. <http://doi.org/10.2166/ws.2021.101>

Huning, L.S., AghaKouchak, A. 2020. Global snow drought hot spots and characteristics. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 117 (33), 19753–19759. <https://doi.org/10.1073/pnas.1915921117>

Illich, I. 1988. *H2O e le acque dell'oblio*, Macroedizioni, Umbertide. ISBN: 9788875070083

Incerti, G., Feoli, E., Salvati, L., Brunetti, A., Giovacchini, A. 2007. Analysis of bioclimatic time series and their neural network-based classification to characterise drought risk patterns in South Italy. *Int. J. Biometeorol.* 51, 253-263. <https://doi.org/10.1007/s00484-006-0071-6>

INEA. 2011. *Atlante nazionale dell'irrigazione*. A cura di Raffaella Zucaro. Collana Gestione Risorse Idriche. CSR s.r.l. Centro Stampa e Riproduzione. ISBN 978-88-8145-228-6

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2023. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 1-34. <http://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.001>

International Organization for Standardization (ISO): *Water Footprint—Principles, Requirements and Guidance (ISO 14046:2014)*, 1st ed.; International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland, 2014.

Istituto Superiore per la Protezione per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). 2018. *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*. A cura di Michele Munafò. Rapporti 288/2018. ISBN 978-88-448-0902-7

Istat, 2014. 6° Censimento Generale dell'Agricoltura Utilizzo della risorsa idrica a fini irrigui in agricoltura. ISBN: 978-88-458-1805-9. <https://www.istat.it/produzione-editoriale/utilizzo-della-risorsa-idrica-a-fini-irrigui-in-agricoltura/>

Istat, 2019. *Utilizzo e qualità della risorsa idrica in Italia*. A cura di Stefano Tersigni. ISBN 978-88-458-1976-6. <https://www.istat.it/produzione-editoriale/utilizzo-e-qualita-della-risorsa-idrica-in-italia/>

Istat 2024. *Le statistiche dell'Istat sull'acqua*. Anni 2020-2023. Report Istat per la giornata mondiale dell'acqua. <https://www.istat.it/it/archivio/295148>

Janssen, R., Munda, G., 1999. Multi-criteria methods for quantitative, qualitative and fuzzy evaluation problems. in: Jeroen C.J.M. van den Bergh (ed.), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, chapter 58, Edward Elgar Publishing. <https://doi.org/10.4337/9781843768586.00073>

JRC, 2019. *Position Paper on Water, Energy, Food, and Ecosystem (WEFE) Nexus and Sustainable development Goals (SDGs)*. Editors: C. Carmona-Moreno, C. Dondeynaz, M. Biedler, EUR 29509 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-79-98276-7. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/265b-da85-88db-11e9-9369-01aa75ed71a1/language-en>

Kelley, C.P., Mohtadi, S., Cane, M. A., Seager, R., Kushnir, Y. 2015. Climate change in the Fertile Crescent and implications of the recent Syrian drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(11), 3241–3246. <http://doi.org/10.1073/pnas.1421533112>

Kersebaum, K.C., et al. 2016. Assessing uncertainties of water footprints using an ensemble of crop growth models on winter wheat. *Water* 8(12), 571. <https://doi.org/10.3390/w8120571>

Kim, M., Lee, C., Hong, S., Kim, S.L., Baek, J.H., Kim, K. 2021. High-Throughput Phenotyping Methods for Breeding Drought-Tolerant Crops. *Int. J. Mol. Sci.* 2021, 22, 8266. <https://doi.org/10.3390/ijms22158266>

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F. 2006. *World Map of the Köppen-Geiger Climate Classification Updated*. *Meteorologische Zeitschrift.* 15, 259–63. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>

Krueger, T., Page, T., Hubacek, K., Smith, L., Hiscock K. 2012. The role of expert opinion in environmental modelling. *Environ. Model. Softw.* 36, 4-18. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.01.011>

Landri, P., 2023. *Una nuova guida per l'immaginazione sociologica: l'Actor-Network Theory*. *indiscipline rivista di scienze sociali*. n. 5. anno III.

