



UNIVERSITA' DELLA CALABRIA
Dipartimento di Ingegneria dell'Ambiente (DIAM)

Dottorato di Ricerca in
Scienze e Ingegneria per l'Ambiente, le Costruzioni e l'Energia

CICLO

XXXIII

**La circolarità nella prevenzione del rischio idropotabile in una rete di distribuzione
idrica urbana**

Settore Scientifico Disciplinare ICAR/02

Coordinatore:

Ch.mo Prof. Salvatore Critelli



CRITELLI
SALVATORE
03.05.2021
11:03:51
UTC

Firma _____

Supervisore:

Ch.mo Prof. Mario Maiolo

Firma_ Firma oscurata in base alle linee guida del Garante della privacy

Co-Supervisore:

Ch.ma Prof.ssa Manuela Carini

Firma

 Firma oscurata in base alle linee guida del Garante della privacy

Dottorando: Dott.ssa Gilda Capano


F Firma oscurata in base alle linee guida del Garante della privacy

Al Prof. Maiolo e alla Prof.ssa Carini, per gli stimoli e il loro supporto costante che mi hanno consentito di tracciare i primi passi verso il mio futuro. A loro, che sono stati maestri nel farmi comprendere che l'umiltà nel fare ciò che è possibile conduce, sorprendentemente, a fare ciò che è sempre parso impossibile.

SOMMARIO

Abstract	5
Introduzione	6
1. Sostenibilità e modelli economici: il paradigma dell'Economia Circolare	14
1.1. La struttura del modello: origine, principi, obiettivi	16
1.2. Il modello dell'Economia Circolare in normativa	22
2. Il Metabolismo Urbano come strumento interpretativo del modello dell'economia circolare	27
2.1. La teoria del Metabolismo Urbano	27
2.2. Il modello Metabolico	29
2.3. Metabolismo Urbano ed Economia Circolare	33
3. Modellazione del ciclo di vita di un prodotto	38
3.1. Riferimenti normativi	38
3.2. Life Cycle Assessment (LCA)	40
3.2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione	41
3.2.2. Analisi dell'Inventario	42
3.2.3. Analisi degli Impatti	43
3.2.4. Interpretazione dei risultati	44
3.2.5. Tool specialistici per l'applicazione del metodo LCA	44
4. I sistemi acquedottistici idropotabili e la qualità delle acque	46
4.1. Il sistema idrico integrato	46
4.2. Modelli di gestione delle reti idriche	51
5. Modellazione della qualità della risorsa idrica in reti idropotabili	56
5.1. Modelli per la stima del decadimento del cloro nelle reti idropotabili	58
5.2. Modelli di previsione di potenziali fonti di inquinamento	61
6. Modello metabolico applicato alle reti idriche urbane: il caso di studio della rete idropotabile del comune di Rende	75
6.1. Descrizione della rete	78
6.2. Una proposta di analisi metabolica di una rete idropotabile urbana: applicazione e risultati	82
Conclusioni	100
Bibliografia	104

Abstract

La modellazione idraulica, nell'ambito della valutazione della qualità della risorsa idrica, ha sviluppato l'esigenza verso un inquadramento multicriteriale, legato all'analisi del rischio idropotabile. La necessità di sviluppare la valutazione della qualità dell'acqua, in coerenza con la più generale stima della sostenibilità, risponde all'esigenza di un nuovo approccio per declinare i principi dello sviluppo sostenibile alla gestione della risorsa idrica, troppo spesso vincolata ad analisi verticali e modulari. In tale ambito, l'Economia Circolare, rappresenta una corretta chiave interpretativa, per sviluppare specifiche logiche programmatico-gestionali, con lo scopo di incrementare il livello di sostenibilità di prodotti e processi. In questo lavoro è stato proposto un approccio metodologico, basato sul modello metabolico, per l'analisi qualitativa dei sistemi idrici, il quale definisce la circolarità, propria del modello economico, come criterio innovativo nell'analisi del rischio idropotabile, finalizzato allo sviluppo di un *framework* a supporto di enti gestori e *stakeholder*.

Introduzione

La sostenibilità, intesa come bilancio tra crescita economica ed eco-compatibilità, rappresenta un modello di sviluppo finalizzato a garantire che il soddisfacimento della domanda, in termini di risorse, sia garantito nel tempo.

Perseguire obiettivi di sostenibilità nella gestione delle risorse idriche richiede particolare attenzione nei riguardi della progettazione e gestione delle infrastrutture idrauliche per la società, attuale e futura, perseguendo l'invarianza idrologica, idraulica, ecologica e ambientale (Maiolo et al., 2017). Per gestione sostenibile dei sistemi idrici s'intende innanzitutto la capacità di garantire un approvvigionamento idrico continuo, adeguato agli usi cui è destinato e tramite modalità energeticamente sostenibili. Il buon governo dell'acqua, dunque, rappresenta non solo un fondamentale pilastro della sostenibilità nell'uso delle risorse naturali, ma anche l'elemento decisivo per il benessere sociale e per la crescita economica. Tra le principali dimensioni alle quali è associato il concetto di sostenibilità (sociale, economica, ambientale) quella ambientale si occupa degli impatti dei sistemi idrici urbani sui sistemi naturali viventi e non, e si pone come obiettivo quello di ottimizzare l'uso delle risorse idriche, energia e materiali, minimizzando gli impatti negativi.

Tali principi ricalcano gli elementi cardine dell'Economia Circolare, la quale, richiamando un modello gestionale di produzione e consumo basato sulla ciclicità dei processi, rappresenta la corretta chiave interpretativa e pianificatoria per massimizzare la produttività dei contesti urbani, minimizzando i potenziali effetti negativi dovuti allo sviluppo economico. Gli obiettivi definiti dal modello basato sull'Economia Circolare, finalizzati a estendere la vita utile dei prodotti, possono essere sintetizzati mediante il principio di autorigenerazione ciclica (Stahel, 2016), intesa come impulso positivo all'eco-compatibilità dello sviluppo economico (Murray et al., 2017). Quest'ultimo infatti è declinato mediante un approccio basato sul ciclo di vita dei materiali, dal quale è possibile trarre vantaggi di natura economica in quanto la circolarità del modello richiede, necessariamente, un aumento della domanda di servizi lungo il ciclo di vita del prodotto (Ferasso et al., 2020). La complessità del concetto ha favorito lo sviluppo di differenti interpretazioni, principalmente in quanto si tratta di una impostazione di recente introduzione. Tuttavia, in un gran numero di trattazioni scientifiche, l'Economia Circolare è associata all'implementazione di un business-sostenibile (Murray et al., 2017): è intesa,

dunque, come uno strumento pragmatico per le imprese per definire l'orientamento delle loro politiche economiche verso lo sviluppo sostenibile (Kirchherr et al., 2017). In altri studi, invece, il concetto di Economia Circolare è saldamente vincolato all'ottimizzazione delle risorse (Munaro et al., 2020), ricalcando il principio di autorigenerazione ciclica.

La circolarità del modello economico suggerisce l'esigenza di un nuovo approccio per declinare i principi dello sviluppo sostenibile della filiera legata alla risorsa idrica, troppo spesso legati a logiche verticali e modulari. Tale interpretazione consente di definire punti di forza e di debolezza, garantendo un livello conoscitivo adeguato dei sistemi idrici, tale da essere considerato l'input di modelli idraulici specialistici, con lo scopo di incrementare il livello di affidabilità dei dati e delle stime. Il dualismo tra modelli che prendono in considerazione aspetti quantitativi e qualitativi è essenziale nello sviluppo di soluzioni atte a garantire elevati standard di efficienza nell'ambito della gestione sostenibile dei sistemi idrici. Mentre i primi sono basati su criteri di simulazione, calibrazione e ottimizzazione (Capano et al., 2016), i secondi, in parte dipendenti dall'idraulica del problema, presentano un interesse preminente per le tecniche di stima del rischio idropotabile.

Il rischio idropotabile rappresenta il livello di rischio associato all'impossibilità di garantire adeguati livelli di funzionamento della rete in termini idraulici, con ovvie ripercussioni dal punto di vista della qualità della risorsa (Maiolo & Pantusa, 2015). La valutazione del rischio idropotabile risulta, particolarmente complessa in quanto è condizionata da molti fattori che a volte sono difficili da stimare. La complessità nel definire una stima globale di rischio idropotabile ha portato allo sviluppo di categorie di modelli che ne studiano singoli aspetti, a volte definendone l'impatto globale. Tra questi, riveste importanza rilevante l'alterazione della qualità delle acque imputate a eventi accidentali o intenzionali, comunque connessi allo sversamento di sostanze inquinanti in generici punti della rete. Tali modelli, per quanto focalizzano l'attenzione sulla tematica prettamente qualitativa, contribuiscono a confermare la sensibilità delle infrastrutture idriche (Maiolo & Pantusa, 2018), classificate come infrastrutture critiche (*Libro verde relativo a un programma europeo per la protezione delle infrastrutture critiche* della Commissione delle Comunità Europee, datato 2005). Gli impatti legati a un errato dosaggio del reagente (ad esempio il cloro), determina effetti che spaziano dalla salute umana, all'impatto economico-istituzionale fino a toccare la tematica ambientale. Tale attenzione, infatti, giustifica l'interesse nei riguardi di modelli

finalizzati allo studio della cinetica di reazione in soluzione acquosa (Rossman et al., 1994; Karadirek et al., 2016; Nono et al., 2019) in parallelo con modelli di analisi previsionale sulla localizzazione della potenziale fonte di contaminazione (Capano et al., 2019; Benamar et al., 2020; Ortega et al., 2020).

Nello studio di modelli di qualità e gestione sostenibile delle risorse idriche utilizzati nelle reti di distribuzione urbana si osserva la tendenza in letteratura verso studi che ricercano un inquadramento di tali tematiche in un contesto più generale di valutazione della qualità del sistema, in linea con i trend di letteratura finalizzati all'individuazione di modelli di Economia Circolare. Tra questi, l'analisi del metabolismo di una rete idrica, riprendendo il filone del Metabolismo Urbano, conduce a una stima dei flussi in entrata e in uscita che caratterizzano il ciclo di vita dei prodotti e dei processi coinvolti (Maiolo et al., 2020). In generale, il modello metabolico urbano è finalizzato alla contabilizzazione dei processi (tecnici, sociali, economici, ambientali, ...) che caratterizzano la "vita" delle realtà urbane, ai quali sono connesse specifiche dinamiche di evoluzione. La declinazione di tale concetto nell'ambito di una rete idrica, nello specifico, impone un'analisi basata sul bilancio tra input (consumi energetici, prodotti chimici, materiale di consumo) e output (costo e impatti ambientali) (Behzadian & Kapelan, 2015).

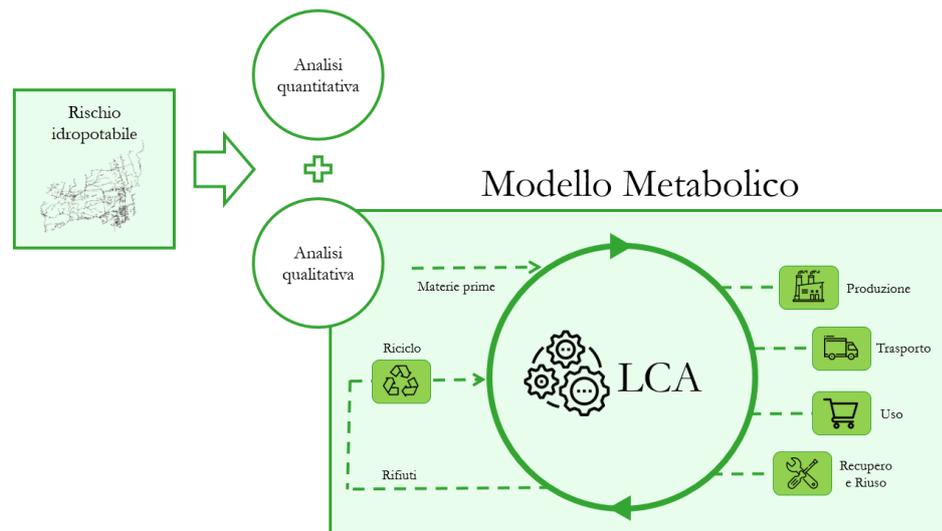
Questo tipo di analisi può essere utilizzata, in maniera equivalente, per stimare i carichi ambientali associati a prodotti e processi, fornendo un utile supporto per definire il livello di compatibilità ambientale di una rete idrica (Behzadian & Kapelan, 2015).

Nell'ambito dell'analisi metabolica, si sta assistendo all'integrazione di modelli/metodi per la stima di sostenibilità legati all'analisi del ciclo di vita dei prodotti e dei processi coinvolti nelle attività di gestione. Il riferimento metodologico principale, in tale contesto, ampiamente riconosciuto a livello internazionale, è la Life Cycle Assessment (LCA). In tale direzione, D'Ercole et al. (2014) hanno studiato il metabolismo di una rete idrica in Italia mediante l'applicazione della LCA; in Sambito & Freni (2017) la LCA è stata applicata per quantificare l'impronta di carbonio di un sistema idrico integrato in Italia; Bârjoveanu et al. (2019) hanno effettuato la valutazione del ciclo di vita, con conseguente identificazione e caratterizzazione dei suoi impatti ambientali, in un impianto di trattamento di acqua potabile in Romania; Maiolo et al. (2020) hanno stimato il metabolismo di una rete idrica dell'Italia Meridionale mediante un'analisi LCA che fonda le sue basi applicative su un

approccio che sintetizza il Material Flow Analysis e l'Analisi di Processo. Mentre il primo rappresenta un modello largamente utilizzato in letteratura, basato sull'osservazione dei fenomeni che possono influenzare la natura spazio-temporale dei modelli metabolici di una città, il secondo si occupa di tracciare in maniera accurata i processi chiave relativi alla generazione di un prodotto.

La LCA rappresenta un principio metodologico che declina il legame tra modello metabolico ed Economia Circolare (Sassanelli et al., 2019), rappresentando uno strumento utile per analizzare la sostenibilità ambientale, economica e sociale di prodotti, servizi, tecnologie e sistemi, considerando tutte le fasi del ciclo di vita. Infatti, mentre il livello di conoscenza definito da un approccio metabolico rappresenta uno strumento conoscitivo essenziale per definire la transizione verso l'Economia Circolare, al contempo, gli effetti di entrambi i modelli si compenetrano, fornendo uno strumento chiave per definire una corretta interpretazione delle realtà urbane: l'analisi dei sistemi che ne definiscono il funzionamento garantisce il punto di partenza per l'impostazione di un modello di sviluppo basato sui principi della circolarità, i quali costituiscono il substrato ottimale per la definizione di *framework* dal carattere pianificatorio-gestionale.

In questo lavoro è stato proposto un approccio metodologico per l'analisi qualitativa dei sistemi idrici, il quale definisce la circolarità, propria del modello economico, come criterio innovativo nell'analisi del rischio idropotabile, inquadrata in un'ottica di definizione di un *framework* a supporto di enti gestori e *stakeholder*. Il criterio base, che definisce l'obiettivo del lavoro, riprende e declina i principi dell'analisi metabolica, nel contesto della gestione sostenibile delle risorse idriche, proponendo stime qualitative basate sull'applicazione della metodologia LCA per l'analisi dei flussi in input e output, configurandola come analisi integrativa ai modelli che valutano il livello di qualità della risorsa. La particolare integrazione del modello metabolico nell'ambito del rischio idropotabile può essere schematizzata dalla seguente immagine.



L'obiettivo dello studio è superare la modularità del concetto di rischio idropotabile, integrandolo in unico approccio basato sul principio della circolarità, con lo scopo di definire una metodica per perseguire analisi qualitative sui sistemi idrici, non solo in termini puramente idraulici, ma ricercando un approccio integrato per interpretare i meccanismi di funzionamento, sfruttando una modellizzazione di tipo metabolico.

La struttura della tesi, dopo l'analisi introduttiva, si sviluppa mediante l'approfondimento dell'Economia Circolare, sia in termini normativi che applicativi (capitolo 1), per poi procedere con l'analisi del metabolismo urbano, proponendo un'analisi dei modelli maggiormente impiegati e il legame con la ciclicità del modello economico (capitolo 2). La LCA sarà introdotta e dettagliata, in tutte le sue fasi applicative, nell'ambito del capitolo 3. Dopo l'analisi dei principali strumenti interpretativo-modellistici, il capitolo 4 focalizza maggiormente l'attenzione sul settore acquedottistico, successivamente approfondito nell'ambito delle valutazioni qualitative associate al rischio idropotabile (capitolo 5). Infine, il capitolo 6, presentando il dettaglio di uno studio effettuato, chiarisce, dal punto di vista applicativo, il legame tra modello metabolico e LCA.

Bibliografia

Bârjoveanu G., Teodosiu C., Gîlcă A.F., Roman I., Fiore S. (2019). Environmental performance evaluation of a drinking water treatment plant: a life cycle assessment perspective. *Environmental Engineering and Management Journal* 18 (2019), 2, 513-522.

- Behzadian, K., & Kapelan, Z. (2015). Advantages of integrated and sustainability-based assessment for metabolism based strategic planning of urban water systems. *Science of the total environment*, 527, 220-231.
- Benamar, A., Mahjoubi, F. Z., Ali, G. A., Kzaiber, F., & Oussama, A., (2020). A chemometric method for contamination sources identification along the Oum Er Rbia River (Morocco). *Bulg. Chem. Commun.*, 52, 159-171.
- Capano, G., Bonora, M.A., Carini, M., & Maiolo, M., (2019). Identification of Contamination Potential Source (ICPS): a topological approach for the optimal recognition of sensitive nodes in a water distribution network. *Abstract in Numerical Computations: Theory and Algorithms NUMTA 2019*, 79.
- Capano, G., Carini, M., Chiaravalloti, F., Pantusa, D., & Maiolo, M., (2016). Modellizzazione matematica a supporto di infrastrutture avanzate di misura e controllo delle grandezze caratteristiche della gestione dei sistemi acquedottistici. XXXVII Corso di Aggiornamento in "Tecniche per la difesa dall'inquinamento", 15-18 giugno 2016, Guardia Piemontese (CS), EdiBios (conference proceedings)
- D'Ercole M., Ugarelli R. M., & Di Federico V. (2014). Modello Metabolico Urbano come strumento per l'analisi di sostenibilità dei sistemi idrici urbani: il caso studio di Reggio Emilia. VIII convegno della Rete Italiana LCA, Firenze 19-20 giugno.
- Ferasso, M., Beliaeva, T., Kraus, S., Clauss, T., & Ribeiro-Soriano, D. (2020). Circular economy business models: The state of research and avenues ahead. *Business Strategy and the Environment*, 29(8), 3006-3024.
- Karadirek, I. E., Kara, S., Muhammetoglu, A., Muhammetoglu, H., & Soyupak, S. (2016). Management of chlorine dosing rates in urban water distribution networks using online continuous monitoring and modeling. *Urban Water Journal*, 13(4), 345-359.
- Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, conservation and recycling*, 127, 221-232.
- Maiolo, M., & Pantusa, D. (2015). A methodological proposal for the evaluation of potable water use risk. *Water Practice and Technology*, 10(1), 152-163.

Maiolo, M., & Pantusa, D. J. C. E. (2018). Infrastructure Vulnerability Index of drinking water systems to terrorist attacks. *Cogent Engineering*, 5(1), 1456710.

Maiolo, M., Carini, M., Capano, G., & Piro, P. (2017). Synthetic sustainability index (SSI) based on life cycle assessment approach of low impact development in the Mediterranean area. *Cogent Engineering*, 4(1), 1410272.

Maiolo, M., Capano G. & De Cicco, R. (2020). Metabolic approach for estimating the environmental loads associated with water distribution network of Rende: Life Cycle Assessment application with Impact 2002+. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems (JSDEWES)*, 1080323.

doi: <http://dx.doi.org/10.13044/j.sdewes.d8.0323> (in press).

Munaro, M. R., Tavares, S. F., & Bragança, L. (2020). Towards circular and more sustainable buildings: A systematic literature review on the circular economy in the built environment. *Journal of Cleaner Production*, 121134.

Murray, A., Skene, K., & Haynes, K. (2017). The circular economy: an interdisciplinary exploration of the concept and application in a global context. *Journal of business ethics*, 140(3), 369-380.

Nono, D., Odirile, P. T., Basupi, I., & Parida, B. P. (2019). Assessment of probable causes of chlorine decay in water distribution systems of Gaborone city, Botswana. *Water SA*, 45(2), 190-198.

Ortega, E., Braunstein, A., & Lage-Castellanos, A. (2020). Contamination source detection in water distribution networks using belief propagation. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 1-19.

Rossman, L.A., Clark, R.M., & Grayman, W.M., (1994). Modeling chlorine residuals in drinking water distribution systems. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 120(4), pp. 803–820.

Sambito, M, & Freni, G., (2017). LCA Methodology for the Quantification of the Carbon Footprint of the Integrated Urban Water System. *Water* 2017, 9, 395. doi:10.3390/w9060395.

Sassanelli, C., Rosa, P., Rocca, R., & Terzi, S. (2019). Circular economy performance assessment methods: A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*, 229, 440-453.

Stahel, W. R. (2016). The circular economy. *Nature*, 531(7595), 435-438.

1. Sostenibilità e modelli economici: il paradigma dell'Economia Circolare

La teoria dello sviluppo sostenibile pone le proprie basi semantiche nel Rapporto Brundtland (1987), secondo il quale, per sostenibile s'intende un equilibrio fra il soddisfacimento delle esigenze delle generazioni presenti senza compromettere la possibilità, alle future generazioni, di sopperire alle proprie. Più recentemente, tali concetti sono stati ripresi e normati a livello Globale, nel settembre del 2015, da 193 Paesi membri dell'ONU, mediante la sottoscrizione dell'Agenda 2030 per lo Sviluppo Sostenibile (U.N.,2015). Tale Agenda, infatti, include un programma d'azione per le persone, il pianeta e la prosperità basato su 17 Obiettivi (*Sustainable Development Goals, SDGs*), di seguito elencati:

- sradicare la povertà in tutte le sue forme e ovunque nel mondo;
- porre fine alla fame, raggiungere la sicurezza alimentare, migliorare l'alimentazione e promuovere l'agricoltura sostenibile;
- garantire una vita sana e promuovere il benessere di tutti a tutte le età;
- garantire un'istruzione di qualità inclusiva ed equa e promuovere opportunità di apprendimento continuo per tutti;
- raggiungere l'uguaglianza di genere e l'autodeterminazione di tutte le donne e ragazze;
- garantire la disponibilità e la gestione sostenibile di acqua e servizi igienici per tutti;
- garantire l'accesso all'energia a prezzo accessibile, affidabile, sostenibile e moderna per tutti;
- promuovere una crescita economica duratura, inclusiva e sostenibile, la piena occupazione e il lavoro dignitoso per tutti;
- costruire un'infrastruttura resiliente, promuovere l'industrializzazione inclusiva e sostenibile e sostenere l'innovazione;
- ridurre le disuguaglianze all'interno dei e fra i Paesi;
- rendere le città e gli insediamenti umani inclusivi, sicuri, resilienti e sostenibili;
- garantire modelli di consumo e produzione sostenibili;
- adottare misure urgenti per combattere i cambiamenti climatici e le loro conseguenze;

- conservare e utilizzare in modo sostenibile gli oceani, i mari e le risorse marine;
- proteggere, ripristinare e promuovere l'uso sostenibile degli ecosistemi terrestri, gestire in modo sostenibile le foreste, contrastare la desertificazione, arrestare e invertire il degrado dei suoli e fermare la perdita di biodiversità;
- promuovere società pacifiche e inclusive orientate allo sviluppo sostenibile, garantire a tutti l'accesso alla giustizia e costruire istituzioni efficaci, responsabili e inclusive a tutti i livelli;
- rafforzare le modalità di attuazione e rilanciare il partenariato globale per lo sviluppo sostenibile.

Secondo gli SDGs porre fine alla povertà e ad altre privazioni deve procedere di pari passo con le strategie che migliorano la salute e l'istruzione, riducendo, in tal modo, le disuguaglianze tra Paese e Paese¹. Lo scopo è quello di creare un modello condiviso di pace e prosperità (lotta al cambiamento climatico, ...) verso il quale far orientare i modelli di crescita economica.

Il concetto di sostenibilità, ormai diventato un modello universale verso il quale tendere, così com'è noto, investe principalmente tre ambiti specifici: società, ambiente ed economia. Si deduce, dunque, che risulta necessario collegare lo standard di vita all'ambiente circostante, nonché alla natura, al paesaggio e agli ecosistemi, naturali o seminaturali con l'obiettivo di mantenere il tasso di utilizzo delle risorse al di sotto della loro velocità di rigenerazione. Si tratta di un modello di ambiente, paesaggio e società in perfetta sinergia reciproca: non a caso, la ricerca di una definizione di sostenibilità, implica la capacità e la necessità di un approccio globale e multidisciplinare e proprio per questa motivazione, l'ambito economico è di sostanziale riferimento. In tal caso, tuttavia, all'economia, non si intende far riferimento per il mero "costo" monetario associato a un prodotto, ma più in generale per i costi diretti e indiretti associati a ciascuno di questi e, dunque, a tutte le scelte programmatico-progettuali che hanno contribuito alla sua costruzione. La panoramica che si delinea è ampia e suggestiva, in special modo per l'elevato numero di parametri che ne definiscono la variabilità. E' proprio per tale

¹ <https://sdgs.un.org/>

motivazione che è stringente la necessità di individuare un modello economico capace di interpretare e stimare tutti gli aspetti connessi all'economia sostenibile.

1.1 La struttura del modello: origine, principi, obiettivi

L'Economia Circolare (EC) è uno strumento modellistico finalizzato alla regolamentazione di produzione e consumo, mediante obiettivi di efficienza, riciclo, recupero, riduzione e progettazione (Morseletto, 2020).

Si tratta, dunque, di un modello finalizzato a estendere, quanto più possibile, la vita utile dei prodotti, limitando la produzione di rifiuti con tutti gli oneri ambientali connessi alla fase di end-life e contrastando l'obsolescenza programmata dei prodotti.

Principi così ambiziosi possono essere perseguiti solo mediante un modello economico basato sull'autorigenerazione ciclica, in netta sinergia con i meccanismi di funzionamento degli ecosistemi naturali, all'interno dei quali l'output di una fase rappresenta l'input di quella immediatamente successiva o quella a monte del ciclo. Infatti, i principali modelli di business della EC possono essere classificati in due gruppi (Stahel, 2016):

- modelli basati sul riutilizzo, mediante una estensione della vita utile dei prodotti;
- modelli basati sulla trasformazione di vecchi beni in materiali riciclati da re-impiegare.

Si tratta di macrogruppi, utili per una classificazione sommaria, ma è facilmente intuibile che, alla luce della complessità dei sistemi urbani odierni, una transizione verso la EC richiede adattamenti olistici dei modelli di business delle imprese, contemplando anche la creazione di nuovi modelli ad hoc (Ferasso et al., 2020).

E' chiaro che, affinché un modello di EC sia perfettamente funzionante, i prodotti devono essere progettati e mantenuti in maniera tale da estendere il ciclo di vita: questo è legato al fatto che l'obiettivo di tale modello economico non risiede solo nella riduzione di prodotti portati allo stato di rifiuto, ma, al contrario, la circolarità, proprio in quanto tale, richiede un ricorso limitato alla produzione, contrastando tutti gli impatti a essa connessi. Si tratta di un modello onnicomprensivo, nel quale gli effetti di una scelta non si focalizzano solo sul processo immediatamente a valle ma vengono iterati per tutto il ciclo, coinvolgendo anche l'ambiente circostante e tutto ciò che può risultarvi trasversale.

La *Ellen MacArthur Foundation* rappresenta una delle più grandi fondazioni private a sostegno dell'EC. Gli studi condotti hanno portato alla definizione di quelli che possono essere definiti i tre principi applicativi, che stanno alla base di un modello EC:

- progettare l'eliminazione di rifiuti e inquinamento;
- mantenere prodotti e materiali in uso;
- rigenerare i sistemi naturali.

L'analisi di questi tre punti porta alla definizione del noto modello delle 3 R, ossia Riduzione-Riuso-Riciclo (Kirchherr et al., 2017). Si tratta di obiettivi che possono essere perseguiti favorendo politiche atte alla sostituzione di prodotti con servizi, basti pensare allo *sharing*, quindi condividendo oggetti di uso comune, i quali non diventano di proprietà esclusiva dell'individuo, ma dell'intera comunità che ne può fruire, stimolando anche lo sviluppo di comportamenti virtuosi per la manutenzione.

Alla luce della vastità del concetto di EC, la fondazione *Ellen MacArthur* ha proposto una rassegna delle principali scuole di pensiero sviluppate²:

- *CRADLE TO CRADLE*: ogni materiale deve continuare a essere riutilizzato all'interno del proprio ciclo produttivo: l'output di una fase rappresenta l'input di quella successiva;
- *PERFORMANCE ECONOMY*: finalizzato ad allungare la vita utile dei prodotti, iterando il ciclo di vita, così da minimizzare gli sprechi;
- *BIOMIMICRY*: consente di sviluppare i sotto-modelli della EC sfruttando il confronto sistematico con i processi naturali e biologici;
- *INDUSTRIAL ECOLOGY*: analizza i flussi di materia e di energia nei sistemi industriali;
- *NATURAL CAPITALISM*: ha lo scopo di investire sul capitale naturale, massimizzandone la produttività;
- *BLUE ECONOMY*: lo spreco di un prodotto diventa l'input per creare un nuovo flusso di cassa;
- *REGENERATIVE DESIGN*: si basa sulle potenzialità auto-rigenerative dei sistemi.

Quest'ultimo modello ha posto le basi all'odierno concetto di EC.

² <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/circular-economy/concept/schools-of-thought>

Nel settore idrico, esempi virtuosi di EC riguardano prevalentemente pratiche di raccolta, trattamento e riuso a scala di edificio di acqua non potabile, includendo acque piovane e grigie. La raccolta dell'acqua piovana, applicata principalmente a scala di edificio (o condominio), può contribuire alla gestione della domanda e al controllo localizzato delle piene: realizzata mediante strumentazione di raccolta situati su tetti e terrazze, contribuisce anche alla riduzione dell'erosione del suolo e la contaminazione degli specchi d'acqua superficiali. Esistono, tuttavia, esempi interessanti legati al riciclo di acque grigie a scopo idropotabile: tuttavia, la qualità di tali acque è variabile a seconda della provenienza ed è proprio tale aspetto che ne rende difficoltoso il trattamento e dunque il reimpiego (ad esempio in ambito agricolo e industriale). I limiti di tali applicazioni risiedono, tuttavia, nell'assenza di solide basi normative che ne regolano gli impieghi, abbinati a opportuni incentivi che le mettano a buon mercato e dunque alla portata di una vasta utenza.

In tale direzione sono stati sviluppati diversi progetti di ricerca a livello internazionale, tra i quali:

- B-WaterSmart³ - risponde alle sfide che il settore idrico è costretto ad affrontare con lo sviluppo economico e infrastrutturale (scarsità d'acqua e aumento della domanda di acqua). Il progetto "costruisce" una società e un'economia intelligente per l'acqua (come il nome stesso suggerisce "Building water-smart society and economy", B-WaterSmart) con l'obiettivo di accelerare la transizione verso riciclo, riuso e recupero, nuovi approcci di *governance*, impiego di risorse idriche alternative, riduzione dei carichi inquinanti;
- Project Ô⁴ - ha lo scopo di fornire strumenti e approcci tecnici per incentivare il riutilizzo e il riciclo d'acqua, oppure identificare nuove tecniche di trattamento delle acque reflue, con applicabilità a scala locale. Il progetto, infatti, si basa sul principio che l'inserimento di piccoli circuiti locali per la gestione dell'acqua possa alleviare le pressioni sui sistemi centrali, agevolando l'adozione di tecnologie innovative, a microscala, che favoriscono una gestione circolare.

Gli impatti positivi di una transizione verso una rimodulazione dello sfruttamento delle risorse naturali, paradossalmente, sono emersi in occasione della pandemia da COVID-19:

³ <https://b-watersmart.eu/>

⁴ <http://eu-project-o.eu/>

il *lockdown*, infatti, ha imposto un arretramento del campo d'attività dell'uomo, favorendo una riduzione dei livelli di inquinamento e un timido avanzamento degli ecosistemi naturali, da sempre confinati dall'uomo (Ezeh et al., 2020).

Per analizzare un modello di EC e definirne un processo di transizione, è necessario ricorrere alla prassi scientifica per individuare modelli capaci di stimare il livello di sostenibilità delle scelte programmatiche, fornendo anche una panoramica sulle potenziali evoluzioni future di scenari alternativi. Tra questi modelli, la *Life Cycle Assessment* (LCA) (dettagliata nei capitoli successivi) è impiegata molto frequentemente (Sassanelli et al., 2019), alla luce della modularità e versatilità di un modello, al quale è richiesto un elevatissimo livello di adattabilità a condizioni al contorno sempre più particolari, le quali definiscono i confini del sistema oggetto d'indagine. Altri approcci modellistici pongono le proprie basi su indicatori o combinazioni di indicatori (Foster & Kreinin, 2020), i quali spesso, avendo una visione settoriale del problema, forniscono risultati incompleti (Moraga et al., 2019).

La necessità di adottare un modello di EC è legata all'esigenza sempre più crescente di superare il tradizionale modello lineare (estrazione, lavorazione, impiego e fine vita): si tratta, infatti, di un modello altamente oneroso, non solo dal punto di vista economico, in quanto richiede una elevata disponibilità di materiali ed energia. La EC, interpretando appieno il concetto di crescita sostenibile e basandosi su un modello economico finalizzato a minimizzare il prelievo di risorse, si inserisce nel contesto più ampio della *Green Economy*, la quale, al contrario, interpreta le esigenze dell'economia nell'era della crisi ambientale, includendo anche altri aspetti decisivi quali il benessere e la resilienza degli ecosistemi, con l'obiettivo finale di tutelare il capitale naturale e i servizi eco-sistemici.

Gli aspetti essenziali, volti a garantire e supportare la transizione aziendale verso il modello di economia circolare richiedono strumenti volti a:

- sviluppare un sistema di segnalazione e certificazione;
- sostenere il settore *bio-based*;
- promuovere l'uso delle tecnologie digitali per tracciare e mappare le risorse.

Nell'economia lineare, l'estrazione delle materie prime rappresenta un *must*, soprattutto in quanto, uno dei principali presupposti di tale modello si basa sull'idea che le risorse a

basso costo siano infinite. Tale approccio pone in netta contrapposizione il modello lineare e quello circolare: quest'ultimo, infatti prevede che le materie prime post-uso restino comunque in circolo mediante pratiche di ricircolo o riuso.

La EC, alla luce delle valutazioni discusse in precedenza, rappresenta un modello finalizzato non solo a ridurre gli stress ambientali, ma anche un'utile alternativa economica, capace di incrementare il valore economico di ogni prodotto, ricercare nuovi settori di mercato, con positive ripercussioni anche dal punto di vista sociale (diffusione di *best practices*, identità ecologica, creazioni di nuovi posti di lavoro).

La Commissione Europea, nel Nuovo Piano d'Azione per l'Economia Circolare, individua una serie di azioni trasversali che è necessario attuare per definire, in maniera irreversibile, la transizione verso un modello economico basato sulla EC. Tra queste⁵:

- la circolarità come presupposto per la neutralità climatica;
- una giusta impostazione economica, basata su modelli di produzione e di consumo più sostenibili, promuovendo l'integrazione di criteri di sostenibilità nelle strategie aziendali e incentivando la divulgazione dei dati ambientali (etichette ambientali);
- promuovere la transizione attraverso ricerca, innovazione e digitalizzazione.

Definire una transizione verso il modello circolare risulta una sfida transfrontaliera e suscettibile a un elevato numero di variabili che possono compromettere il risultato. L'onnicomprendività della EC impone, dunque, di definirne i limiti, con lo scopo di essere elaborati e superati dai modelli gestionali a supporto dei decisori. Tra questi, i sei limiti individuati da Korhonen et al. (2018):

- termodinamici;
- inerenti ai confini del sistema;
- inerenti al mercato economico;
- di prassi o abitudinali in merito, ad esempio, alle tecnologie comunemente impiegate;
- *governance*;
- sociali e culturali;

⁵ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/?uri=CELEX%3A52020DC0098>

chiariscono la complessità del modello EC dovuto all'estrema suscettibilità delle catene di valore che ne definiscono i meccanismi di funzionamento (Munaro et al., 2020).

1.2 Il modello dell’Economia Circolare in normativa

In Europa, l’esigenza di una transizione verso la circolarità è confermata nel testo della Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo [COMM (2015) 614 del 02.12.2015], relativa al Piano di Azione dell’Unione Europea sull’Economia Circolare⁶. All’interno di tale documento sono definiti una serie di obiettivi e proposto un modello economico nel quale i residui derivanti dalle attività di produzione e consumo sono reintegrati nel ciclo produttivo secondo una logica di piena rigenerazione delle risorse al fine di ridurre l’impatto umano sull’ambiente. Tale documento comprende quelle misure che aiuteranno a stimolare la transizione dell’Europa verso una EC, a promuovere la competitività globale, a favorire la crescita economica sostenibile e a creare nuovi posti di lavoro. A marzo 2020 la Commissione Europea ha adottato un nuovo Piano d’Azione⁷, aggiornando il precedente. Il nuovo Piano mira a rendere l’economia dell’Europa più adatta a un futuro verde, a rafforzarne la competitività proteggendo l’ambiente e a sancire nuovi diritti per i consumatori. Il Piano 2020 include iniziative innovative lungo tutto il ciclo di vita dei prodotti, includendo anche la progettazione e promuovendo consumi sostenibili nonché tutti processi di transizione verso una EC, mirando, in definitiva, a garantire che le risorse utilizzate siano conservate nell’economia Comunitaria il più a lungo possibile. Gli obiettivi principali che si intendono raggiungere prevedono il riciclaggio del 65% dei rifiuti urbani entro il 2035 e del 70% dei rifiuti di imballaggio entro il 2030, minimizzando il ricorso alla discarica come scenario di fine vita. Con tale Piano, si intende dare ampia importanza anche a obiettivi che favoriscano azioni di prevenzione: sono previste, infatti, misure specifiche per contrastare lo spreco alimentare e i rifiuti marini come contributo al raggiungimento degli impegni Comunitari a favore degli obiettivi di Sviluppo Sostenibile. Tale prospettiva è stata rafforzata e rilanciata nel testo della “Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni” (COMM (2019) 640) del 11.12.2019 definita “IL GREEN DEAL EUROPEO” (U.E., 2019).

La comunicazione sul *Green Deal* europeo ha varato una nuova strategia di crescita mirata a trasformare l’UE in una società giusta e prospera che migliori la qualità di vita delle generazioni attuali e future, una società dotata di un’economia moderna, efficiente sotto il

⁶ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/?uri=CELEX%3A52015DC0614>

⁷ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/?uri=CELEX%3A52020DC0098>

profilo delle risorse e competitiva che entro il 2050 non genererà emissioni nette di gas a effetto serra e in cui la crescita economica sarà dissociata dall'uso delle risorse, con l'ambizione di fare dell'Europa il primo continente climaticamente neutro.

Rispetto a tale obiettivo la Commissione ha proposto una legge europea sul clima che trasformerà l'impegno politico dell'UE a conseguire la neutralità climatica entro il 2050 in un obiettivo giuridicamente vincolante, così da rendere tangibile l'interesse dell'Europa a conseguire una transizione "*low carbon*" a un impatto climatico zero. Le istituzioni dell'UE e gli Stati membri sono quindi tenuti ad adottare le misure necessarie per raggiungere questo obiettivo.

Il citato Nuovo Piano d'Azione per l'Economia Circolare approvato, elemento cardine del *Green Deal* Europeo del 2019, contiene le misure necessarie volte a far sì che i prodotti sostenibili diventino la norma all'interno dell'UE, responsabilizzando i consumatori e riducendo i rifiuti in tutti quei settori ove il potenziale di circolarità può essere elevato: edilizia, elettronica, batterie e veicoli, imballaggi, plastica, tessili, alimenti; tra le varie misure programmate, emerge l'adozione di sistemi di verifica e procedure di certificazione dedicate.

La certificazione e l'accreditamento, intesi come attestazione di parte terza, stanno assumendo, di conseguenza, sempre maggiore rilevanza nella normativa europea anche in relazione al principio per cui le imprese che adottano volontariamente strumenti di gestione ambientale riconosciuti possano beneficiare di semplificazioni, sgravi e agevolazioni nel rapporto con le amministrazioni pubbliche.

In questo campo la Commissione europea, gli Stati Membri e le diverse organizzazioni internazionali, a partire dagli anni '90, hanno sviluppato strumenti di certificazione ambientale che possono riassumersi in: sistemi di gestione ambientale (come EMAS); etichette ambientali (ISO Tipo I, disciplinate dalla Norma ISO 14024, es. EU Eco-label); autodichiarazioni ambientali (ISO Tipo II, disciplinate dalla Norma ISO 14021, es. Mobius loop); dichiarazioni Ambientali di Prodotto (ISO Tipo III, disciplinate dalla Norma ISO 14025); marchi ed etichettature obbligatori (es. etichettature di risparmio energetico). Tali strumenti, in particolare, i marchi di tipo I e III, hanno come riferimento principale l'analisi del ciclo di vita dei prodotti (LCA) che permette di individuare per ogni fase del ciclo (dal reperimento e lavorazione delle materie necessarie alla loro produzione, allo smaltimento

finale degli stessi) gli impatti ambientali più significativi, permettendo così di definire obiettivi di miglioramento e standard da raggiungere.

Molte certificazioni di prodotto sono riconosciute anche all'interno di sistemi completi di valutazione della bioedilizia, molto diffusi all'interno delle pratiche professionali; si tratta dei cosiddetti "*Rating Systems*", ossia sistemi a punteggio quali LEED, BREEAM, Protocollo Itaca, DGNB, che si presentano come sistemi di indicatori a cui viene abbinato un punteggio in relazione al livello di corrispondenza della soluzione proposta con i requisiti prestabiliti. Tali strumenti, che hanno la finalità di certificare il livello di sostenibilità di un'intera progettazione edilizia, limitano tuttavia la valutazione attorno ad alcuni aspetti prestabiliti, da includere o escludere all'interno del progetto, e considerano solo parzialmente gli impatti ambientali generati nell'intero ciclo di vita.

A livello nazionale, l'interesse verso tali temi è in progressiva crescita: l'Italia, infatti, è classificata come (Cancila & Amorusi, 2019):

- terzo Paese al mondo per numero di sistemi di gestione ambientali certificati ISO 14001, dopo la Cina e il Giappone, per numero di certificati di filiera FSC, dopo Cina e Stati Uniti;
- primo Paese europeo per numero di certificazioni di prodotto EPD;
- secondo Paese europeo per EMAS dopo la Germania e per l'Ecolabel, dopo la Francia.

La posizione rilevante che assume l'Italia nel panorama delle certificazioni dimostra l'attenzione dei riguardi della sostenibilità e soprattutto dei principi della EC: risulta, infatti, al primo posto per indice di circolarità tra le cinque più forti economie europee, anche se la transizione verso un modello basato sulla circolarità è molto lenta a causa degli scarsi investimenti in innovazione tecnologica.

Bibliografia

Cancila, E., & Amorusi, A. (2019). La diffusione degli strumenti volontari per la gestione della sostenibilità in Emilia-Romagna. Rapporto Osservatorio Green ER edizione 2019.