- Lathuillière, M.J., Bulle, C., Johnson, M.S. 2018. A contribution to harmonize water footprint assessments. *Glob. Environ. Change* 53, 252-264. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.10.004>
- Latour, B. 1995. *Non siamo mai stati moderni. Saggio di antropologia simmetrica*. Elèuthera. ISBN-10: 8885861598
- Latour, B., 1998. *La scienza in azione. Introduzione alla sociologia della scienza*. Torino. Einaudi. ISBN-10. 8824505511
- Latour, B., 2005. *Reassembling the Social. An Introduction to Actor- Network Theory*, Oxford University Press, Oxford (tr. it., *Riassemblare il sociale*, Meltemi, Milano, 2022) ISBN-10. 8855196138
- Lauteri, M., Pliura, A., Monteverdi, M.C., Brugnoli, E., Villani, F., Eriksson, G. 2004. Genetic variation in carbon isotope discrimination in six European populations of *Castanea sativa* Mill. originating from contrasting localities. *J. Evol. Biol.* 17 1286-1296. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2004.00765.x>
- Lawrence, D., Palmisano, A., de Gruchy, M.W. 2021. Collapse and continuity: A multi-proxy reconstruction of settlement organization and population trajectories in the Northern Fertile Crescent during the 4.2kya Rapid Climate Change event. *PLoS ONE* 16(1): e0244871. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0244871>
- Leskens, J., Brugnach, M., Hoekstra, A., Schuurmans, W. 2014. Why are decisions in flood disaster management so poorly supported by information from flood models? *Environ. Model. Softw.* 53, 53-61. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.11.003>
- Leštáková, M., Logan, K.T., Rehm, I. S., Pelz, P.F., Friesen, J. 2024 Do resilience metrics of water distribution systems really assess resilience? A critical review. *Water Res.* 2481, 20820. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120820>
- Liu, Y., Xiao, J., Ju, W., Zhou, Y., Wang, S., 2011. Water use efficiency of China's terrestrial ecosystems and responses to drought. *Nat. Publ. Gr* 1-12. <http://dx.doi.org/10.1038/srep13799>.
- Lovatelli, D., Bacenetti, J., Fiala, M. 2016. Water Footprint of crop productions: A review. *Sci. Total Environ.* 548, 236-251. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.022>
- Lu, X., Zhuang, Q. 2010. Evaluating evapotranspiration and water-use efficiency of terrestrial ecosystems in the conterminous United States using MODIS and AmeriFlux data. *Remote Sens. Environ.* 114, 1924-1939. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2010.04.001>
- Luo, L., Xia, H., Lu, B.R. 2019. Editorial: Crop Breeding for Drought Resistance. *Front. Plant Sci.* 10:314. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00314>
- Malhi, Y., Franklin, J., Seddon, N., Solan, M., Turner, M.G., Field, Knowlton, N. 2020. *Climate Change and Ecosystems: Threats, Opportunities and Solutions.* Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences 375 (1794): 20190104. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0104>
- Mancosu, N., Spano, D., Orang, M., Sareshteh, S., Snyder, R. L. 2016. SIMETAW#-a model for agricultural water demand planning. *Water resources management*, 30, 541-557. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1176-7>
- Manghi, N., 2018. Breve introduzione alla lettura di Bruno Latour, *Quaderni di Sociologia*, 77: 101-106. ISBN: 9788878857360
- Mariani, S., Braca, G., Romano, E., Lastoria, B., Bussettini, M. 2018. Linee Guida sugli Indicatori di Siccità e Scarsità Idrica da utilizzare nelle Attività degli Osservatori Permanenti per gli Utilizzi Idrici. Pubblicazione progetto CRELA-MO PA, 2018: 66pp. https://www.isprambiente.gov.it/pre_meteo/idro/Osservatori/Linee%20Guida%20Pubblicazione%20Finale%20L6WP1_con%20copertina_ec.pdf
- Massano, L., Fosser, G., Gaetani, M., Bois, B. 2023. Assessment of climate impact on grape productivity: A new application for bioclimatic indices in Italy. *Sci. Total Environ.* 905, 167134. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167134>
- Massari, C., Modanesi, S., Dari, J., Gruber, A., De Lannoy, G.J.M., Giroto, M., Quintana-Seguí, P., Le Page, M., Jarlan, L., Zribi, M., et al. 2021. A Review of Irrigation Information Retrievals from Space and Their Utility for Users. *Remote Sens.* 13, 4112. <https://doi.org/10.3390/rs13204112>