- E.U. (2019) Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of Regions – The European Green Deal, COMM (2019), 640, Brussels, 11.12.2019.
- Ezeh, C. U., Ragatoa, D. S., Sanou, C. L., Emeribe, C. N., & Nnaemeka, C. (2020). A review of the Impacts of COVID-19: Lessons for Africa. *Parana J. Sci. Edu*, 6(4), 65-70.
- Ferasso, M., Beliaeva, T., Kraus, S., Clauss, T., & Ribeiro-Soriano, D. (2020). Circular economy business models: The state of research and avenues ahead. *Business Strategy and the Environment*, 29(8), 3006-3024.
- Foster, G., & Kreinin, H. (2020). A review of environmental impact indicators of cultural heritage buildings: A circular economy perspective. *Environmental Research Letters*, 15(4), 043003.
- Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, conservation and recycling*, 127, 221-232.
- Korhonen, J., Honkasalo, A., & Seppälä, J. (2018). Circular economy: the concept and its limitations. *Ecological economics*, 143, 37-46.
- Moraga, G., Huysveld, S., Mathieux, F., Blengini, G. A., Alaerts, L., Van Acker, K., . & Dewulf, J. (2019). Circular economy indicators: What do they measure? *Resources, Conservation and Recycling*, 146, 452-461.
- Morseletto, P. (2020). Targets for a circular economy. *Resources, Conservation and Recycling*, 153, 104553.
- Munaro, M. R., Tavares, S. F., & Bragança, L. (2020). Towards circular and more sustainable buildings: A systematic literature review on the circular economy in the built environment. *Journal of Cleaner Production*, 121134.
- Sassanelli, C., Rosa, P., Rocca, R., & Terzi, S. (2019). Circular economy performance assessment methods: A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*, 229, 440-453.
- Stahel, W. R. (2016). The circular economy. *Nature*, 531(7595), 435-438.

U.N. (2015) Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development, United Nations,A/RES/70/1

2. Il Metabolismo Urbano come strumento interpretativo del modello dell'economia circolare

2.1 La teoria del metabolismo urbano

Il concetto di Metabolismo Urbano (MU), come il termine stesso suggerisce, si basa sul parallelismo con il metabolismo ecosistemico e, quindi, degli organismi viventi. L'analogia interpretativa risiede nella capacità di consumare risorse provenienti dall'esterno, e trasformarle fino a produrre degli scarti. Fu esattamente questo principio impiegato da Wolman (1965) il quale può essere considerato il padre del concetto di MU. Un ecosistema naturale rappresenta non solo un riferimento interpretativo degli ecosistemi urbani, ma, alla luce dei perfetti equilibri che ne regolano il funzionamento, si può identificare con un modello verso il quale tendere mediante uno sviluppo sostenibile, basato sulla ciclicità (*from cradle to cradle*) tra input e output. Proprio per tali considerazioni, il MU può essere definito come la somma totale dei processi tecnici e socio-economici che si verificano nelle città, con conseguente crescita, produzione di energia ed eliminazione dei rifiuti (Kennedy et al., 2007). Il MU rappresenta dunque un modello basato sulla quantificazione e bilancio tra input e output, in termini energetici e di materiali (materiali, acqua, emissioni e rifiuti). L'ampio spettro di concetti richiamati all'interno di un modello di MU, nel corso degli anni, ha favorito lo sviluppo di due filoni di ricerca (Kennedy et al., 2011):

- approccio in termini di flussi energetici:
Haberl (1997) propose la parità di importanza tra flussi energetici e di massa nell'analisi metabolica. Tale aspetto definisce il modello del metabolismo energetico ecologico, in seguito ripreso e modificato, introducendo un approccio basato sull'energia (Odum, 2007) e l'exergia (Jørgensen, 2000). Nel primo caso si fa riferimento all'energia incorporata mentre nel secondo alla quantità di lavoro utile che può essere svolto dall'energia in un sistema. Tali approcci, che partono da un'analisi energetica, prevedono uno studio dei flussi integrati di materiali e di energia (si deduce, quindi che il modello riceve in input grandezze differenti) convertendoli in un'unica funzione obiettivo da ottimizzare;
- approccio in termini di flussi di massa:

il modello lineare di Wolman (1965) fu re-interpretato da Girardet (1990), proponendo un approccio ciclico, successivamente evoluto in un nuovo approccio a rete (Zhang et al., 2009). Altri successivi studi hanno optato per creare un legame tra il modello MU e specifici aspetti che caratterizzano il contesto urbano, come, ad esempio, l'uso del suolo (Huang & Chen, 2009; Wu & Yan, 2011), l'ambito sociale (ad esempio tasso di occupazione, salute umana) (Newman, 1999), l'andamento del consumo di risorse e generazione dei rifiuti (Warren-Rhodes & Koenig, 2001), l'impronta ecologica (Kenny & Gray, 2009), superando l'incapacità di stimare il livello di sostenibilità dei modelli precedenti e monitorando le evoluzioni nel tempo; l'impronta di carbonio (Kennedy et al., 2010).

I risultati ottenuti da tali studi sono stati impiegati, a livello internazionale, come input per lo sviluppo e la definizione di modelli evoluti di progettazione e gestione di realtà urbane. Tuttavia, come spesso si verifica, la disponibilità dei dati rende particolarmente sensibile l'applicazione di alcuni modelli, all'interno dei quali l'analisi parametrica svolge un ruolo chiave.

La definizione di MU e del modello, per come utilizzati oggi, sono stati proposti da Kennedy et al. (2007).

2.2 Il modello Metabolico

I differenti approcci analitici per la modellazione del MU, precedentemente richiamati hanno come riferimento modelli basati su una *black-box* o sulla contabilità input-output. Tali caratteristiche conferiscono ai modelli un carattere prevalentemente globale, rischiando di distanziarsi eccessivamente da un approccio modulare, che sta alla base della gestione modellistica in un contesto così ampio in termini di dati e parametri descrittivi dei sistemi analizzati.

Per colmare tale limite, sono stati sviluppati modelli di simulazione sofisticati, capaci di tenere traccia delle evoluzioni dei processi ecologici singolarmente e complessivamente, stimando anche i restanti meccanismi endogeni, nonché quelli responsabili degli impatti ambientali connessi al sistema. Le principali tecniche di simulazione includono modelli di dinamica ecologica, reti ecologiche, analisi input-output e analisi di processo, presentati e sintetizzati in Tabella 2.2.1.

Dinamica ecologica

La peculiarità di tali studi è l'attenzione nella costruzione della struttura del sistema e delle leggi di causalità che ne regolano i meccanismi di funzionamento (evoluzione della termodinamica ecologica del sistema). In alcuni i casi gli approcci si basano sull'individuazione del funzionamento ottimale del sistema (Jørgensen, 2000), prendendo come riferimento, ad esempio, l'interazione tra il metabolismo del carbonio e la sua interazione con i parametri che definiscono la struttura economica della realtà urbana.

Reti ecologiche (Environment Network Analysis – ENA)

Basati su tecniche input-output, tali modelli hanno lo scopo di simulare la distribuzione strutturale delle componenti dell'ecosistema e le complesse interrelazioni tra i diversi livelli (in termini di flussi di massa e di energia) e le diverse componenti di un ecosistema (Liu et al., 2012). L'approccio delle reti ecologiche rappresenta il riferimento degli attuali modelli di analisi del ciclo di vita (come la LCA, dettagliata nel capitolo successivo), avendo come scopo quello di stabilire un diagramma di flusso, descrittivo della rete ecologica, che indichi le quantità relative di materiali e flussi di energia tra i componenti del sistema attraverso relazioni dirette e indirette. Per tale motivazione si tratta di un metodo efficace per analizzare la struttura e le funzioni di un sistema in relazione a ecosistemi naturali (Baird et al., 2009), facendo convergere l'analisi verso quello che rilascia un sistema (cioè gli output finali) e socioeconomici (Zhang et al., 2011) per l'effetto totale che l'output del componente

ha sulla produzione totale del singolo componente.

Analisi input-output

La simulazione di un MU richiede la suddivisione degli attori metabolici in compartimenti sempre più definiti in ambiti specifici (economia, società, ambiente), facilitando il corretto e coerente inventario dei flussi di materiale e energia, i quali sono basati sui flussi di valore economico tra i settori del MU (Bullard et al., 1978). La similitudine del modello d'Analisi input-output con il modello di Analisi di Processo è stata riconosciuta (Bullard & Herendeen, 1975) e, in alcuni casi, il classico approccio metodologico basato su valutazioni economiche, che ne definisce le caratteristiche principali, subisce l'influenza della Environmental Footprint (Rosado & Ferrão, 2009). L'Analisi input-output si caratterizza da un approccio macroscopico nella definizione dei flussi di elementi ecologici che caratterizzano il sistema economico prescelto.

Analisi di processo

Tali modelli si basano sulla capacità di tracciare in maniera accurata i processi chiave relativi alla generazione di un prodotto. La quantità di input degli elementi ecologici iniziali in ogni processo può quindi essere utilizzata per approssimare la quantità di elementi ecologici consumati per generare il prodotto (Bullard et al., 1978). Anche in tale ambito si risente il legame con i moderni modelli di analisi del ciclo di vita (LCA). Con l'Analisi di Processo sono tracciati tutti gli elementi caratterizzanti il singolo processo di produzione da una prospettiva di micro-scala.

Material Flow Analysis

Altri approcci metodologici per la stima del MU, il cui richiamo in letteratura è frequente, si ritrovano nei modelli di analisi del flusso materiale (Material Flow Analysis - MFA) per esaminare i flussi fisici di energia e materiali attraverso un ecosistema urbano. Si tratta di una metodologia basata sull'impiego di dati statistici per individuare e tracciare particolari sostanze dall'ingresso fino all'uscita, includendo le eventuali operazioni di trasformazione subite all'interno di un sistema urbano limitato da specifici confini territoriali (Brunner & Rechberger, 2016). Obiettivo della MFA è acquisire una comprensione tale del sistema urbano, e quindi del suo metabolismo, attraverso l'osservazione attenta dei fenomeni che possono influenzare la natura spazio-temporale dei modelli metabolici di una città. Tale obiettivo, a livello pratico, si esplica studiando le relazioni causali tra flussi, scorte, attività, bisogni, facilitatori/vincoli e driver (Dijst et al., 2018).

La ciclicità dell'approccio rappresenta uno dei principali elementi interpretativi del parallelismo tra MU ed Economia Circolare (Ghisellini et al., 2016). E' tuttavia importante tenere in considerazione che le variazioni nei flussi determinano profondi cambiamenti nell'impiego di un prodotto/servizio, che a sua volta incide nella strutturazione dei flussi e nella caratterizzazione nel tempo: si deduce, dunque, l'importanza di far dipendere la variabilità dei parametri che descrivono i flussi anche da valutazioni di carattere sociale (Fischer-Kowalski & Huttler, 1997). Flussi e scorte rappresentano una conseguenza delle attività (classificabili in ambiente economico, politico, domestico, sociale) svolte all'interno del contesto urbano e tutte queste, insieme, sono una manifestazione di bisogni e facilitatori/vincoli (Dijst, 2013). Le attività scaturiscono dalle esigenze e sono strettamente connesse a facilitatori/vincoli, i cui ambiti riguardano la cultura, la tecnologia, nonché *governance* e mercati. I *drivers* (fattori chiave) fanno da sfondo al modello MU nell'approccio MFA, influenzando bisogni, facilitatori/vincoli, attività, flussi e scorte. Essi riguardano aspetti socio-culturali, demografici, politici ed economici.

<i>Metodo</i>	<i>Scala di applicazione</i>	<i>Principali caratteristiche</i>	<i>Similarità con gli altri metodi</i>
Dinamica Ecologica	macro-scala	<ul style="list-style-type: none"> • analisi settoriali • focus sulla struttura del sistema • analisi delle leggi di casualità tra componenti della struttura • sintesi tra approccio input-output e reti ecologiche 	Reti Ecologiche, Analisi Input-Output
Reti Ecologiche	macro-scala	<ul style="list-style-type: none"> • analisi mediante diagrammi di flusso • analisi delle leggi di interrelazione tra i livelli che costituiscono il sistema • approccio mirato alla contabilizzazione 	Analisi Input-Output, Analisi di Processo

		di flussi in input e in output	
Analisi Input – Output	macro-scala	<ul style="list-style-type: none"> • approccio economico • analisi del processo metabolico e ecologico 	Analisi di Processo
Analisi di Processo	micro-scala	<ul style="list-style-type: none"> • analisi dei singoli processi 	-
MFA	macro-scala	<ul style="list-style-type: none"> • analisi di flussi di materia ed energia • analisi delle leggi di interrelazione tra i livelli che costituiscono il sistema • analisi del processo metabolico e ecologico 	Reti Ecologiche

Tabella 2.2.1. Confronto tra i modelli d'analisi metabolica.

2.3 Metabolismo Urbano ed Economia Circolare

MU, nelle sue differenti alternative metodologiche, rappresenta un valido strumento per rilevare e monitorare nel tempo il livello di sostenibilità degli ecosistemi urbani, favorendo la pianificazione di soluzioni atte a incrementarne la resilienza (Longato et al., 2019).

E' interessante riflettere anche sul binomio EC e resilienza: si tratta di due aspetti differenti, ma assolutamente complementari, accomunati da obiettivi comuni legati alla riduzione degli stress, non solo ambientali, sui contesti urbani. Il concetto di resilienza in ambito urbano richiede un approccio bottom-up, destinando alla compagine sociale un ruolo prioritario, in quanto diretti testimoni degli effetti delle scelte programmatiche. La città resiliente è un modello verso il quale tendere per uno sviluppo urbano equilibrato e sostenibile, risultato del perfetto connubio tra le dimensioni sociale, ambientale ed economica della sostenibilità. Il legame tra il modello di EC e la resilienza è sancito dal dinamismo e dall'elasticità di quest'ultima, che sta alla base dei processi di sviluppo che regolano le dinamiche urbane: questo, infatti, ricalca la circolarità e le interconnessioni proprie del modello EC.

La corretta gestione delle risorse in input (materie prime) e in output (rifiuti) rappresenta da sempre un aspetto sensibile: realtà urbane di differenti dimensioni fanno rilevare un incremento nella richiesta di metodi atti a razionalizzare le pratiche di gestione di risorse in input e output.

Come precedentemente dichiarato, la complementarietà tra i concetti di MU ed EC, rappresenta la giusta chiave interpretativa di tali esigenze (Lucertini & Musco, 2020). In questa ottica si rende necessario scandire sempre più la transizione verso un modello di metabolismo circolare (Galychyn et al., 2020), ispirato ai meccanismi *cradle to cradle* (Figura 2.3.1), con lo scopo di superare la visione lineare a causa dei limiti interpretativi legati alle dinamiche di causa-effetto che definiscono i meccanismi di funzionamento. Il modello circolare, infatti, propone una minimizzazione degli input provenienti dall'esterno, massimizzando, al contempo, pratiche di riuso e riciclo di risorse interne. In tale contesto, la metodologia LCA, basata sull'analisi dei flussi in ingresso e in uscita dal sistema analizzato, rappresenta uno strumento di calcolo particolarmente utile: la capacità d'interpretare un processo mediante un approccio input-output per ogni sotto-struttura, agevola la fase di screening dei flussi e delle leggi di interrelazione, capaci di definire la transizione da una logica di "ciclo aperto" a ciclo chiuso.

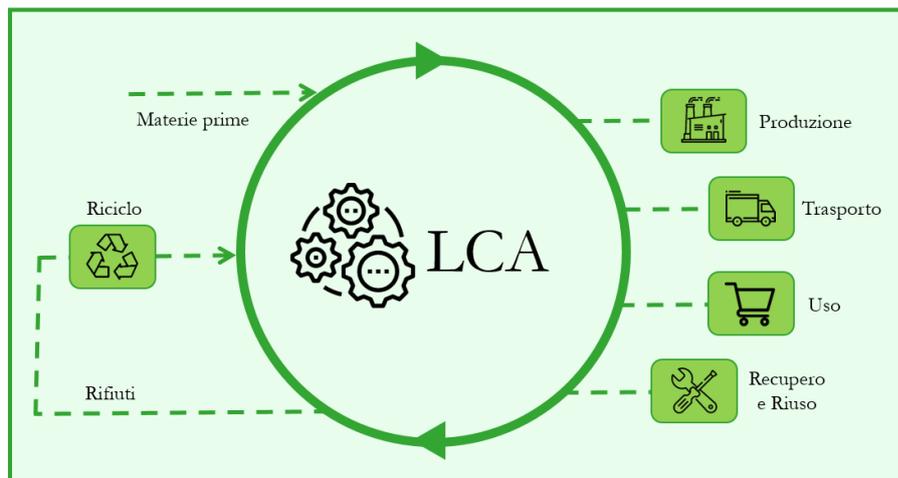


Figura 2.3.1. La circolarità del modello metabolico in un'ottica d'analisi del ciclo di vita mediante la LCA.

Tali cambiamenti, chiaramente, si ripercuotono inevitabilmente sul contesto economico, il quale è necessariamente costretto a seguire le evoluzioni: è necessaria, infatti, una riprogettazione del sistema economico e infrastrutturale, tale che sia rigenerativo⁸, mediante la valorizzazione delle filiere di riuso e riciclo, atte a contenere gli impatti ambientali legati alle attività umane. La transizione verso questa nuova impostazione si rende necessaria in virtù dell'incremento dell'impulso all'industrializzazione nella realtà odierna, con conseguente preponderanza dell'economia su società e ambiente. È paradossale quanto lo sviluppo tecnologico e l'innovazione, i quali rappresentano strumenti di inestimabile valore, se non correttamente gestiti, possano causare impatti considerevoli sugli aspetti a essi correlati. L'analisi metabolica rappresenta uno strumento chiave per definire una corretta interpretazione delle realtà urbane: l'analisi dei sistemi che ne definiscono il funzionamento garantisce il punto di partenza per l'impostazione di un modello di sviluppo basato sui principi della EC. Questo consentirà di convertire gli effetti negati o i potenziali effetti negati in fattore di crescita economica, sociale e ambientale.

⁸ <http://www.planningclimatechange.org/it/researches/paesaggio-acqua-cibo-energia>

Bibliografia

Baird, D., Fath, B.D., Ulanowicz, R.E., Asmus, H., & Asmus, R., (2009). On the consequences of aggregation and balancing of networks on system properties derived from ecological network analysis. *Ecological Modelling* 220, 3465-3471.

Brunner, P.H., & Rechberger, H., (2016). *Handbook of Material Flow Analysis: For Environmental, Resource, and Waste Engineers*, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton.

Bullard, C.W., & Herendeen, R.A., (1975). The energy cost of goods and services. *Energy Policy* 3, 484-493.

Bullard, C.W., Penner, P.S., Pilati, & D.A., (1978). Net energy analysis: handbook for combining process and input-output analysis. *Resources and Energy* 1, 267-313.

Dijst, M., (2013). Space–time integration in a dynamic urbanizing world: current status and future prospects in geography and GIScience. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* 103, 1058–1061.

Dijst, M., Worrell, E., Böcker, L., Brunner, P., Davoudi, S., Geertman, S., ... & Zeyringer, M. (2018). Exploring urban metabolism—Towards an interdisciplinary perspective, 190–203

Fischer-Kowalski, M., & Huttler, W., (1997). Society's metabolism: the intellectual history of materials flow analysis, Part II, 1970–1998. *J. Ind. Ecol.* 2, 107–136.

Galychyn, O., Buonocore, E., & Franzese, P.P. (2020). Exploring the global scientific literature on urban metabolism. *Ecological Questions*, 31(4), 1-16.

Ghisellini, P., Cialani, C., & Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner production*, 114, 11-32.

Girardet, H., (1990). The metabolism of cities. In: Cadman, D., Payne, G. (Eds.), *The Living City: Towards a Sustainable Future*. Routledge, London, pp. 170-180.

Haberl, H., (1997). Human appropriation of net primary production as an environmental indicator: implications for sustainable development. *Ambio* 26, 143-146.

Huang, S.L., & Chen, C.W., (2009). Urbanization and socioeconomic metabolism in Taipei: an emergy synthesis. *Journal of Industrial Ecology* 13, 75-93.

Jørgensen, S.E., (2000). *Thermodynamics and Ecological Modelling*. CRC Press, Boca Raton.

- Kennedy, C., Cuddihy, J., & Engel-Yan, J. (2007). The changing metabolism of cities. *Journal of industrial ecology*, 11(2), 43-59.
- Kennedy, C., Steinberger, J., Gasson, B., Hansen, Y., Hillman, T., Havránek, M., Pataki, D., Phdungsilp, A., Ramaswami, A., & Mendez, G.V., (2010). Methodology for inventorying greenhouse gas emissions from global cities. *Energy Policy* 38, 4828-4837.
- Kennedy, C., Pincetl, S., & Bunje, P. (2011). The study of urban metabolism and its applications to urban planning and design. *Environmental pollution*, 159(8-9), 1965-1973.
- Kenny, T., & Gray, N.F. (2009). Comparative performance of six carbon footprint models for use in Ireland. *Environmental impact assessment review*, 29(1), 1-6.
- Longato, D., Lucertini, G., Dalla Fontana, M., & Musco, F. (2019). Including Urban Metabolism Principles in Decision-Making: A Methodology for Planning Waste and Resource Management. *Sustainability*, 11(7), 2101.
- Lucertini, G., & Musco, F. (2020). Circular Urban Metabolism Framework. *One Earth*, 2(2), 138-142.
- Newman, P.W.G., (1999). Sustainability and cities: extending the metabolism model. *Landscape and Urban Planning* 44, 219-226.
- Odum, H. T. (2007). *Environment, power, and society for the twenty-first century: the hierarchy of energy*. Columbia University Press.
- Rosado, L., Ferrão, P., (2009). Measuring the embodied energy in household goods: application to the Lisbon City. In: Havránek, M. (Ed.), *ConAccount 2008: Urban Metabolism, Measuring the Ecological City*. Charles University Environment Center, Prague, pp. 159-181.
- Warren-Rhodes, K., & Koenig, A. (2001). Escalating trends in the urban metabolism of Hong Kong: 1971–1997. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 30(7), 429-438.
- Wolman, A. (1965). The metabolism of cities. *Scientific American*, 213(3), 178-193.
- Wu, Y.Q., & Yan, M.C., (2011). Analysis of the indicators between urban metabolism and land use change in Guangzhou. *Geographical Research* 30, 1380-1390.

Zhang Y., Yang Z.F, & Yu X.Y., (2009). Ecological network and emergy analysis of urban metabolic systems: model development, and a case study of four Chinese cities. *Ecological Modelling* 220, 1431-1442.

3. Modellazione del ciclo di vita di un prodotto

L'analisi del ciclo di vita rappresenta uno strumento essenziale per il controllo dei processi decisionali e/o produttivi, finalizzati alla realizzazione di un prodotto o di un sistema di prodotti. La Life Cycle Assessment, metodologia nota mediante l'acronimo LCA, rappresenta il riferimento modellistico principale per una valutazione completa del tipo *from cradle to gate/cradle to grave/cradle to cradle*, per aderire ai requisiti normativi, in tema di sostenibilità, sempre più stringenti a livello locale, nazionale e internazionale. Come è facile intuire, la LCA è una metodologia che consente la valutazione e la quantificazione degli impatti sull'ambiente associati al ciclo di vita di un prodotto, includendo le fasi di approvvigionamento di materie prime, lavorazione, trasporto, trasformazione, uso e manutenzione fino allo stato di fine-vita.

3.1 Riferimenti normativi

L'introduzione della LCA è datata 1990 (Hauschild et al., 2018), in occasione del congresso nel Vermont della Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). Nella prima accezione, il termine LCA è associato a un procedimento oggettivo di valutazione di carichi energetici e ambientali relativi ad un processo o un'attività, effettuato attraverso l'identificazione dell'energia e dei materiali usati e dei rifiuti rilasciati nell'ambiente.

Le norme internazionali di riferimento si basano sulla serie ISO 14000, relative alla gestione ambientale, e nello specifico sulla serie ISO 1404x (ossia 14040-14044), inerenti alla valutazione del ciclo di vita di un sistema o prodotto. I primi riferimenti normativi, datati 1998, sono stati successivamente integrati nel 2006 e nel 2018. Tali norme forniscono le linee guida di riferimento per la realizzazione di studi LCA, dettagliati secondo le specifiche fasi che caratterizzano la metodologia. Tuttavia, i riferimenti principali sono la ISO 14040 e 14044, la prima perché definisce la metodologia, esplicitando le quattro fasi fondamentali

1. definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione;
2. analisi dell'inventario;
3. valutazione degli impatti;
4. interpretazione e miglioramenti;

e la seconda perché ne chiarisce l'applicazione.

Un importante riferimento nazionale è rappresentato dal D.Lgs. n.50/2016 (Nuovo Codice degli Appalti), in riferimento a:

- art. 23, il quale richiede che la progettazione in materia di lavori pubblici assicuri, tra gli altri obiettivi, il risparmio e l'efficientamento energetico, nonché la valutazione del ciclo di vita e della manutenibilità delle opere;
- art. 95, che tratta i criteri di aggiudicazione di un appalto, nel definire i criteri di valutazione dell'offerta economicamente più vantaggiosa, introduce il criterio di comparazione costo/efficacia quale il costo del ciclo di vita;
- art. 96, definisce puntualmente i costi legati al ciclo di vita di un prodotto: costi di acquisizione, costi di utilizzazione (energia, altre risorse), costi di manutenzione, costi relativi al fine vita (raccolta, smaltimento e riciclaggio), costi ambientali che possono essere valutati in termini monetari;
- Criteri Ambientali Minimi (CAM): si tratta di requisiti ambientali definiti per le varie fasi del processo di acquisto, volti a individuare la soluzione progettuale, il prodotto o il servizio migliore sotto il profilo ambientale lungo il ciclo di vita, tenuto conto della disponibilità di mercato. I CAM sono quindi delle "indicazioni tecniche" di natura ambientale, ed etico-sociale, collegate alle diverse fasi che caratterizzano le procedure d'appalto. I CAM considerano l'edificio in una nuova ottica, vale a dire nel suo intero ciclo di vita: ad esempio i materiali impiegati vengono valutati dai criteri di scelta in fase di costruzione fino al loro disassemblaggio e riciclo al termine della vita dell'edificio. L'interazione tra CAM e LCA si esplica mediante le certificazioni ambientali, le quali, durante la procedura d'appalto, sono strumenti essenziali, richiesti ai fornitori, al fine di certificare il rispetto dei requisiti minimi.

3.2 Life Cycle Assessment (LCA)

Il Life Cycle Assessment (LCA) è dunque un metodo scientificamente riconosciuto di valutazione quantitativa degli impatti ambientali dovuti a un prodotto/servizio, confermato nell'ambito delle politiche ambientali che richiedono l'etichettatura dei prodotti (Ecolabel, EPD, ...). La LCA consente, in pratica, di acquisire consapevolezza dell'impatto ambientale in ognuna delle fasi che compongono il ciclo di vita del sistema considerato, effettuando valutazioni inerenti alla richiesta di materiali ed energia e il contributo, in termini di emissioni in aria, acqua e suolo relativo alla fase di produzione, trasporto, uso e fine vita dei singoli materiali (Maiolo et al., 2018).

I vantaggi legati all'impiego della LCA sono relativi alla completezza in termini di prospettiva del ciclo di vita (ampia panoramica sulle questioni ambientali), al principio della "migliore stima", che si basa sull'impiego di stime medie strutturate secondo una metodologia condivisa tale da garantire confronti imparziali tra modellazioni (Hauschild et al., 2018). Le limitazioni nell'impiego di tale metodologia riguardano prevalentemente semplificazioni e generalizzazioni nella modellazione del sistema di prodotto e degli impatti ambientali che impediscono alla LCA di calcolare gli impatti ambientali effettivi, fornendo, invece potenziali di impatto (Hauschild et al., 2018).

Il dettaglio sulle fasi che costituiscono la LCA è sintetizzato dalla Figura 3.2.1 e descritto nei paragrafi seguenti.

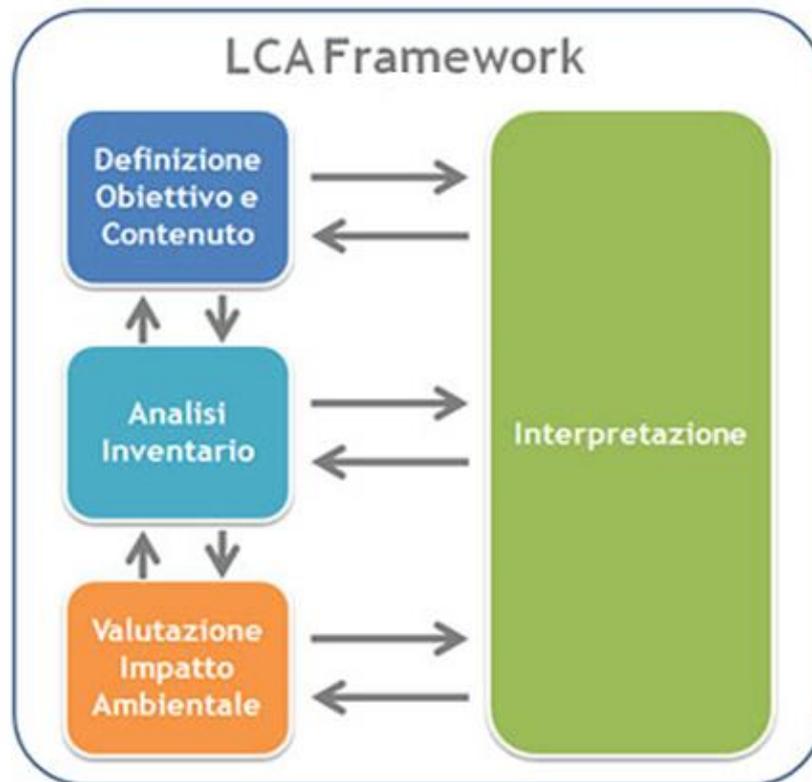


Figura 3.2.1. Fasi applicative della metodologia LCA.

3.2.1 Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

Secondo le ISO 14040-14044 gli obiettivi e gli scopi dello studio di una LCA devono essere definiti con chiarezza ed essere coerenti con l'applicazione prevista. L'obiettivo di una LCA deve stabilire senza ambiguità quali siano l'applicazione prevista, le motivazioni che inducono a realizzare lo studio e il tipo di pubblico a cui è destinato, cioè a quali persone si intendono comunicare i risultati dello studio.

Tale fase rappresenta il punto di partenza metodologico, finalizzato a definire e tarare la struttura del modello a valle. E' necessario, infatti, specificare la tipologia di studio da effettuare, con le relative motivazioni, nonché individuare il pubblico a cui lo studio è destinato. Definire in maniera chiara il campo di applicazione è utile per poter comprendere, e successivamente comunicare, il grado di dettaglio dello studio. In tale fase è richiesto di specificare:

- l'unità funzionale, la quale è il riferimento quantitativo principale sul quale normalizzare tutti i parametri e grandezze caratteristiche dello studio. Essa rappresenta una misura della prestazione del flusso in uscita dal sistema prodotto

ed è la base quantitativa per abilitare il confronto tra modelli (Maiolo et al., 2017a; Turco et al., 2020);

- il confine del sistema, il quale individua i processi da includere o meno nell'analisi;
- le procedure di allocazione, ossia la ripartizione dei flussi in ingresso o in uscita di un processo unitario appartenente al sistema;
- la qualità dei dati, che è definita in base alla tipologia di provenienza e dunque di affidabilità: si distinguono in dati primari (direttamente estratti dal processo in esame), dati secondari (database) e in terziari (da letteratura);
- le limitazioni, di tipo funzionale, territoriale e temporale;
- il tipo (eventuale) di riferimento normativo per rapporto e riesame critico.

3.2.2 Analisi dell'inventario (Life Cycle Inventory - LCI)

È la fase principale e per alcuni aspetti la più complessa, in quanto consiste nella ricostruzione di tutti i flussi utili al funzionamento del prodotto in esame. Questa operazione viene effettuata attraverso la raccolta dei dati e dei procedimenti di calcolo utilizzati.

In tale fase, la qualità dei dati, prima dichiarata, deve trovare riscontro, prediligendo dati di origine primaria, al fine di elaborare un modello analogico della realtà capace di sintetizzare i meccanismi che regolano gli scambi di sistema per il prodotto prescelto.

Nell'analisi dell'inventario hanno un ruolo determinante le banche dati, presenti nei *tool* di calcolo. Tra le principali è importante citare:

- Ecoinvent;
- DATASMART LCI;
- Agri-footprint;
- ELCD;
- U.S. Life Cycle Inventory Database;
- Swiss input / output;
- ESU world LCA Food Database.

Ciascuna contiene dati condivisi a livello internazionale o normati per singola regione e si differenziano per la complessità nella strutturazione dei *dataset* contenenti i processi per

specifici materiali, mezzi di trasporto, tipologia di trasformazione di prodotto e trattamento rifiuti.

3.2.3 Valutazione degli impatti (Life Cycle Impact Assessment - LCIA)

L'obiettivo di questa fase è quello di associare ai risultati della LCI i relativi impatti ambientali provocati da consumi o emissioni (Maiolo et al., 2017b): ai dati dell'inventario vengono associati i contributi delle specifiche categorie di danno o impatto a seconda se l'approccio prescelto sia di *endpoint* o *midpoint*.

Esistono differenti metodologie finalizzate alla quantificazione dell'impatto, capaci di definirlo puntualmente rispetto alla specifica modificazione ambientale determinata, grazie all'impiego delle categorie di impatto. Queste rappresentano uno dei principali elementi di discriminazione tra un metodo LCIA e l'altro, così come le fasi che generalmente distinguono la LCIA:

- Classificazione;
- Caratterizzazione;
- Normalizzazione;
- Raggruppamento;
- Ponderazione.

non comuni a tutti i metodi di valutazione dell'impatto, fatta esclusione per classificazione e caratterizzazione.

Più nel dettaglio, è opportuno specificare che:

- la classificazione consiste nell'associare i dati LCI a specifiche categorie di impatto (uso del suolo, effetto serra, impoverimento delle risorse rinnovabili, consumo di acqua dolce, ...);
- la caratterizzazione collega i risultati della classificazione ai relativi effetti ambientali;
- la normalizzazione consiste nell'elaborare i precedenti risultati in modo tale da poter effettuare un confronto con una determinata categoria;
- il raggruppamento differenzia le diverse categorie di impatto per agevolare l'interpretazione dei risultati;

- la ponderazione si basa sull'impiego di fattori di peso per ottenere un unico valore aggregato da interpretare.

Tra i metodi principali sono da menzionare:

- Eco-Indicator 99, utile per identificare gli impatti su uomo, ecosistemi naturali e risorse;
- EPS 2000, che effettua valutazioni dal punto di vista economico, in termini di stima del danno commisurato a “quante aziende o cittadini siano disposte a pagare per evitare un peggioramento delle condizioni ambientali”;
- EDIP, presenta un focus prevalentemente in un'ottica industriale;
- IMPACT 2002+, è una soluzione intermedia tra approcci finalizzati alla valutazione di categorie di impatto (CML e EDIP) e categorie di danno (EPS ed Eco-Indicator '99)
- ReCiPe, utilizzata per la capacità di coniugare al meglio gli approcci di *endpoint* e *midpoint*, coniugando le analisi mediante meccanismi d'impatto che hanno portata globale.

3.2.4 Interpretazione

La fase di interpretazione è finalizzata a individuare un unico filo conduttore tra le fasi LCI e LCIA, coerentemente all'obiettivo dello studio. Rappresenta l'occasione in cui viene definito l'eventuale superamento di soglie limite consentite (ad esempio emissioni in un dato arco temporale) e l'impatto degli stress ambientali sulle singole fasi del ciclo di vita analizzate. Quest'ultimo aspetto, infatti, rappresenta un supporto essenziale per la definizione di raccomandazioni (di carattere tecnico, economico e sociale) utili alla pianificazione e alla gestione sostenibile del sistema analizzato, partendo dalle criticità emerse nelle LCIA.

3.2.5 Tool specialistici per l'applicazione del metodo LCA

Uno degli elementi essenziali da valutare nella scelta di un software è la capacità di agevolare la fase di inventario, che certamente rappresenta quella più critica. Alcuni software come GaBi consentono una strutturazione dei processi maggiormente agevole e intuitiva rispetto ad altre soluzioni come, ad esempio, SimaPro. Un'altra caratteristica

strutturale richiesta a un software LCA è inerente alla versatilità nella fase LCIA, con la possibilità di scegliere più metodi, eventualmente confrontarli o magari selezionando, all'interno di ciascuno, solo alcune categorie d'impatto d'interesse per l'analisi specifica. Tra i principali software impiegati nell'ambito delle modellazioni LCA sono degni di menzione SimaPro (olandese), GaBi e Umberto (tedeschi). Ciascun software offre differenti caratteristiche e prestazioni, attestandosi tutti su ottimi livelli di complessità.

Bibliografia

Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K., & Olsen, S. (2018). Life cycle assessment. Springer.

Maiolo, M., Carini, M., Capano, G., & Piro, P. (2017a). Synthetic sustainability index (SSI) based on life cycle assessment approach of low impact development in the Mediterranean area. *Cogent Engineering*, 4(1), 1410272.

Maiolo, M., Carini, M., Capano, G., Nigro, G., & Piro, P. (2017b). Life cycle assessment of a bitumen antirroot barrier in a green roof in the Mediterranean area. *International Journal of Petrochemistry and Research*, 2017-116.

Maiolo, M., Capano, G., Carini, M., & Pantusa, D. (2018). Sustainability criteria for the selection of water supply pipeline. *Cogent Engineering*, 5(1), 1491777.

Turco, M., Brunetti, G., Palermo, S. A., Capano, G., Grossi, G., Maiolo, M., & Piro, P. (2020). On the environmental benefits of a permeable pavement: metals potential removal efficiency and Life Cycle Assessment. *Urban Water Journal*, 1-9.

UNI EN ISO 14044:2018. Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines

4. I sistemi acquedottistici idropotabili e la qualità delle acque

La stima della qualità dell'acqua riveste un ordine di priorità non trascurabile in realtà urbane altamente industrializzate con densità abitative rilevanti. Anche la pandemia di COVID-19 ha evidenziato l'importanza legata a corrette rilevazione dei livelli qualitativi delle acque destinate al consumo umano con lo scopo di prevenire possibili contaminazioni dei corpi idrici ricettori (Bhowmick et al., 2020), alla luce del fatto che elevate cariche virali sono state rinvenute nelle condotte fognarie o all'ingresso degli impianti di trattamento delle acque reflue di città con un numero di infetti da COVID-19 particolarmente elevato (Guerrero-Latorre et al., 2020).

Garantire il corretto approvvigionamento della risorsa idrica, nelle quantità e nei tempi richiesti, molto spesso non è possibile in considerazione di domande sempre più esigenti e differenziate. Garantire, al contempo, un elevato livello qualitativo della risorsa è prioritario per scopi alimentari e igienico-sanitari in realtà urbane complesse. A sancire tale priorità è anche l'Agenda ONU 2030 mediante l'obiettivo 6 "Garantire a tutti la disponibilità e la gestione sostenibile dell'acqua e delle strutture igienico-sanitarie".

4.1 Introduzione al sistema idrico integrato

Il Servizio Idrico Integrato (SII), introdotto in Italia con la 36/1994, meglio nota come Legge Galli, è "costituito dall'insieme dei servizi pubblici di captazione, adduzione e distribuzione di acqua ad usi civili, di fognatura e di depurazione delle acque reflue". La gestione, da parte delle Autorità d'Ambito, deve svolgersi all'interno di Ambiti Territoriali Ottimali (ATO): si tratta di aree principalmente legate alla gestione, su base locale, del SII. Gli ATO rappresentano strutture sovracomunali per la gestione del SII effettuata mediante il Piano d'Ambito. Si tratta di uno strumento pianificatorio-operativo che ha lo scopo di perseguire obiettivi di miglioramento del servizio idrico per il raggiungimento di standard di qualità con livelli minimi del servizio garantiti, individuando gli opportuni investimenti adatti al perseguimento di tali obiettivi, nonché definendo opportune politiche gestionali e pianificatorie finalizzate a ottimizzarne la resa esecutiva.

Nel 2006 con il D.Lgs 152, meglio noto come Testo Unico Ambientale, viene ribadita la ridefinizione del SII, definito, come “l’insieme dei servizi pubblici di captazione, adduzione e distribuzione di acqua ad usi civili, di fognatura e di depurazione delle acque reflue, che deve essere gestito secondo principi di efficacia (raggiungimento degli obiettivi previsti) efficienza (raggiungimento degli obiettivi nel miglior modo possibile), ed economicità, nel rispetto delle norme nazionali e comunitarie”.

Da punto di vista tecnico, puramente legato alle opere idrauliche, il SII include al suo interno (Milano, 2000):

- acquedotti, per la captazione, adduzione e distribuzione delle risorse idriche;
- fognature, per la raccolta e il convogliamento delle acque reflue nella fognatura pubblica;
- depurazione, per il trattamento delle acque reflue tramite impianti di depurazione.

Più nello specifico, la captazione costituisce il prelievo d’acqua direttamente dalla sorgente/falda/acque superficiali. La risorsa prelevata, dopo aver subito i primi processi di trattamento per il miglioramento e la potabilizzazione dell’acqua prelevata, deve risultare adatta all’impiego civile. Successivamente l’adduzione, che è costituita dalle reti extraurbane, ha il compito di convogliare le acque trattate verso la distribuzione locale. Le acque di scarto, post utilizzo, sono convogliate nella rete fognaria e opportunamente trattate per garantire il ripristino delle risorse nel ciclo dell’acqua, limitando gli impatti negativi sull’equilibrio naturale.

Alla luce delle principali caratteristiche del SII e considerati i livelli d’inefficienza che purtroppo contraddistinguono spesso ambiti territoriali particolarmente sensibili, si rileva la necessità di incrementarne l’efficienza non solo mediante il miglioramento del sistema depurativo, la riduzione delle perdite, il controllo dei consumi, l’incremento dell’efficienza energetica, ma anche definendo pratiche gestionali che definiscano un uso efficiente e sostenibile della risorsa. La triplice natura del concetto di sostenibilità (ambientale, sociale ed economica), integrabile, in special modo nell’ambito della gestione delle risorse idriche, con pilastri afferenti a sfere differenti (ad esempio la sfera istituzionale) (Maiolo et al., 2006), evidenzia che gli impatti associati al SII riguardano anche aspetti collaterali, come la tariffazione, la quale risulta adeguata per sostenere i necessari investimenti del settore

senza rinunciare agli importanti aspetti di sostenibilità economico-sociale (Capano et al., 2016).

Tali valutazioni portano con sé evidenze scientifiche, riscontrabili in letteratura e validate nell'ambito dello sviluppo del progetto TRUST (Transitions to the Urban Water Services of Tomorrow). TRUST, infatti, propone un avanzamento alla classica "*Triple Bottom Line*" (TBL), inerente alla natura ambientale, sociale ed economica dell'analisi di sostenibilità de sistemi idrici urbani (Cruz & Marques, 2013; Venkatesh et al., 2017). Pertanto, nella definizione generale di TRUST l'obiettivo di sostenibilità per un sistema idrico risulta soddisfatto quando la qualità delle risorse e la *governance* da garantire i contributi del settore idrico alla sostenibilità sociale, ambientale ed economica nel contesto urbano" (Sveinung et al., 2016). Si deduce, dunque, che la dimensione della sostenibilità non può vincolarsi ai soli TBL. TRUST, infatti, propone altre due dimensioni, *governance* e *infrastruttura/asset*, finalizzati a mantenere inalterati i livelli di servizio del sistema idrico urbano, pur garantendo la compatibilità con i TBL (Sveinung et al., 2016). Nel dettaglio, mentre la *governance* è legata alla regolamentazione, agli *stakeholder* e al loro coinvolgimento attivo, l'*infrastruttura/asset* è associata alla gestione delle risorse e al sistema infrastrutturale (prestazioni, affidabilità, vita utile, flessibilità, adattabilità, ...) (Cruz & Marques, 2013).