- Mazzoni, F., Marsili, V., Alvisi, S., Franchini, M. 2022. Exploring the impacts of tourism and weather on water consumption at different spatiotemporal scales: evidence from a coastal area on the Adriatic Sea (northern Italy). *Environmental Research: Infrastructure and Sustainability*, 2(2), 025005. <https://doi.org/10.1088/2634-4505/ac611f>
- Mckee, T.B., Doesken, N.J., Kleist, J. 1993. The Relationship of Drought Frequency and Duration to Time Scales. In Eighth Conference on Applied Climatology, 179-84. Anaheim, California.
- Mereu, S., Sušnik, J., Trabucco, A., Dacchache, A., Vamvakieridou-Lyroudia, L., Renoldi, S., ..., Assimacopoulos, D. 2016. Operational resilience of reservoirs to climate change, agricultural demand, and tourism: A case study from Sardinia. *Sci. Total Environ.* 543, 1028-1038. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.066>
- Meza, F.J., Wilks, D.S., Gurovich, L., Bam-bach, N. 2012. Impacts of Climate Change on Irrigated Agriculture in the Maipo Basin, Chile: Reliability of Water Rights and Changes in the Demand for Irrigation. *Journal of Water Resources Planning and Management* 138 (5): 421-30. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000216](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000216)
- Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica (MASE). 2022. *Strategia Nazionale per l'economia circolare*. https://www.mase.gov.it/sites/default/files/archivio/allegati/PNRR/SEC_21.06.22.pdf
- Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica (MASE). 2024. *Cos'è la «water footprint»*. <https://www.mase.gov.it/pagina/cos-e-la-water-footprint#:~:text=L'impronta%20idrica%20di%20un,inquinati%20per%20unit%C3%A0%20di%20tempo>
- Moeletsi, M.E., Walker, S. 2013. Agroclimatic Suitability Mapping for Dryland Maize Production in Lesotho. *Theoretical and Applied Climatology* 114, 227-36. <https://doi.org/10.1007/s00704-012-0829-1>
- Mosleh, L., Negahban-Azar, M. 2021. Role of models in the decision-making process in integrated urban water management: A review. *Water*, 13 (9), 1252. <https://doi.org/10.3390/w13091252>
- Natali, S., Doveri, M., Gianecchini, R., Baneschi, I., Zanchetta, G. 2022. Is the deuterium excess in precipitation a reliable tracer of moisture sources and water resources fate in the western Mediterranean? New insights from Apuan Alps (Italy). *Journal of Hydrology* 614, 128497. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128497>
- Ngetich, K.F., M. Mucheru-Muna, J. N. Mugwe, C. A. Shisanya, J. Diels, and D. N. Mugendi. 2014. Length of Growing Season, Rainfall Temporal Distribution, Onset and Cessation Dates in the Kenyan Highlands. *Agricultural and Forest Meteorology*. 188, 24-32. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.12.011>
- Notaro, M., Yu, Y., Kalashnikova, O.V. 2015. Regime shift in Arabian dust activity, triggered by persistent Fertile Crescent drought. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 120: 10,229-10,249. <http://doi.org/10.1002/2015JD023855>
- Obaideen, K., Yousef, B.A.A., AlMallahi, M.N., Tanc, Y.C., Mahmouda, M., Jaber, H., Ramadan, M. 2022. An overview of smart irrigation systems using IoT. *Energy Nexus*, 7, 100124. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100124>
- Osservatorio Interdisciplinare di Bioeconomia (OIB). 2022. *Dalla strategia di bioeconomia alla bioeconomia integrata. Conferenza scientifica multidisciplinare tra ricerca e azione*. Roma. 12 - 13 dicembre 2022
- Orlove, B., Caton, S.C. 2010. Water Sustainability: Anthropological Approaches and Prospects. *Annual Review of Anthropology*. 39, 01-415. <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.012809.105045>
- Ouda, S.A.H., Norledin, T.A. 2017. Evapotranspiration Data to Determine Agro-Climatic Zones in Egypt. *Journal of Water and Land Development*. 32, 79-85. <https://doi.org/10.1515/jwld-2017-0009>
- Pagano, A., Sweetapple, C., Farmani, R., Giordano, R., Butler, D. *Water Distribution Networks Resilience Analysis: a Comparison between Graph Theory-Based Approaches and Global Resilience Analysis*. 2019. *Water Resources Management*, 33 (8), 2925-2940. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02276-x>
- Pagano A., Giordano R., Vurro, M. 2021. A Decision Support System Based on AHP for Ranking Strategies to Manage Emergencies on Drinking Water Supply Systems, *Water Resources Management*, 35:613-628. <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02741-y>