Dal punto di vista ambientale, invece, la sostenibilità nell'ambito della gestione dell'acqua deve confrontarsi con le caratteristiche, la limitatezza nella disponibilità e i molteplici utilizzi di tale risorsa. Da tale concetto scaturisce, inevitabilmente una concezione dualistica del tema: si imposta, dunque una dicotomia tra acqua (nel senso stretto di risorsa naturale) e gestione del servizio: l'ottimizzazione del SII rappresenta il perfetto punto di sintesi tra questi due aspetti (Carini et al., 2017).

Si può facilmente dedurre, quindi, che per gestione sostenibile della risorsa idrica si vuole intendere innanzitutto la capacità di garantire un approvvigionamento idrico continuo, adeguato agli usi cui è destinato, tramite modalità energeticamente sostenibili, evitando contemporaneamente gli impatti negativi che ne possono derivare. Il buon governo dell'acqua rappresenta non solo un fondamentale pilastro della sostenibilità nell'uso delle risorse naturali, ma anche l'elemento decisivo per il benessere sociale e per la crescita economica, ripercuotendosi in ambito mondiale.

Gli obiettivi discussi intendono applicarsi in maniera tale da superare la storica concezione di gestire separatamente i tre seguenti aspetti:

- tutela delle acque, anche perseguendo obiettivi di qualità;
- gestione del servizio idrico integrato;
- difesa del suolo.

L'esigenza di destinare tale attenzione alla risorsa deriva dagli allarmi ambientali, che ledono inesorabilmente lo stato attuale. In primo luogo, tra gli effetti negativi addebitabili a una irrazionale gestione del patrimonio idrico, è possibile menzione:

- impatto sui corsi idrici naturali con danni alla flora, alla fauna e alla qualità dell'acqua;
- rilascio di elementi nutritivi nelle acque superficiali e profonde (in caso di volumi eccessivi rispetto alle necessità);
- ingresso di acque saline delle falde costiere (in caso di prelievo sotto-superficiale superiore alla ricarica naturale);
- abbassamento del livello delle falde;
- indisponibilità della risorsa per altri usi alternativi;
- incremento dei consumi energetici.

A influenzare tali aspetti, svolgono un ruolo sicuramente notevole i CC (la desertificazione, il degrado del suolo e la siccità), la crescente richiesta d'acqua indirizzata alla crescita economica e civile (i settori ai quali può essere associata un'elevata richiesta di tale risorsa sono senza dubbio l'agricoltura e il settore zootecnico, la produzione di energia, l'industria e il consumo umano).

Per quanto riguarda i CC, in particolare, gli impatti negativi attesi sono correlati principalmente all'innalzamento eccezionale delle temperature medie e massime, alla riduzione delle precipitazioni annuali medie che aumentano in modo significativo la frequenza di eventi meteo-climatici estremi, i quali possono costituire un rischio per l'ambiente costruito e la popolazione. Ad aggravare i livelli di vulnerabilità del territorio vi è poi la crescente urbanizzazione. La scomparsa di ampie superfici vegetali, con la conseguente riduzione della capacità dei suoli di trattenere CO₂, e la progressiva impermeabilizzazione dei suoli, che comporta uno sconvolgimento del ciclo idrologico naturale, contribuisce a peggiorare i CC, generando, a livello urbano, fenomeni quale l'isola

di calore urbano e allagamenti, con un conseguente incremento dei volumi di deflusso superficiale delle acque meteoriche che sovraccarica il sistema di drenaggio urbano. Questo rappresenta un notevole rischio di collasso per le infrastrutture del SII, progettate per la regimazione di portate che molto spesso lievitano di diversi ordini di grandezza. Tra gli interventi rivolti a ridurre la vulnerabilità del territorio, consentendo di ripristinare, per quanto possibile, il naturale ciclo idrologico delle aree antropizzate, garantendo i principi di:

- invarianza idraulica (invarianza della portata di picco);
- invarianza idrologica (invarianza del volume di piena);
- riduzione o rimozione del carico inquinante;

vi sono le LID (*Low Impact Development*). Il livello di sostenibilità di tali soluzioni infrastrutturali e tecnologiche, quali (pareti verdi, tetti verdi, fasce di bioritenzione, pavimentazioni permeabili), è stato indagato non solo dal punto di vista operativo, ma anche costruttivo, legando le valutazioni anche al ciclo di vita (Turco et al., 2020; Maiolo et al., 2018; Maiolo et al., 2017a, b). Si tratta di interventi non votati a migliorare la resilienza territoriale e infrastrutturale, ma anche ambientale in virtù dei vantaggi che tali soluzioni apportano all'abbattimento del carico inquinante. Come noto, infatti, le acque di scorrimento superficiale, soprattutto in contesti fortemente urbanizzati, rappresentano uno dei principali pericoli per l'inquinamento dei corpi idrici ricettori. L'effetto di filtrazione garantito dalle soluzioni LID favoriscono la ritenzione e l'accumulo, mediante le specifiche composizioni stratigrafiche che li caratterizzano, e la depurazione sia sfruttando l'apparato vegetale (nel caso di tetti/parete verdi) sia mediante il ricorso a strumentazione ad hoc per la depurazione delle acque raccolte.

Infine, è evidente la necessità di ricorrere a un modello strategico di governo del territorio che mira a far convergere le esigenze di diversi attori istituzionali e portatori d'interessi pubblici e privati su obiettivi comuni, al fine di condividere le responsabilità delle scelte e coniugare in modo proficuo i diversi poteri istituzionali: si può dunque porre come riferimento una *governance* dell'acqua, capace di fare chiarezza sui ruoli e compiti degli enti coinvolti, verificando, parallelamente, l'aderenza delle scelte con gli strumenti attuativi da utilizzare nei diversi campi di intervento settoriale.

4.2 Modelli di gestione delle reti idriche

La salvaguardia delle risorse idriche è una componente essenziale per garantire l'efficienza degli ecosistemi urbani. I rischi legati alla cattiva gestione dell'acqua contribuiscono alla crisi di resilienza dei contesti urbani, perché il loro equilibrio è legato anche all'ottimale distribuzione dell'acqua alle utenze. L'importanza della corretta gestione dipende dai diversi usi nella vita quotidiana ed è da considerare nelle prospettive dello sviluppo economico.

Tuttavia, non è sufficiente, legare la gestione dei rischi delle reti idriche a interventi che garantiscano un aumento della disponibilità e del livello di potabilità. La difficoltà nel riordino e ammodernamento gestionale delle reti idriche è strettamente connessa allo status di infrastrutture critiche delle reti idropotabili (Shuang et al., 2014), visto che l'acqua è trasversale alla maggior parte delle attività. Il crescente livello di complessità e interdipendenza di tali realtà (Lo et al., 2020) pone numerose sfide alla progettazione affidabile e al controllo ottimale, da qui la necessità di supportare tali problemi con approfondimenti che superano le tradizionali pratiche ingegneristiche. E' noto, infatti, quanto sia ricorrente l'impiego di *Decision Support System* (DSS) in tali ambiti (Capano et al., 2016). Si tratta di uno strumento che esplica il suo intervento creando un legame interattivo tra risorsa e utilizzatori sotto differenti profili e scenari alternativi. La crescente diffusione dei DSS, anche nel campo della gestione dei sistemi idrici, è legata a diversi fattori, quali, ad esempio, gli attuali orientamenti normativi, gli avanzamenti scientifici e di ricerca, l'innovazione nel campo dell'ICT e della gestione dei dati e delle informazioni. I DSS vengono oggi utilizzati per scopi e obiettivi differenti: sono utili in fase di progettazione di nuovi sistemi, in termini di supporto nella definizione dello schema topologico o nel dimensionamento delle opere, oppure sono utilizzati in fase di gestione del sistema per la valutazione dello stato di funzionamento, verifica dei parametri, collocazione ottimale di organi di misura, interventi di riabilitazione o di rifacimento della rete. È utile specificare che oggi non esiste una classificazione dei DSS universalmente condivisa, probabilmente per la loro estrema versatilità e le rapide evoluzioni che subiscono nel tempo, soprattutto per le potenzialità e applicazioni Web. Una più aggiornata classificazione considera DSS basati su dati, modelli e conoscenza, ma certamente non si può escludere la tecnologia abilitante (Power, 2002). E' noto che alcuni hanno un approccio che può essere definito *database-oriented*, altri possono essere classificabili in base al tipo di utente

(personale/condiviso) e/o in base al problema che affrontano (singolo o complesso) (Power, 2002). La maggior parte dei DDS fanno riferimento alla scala di bacino e a volte l'approccio modellistico, se presente, si basa esclusivamente su modelli di simulazione per facilitare le operazioni di gestione e previsione di eventuali rischi. Tra gli esempi più aggiornati e rilevanti in letteratura è da citare Fischer et al. (2017) con TAPES DSS (tDSS), che contiene informazioni su *Contaminants of Emerging Concern* (CECs) relative alle caratteristiche fisico/chimiche, aspetti normativi, pericoli e potenziali canali di accesso al ciclo dell'acqua, nonché strategie di mitigazione; in Grimaldi et al. (2020) è stato presentato *Multi-criteria Spatial Decision Support System* (MC-SDSS), il quale interpreta le esigenze legate a un sistema idrico, stimandole in termini di priorità di investimento attraverso un modello basato su indici, il quale tiene conto gli aspetti normativi; Karavokiros et al. (2020) hanno presentato *Hydronomeas*, un DSS basato su un approccio prevalentemente modellistico, includendo anche studi sull'interazione tra flussi d'acqua ed energia.

In linea generale esistono differenti modelli sui quali tarare le metodiche gestionali all'interno di un SII. Spesso, tali modelli, sono inclusi in approcci integrati come i DSS, ma in altri casi costituiscono delle soluzioni autonome. Essi riguardano comuni pratiche di simulazione idraulica, ma, molto più spesso, sono inerenti l'ottimizzazione dei diversi aspetti progettuali e gestionali dei sistemi idrici (la qualità della risorsa fornita, l'individuazione di criteri prioritari di investimento, l'equilibrio costi-ricavi, il corretto uso delle risorse e il problema dell'allocazione delle stesse). Altri modelli, invece utilizzano specifici indici di performance inerenti un rischio o una precisa performance richiesta (Maiolo et al., 2018; Caldarola & Maiolo, 2019; Bonora et al., 2020a, b).

In sintesi, dunque, un modello gestionale deve basarsi su (Capano et al., 2016):

- una visione integrata e armonica di obiettivi sociali, economici, e ambientali;
- un approccio coordinato tra tutti gli attori e gli enti coinvolti nella gestione per le diverse competenze;
- il continuo utilizzo degli strumenti scientifici e dei loro avanzamenti nei processi decisionali e gestionali;
- azioni di monitoraggio e valutazione delle attività intraprese e stima degli avanzamenti realizzati nella direzione della sostenibilità.

Bibliografia

Bhowmick, G. D., Dhar, D., Nath, D., Ghangrekar, M. M., Banerjee, R., Das, S., & Chatterjee, J. (2020). Coronavirus disease 2019 (COVID-19) outbreak: some serious consequences with urban and rural water cycle. *Npj Clean Water*, 3(1), 1-8.

Bonora, M. A., Caldarola, F., & Maiolo, M. (2020a). A New Set of Local Indices Applied to a Water Network through Demand and Pressure Driven Analysis (DDA and PDA). *Water*, 12(8), 2210.

Bonora, M. A., Caldarola, F., Maiolo, M., Muranho, J., & Sousa, J. (2020b). The New Set Up of Local Performance Indices into WaterNetGen and Application to Santarém's Network. In *Environmental Sciences Proceedings (Vol. 2, No. 1, p. 18)*. Multidisciplinary Digital Publishing Institute.

Caldarola, F., & Maiolo, M., (2019). Local indices within a mathematical framework for urban water distribution systems. *Cogent Engineering*, 6(1), 1643057.

Capano, G., Carini, M., Chiaravalloti, F., Pantusa, D., & Maiolo, M., (2016). Modellizzazione matematica a supporto di infrastrutture avanzate di misura e controllo delle grandezze caratteristiche della gestione dei sistemi acquedottistici. XXXVII Corso di Aggiornamento in "Tecniche per la difesa dall'inquinamento", 15-18 giugno 2016, Guardia Piemontese (CS), EdiBios (conference proceedings)

Carini, M., Maiolo, M., Pantusa, D., Chiaravalloti, F., & Capano, G., (2017). Modelling and optimization of least-cost water distribution networks with multiple supply sources and users. *Ricerche di matematica*. <https://doi.org/10.1007/s11587-017-0343-y>.

Cruz, N. F., & Marques, R.C., (2013). A multi-criteria model to determine the sustainability level of water services. *Water Asset Management International*, 9(3), 16-20.

Fischer, A., Ter Laak, T., Bronders, J., Desmet, N., Christoffels, E., van Wezel, A., & van der Hoek, J. P. (2017). Decision support for water quality management of contaminants of emerging concern. *Journal of Environmental Management*, 193, 360-372.

Grimaldi, M., Sebillio, M., Vitiello, G., & Pellicchia, V. (2020). Planning and Managing the Integrated Water System: A Spatial Decision Support System to Analyze the Infrastructure Performances. *Sustainability*, 12(16), 6432.

Guerrero-Latorre, L., Ballesteros, I., Villacrés-Granda, I., Granda, M. G., Freire-Paspuel, B., & Ríos-Touma, B., (2020). SARS-CoV-2 in river water: Implications in low sanitation countries. *Science of the Total environment*, 743, 140832.

Karavokiros, G., Nikolopoulos, D., Manouri, S., Efstratiadis, A., Makropoulos, C., Mamassis, N., & Koutsoyiannis, D. (2020). Hydronomeas 2020: Open-source decision support system for water resources management. In EGU General Assembly Conference Abstracts (p. 20022).

Lo, H. W., Liou, J. J., Huang, C. N., Chuang, Y. C., & Tzeng, G. H. (2020). A new soft computing approach for analyzing the influential relationships of critical infrastructures. *International Journal of Critical Infrastructure Protection*, 28, 100336.

Maiolo, M., Martirano, G., Morrone, P., & Pantusa, D. (2006). Assessment criteria for a sustainable management of the water resources. *Water Practice and Technology*, 1(1).

Maiolo, M., Carini, M., Capano, G. & Piro, P. (2017a). Synthetic sustainability index (SSI) based on life cycle assessment approach of low impact development in the Mediterranean area. *Cogent Engineering*, 4(1), 1410272.

Maiolo, M., Carini, M., Capano, G., Nigro, G. & Piro, P. (2017b). Life Cycle Assessment of a Bitumen Anti-root Barrier in a Green Roof in the Mediterranean Area. *International Journal of Petrochemistry and Research*, 1(2): 92-95. doi: 10.18689/ijpr.2017-116 (conference proceedings).

Maiolo, M., Carini, M., Pantusa, D., & Capano, G., (2018). Life Cycle Assessment (LCA) for water reuse system of a green roof. *Advances in Materials Science and Engineering*

Maiolo, M., & Pantusa, D., (2018). Infrastructure Vulnerability Index of drinking water systems to terrorist attacks. *Cogent Engineering*, 5(1), 1456710.

Maiolo, M., Pantusa, D., Carini, M., Capano, G., Chiaravalloti, F., & Procopio, A., (2018). A new vulnerability measure for water distribution network. *Water*, 10(8), 1005.

Power, D.J. (2002). *Decision support systems: concepts and resources for managers*. Greenwood Publishing Group.

Sveinung, S., Helge, B., Helena, A., & Rita, U. (2016). How to assess sustainability of urban water cycle systems (uwcs). Development of a metering methodology.

Shuang, Q., Zhang, M., & Yuan, Y., (2014). Node vulnerability of water distribution networks under cascading failures. *Reliability Engineering & System Safety*, 124, 132-147.

Turco, M., Brunetti, G., Palermo, S.A., Capano, G., Grossi, G., Maiolo, M., & Piro, P. (2020). On the environmental benefits of a permeable pavement: metals potential removal efficiency and Life Cycle Assessment. *Urban Water Journal*, 1-9. doi.org/10.1080/1573062X.2020.1713380.

Valerio Milano, "Acquedotti, guida alla progettazione", HOEPLI (2012)

Venkatesh, G., Brattebø, H., Sægrov, S., Behzadian, K., & Kapelan, Z. (2017). Metabolism-modelling approaches to long-term sustainability assessment of urban water services. *Urban Water Journal*, 14(1), 11-22.

5. Modellazione della qualità della risorsa idrica in reti idropotabili

La sostenibilità nella gestione delle risorse idriche richiede particolare attenzione nei riguardi della progettazione e gestione delle infrastrutture funzionali al raggiungimento degli obiettivi di sostenibilità. Tali esigenze sono adeguatamente interpretate e approfondite dal dualismo tra modelli che prendono in considerazione aspetti quantitativi e qualitativi finalizzati a garantire elevati standard di efficienza nell'ambito della gestione sostenibile dei sistemi idrici. Mentre i primi sono basati su criteri di simulazione, calibrazione e ottimizzazione, i secondi fanno anche riferimento a tecniche di stima del rischio idropotabile. Una misura del non raggiungimento di standard quali-quantitativi è associata alla valutazione del rischio idropotabile, di particolare utilità per un'attenta pianificazione degli interventi infrastrutturali e gestionali.

Il rischio idropotabile è un concetto molto ostico e suscettibile di differenti interpretazioni. Un'utile interpretazione è presentata in Maiolo & Pantusa (2015), secondo la quale, il rischio idropotabile può essere associato alla probabilità di guasto del sistema idrico, alla capacità di assicurare, in determinate condizioni operative, al rispetto dei livelli minimi di servizio e degli standard di qualità, al guasto di uno o parti più meccaniche del sistema, all'inquinamento o all'esaurimento della risorsa lungo il percorso dal punto di prelievo al punto di utilizzo (Maiolo & Pantusa, 2015). Dalla definizione di rischio idropotabile si può delineare la modularità del concetto, declinato anche dagli approcci modellistici che ne definiscono una stima (Maiolo & Pantusa, 2015).

Di eguale complessità risulta la valutazione delle alterazioni della qualità delle acque dovute a eventi accidentali o intenzionali (naturali o artificiali), comunque connessi allo sversamento di sostanze inquinanti. Infatti, soprattutto negli ultimi anni, la vulnerabilità dei sistemi idrici è considerata sempre più prioritaria, nel quadro dell'importanza delle infrastrutture critiche (Adedoja et al., 2018). Sebbene la 2008/114/CE non definisca, in maniera specifica, il settore idropotabile come un'infrastruttura critica, è ampiamente riconosciuto come prioritario garantire un adeguato livello di sicurezza in tale ambito. I rischi, spesso associati a minacce involontarie e intenzionali, configurano come prioritaria l'identificazione di misure di sicurezza e la definizione di una strategia di *alert*, finalizzata alla tutela dell'utilizzatore. Tali priorità costituiscono i pilastri della definizione dei *Water Security Plans* (European Commission's Joint Research Centre, JRC), mentre, la

pianificazione a monte dovrebbe essere gestita in riferimento ai *Water Safety Plans (WSP)*, elaborati dalla OMS. I WPS, indentificati come uno strumento strategico per garantire la sicurezza e l'accettabilità dell'approvvigionamento idropotabile, richiedono un focus su tutti gli *step* che garantiscono la fornitura a partire dal bacino al singolo utente, nonché l'implementazione di piani di monitoraggio⁹. Per quanto tali indirizzi richiama determinati e condivisi livelli qualitativi richiesti alla risorsa, per individuarli è necessario far riferimento alla EN 15975-2 "Sicurezza della fornitura di acqua potabile - Linee guida per la gestione del rischio e degli eventi critici": norma riconosciuta a livello internazionale su cui si basano il controllo e l'analisi dei parametri che definiscono il livello qualitativo della risorsa idrica.

I modelli di gestione del SII per poter essere definiti sostenibili devono basarsi su accurate pianificazioni di tutto il ciclo di vita della rete, avendo una visione sia a breve che a lungo termine, considerando i possibili obiettivi da raggiungere ed essere modellabili in base ai cambiamenti che, con il corso del tempo, possono avvenire (Capano et al., 2016). Da questo si deduce che per ottenere una stima efficace ed efficiente è necessario ricorrere a metodologie che siano il più possibile oggettive, le quali fanno capo alla categoria di "modelli qualitativi" precedentemente introdotti. La difficoltà legata all'utilizzo di questi metodi dipende dalla complessità ed estrema variabilità dei parametri che li caratterizzano, i quali sono vincolati alla difficoltà del reperimento di alcuni dati e tale aspetto, ovviamente, ne compromette l'efficienza e l'affidabilità nelle stime. Tra questi, è rilevante l'approccio metodologico proposto in (Maiolo & Pantusa, 2015): POTABLE W.U.R rappresenta una procedura, articolata in otto fasi, finalizzata proprio a ottenere una stima del rischio idropotabile, sfruttando un'analisi tecnico-scientifica.

Alla luce di tali valutazioni, il monitoraggio dei sistemi idrici e dei livelli qualitativi della risorsa distribuita, tendono ora, quindi, ad assumere un ruolo dinamico, soprattutto grazie all'avanzamento tecnologico che ne ha ottimizzato rendimento e affidabilità nelle stime (Maiolo et al., 2019). Tali sviluppi abilitano il controllo non solo mediante sistemi basati su tecniche analitiche per la stima dei parametri di qualità e l'impiego di modelli di calcolo efficienti, ma, in particolare, consentono di prevedere le caratteristiche delle acque, rilevando e archiviando dati per incrementare l'efficienza dei modelli previsionali.

⁹ https://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/safety-planning/en/

5.1 Modelli per la stima del decadimento del cloro nelle reti idropotabili

L'ipoclorito di sodio, più comunemente definito "cloro", rappresenta attualmente il reagente maggiormente impiegato nella disinfezione delle acque destinate al consumo umano. Nell'ambito dei processi di disinfezione della risorsa idrica, è opportuno effettuare, a priori, una distinzione relativa alla nomenclatura impiegata:

- cloro libero (nelle forme disponibile, attivo, residuo) – rappresenta l'agente chimico con capacità disinfettante e igienizzante, impiegato per le acque destinate al consumo umano;
- cloro totale – rappresenta la quantità totale di sostanze che contengono cloro, includendo non solo il cloro libero, ma anche i composti di cloro con altre sostanze utili alla disinfezione (definito, quest'ultimo, cloro combinato).

Mentre il primo fa riferimento alla quantità di agente chimico aggiunto per la disinfezione, il secondo rappresenta una quantità ridotta per evaporazione ed effetto di disinfezione.

Il cloro fa rilevare, all'interno di reti e serbatoi, una riduzione graduale della sua concentrazione, definendo il noto processo di decadimento che il reagente subisce in rete. Tale processo è determinato da molteplici fenomeni e il suo sviluppo definisce le buone condizioni qualitative della risorsa distribuita. Si deduce, dunque, che l'andamento della concentrazione del cloro libero ha un'utile funzione di controllo della qualità delle acque, in quanto una sua determinazione sistematica consente di riconoscere processi degradativi in atto nella rete, fornendo un'importante informazione sul processo di disinfezione.

Alla luce delle considerazioni in premessa, negli studi inerenti la qualità delle acque destinate al consumo umano, risulta particolarmente rilevante l'interesse per le evoluzioni quali-quantitative legate a tale agente disinfettante, in particolare riguardo il valore del cloro residuo nelle condotte.

Nello specifico, le reazioni che portano alla riduzione (decadimento) delle forme libere del cloro in rete sono legate a reazioni che coinvolgono materiale di natura chimica e biologica, presente in forma sospesa nella fase liquida o adeso nell'interfaccia solido-liquido a contatto con le pareti delle tubazioni e dei serbatoi. I processi che svolgono un ruolo attivo dipendono dalle caratteristiche chimico-fisico-biologiche dell'acqua da trattare, dalle specifiche tecniche di disinfezione, ma sono anche fortemente influenzati dalle condizioni di funzionamento idraulico e dei materiali coinvolti.

I modelli d'analisi del decadimento del cloro in rete sono molti e focalizzano la loro attenzione sulle caratteristiche della cinetica di reazione di decadimento. In linea di massima, la maggior parte di tali modelli fanno riferimento a quello proposto da Rossman et al. (1994), i quali hanno posto le basi contenutistiche per l'impostazione dei criteri di simulazioni di qualità nel software Epanet (Rossman, 2000), tra i più diffusi a livello internazionale.

In letteratura, i modelli di decadimento del cloro residuo si concentrano prevalentemente sulla stima del *Bulk Decay Coefficient* (kb) e del *Wall Decay Coefficient* (kw). I metodi di calcolo di questi parametri possono essere classificati in diretti (ad esempio Mostafa et al., 2013; Al Jasser et al., 2007) che si basano sull'applicazione di formulazioni specifiche e indiretti (ad esempio Nagatani et al., 2008; Kim et al., 2017) che utilizzano principalmente tecniche di calibrazione.

Rossman et al. (1994) hanno sviluppato un modello previsionale per decadimento del cloro nelle reti idriche, considerando reazioni cinetiche del primo ordine e tenendo conto sia delle reazioni che si generano nel flusso (kb) che quelle che si generano alla parete del tubo (kw). Si tratta, dunque, di un modello basato sul trasferimento di massa di cloro nelle reti di distribuzione che si applica al flusso in regime turbolento e in condizioni laminari. Di Giano et al. (2005) hanno studiato prevalentemente il decadimento del cloro dovuto alla reazione cloro-parete. Al-Jasser (2007), sulla stessa linea di Di Giano et al. (2005), ha proposto un'analisi relativa all'interazione tra l'acqua e il biofilm che si crea sulla parete dei tubi, classificata per differenti tipologie materiali per tubazioni enfatizzando l'influenza dell'età di tubi di materiali diversi sui valori della costante di decadimento del cloro. In Mostafa et al. (2013), tramite il software Epanet 2.0 è stato simulato il decadimento del cloro residuo nelle reti considerando l'età dell'acqua, con l'obiettivo di prevedere e controllare la concentrazione di cloro in alcuni punti specifici della rete idrica. Kim et al. (2015) studiano la dipendenza tra la riduzione della concentrazione di cloro nelle reti e le specifiche condizioni idrauliche, impiegando una modellazione con cinetica di reazione del primo ordine per il decadimento, confrontato con altri modelli di ordini differenti. Karadirek et al. (2016) presentano i risultati di uno studio effettuato per la corretta definizione del dosaggio del cloro in una rete di distribuzione, effettuando monitoraggio in continuo utile per la modellazione, effettuata mediante l'impiego di Epanet. In Termini et al. (2015) è presentato uno studio con focus sulla distribuzione spaziale del cloro residuo

nelle reti idropotabili, proponendo una metodologia basata sull'analisi dei *cluster* in una logica fuzzy. Kim & Kim (2017) propongono uno studio sugli impatti di eventi transitori sulla velocità di decadimento del cloro in varie condizioni di flusso. Monteiro et al. (2017) presentano uno studio enfatizzando l'importanza di utilizzare un modello di decadimento del cloro dipendente dalla temperatura e propongono un'analisi alternativa presentando una funzione della temperatura dipendente dall'età dell'acqua. Nono et al. (2019) propongono uno studio sulle probabili cause del decadimento del cloro dovuto alle interazioni con le pareti dei tubi, impiegando un modello per la stima del tasso di crescita del biofilm, e con i parametri essenziali che definiscono la qualità dell'acqua (materia organica naturale (misurata dal carbonio organico totale, TOC, carbonio organico disciolto, DOC, ...) presente in rete. Tonev & Dimova (2020) hanno proposto un nuovo approccio modellistico, che combina reazioni con cinetiche di ordine zero per il kb e del primo ordine per il kw.

5.2 Modelli di previsione di potenziali fonti di inquinamento

La letteratura scientifica conferma che i modelli di identificazione della fonte di contaminazione sono molto utilizzati nell'ambito della definizione di tecniche e piani di monitoraggio in un'ottica sempre più performante come quella delle *smart cities*. Tali modelli prevedono un calcolo adeguato di tre parametri: la posizione della fonte di contaminazione, la concentrazione del contaminante e il tempo di intrusione, sfruttando approcci modellistici differenti. Guan et al. (2006) propongono un metodo di simulazione-ottimizzazione per sistemi di distribuzione dell'acqua, che non si focalizza su una visione topologica: questo metodo, infatti si basa su un algoritmo predittore-correttore per l'ottimale individuazione delle fonti, studiandone i tempi di rilascio. Kim et al. (2008) perseguono un obiettivo simile ricorrendo, tuttavia, alla strutturazione di un modello basato sulle Artificial Neural Network (ANN). Liu et al. (2012) propongono una procedura integrata di ottimizzazione della simulazione con una regressione logistica con l'obiettivo di accelerare la convergenza riducendo il campo di indagine. Tao et al. (2012) utilizzano un approccio metodologico basato sulla probabilità di interazione tra i dati sulla concentrazione di inquinanti e la durata dell'iniezione con il feedback fornito dai consumatori. Sun et al. (2019) analizzano le caratteristiche spazio-temporali dei reclami degli utenti durante un evento di intrusione di un contaminante, proponendo una nuova metodologia d'analisi, finalizzata a ridurre i tempi di arrivo delle segnalazioni, basata sull'impiego di Convolution Neural Network (CNN). Benamar et al. (2020) hanno presentato uno studio finalizzato a ottenere informazioni quanto più dettagliate sui cambiamenti globali dei parametri fisico-chimici in differenti punti di campionamento. Ortega et al. (2020) utilizzano un approccio bayesiano per la determinazione della fonte di contaminazione, mediante un algoritmo che riporta le probabilità che ciascun nodo sia la fonte, al fine di spiegare le correlazioni tra le posizioni di campionamento, definendone una classificazione.

Alla luce di tali valutazioni, è necessario dotare i sistemi idrici del monitoraggio dei parametri quali-quantitativi mediante strumentazioni sempre più affidabili, basate su rilevamento e controllo in real-time, al fine di agevolare le operazioni di previsione e prevenzione dei rischi (Maiolo et al., 2019). Poter acquisire in continuo dati affidabili provenienti da elettrofiltri posizionati nella rete è un risultato molto ambizioso dipendente anche dalla corretta localizzazione dei sensori di qualità delle acque nei punti strategici

della rete. In merito, in letteratura, sono numerosi gli approcci modellistici basati sul corretto posizionamento dei sensori in rete (Rashid & Rehmani, 2016; Kim et al., 2017; Sambito et al., 2020), ciò conferma, infatti, l'attenzione per tale tematica. Una corretta indagine per la localizzazione delle strumentazioni di misura deve tener conto dell'obiettivo di un'agevole individuazione della fonte di contaminazione, consentendo il tracciamento del contaminante.

Di seguito verrà proposta la trattazione, e a valle di quest'ultima i risultati ottenuti, del modello Identification of Contamination Potential Source (ICPS) di Capano et al. (2019).

In Capano et al. (2019) è proposta una metodologia speditiva per una facile individuazione dei nodi sensibili all'interno di una rete di distribuzione urbana basata sulla *Dynamics of Network Pollution* (DNP). La DNP sintetizza una serie di aspetti essenziali in tali valutazioni come la concentrazione di inquinante nel singolo nodo, la topologia e il numero di volte che un nodo appare nei potenziali percorsi dell'inquinante nella rete (occorrenza del nodo). Quest'ultimo aspetto, infatti, rappresenta un elemento essenziale per la valutazione, in quanto il nodo più sensibile, cioè il nodo al quale, in caso di contaminazione, è associata una dinamica di inquinamento più gravosa, sarà individuato nella lista dei nodi col maggior numero di occorrenze. La metodologia è stata esemplificata nella rete di Kang and Lansey (KL) (Kang & Lansey, 2012) (Figura 1) la quale, secondo una logica *black box*, è stata contaminata prevedendo uno sversamento di cloro al di fuori dei limiti consentiti dalla normativa italiana: il D.Lgs 31/2001 individuata 0.2 mg/l come limite minimo al punto di consegna.

ICPS rappresenta uno strumento utile per effettuare uno *screening* preliminare sulla diffusione del contaminante in rete, contribuendo all'individuazione di percorsi e nodi sensibili, a partire da informazioni puramente topologiche. Tale modello rappresenta, inoltre, uno strumento speditivo per una rapida selezione dei nodi sensibili in una rete, ossia quei nodi presso i quali è necessario potenziare le opere di difesa, impostare campagne di monitoraggio in *real-time* o dotarli di sistemi d'allarme capaci di segnalare eventuali intrusioni. Questo tipo di informazioni risultano particolarmente utili in ottica di gestione di reti vaste: l'ente gestore mediante ICPS, infatti, senza necessità di ricorrere a modelli gestionali complessi e tediosi, il cui utilizzo e interpretazione è limitato a personale altamente qualificato, ha la possibilità di ridurre il rischio associato a un potenziale evento

di contaminazione, contando su uno *screening* topologico per la localizzazione di sensoristica dedicata. Si deduce, dunque, che il contributo del modello ICPS, in concomitanza di un evento di contaminazione, si esplicherebbe a valle dell'installazione di sensoristica di rilevazione della concentrazione (elettrofiltri) e un *framework* d'allarmistica.

A livello analitico, ICPS si basa sulla DNP, definita dal seguente prodotto matriciale:

$$DNP = IM \times PM \quad (1)$$

dove IM indica la matrice di incidenza, con dimensione (n,t), con n=numero di nodi e t=numero delle condotte che collegano nodi (links), e PM indica la matrice di inquinamento, con dimensione (t,1). Mentre la prima, come noto, fornisce informazioni sulla tipologia di connessione tra nodi e archi, la seconda è un vettore che contiene i valori di concentrazione: nello specifico, nell'ipotesi di moto permanente, è stato preso in considerazione per ogni tubo il valore della portata e successivamente calcolato il prodotto di Hadamard tra il vettore delle portate e un secondo vettore contenente i valori di concentrazione di cloro in ciascuna condotta. Dal prodotto di Hadamard è stato ricavato il vettore PM, il quale fornisce informazioni sulla portata massica che transita nel singolo tubo. PM, dunque, contiene valori di concentrazione della sostanza inquinante in termini di mg/l, in un generico istante T_0+dt dopo la contaminazione avvenuta all'istante T_0 .



Figura 5.3.1. Rete di Kang & Lansey.

Si può dedurre che DNP, avendo dimensioni $(n,1)$, è un vettore che, partendo dai valori di concentrazione nelle condotte, fornisce una stima della concentrazione di inquinante nei nodi. Il vettore DNP è riferito a un singolo istante temporale e per tale ragione, al fine di coprire, con K -discretizzazioni a intervallo di tempo fisso, l'intero arco temporale su cui si sviluppa la simulazione della contaminazione, occorre definire un DNP per ogni k -esimo arco temporale prescelto per il campionamento. E' utile specificare che DNP identifica la quantità di inquinante nel nodo e così facendo contribuisce a definire il contributo di ciascuno nodo alla dinamica di diffusione del contaminante. E' importante specificare che il vettore DNP può assumere valori positivi e negativi. Poiché i valori di DNP sono indicativi

del bilancio di inquinante nel singolo nodo, valori negativi sono indicativi di massa di inquinante uscente da nodo e viceversa per i valori positivi.

Lo scenario di contaminazione è stato definito nell'ipotesi di un sovradosaggio di cloro e risulta determinato dall'impostazione dei parametri della cinetica di reazione del primo ordine per cloro, impiegando k_b pari a -0.55 d^{-1} e trascurando, invece, il trasporto di massa legato all'interazione con le pareti del tubo (k_w). Lo scopo del modello non è certamente la modellazione del decadimento del cloro e la scelta di un caso studio "sintetico" ne è dimostrazione. Proprio tale aspetto giustifica le scelte modellistiche in relazione a k_b e k_w : mentre il primo rappresenta un valore noto, ricorrente in letteratura (Rossman et al., 1994), la decisione di trascurare k_w dipende dal fatto che, quest'ultimo, legato alla temperatura dell'acqua, alle condizioni reali del tubo e al materiale, è determinato in fase di calibrazione del modello. Condurre tale indagine, rispetto al caso studio selezionato, non avrebbe avuto alcuna base a causa dell'assenza di dati, dunque, per evitare un'approssimazione di k_w eccessivamente fuorviante, essendo questo dipendente dal caso studio, è stato ritenuto di trascurarlo.

La modellizzazione inizia considerando la rete come un grafo pesato orientato del tipo

$$N = (J, P) \quad (2)$$

dove J =set di n vertici, P =set di m archi, ρ_{ij} =peso non negativo dell'arco che collega i vertici i, j tali che $i, j \in P$ e $\rho_{ij} = 0$ se $i, j \notin P$

La direzione degli archi nel grafo orientato è definita dal verso di percorrenza dei tubi da parte del flusso che si ha in condizioni di portata media. Il peso degli archi, invece, è definito come l'inverso del volume della condotta stessa, in virtù del fatto che si vuole identificare il percorso (minimo) con volume di inquinante massimo (3)

$$\rho_{ij} = \frac{1}{W_{ij}} \quad (3)$$

$$W_{ij} = \frac{\pi(D_{ij})^2}{4} L_{ij} \quad (4)$$

con ρ_{ij} =peso della condotta ij [m^{-3}], W_{ij} =volume della condotta ij [m^3], L_{ij} =lunghezza della condotta ij [m] e D_{ij} =diametro della condotta ij [m].

La scelta del peso è legata all'esigenza di modellare il comportamento del percorso principale, il quale, caratterizzato da volumi di acqua maggiori, conduce a una dinamica di inquinamento maggiormente considerevole (impattante), richiedendo, a monte strumenti per la mitigazione del rischio.

L'implementazione dell'algoritmo di stima di DNP si basa sull'identificazione dei nodi sorgente e terminali nel grafo orientato pesato che descrive la rete. Nello specifico, in un grafo orientato $G = (V, E)$ un nodo $v \in V$ che ha unicamente archi che partono da esso è detto source

$$indeg_G(v) = 0 \quad outdeg_G(v) > 0 \quad (5)$$

Mentre, un nodo $v \in V$ che ha unicamente archi incidenti in esso è detto terminale

$$indeg_G(v) > 0 \quad outdeg_G(v) = 0 \quad (6)$$

dove *In-Degree* di v in G è uguale al numero di archi incidenti in v , mentre lo *Out-Degree* di v in G è uguale al numero di archi incidenti da v .

Da tali definizioni scaturisce un criterio gerarchico tra nodi, basato sulla definizione di dominatore, infatti in un grafo orientato $G = (V, E)$ presi i nodi $d, n \in V$ si dice che d domina n se ogni percorso che parte dal nodo di ingresso per giungere a n deve passare attraverso d . Per definizione ogni nodo domina sé stesso. Un nodo d domina strettamente un nodo d se:

$$d \text{ dom } n \text{ con } d \neq n \quad (7)$$

Per identificare i nodi più sensibili all'interno della rete è stata implementata una procedura automatica che si sviluppa in due fasi:

- nella prima fase sono individuati i nodi da scartare, secondo il seguente criterio: verranno scartati tutti i nodi che sono strettamente dominati dal serbatoio o da un nodo a sua volta strettamente dominato dal serbatoio;
- nella seconda fase viene applicato un algoritmo di ricerca dei percorsi minimi, usando l'inverso del volume per identificare i percorsi con massimo volume di acqua in condotta. Poiché i pesi sono sempre positivi viene utilizzato l'algoritmo di Dijkstra (Dijkstra, 1959). Questo viene applicato alla rete scelta, interpretata come un grafo orientato, e viene identificato il percorso di peso minimo che connette, se possibile,

ogni nodo sorgente a ogni nodo terminale. Dalla lista dei percorsi a volume massimo si ricava il numero di occorrenze di ogni nodo, dove per occorrenze s'intende il numero di volte che un nodo appare nei percorsi trovati. L'importanza legata alla quantificazione delle occorrenze dei nodi dipende dall'obiettivo del lavoro, il quale, in una rete composta da n nodi con differenti livelli topologico-gerarchici di partecipazione alla dinamica di inquinamento, vuole individuare i singoli nodi maggiormente significativi, ossia quelli che compaiono di più, cioè quelli presenti nei percorsi più sensibili con volume massimo. Infatti, il nodo o il percorso più sensibile sarà individuato nella lista dei nodi col maggior numero di occorrenze.

Dal punto di vista prettamente idraulico, la simulazione è stata svolta prevedendo una immissione di cloro impulsiva nel nodo prescelto (ossia quello risultato più sensibile dalla procedura in due step appena definita), della durata di 30 minuti. Più nello specifico è stata condotta una simulazione su 24 ore, con un passo temporale relativo di simulazione idraulica pari a 10 minuti e di qualità pari a 5 minuti. Dal punto di vista qualitativo è stato usato il *setpoint booster* di Epanet, impostando una reazione del primo ordine per il kb e di ordine zero per kw. E' stata prevista una immissione costante di cloro nel nodo selezionato con una concentrazione pari a 10 mg/l.

Tale metodologia ha consentito un'agevole individuazione del nodo al quale è associata, limitatamente alle condizioni topologiche e idrauliche imposte, la dinamica di inquinamento maggiormente gravosa, il quale, rappresenta il nodo che, se accidentalmente o intenzionalmente contaminato, determina gli effetti peggiori nella diffusione del contaminante agli utenti. Tuttavia, tra i risultati ottenuti è stato interessante rilevare che per alcuni nodi la dinamica di inquinamento è lenta e si protrae nel tempo (dinamica di inquinamento lenta e a concentrazione moderata), mentre per altri ha carattere impulsivo (dinamica di inquinamento temporalmente rapida e a elevata concentrazione).

Per chiarire a fondo tali considerazioni, è stato ritenuto opportuno riportare i risultati ottenuti *step by step*.

La prima parte della procedura, finalizzata a effettuare uno *screening* preliminare della gerarchia dei nodi, consente di eliminare i nodi di passaggio obbligati (i nodi sorgente e i nodi strettamente dipendenti dalla sorgente) e i nodi terminali, per poi procedere nel

calcolo delle occorrenze dalla lista dei percorsi a volume massimo (Figure 5.3.2a, b). In merito alla Figura 5.3.2b, è opportuno specificare che le occorrenze sono ricavate sommando il numero di volte che il nodo appare in tutti i percorsi, mentre quelle filtrate discriminano il nodo serbatoio e non contano le occorrenze dei “nodi di passaggio obbligato” nella singola applicazione di Dijkstra, cioè quelli esclusi nella prima fase di selezione. L’istogramma in Figura 5.3.2b è significativo in quanto definisce il criterio d’individuazione del nodo d’interesse per la contaminazione. Tale nodo, infatti, sarà scelto tra quelli che hanno il maggior numero di occorrenze filtrate. Tuttavia, per effettuare tale scelta, è necessario avere anche un riscontro topologico in quanto, considerando i casi d’interesse in Figura 5.3.2b (nodo 249 e 250), il 249 è a monte del 250, dunque sarà scelto come “nodo da inquinare”.