- Palermo, S. A., Maiolo, M., Brusco, A.C., Turco, M., Pirouz, B., Greco, E., ... , Piro, P. 2022. Smart Technologies for Water Resource Management: An Overview. *Sensors*, 22(16), 6225. <https://doi.org/10.3390/s22166225>
- Pandolfo, C., Ricce, W., de Novaes Vianna, L.F., Mendes Massignam, A. 2017. Zoneamento Agroclimático Do Mirtilo Irrigado Em Santa Catarina. *Agropecuária Catarinense* 30: 84–88.
- Paris, P., Di Matteo, G., Tarchi, M., Tosi, L., Spaccino, L., Lauteri, M. 2018. Precision subsurface drip irrigation increases yield while sustaining water-use efficiency in Mediterranean poplar bioenergy plantations. *Forest Ecology and Management*. 409, 749-756. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.013>
- Passarella, G., Bruno, D., Lay-Ekuakille, A., Maggi, S., Masciale, R., Zaccaria, D. 2020. Spatial and Temporal Classification of Coastal Regions Using Bioclimatic Indices in a Mediterranean Environment. *Sci. Total Environ*. 700, 134415. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134415>
- Paulo, A., Pereira, L.S. 2006. Drought Concepts and Characterization. *Water International*, 31(1),37-49. <https://doi.org/10.1080/02508060608691913>
- Penna, D., Geris, J., Hopp, L., Scandellari, F. 2020. Water sources for root water uptake: Using stable isotopes of hydrogen and oxygen as a research tool in agricultural and agroforestry systems. *Agric. Ecosyst. Environ*. 291 (2020) 10679. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106790>
- Pereira, L.S., Cordery, I., Iacovides, I. 2002. Coping with Water Scarcity. UNESCO IHP VI, Technical Documents in Hydrology No. 58, UNESCO, Paris. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4020-9579-5_1
- Pesaresi, S., Galdenzi, D., Biondi, E., Casavecchia, S. 2014. Bioclimate of Italy: application of the worldwide bioclimatic classification system. *J. Maps* 10(4), 538-553. <https://doi.org/10.1080/17445647.2014.891472>
- Petrella, R., 2001. Il manifesto dell'acqua. Il diritto alla vita per tutti. Edizioni Gruppo Abele. Torino. ISBN: 9788876703843
- Pianeta PSR. 2023. L'uso sostenibile dell'acqua in agricoltura nel quadro del PNRR. <https://www.pianetapsr.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/2615>
- Polade, S.D., Gershunov, A., Cayan, D.R., Dettinger, M.D., Pierce, D.W. 2017. Precipitation in a Warming World: Assessing Projected Hydro-Climatic Changes in California and Other Mediterranean Climate Regions. *Sci. Rep.* 7 (1): 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11285-y>
- Portolano, D., 2009. Il Controllo delle perdite nei sistemi acquedottistici: criteri innovativi di gestione. PhD Thesis. Università degli Studi di Napoli "Federico II". Dottorato di Ricerca in Analisi dei Sistemi Ambientali. XXI ciclo.
- Pour, S.H., Wahab, A.K.A., Shahid, S., Wang, X. 2019. Spatial Pattern of the Unidirectional Trends in Thermal Bioclimatic Indicators in Iran. *Sustainability* 11 (8).
- Preziosi E., Del Bon, A., Romano, E., Petrangeli, A.B. 2013. Vulnerability to Drought of a Complex Water Supply System. The Upper Tiber Basin Case Study (Central Italy). *Water Resour. Manag.* <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0434-9>
- Rai, A., Sarkar, S., Jha, P.K. 2022. Deficit Irrigation: An Optimization Strategy for a Sustainable Agriculture. In: Dubey, S.K., Jha, P.K., Gupta, P.K., Nanda, A., Gupta, V. (eds) *Soil-Water, Agriculture, and Climate Change*. Water Science and Technology Library, 113. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-12059-6_9
- Ramin, E., Faria, L., Gargalo, C.L., Ramin, P., Flores-Alsina, X., Andersen, M.M., Gernaey, K.V. 2024. Water innovation in industrial symbiosis - A global review. *Journal of Environmental Management*. 349, 119578. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119578>
- Ricciardi, V., Mehrabi, Z., Wittman, H., James, D., Ramankutty, N. 2021. Higher yields and more biodiversity on smaller farms. *Nature Sustainability*. 4, 651–657. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00699-2>
- Rivas-Martínez, S., Rivas-Saenz, S., Penas, A. 2002. Worldwide Bioclimatic Classification System. Backhuys Pub, Kerkwerve, The Netherlands.
- Romano, E., Del Bon, A., Petrangeli, A.B., Preziosi, E., 2013. Generating synthetic time series of springs discharge in relation to standardized precipitation indices. *Case study in Central Italy*. *J. Hydrol.* 507, 86–99. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.10.020>
- Romano, E., Guyennon, N., Del Bon, A., Petrangeli, A.B., Preziosi, E. 2017. Robust method to quantify the risk of shortage for water supply systems. *J. Hydrol.* 22 (8), 04017021. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001540](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001540)
- Romano, E., Guyennon, N., Duro, A., Giordano, R., Petrangeli, A.B., Portoghese, I., Salerno, F. 2018. A stakeholder oriented Modelling Framework for the Early Detection of Shortage in Water Supply Systems. *Water*, 10(7262). <https://doi.org/10.3390/w10060762>
- Romano, E., Petrangeli, A.B., Salerno, F., Guyennon, N. 2022. Do recent meteorological drought events in central Italy result from long-term trend or increasing variability? *Int. J. Climatol.* <https://doi.org/10.1002/joc.7487>
- Rouso, B.Z., Lambert, M., Gong, J. 2023. Smart water networks: A systematic review of applications using high-frequency pressure and acoustic sensors in real water distribution systems. *J. Clean. Prod.* 410, 137193, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137193>
- Roy, J., Aronson, J., di Castri F. 1995. Water constraints and Mediterranean biota response: towards an integrated multi-scale understanding. In *Time Scales of Biological Responses to Water Constraints*. Eds. J. Roy, J. Aronson and F. di Castri. SPB Academic Publishing, Amsterdam, pp 1-4.
- Saadi, S., Todorovic, M., Tanasijevic, L., Pereira, L.S., Pizzigalli, C., Lionello, P. 2015. Climate Change and Mediterranean Agriculture: Impacts on Winter Wheat and Tomato Crop Evapotranspiration, Irrigation Requirements and Yield. *Agric. Water Manag.* 147: 103–15. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.05.008>
- Sandu, M.A., Virsta, A. 2021. The water footprint in context of circular economy. *Agro-Life Sci. J.* 10(2). <https://doi.org/10.17930/aql2021221>
- Salmon, J.M., Friedl, M.A., Frohling, S., Wisser, D., Douglas, E.M. 2015. Global rain-fed, irrigated, and paddy croplands: a new high resolution map derived from remote sensing, crop inventories and climate data. *Int. J. Appl. Earth Observ. Geoinf.* 38, 321–334. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.01.014>
- Sarris, D., Siegwolf, R., Körner, C. 2013. Inter- and intra-annual stable carbon and oxygen isotope signals in response to drought in Mediterranean pines. *Agric. For. Meteorol.* 168, 59–68. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrfor.2012.08.007>
- Sauvé, S., Lamontagne, S., Dupras, J., Stahel, W. 2021. Circular economy of water: Tackling quantity, quality and footprint of water. *Environmental Development* 39, 100651. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2021.100651>
- Scanlon, B.R., Fakhreddine, S., Rateb, A., de Graaf, I., Famiglietti, J., Gleeson, T., ..., Zheng, C. 2023. Global water resources and the role of groundwater in a resilient water future. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4(2), 87-101. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00378-6>
- Schilling, J., Hertig, E., Trambly, Y., Schefran, J. 2020. Climate Change Vulnerability, Water Resources and Social Implications in North Africa. *Reg Environ Change* 20, 15. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01597-7>
- Seager, R., Osborn, T.J., Kushnir, Y., Simpfendorfer, I.R., Nakamura, J., Liu, H. 2019. Climate Variability and Change of Mediterranean-Type Climates. *J. Clim.* 32 (10): 2887–2915. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-18-0472.1>
- Serrano-Notivol, R., Tomás-Burguera, M., Martí, A., & Beguería, S. 2020. An integrated package to evaluate climatic suitability for agriculture. *Computers and Electronics in Agriculture*, 176, 105473. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2020.105473>
- Shukla, S., Wood, A.W., 2008. Use of a standardized runoff index for characterizing hydrologic drought. *Geophys. Res. Lett.* 35, L02405. <https://doi.org/10.1029/2007GL032487>
- Starr, G., Staudhammer, C.L., Wiesner, S., Kunwor, S., Loescher, H.W., Baron, A.F., Whelan, A., Mitchell, R.J., Boring, L., 2016. Carbon dynamics of *Pinus palustris* ecosystems following drought. *Forests* 7. <http://dx.doi.org/10.3390/f7050098>
- Stelzl, A. Fuchs-Hanusch, D. 2024. Forecasting Urban Peak Water Demand Based on Climate Indices and Demographic Trends. *Water* 2024, 16, 127. <https://doi.org/10.3390/w16010127>