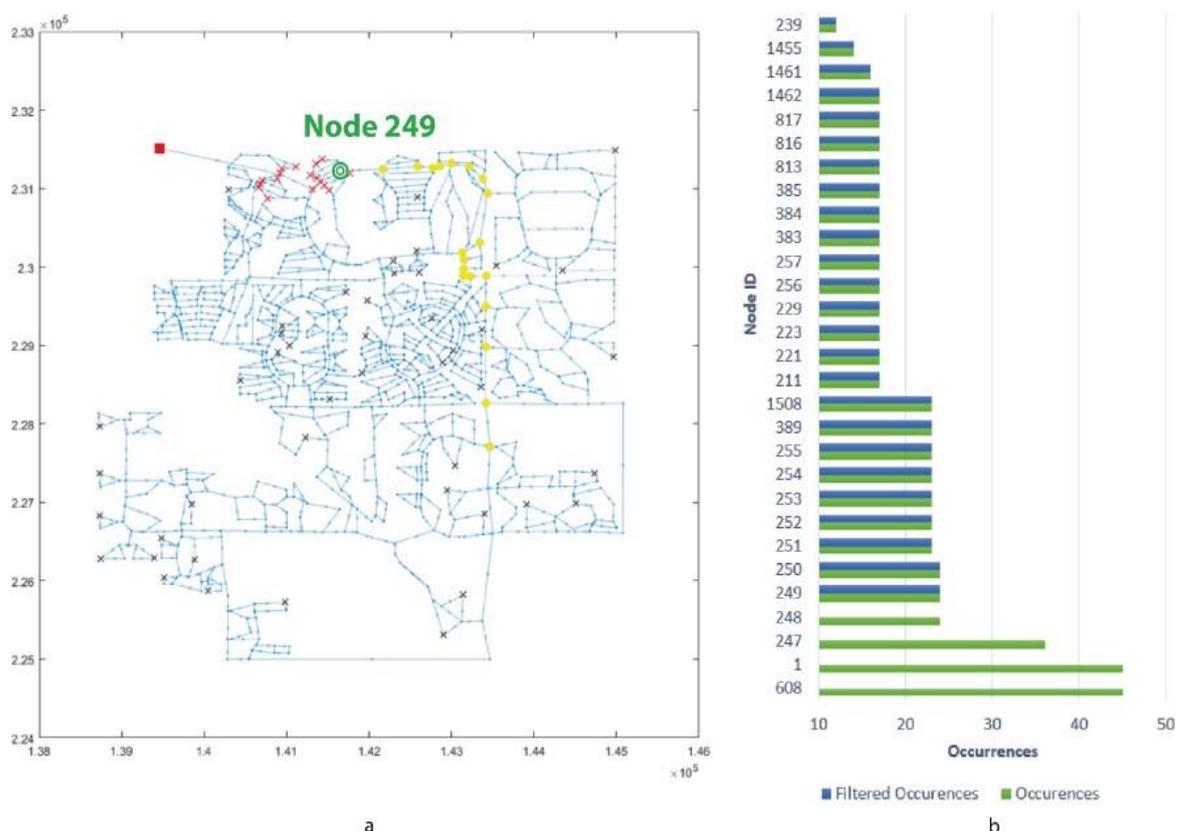


Figura 5.3.2a. Localizzazione delle occorrenze nella rete. Nell’immagine le croci rosse indicano i nodi di passaggio obbligato, le croci nere i nodi terminali, i cerchi gialli indicano i nodi con le massime occorrenze filtrate e il cerchio verde indica il nodo prescelto (ID 249) (Capano et al., 2019).

Figura 5.3.2b. Iistogramma delle occorrenze totali e filtrate per i nodi del percorso maggiormente sensibile (Capano et al., 2019).

La diffusione dell'inquinante è indicata in Figura 5.3.3, dove, per comodità di visualizzazione è stato scelto di mostrare l'andamento della concentrazione di cloro (mg/l).

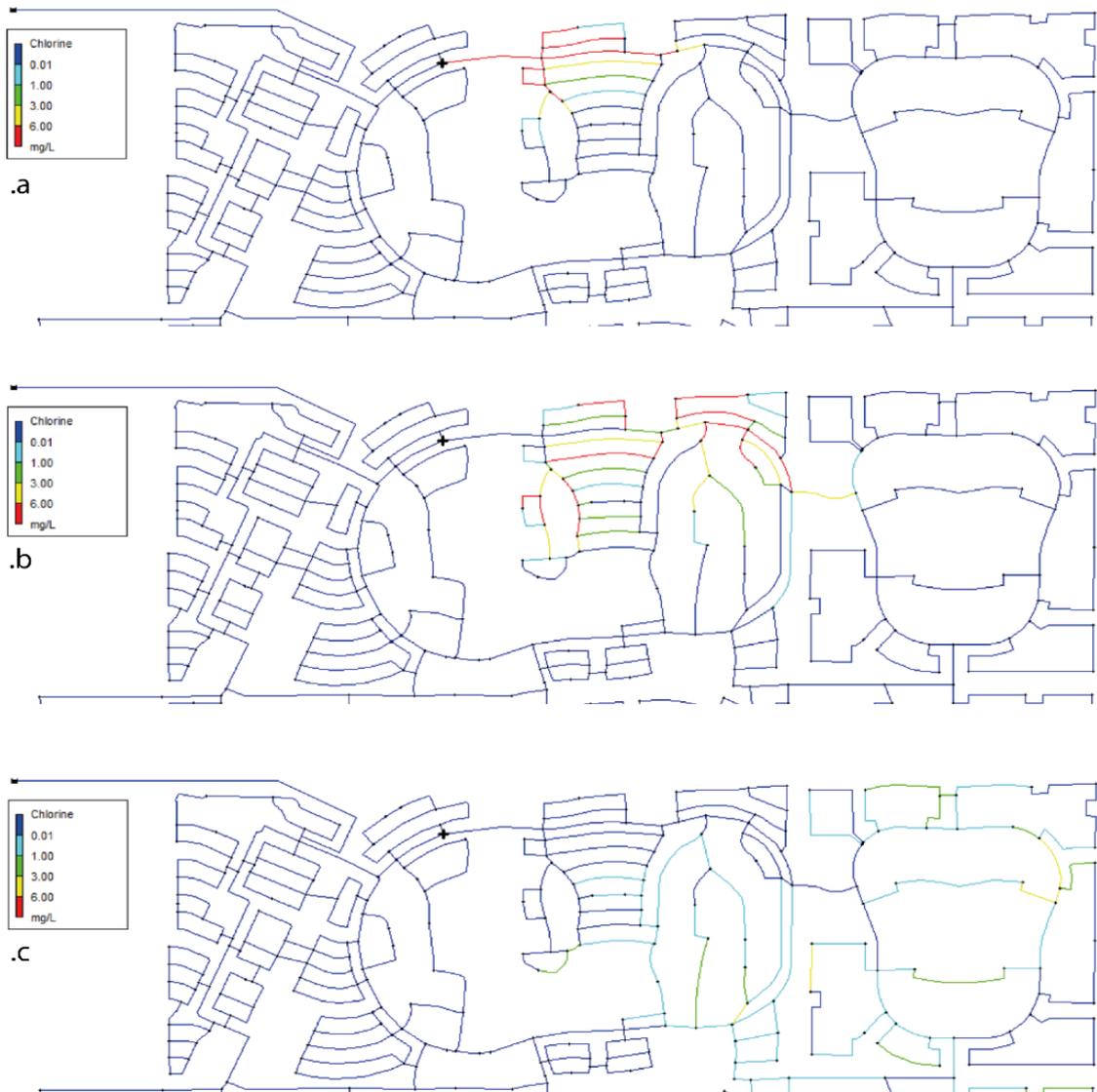


Figura 5.3.3. Stato di contaminazione della rete. A) situazione dopo 30 minuti, b) situazione dopo 1 ora e c) situazione dopo 4 ore (Capano et al., 2019).

I valori di DNP per i nodi maggiormente significativi, calcolati per ciascun intervallo temporale, sono sintetizzati nella Figura 5.3.4. Tali valori sono indicativi del bilancio di inquinante nel singolo nodo e per tale motivazione si verificano due possibilità:

- $DNP < 0$ nel caso di massa di inquinante uscente da nodo;
- $DNP > 0$ nel caso di massa di inquinante entrante nel nodo.

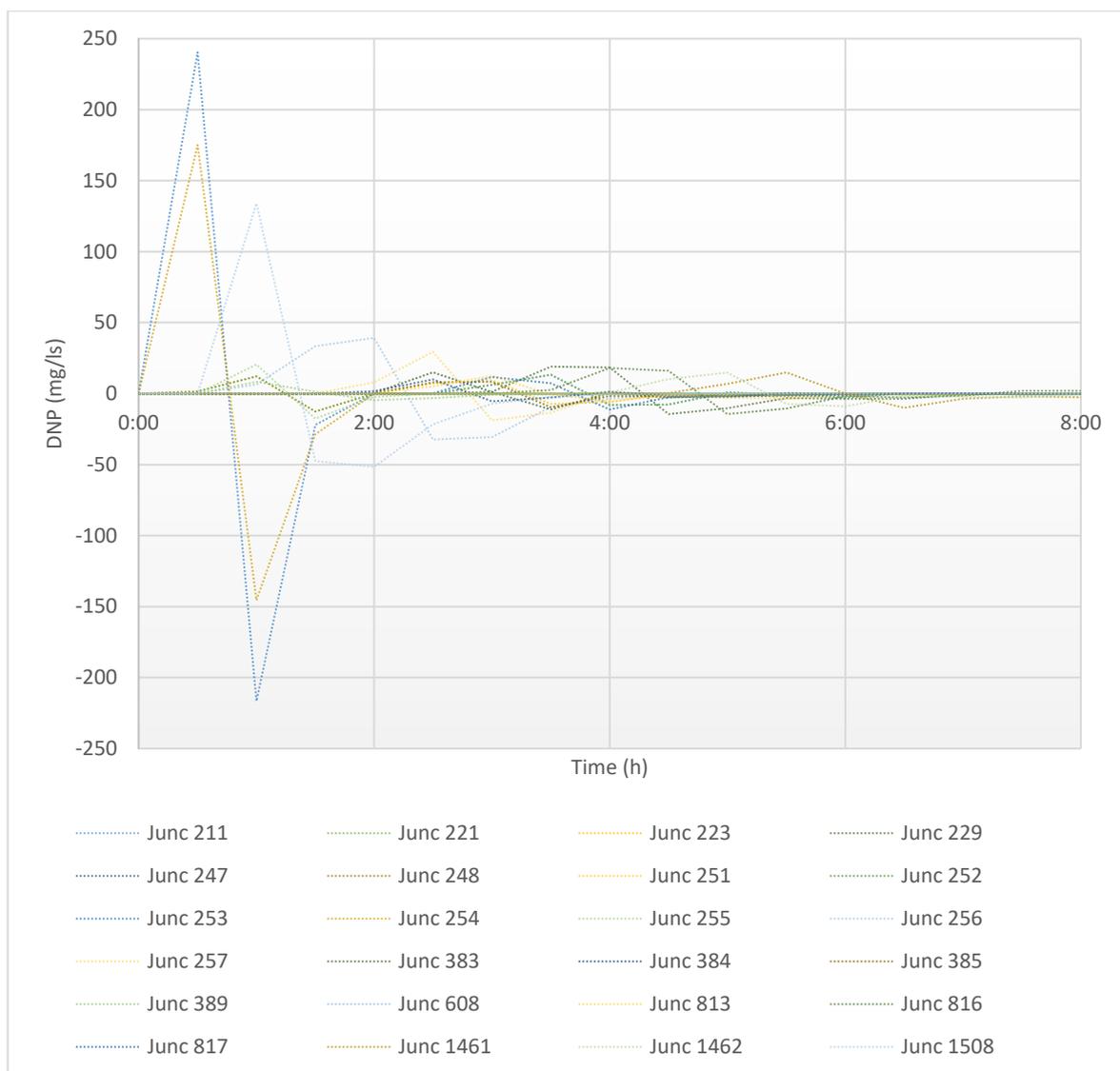


Figura 5.3.4. DNP per i nodi del percorso scelto (Capano et al., 2019).

Le informazioni che è possibile ricavare dai valori di DNP risultanti sono di due tipi: i valori dei picchi, sia positivi che negativi, forniscono informazioni quantitative che permettono di avere una indicazione sul grado di decadimento e miscelazione dell'inquinante. La loro posizione e forma, invece, fornisce una indicazione sulle dinamiche di inquinamento della rete.

Più nel dettaglio, è utile specificare che alcuni nodi, tra quelli più prossimi alla zona di immissione, presentano un andamento impulsivo, indicativo di una dinamica di inquinamento temporalmente rapida e a elevata concentrazione, mentre, altri nodi a valle

si distinguono per un andamento in cui il picco, malgrado sia meno alto, si protrae nel tempo. La prima situazione indica periodi di inquinamento ad alte concentrazioni che durano poco, mentre, nel secondo caso, il periodo "inquinato" si protrae per tempi maggiori.

In riferimento alla Figura 5.3.4, i nodi d'interesse sono il 253 al quale è associato il valore massimo di DNP (comportamento impulsivo) e il nodo 256, al quale corrisponde una dinamica di contaminazione più durevole nel tempo.

Bibliografia

Adedoja, O. S., Hamam, Y., Khalaf, B., & Sadiku, R. (2018). Towards development of an optimization model to identify contamination source in a water distribution network. *Water*, 10(5), 579.

Al-Jasser, A. O. (2007). Chlorine decay in drinking-water transmission and distribution systems: Pipe service age effect. *Water research*, 41(2), 387-396.

Benamar, A., Mahjoubi, F. Z., Ali, G. A., Kzaiber, F., & Oussama, A., (2020). A chemometric method for contamination sources identification along the Oum Er Rbia river (Morocco). *Bulg. Chem. Commun.*, 52, 159-171.

Capano, G., Carini, M., Chiaravalloti, F., Pantusa, D., & Maiolo, M., (2016). Modellizzazione matematica a supporto di infrastrutture avanzate di misura e controllo delle grandezze caratteristiche della gestione dei sistemi acquedottistici. XXXVII Corso di Aggiornamento in "Tecniche per la difesa dall'inquinamento", 15-18 giugno 2016, Guardia Piemontese (CS), EdiBios (conference proceedings)

Capano, G., Bonora, M.A., Carini, M., & Maiolo, M., (2019). Identification of Contamination Potential Source (ICPS): a topological approach for the optimal recognition of sensitive nodes in a water distribution network. Abstract in *Numerical Computations: Theory and Algorithms NUMTA 2019*, 79.

- Digiano, F.A., & Zhang, W., (2005). Pipe section reactor to evaluate chlorine–wall reaction. *Journal-American Water Works Association*, 9ol. 7(1), pp. 74-85.
- Dijkstra, E.W. (1959). A note on two problems in connexion with graphs. *Numerische mathematik*, Vol. 1(1), pp. 269-271.
- Guan, J., Aral, M.M., Maslia, M.L., & Grayman, W.M., (2006). Identification of contaminant sources in water distribution systems using simulation–optimization method: case study. *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 132(4), pp. 252-262.
- Kang, D., & Lansey, K., (2012). Revisiting optimal water-distribution system design: issues and a heuristic hierarchical approach. *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 138(3), 208-217.
- Karadirek, I. E., Kara, S., Muhammetoglu, A., Muhammetoglu, H., & Soyupak, S. (2016). Management of chlorine dosing rates in urban water distribution networks using online continuous monitoring and modeling. *Urban Water Journal*, 13(4), 345-359.
- Kim, M., Choi, C.Y., & Gerba, C.P. (2008). Source tracking of microbial intrusion in water systems using artificial neural networks. *Water research*, 42(4-5), 1308-1314.
- Kim, H., Kim, S., & Koo, J., (2015). Modelling chlorine decay in a pilot scale water distribution system subjected to transient. *Procedia Engineering*, 119, 370-378.
- Kim, S.H., Aral, M.M., Eun, Y., Park, J.J., & Park, C., (2017). Impact of sensor measurement error on sensor positioning in water quality monitoring networks. *Stochastic environmental research and risk assessment*, Vol. 31(3), pp. 743-756.
- Kim, H., & Kim, S. (2017). Evaluation of chlorine decay models under transient conditions in a water distribution system. *Journal of Hydroinformatics*, 19(4), 522-537.
- Liu, L., Zechman, E.M., Mahinthakumar, G., & Ranji Ranjithan, S., (2012). Identifying contaminant sources for water distribution systems using a hybrid method. *Civil Engineering and Environmental Systems*, Vol. 29(2), pp. 123-136.
- Maiolo, M., & Pantusa, D. (2015). A methodological proposal for the evaluation of potable water use risk. *Water Practice and Technology*, 10(1), 152-163.

Maiolo, M., Carini, M., Capano, G., Pantusa, D. & Iusi, M. (2019). Trends in metering potable water. *Water Practice and Technology*, 14(1), 1-9

Monteiro, L., Figueiredo, D., Covas, D., & Menaia, J. (2017). Integrating water temperature in chlorine decay modelling: a case study. *Urban Water Journal*, 14(10), 1097-1101.

Mostafa, N. G., Matta, M. E., & Halim, H. A. (2013). Simulation of chlorine decay in water distribution networks using EPANET—Case study. *Simulation*, 3(13).

Nagatani, T., Yasuhara, K., Murata, K., Takeda, M., Nakamura, T., Fuchigami, T., & Terashima, K., (2008). Residual chlorine decay simulation in water distribution system – The International Symposium on Water Supply Technology, Yokohama 2006, November 22-24, 2008, Yokohama (Japan).

Nono, D., Odirile, P. T., Basupi, I., & Parida, B. P. (2019). Assessment of probable causes of chlorine decay in water distribution systems of Gaborone city, Botswana. *Water SA*, 45(2), 190-198.

Ortega, E., Braunstein, A., & Lage-Castellanos, A. (2020). Contamination source detection in water distribution networks using belief propagation. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 1-19.

Rashid, B., & Rehmani, M.H., (2016). Applications of wireless sensor networks for urban areas: A survey. *Journal of network and computer applications*, Vol. 60, pp. 192-219.

Rossman, L.A., Clark, R.M., & Grayman, W.M., (1994). Modeling chlorine residuals in drinking water distribution systems. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 120(4), pp. 803–820.

Rossman L.A. (2000) EPANET 2: users manual.

Sambito, M., Di Cristo, C., Freni, G., & Leopardi, A. (2020). Optimal water quality sensor positioning in urban drainage systems for illicit intrusion identification. *Journal of Hydroinformatics*, 22(1), 46-60.

Sun, L., Yan, H., Xin, K., & Tao, T. (2019). Contamination source identification in water distribution networks using convolutional neural network. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(36), 36786-36797.

Tao, T., Huang, H.D., Xin, K.L., & Liu, S.M., (2012). Identification of contamination source in water distribution network based on consumer complaints. *Journal of Central South University Technology*, Vol. 19, pp. 1600–1609.

Termini, D., & Viviani, G. (2015). Spatial diversity of chlorine residual in a drinking water distribution system: application of an integrated fuzzy logic technique. *Journal of Hydroinformatics*, 17(2), 293-306.

Tonev, R., & Dimova, G. (2020). Investigation of chlorine wall decay in an old, decommissioned metallic pipe using a pipe section reactor. *Water Supply*, 20(3), 953-962.

6. Modello metabolico applicato alle reti idriche urbane: il caso di studio della rete idropotabile del comune di Rende

I principi di sostenibilità ambientale nell'ambito dei sistemi idrici urbani esplicano la necessità di ottimizzare l'uso della risorsa, nonché energia e materiali coinvolti nei processi di captazione, distribuzione e trattamento, minimizzando, al contempo, gli impatti negativi che scaturiscono nei riguardi degli ecosistemi naturali e urbani.

In tale ottica, il concetto di MU, applicato all'ambito delle risorse idriche rappresenta, uno strumento completo e innovativo per garantire il rispetto dei principi di sostenibilità ed EC. L'approccio metabolico, infatti, viene incontro all'esigenza di ottenere stime che esulano dai classici aspetti legati a efficienza e prestazioni, ma che, al contrario, risultano molto prossimi alla sostenibilità (Behzadian & Kapelan, 2015a).

L'analisi del metabolismo di un sistema idrico pone un focus sui flussi e sui processi di trasformazione, di tutti i tipi di materiali ed energia, che sono coinvolti per il funzionamento del sistema idrico. Infatti, è proprio attraverso un modello metabolico che si possono identificare e quantificare i flussi di risorse in input (energia, materiali, prodotti chimici) e in output (reflui ed emissioni), in linea con il necessario ricambio metabolico, così da garantire il funzionamento ottimale sottospecifiche condizioni al contorno. Di conseguenza, modellando il sistema idrico in termini quali-quantitativi, è agevole uno screening sui punti di forza e debolezza attuali e potenziali, così da garantire elevati livelli di performance ecocompatibili.

A rendere rilevante tale tematica e l'approccio che ne consegue è anche il crescente interesse comunitario nei riguardi di una gestione sostenibile e circolare della risorsa idrica. Tra le iniziative di maggior impatto è bene ricordare il progetto TRUST, il cui obiettivo è fornire conoscenze multisettoriali e integrate per supportare le transizioni verso servizi idrici urbani innovativi, consentendo alle comunità di raggiungere obiettivi di sostenibilità, a basse emissioni di carbonio senza compromettere la qualità del servizio¹⁰. Nell'ambito del progetto TRUST, è stato sviluppato il modello *WaterMet2* (Behzadian et al., 2014; Behzadian & Kapelan, 2015a, b; Morley et al., 2016; Venkatesh et al., 2017): si tratta di un

¹⁰ <https://dicam.unibo.it/it/ricerca/progetti-di-ricerca/trust-transitions-to-the-urban-water-services-of-tomorrow>

software autonomo, eseguito in ambiente Windows™, finalizzato a estendere la modellazione della risorsa idropotabile in un'ottica di *Urban Water Cycle* (UWC), includendo quindi il sistema idrico nel suo complesso (captazione, distribuzione, fognatura, drenaggio e trattamento post consumo). In *WaterMet2* il metabolismo del sistema idrico viene quantificato mediante indicatori che interpretano specifiche prestazioni economiche, sociali e ambientali, rendendolo uno strumento utile per il confronto tra potenziali scenari o combinazioni di questi. *WaterMet2* rappresenta un supporto essenziale alla fase pianificatoria, capace di quantificare l'impatto di potenziali o preventivati interventi che determinano una variazione delle prestazioni (non solo idrauliche) del sistema idrico.