Strang, V., 2004. *The Meaning of Water*. Berg. Oxford-New York. ISBN: 1000183718

Taylor, R. G., Scanlon, B., Döll, P., Rodell, M., Van Beek, R., Wada, Y., ..., Treidel, H. 2013. Ground water and climate change. *Nat. Clim. Change*. 3(4), 322-329. <https://doi.org/10.1038/nclimate1744>

Thorntwaite, C.W. 1948. An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geogr. Rev.* 38, 55. <https://doi.org/10.2307/210739>.

Todini, E., L. Ciarapica. 2001 The TOPKAPI model. In V.P. Singh et al., editor, *Mathematical models of large watershed hydrology*, page Chapter 12. Water resources publication, Littleton, Colorado, USA

Tomei, M.C., Mosca Angelucci, D. 2021. Chapter 38: Biological wastewater treatment as an opportunity for energy and resource recovery. In *Sustainable Industrial Water Use: Perspectives, Incentives, and Tools*. Davis and Rosenblum Eds. https://doi.org/10.2166/9781789060676_0407

Timotewos, M.T., Barjenbruch, M., Behailu, B.M. 2022. The Assessment of Climate Variables and Geographical Distribution on Residential Drinking Water Demand in Ethiopia. *Water*, 14, 1722. <https://doi.org/10.3390/w14111722>

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>

UN 2022. *World Population Prospects 2022: Summary of Results*. United Nations - Department of Economic and Social Affairs - Population Division. <https://www.un.org/development/desa/pd/>

UNESCO. 2021. *The United Nations world water development report 2021: valuing water; facts and figures*. UNESDOC Digital library. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000375751>

Van Aken, M., 2012. *La diversità delle acque. Antropologia di un bene molto comune. Altravista. Lungavilla (PV)*. ISBN: 9788895458588

Vanham, D., 2018. The water footprint of the EU: quantification, sustainability and relevance. *Water International*. 43(6), 731-745. <https://doi.org/10.1080/02508060.2018.1516097>

Vanham, D., Bidoglio, G. 2013. A review on the indicator water footprint for the EU28. *Ecol. Indic.* 26, 61-75. <https://doi.org/10.1016/j.ecoind.2012.10.021>

Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S., López-Moreno, J.I., 2010. A Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *J. Climate*, 23, 1696-1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>

Viola, C. O., Oliver, C. 2020. The future of water: How innovations will advance water sustainability and resilience worldwide. *World Bank Blogs*. <https://blogs.worldbank.org/en/water/future-water-how-innovations-will-advance-water-sustainability-and-resilience-worldwide>

Voinov, A., Jenni, K., Gray, S., Kolagani, N., Glynn, P. D., Bommel, P., Prell, C., Zellner, M., Paolisso, M., Jordan, R., Sterling, E., Schmitt Olabisi, L., Giabbanelli, P. J., Sun, Z., Le Page, C., Elsayah, S., BenDor, T. K., Hubacek, K., Laursen, B. K., ... Smajgl, A. 2018. Tools and methods in participatory modeling: Selecting the right tool for the job. *Environ. Model. Softw.* 109, 232-255. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.08.028>

Vonk, E., Cirkel, D.G., Blokker, M. 2019. Estimating Peak Daily Water Demand under Different Climate Change and Vacation Scenarios. *Water*, 11, 1874. <https://doi.org/10.3390/w11091874>

Wan, X., Khorsandi Kuanestani, P., Farmani, R., Keedwell E. 2022. Literature Review of Data Analytics for Leak Detection in Water Distribution Networks: A Focus on Pressure and Flow Smart Sensors. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 148(10). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0001597](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0001597)

Wang, X., Zhang, J., Shahid, S., Guan, E. Wu, Y, Gao, J., He, R. 2014. Adaptation to climate change impacts on water demand. *Adapt Strat. Global Chang. Mitig.* <https://doi.org/10.1007/s11027-014-9571-6>

Water Footprint Network. 2024. *Everything we use, wear, buy, sell and eat takes water to make*. <https://www.waterfo->

[otprint.org/water-footprint-2/what-is-a-water-footprint/](https://www.waterfootprint.org/water-footprint-2/what-is-a-water-footprint/)

Weiss, H., Courty, M.A., Wetterstrom, W., Guichard, F., Senior, L., Meadow, R., et al. 1993. The Genesis and Collapse of Third Millennium North Mesopotamian Civilization. *Sci.* 261(5124), 995-1004 <https://doi.org/10.1126/science.261.5124.995>

Weiss, H. 2016. Global megadrought, societal collapse and resilience at 4.2-3.9 ka BP across the Mediterranean and west Asia. *Past Global Changes*. 24(2), 62-63. <https://doi.org/10.22498/pages.24.2.62>

Wilhite, D. A., Glantz, M. H. 1985. Understanding: the drought phenomenon: the role of definitions. *Water International*, 10(3), 111-120. <https://doi.org/10.1080/02508068508686328>

Wittfogel, K. A. 1957. *Oriental Despotism: A Comparative Study of Total Power*. Yale University. New Haven Press. London. Oxford University Press [traduzione italiana: *Il dispotismo orientale*. 1980. Firenze, Sugarco]. ISBN: 9788895563633

World Bank. *Global Water Security and Sanitation Partnership (GWSP) Annual Report 2022 (English)*. Washington, D.C. World Bank Group. <https://www.worldbank.org/en/topic/water/publication/global-water-security-and-sanitation-partnership-annual-report-2022>

World Business Council for Sustainable Development (WBCSD). 2018. *Circular Metrics-Landscape Analysis*. https://docs.wbcsd.org/2018/06/Circular_Metrics-Landscape_analysis.pdf

Worster, D. 1985. *Rivers of Empire. Water, Aridity and the American West*. Oxford University Press, Oxford. ISBN: 9780195078060

Zisopoulou, K., Karalis, S., Koulouri, M.E., Pouliaxis, G., Korres, E., Karousis, A., Triantafilopoulou, E., Panagoulia, D. 2018. Recasting of the WEF Nexus as an actor with a new economic platform and management model. *Energy.Pol.*, 119, 123-139. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.04.030>

How to cite

Lauteri, M., Amadio, J., Braca, G., Bussetini, M., Casaioli, M., Chiocchini, F., Ciampittello, M., Ciolfi, M., De Girolamo, A.M., Di Salvo, C., Giordano, R., Lastoria, B., Mariani, S., Masciale, R., Menichini, M., Mosca Angelucci, D., Pagano, A., Passarella, G., Petrangeli, A.B., Petrangeli, E., Portoghese, I., Piva, F., Tropeano, R., Romano E. 2024. "Gli utilizzi idrici e la gestione sostenibile delle risorse", in *Siccità, scarsità e crisi idriche*, Emanuele Romano, Ivan Portoghese (a cura di), Habitat signa 1, 386-473. Roma: Cnr Edizioni. <https://doi.org/10.69115/habitatsigna-2024-1/11>

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.