Un altro importante contributo del progetto TRUST è il *Dynamic Metabolism Model* (DMM). Applicato al sistema idrico urbano, il DMM è uno strumento ad hoc per l'analisi del metabolismo e degli impatti ambientali associati ai flussi di risorse (Venkatesh et al., 2014). L'aspetto dinamico e versatile di tale strumento risiede nel calcolo di indicatori di sistema della sostenibilità, implementando il successivo confronto con le loro eventuali variazioni subite durante il periodo di simulazione.

Negli ultimi anni, tuttavia, stanno acquisendo particolare importanza i modelli di stima della sostenibilità mediante la LCA.

L'impiego della LCA nell'ambito della stima di sostenibilità dei sistemi idrici è spesso associato ad analisi metaboliche. La sensibilità di tali tematiche è legata al fatto che il volume complessivo di energia e/o materiali è un diretto indicatore sintetico delle performance ambientali, per cui maggiore sarà questo quantitativo, più intenso sarà il suo impatto (negativo) sull'ambiente. È evidente che le innovazioni nel campo dei trasporti hanno dato una forte spinta alla movimentazione di prodotti e servizi, pertanto è utile studiare i flussi e i processi di trasformazione di tutti i tipi di materiali ed energia che sono mobilitati per il funzionamento di un generico sistema in ambiente urbano, e i meccanismi che li regolano, in modo da poter ottimizzare i processi che avvengono nelle città. È proprio per tale motivazione che la LCA rappresenta uno strumento d'analisi valido per la stima del metabolismo di una rete idrica o, più in generale, di un sistema idrico. La sua applicazione, infatti, consente fare una stima e conseguentemente intervenire sulle fasi sensibili del ciclo di vita al fine di aumentarne il livello di sostenibilità.

All'interno di un sistema idrico è possibile utilizzare questo metodo: i flussi in entrata vengono "metabolizzati" dal sistema durante l'esecuzione delle funzioni previste per

soddisfare la domanda del servizio, dando origine a flussi in uscita. Il modello metabolico, infatti, ripercorre l'intero ciclo di vita dell'acqua, dalla captazione, al trasporto, al consumo e infine allo smaltimento dei reflui: simulando tutti i flussi di risorsa, materie prime, energia, denaro ed emissioni. I dati di input necessari per la simulazione vanno dai dati generali dell'intero sistema, riguardanti la popolazione servita, la domanda d'acqua, il fattore di emissione del mix energetico a quelli più specifici relativi a ogni sottosistema: caratteristiche geometriche e materiali delle reti di distribuzione e di raccolta reflui, consumi energetici, tipi e quantità di prodotti chimici impiegati nelle fasi di trattamento.

In letteratura sono numerose le applicazioni di tale metodologia ai sistemi idrici. Stokes & Horvath (2009) hanno presentato una versione aggiornata dello strumento di supporto decisionale *Water-Energy Sustainability Tool* (WEST) per i Servizi idrici statunitensi, ottenuta tramite una LCA specifica per ciascuno stato. Godskesen et al. (2011) hanno applicato la LCA per valutare gli impatti delle varie fasi operative su tre diversi sistemi idrici in Danimarca. Del Borghi et al. (2013) hanno effettuato un'analisi LCA sul modello metodologico di *Environmental Product Declaration* (EPD) di un sistema di acqua potabile in Sicilia. D'Ercole et al. (2014) hanno studiato il metabolismo di una rete idrica in Italia mediante l'applicazione della LCA. Hasegawa et al. (2016) hanno proposto una LCA applicata a un sistema di distribuzione dell'acqua con uno scenario di spopolamento continuo. Xue et al. (2018) hanno valutato il ciclo di vita ambientale e gli impatti economici dei sistemi urbani di acqua e acque reflue nella regione di Cincinnati (USA). In Sambito & Freni (2017) lo scopo dello studio è quello di applicare una metodologia di LCA per quantificare l'impronta di carbonio di un sistema idrico urbano integrato nell'area di Palermo (Italia). Nelle reti di distribuzione dell'acqua, utilizzando la LCA, Hajibabaei et al. (2018) e Maiolo et al. (2018) hanno stimato l'impatto ambientale di tipi di materiali per tubi. Bârjoveanu et al. (2019) hanno effettuato la valutazione di un impianto di trattamento di acqua potabile a Iasi City (Romania) per valutazione del ciclo di vita e l'identificazione e caratterizzazione dei suoi impatti ambientali. In Maiolo et al. (2020) è stato stimato il metabolismo di una rete idrica dell'Italia Meridionale mediante un'analisi LCA che fonda le sue basi applicative su un approccio che sintetizza la MFA e l'Analisi di Processo. I paragrafi seguenti hanno lo scopo di dettagliare tale studio, riportando i risultati maggiormente significativi.

6.1 Descrizione della rete

La rete idrica a servizio del comune di Rende (Figura 6.1.1), situato nell'Italia meridionale, è stata scelta come caso studio essendo la realtà territoriale su cui insiste il complesso edilizio dell'Università della Calabria. Il comune si estende a partire dalla parte ovest del fiume Crati fino alle Serre Cosentine, dal lato est. L'altitudine varia dai 130 m s.l.m. dalla parte est, nella zona del fiume Crati, ai 1135 m s.l.m. in prossimità nella zona montana a sud ovest.

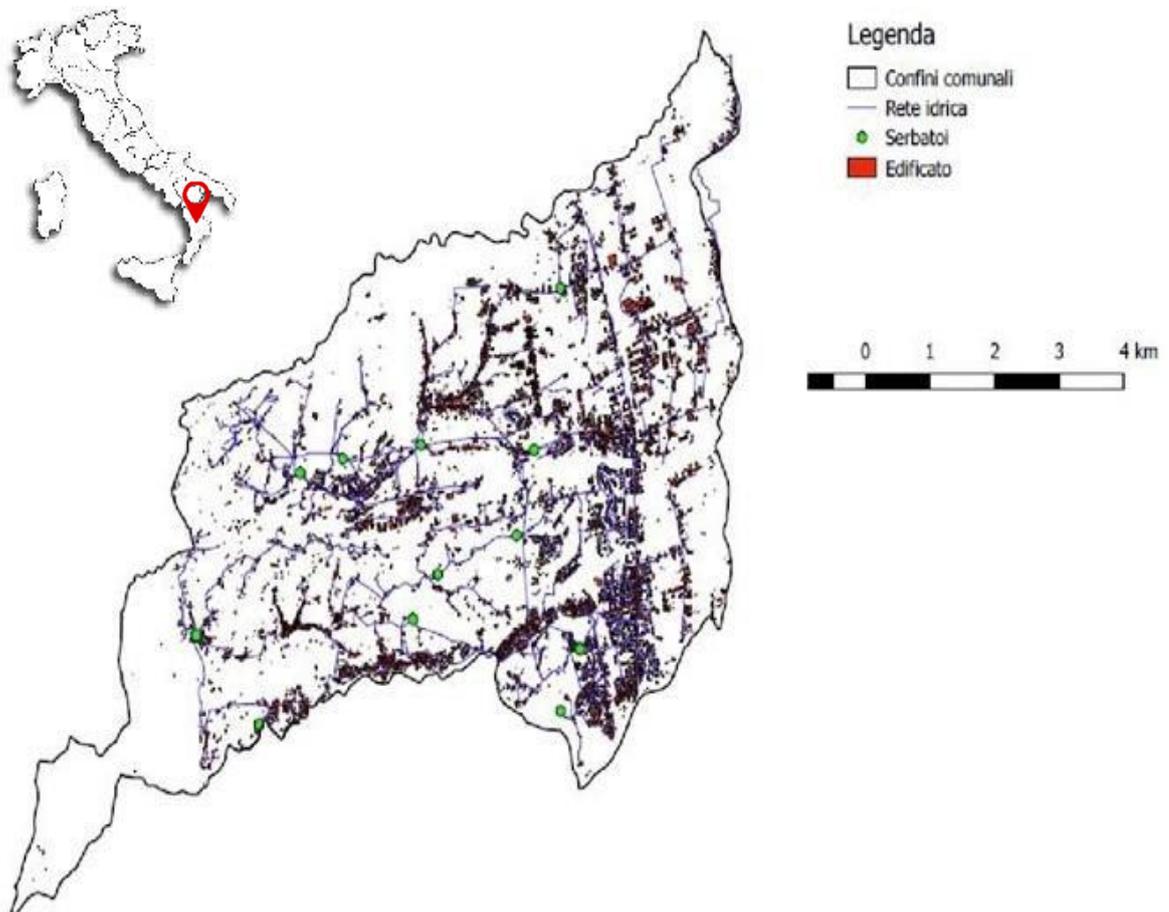


Figura 6.1.1. Rete idrica del comune di Rende, all'interno dei confini comunali.

Tale rete idrica ha una superficie di circa 55 km² e l'alimentazione è garantita dagli acquedotti Abatemarco, Capo D'Acqua e Crocetta, tutti sotto la gestione e il controllo della società So.Ri.Cal. (Società Risorse Idriche Calabresi). La rete ha uno sviluppo non regolare,

funzione delle caratteristiche morfologiche del territorio, della conseguente distribuzione della popolazione ed è a servizio di un numero di utenze pari a 7.829. L'acquedotto interno della città di Rende ha una singolarità legata non solo al rilevante dislivello altimetrico (da 130 m s.l.m. fino agli oltre 660 m s.l.m.), ma anche al fatto che lo stesso si sviluppa in maniera non continua. Pertanto, dovendo il servizio idrico rispettare i vincoli relativi alle pressioni di esercizio ammissibili, risulta obbligata la scelta progettuale di un elevato numero di serbatoi a quote diverse, che fungono da ricettori delle risorse di adduzione e da accumulo al servizio delle reti di distribuzione sottese (Figura 6.1.2 e Tabella 6.1.1). Ogni serbatoio, dunque, serve una porzione della città non necessariamente continua dal punto di vista planimetrico, garantendo un carico idraulico idoneo in ogni sezione della rete.

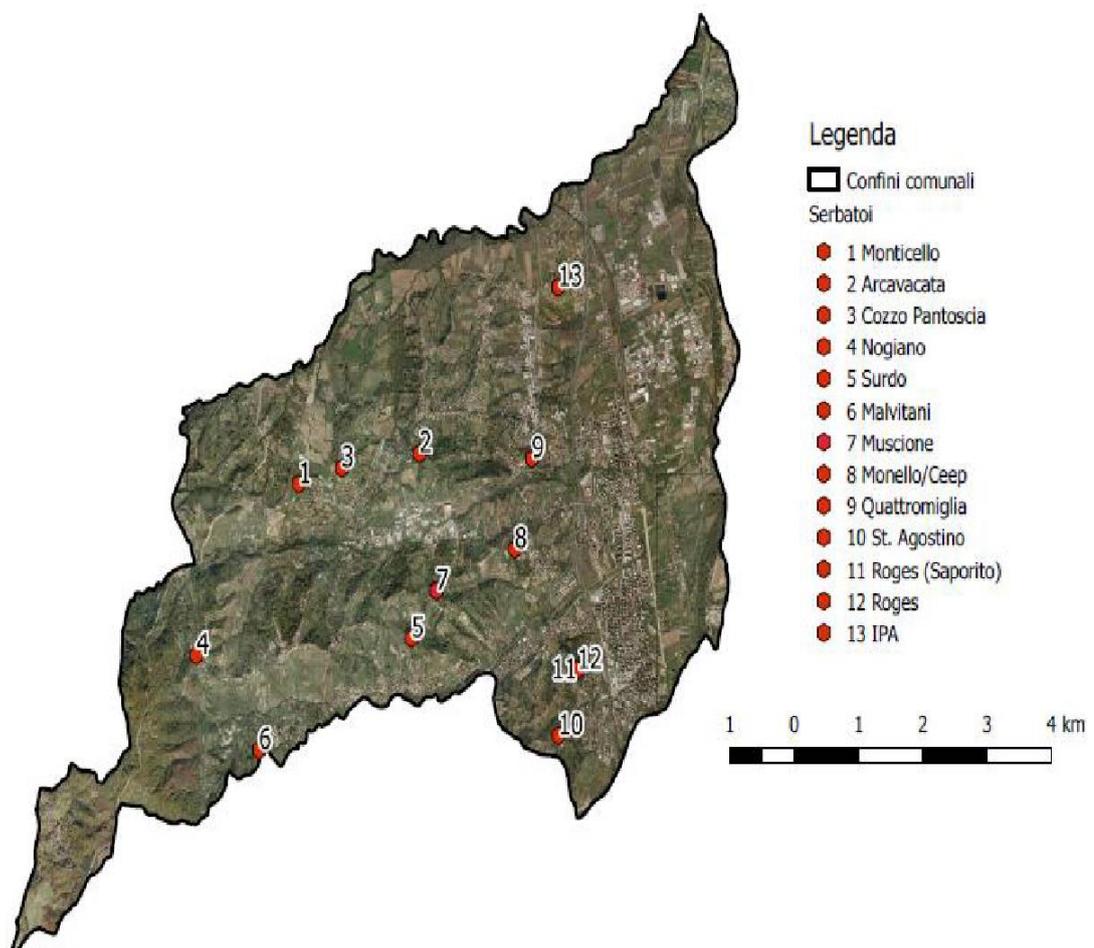


Figura 6.1.2. Localizzazione dei serbatoi a servizio della rete idrica del comune di Rende.

<i>SERBATOIO</i>	<i>Altezza rilevata sul terreno (m)</i>	<i>Diametro (m)</i>	<i>Livello idrico massimo (m)</i>	<i>Livello di interra- mento (m)</i>	<i>Quota piano campagna (m s.l.m.)</i>	<i>Quota di fondo (m s.l.m.)</i>
Montincello	2.0	6.7	1.4	0.0	367.5	367.5
Arcavacata	1.0	18.0	1.0	0.0	355.0	355.0
Cozzo Pantoscia	6.0	59.1	6.5	0.5	364.6	364.1
Nogiano	3.0	18.3	1.9	0.0	530.6	530.6
Surdo	3.0	11.0	2.6	0.0	325.0	325.0
Malvitani	3.0	10.0	1.9	0.0	395.0	395.0
Muscione	3.0	5.0	2.5	0.0	346.5	346.5
Monello/Ceep	5.0	14.1	4.5	0.0	275.1	275.1
Quattromiglia	4.0	10.0	8.9	4.9	238.6	233.7
Sant'Ago-stino	5.0	5.9	5.5	0.5	325.8	325.3
Roges (Saporito)	6.0	6.7	11.4	5.4	267.9	262.5
Roges	6.0	6.7	11.4	5.4	271.9	266.5
IPA	2.0	5.6	2.0	0.0	204.0	204.0

Tabella 6.1.1. Caratterizzazione dei serbatoi a servizio della rete idrica del comune di Rende.

La distribuzione dei materiali del sistema di condotte è alquanto disomogenea, con una prevalenza di condotte in acciaio (Tabella 6.1.2)

<i>MATERIALE</i>	<i>LUNGHEZZA (km)</i>
Acciaio	188.04
Ghisa	15.90

Polietilene (PE 80)	67.06
---------------------	-------

Tabella 6.1.2. Caratterizzazione delle condotte in base al materiale.

Le informazioni relative ad altri e rilevanti dettagli che consentono di completare l'inventario delle tubazioni presenti in rete (ad esempio tassi di rottura, tecniche di riabilitazioni maggiormente impiegate, ...) non sono state reperite dal soggetto gestore. Questa mancanza di informazioni giustifica il cut-off di sistema, successivamente citato, relativo alla fase di manutenzione. La rete di Rende, infatti, è attualmente in fase di ingegnerizzazione: la vastità della superficie planimetrica di estensione richiederà del tempo per garantire uno screen informativo maggiormente dettagliato rispetto al livello impiegato in tale studio.

6.2 Una proposta di analisi metabolica di una rete idropotabile urbana: applicazione e risultati

L'approccio metodologico presentato in Maiolo et al. (2020) sintetizza i modelli basati su MFA e Analisi di Processo, attraverso il metodo LCA. Dal metodo MFA si riprende il dettaglio relativo all'analisi dei materiali, che sono la chiave interpretativa dei processi che definiscono gli input e gli output del sistema. Mentre il contributo dell'Analisi di Processo è espresso dalla destrutturazione della rete in componenti idrauliche che costituiscono i prodotti per identificare i processi associati ai flussi fisici che possono essere interpretati dai dati disponibili. Tale classificazione è stata effettuata in base alla funzionalità idraulica dell'elemento nella rete e ai materiali costituenti, tenendo conto delle percentuali del singolo sul totale. Per il materiale preso in considerazione, è stata ricavata, da dati di letteratura, l'energia grigia (Cellura et al., 2015) e sono stati analizzati i processi di produzione attraverso i quali esso è stato ottenuto. Gli elementi presi in considerazione per lo studio della rete sono i seguenti:

- 1.089 pozzetti di ispezione (*manhole*);
- 13 serbatoi di approvvigionamento (*tank*);
- 271 km di tubazioni (*pipeline*);
- 2 impianti di pompaggio (*pump*);
- 1.150 saracinesche (*slider*);
- 800 valvole di sfiato (*valve*).

L'analisi è stata fatta sul singolo elemento rappresentativo e i risultati ottenuti sono stati rielaborati sui totali presenti.

Il concetto di metabolismo, nel caso specifico in esame, è basato sul bilancio tra input e output del sistema oggetto di studio, destinando a entrambi i flussi la medesima importanza, al contrario della prassi MFA. I flussi in ingresso sono riferiti a materia ed energia che caratterizzano il ciclo di vita di ciascun componente della rete, mentre l'output è rappresentato dalle emissioni in aria, acqua e suolo.

Con il risultato dell'applicazione verrà definito un costo del metabolismo della rete di Rende, associato quest'ultimo alla stima del potenziale danno determinato sull'ambiente, definibile mediante l'analisi del ciclo di vita, impiegando la metodologia LCA. L'associazione

del costo del metabolismo con l'analisi dei flussi di materiale è già stata praticata in altri studi (Zhang, 2013). In questo contesto il concetto di costo è legato ad attività economiche che sono necessariamente basate su risorse ambientali, che non hanno un valore economico definito e se lo fosse, sarebbe molto alto per il rischio di esaurimento.

Per questo motivo è possibile associare una stima del costo all'impatto di questi sull'ambiente in base al principio "se si consuma e inquina, allora il costo del metabolismo, come equilibrio tra flussi in entrata e in uscita, sarà elevato". Il focus sul metabolismo, infatti, è utile per identificare la fase responsabile di un peggior equilibrio metabolico, ovvero la fase su cui intervenire con politiche ambientali sostenibili.

Ne consegue che un'attenta analisi del costo del metabolismo può definire un migliore criterio di allocazione dell'impatto, finalizzato a definire la fase o le fasi a maggior costo. Da questo punto di vista, si deduce che il costo del metabolismo può essere interpretato come un valore soglia per definire la scala dei miglioramenti futuri.

In merito è utile specificare che l'approccio modellistico proposto, a differenza di altri casi simili presenti in letteratura (D'Ercole et al., 2014), non richiede in input dati relativi alla fornitura di acqua e alla popolazione servita in quanto non risultano determinanti per la modellazione.

Dal punto di vista prettamente operativo, si definiscono, di seguito, le condizioni applicative della metodologia LCA, classificate per singola fase.

Obiettivo e campo di applicazione

L'obiettivo dello studio è la valutazione LCA delle prestazioni ambientali associate alla rete idrica del comune di Rende, al fine di definire il costo del metabolismo. Si intende, dunque, quantificare gli impatti ambientali delle componenti idrauliche presente mediante un approccio *cradle to grave*: è stata esaminata cioè la porzione di ciclo di vita che va dalla materia prima al prodotto finito degli elementi costituenti la rete idropotabile, tipologia di processo produttivo, lavorazioni, trasporto e fine vita. I risultati dello studio sono funzionali a definire le linee di intervento per l'individuazione delle criticità (*hot spots*), così da definire utili azioni di miglioramento, incrementando la sostenibilità ambientale nella gestione delle risorse idriche del comune, presentando, il caso studio, come paradigma d'esempio per

altre analoghe realtà territoriali, lese da storiche criticità legate alla gestione del servizio idrico.

La scelta di impostare confini del sistema *cradle to grave* e non *cradle to cradle*, richiamando il principio della circolarità ampiamente discusso nei capitoli introduttivi, è esclusivamente legata all'impossibilità di poter contare su un inventario ampio e dettagliato. Questo giustifica anche interessanti *cut-off* di sistema, legati, ad esempio, alla fase di manutenzione, alla quale, molto spesso, sono associati impatti considerevoli, i quali supportano i decisori nelle scelte degli scenari maggiormente performanti (come la durabilità delle componenti). I limiti di tale approccio, infatti, sono chiariti anche nei paragrafi successivi dove è dichiarato un livello variabile sulla qualità dei dati, non potendo certamente rispettare rigidi requisiti a causa dell'insufficienza delle informazioni fornite.

L'unità funzionale è definita come una "unità di riferimento per quantificare il rendimento in termini LCA di un sistema o prodotto", a cui legare i flussi in entrata e in uscita. La scelta di questo parametro dipende molto dal tipo di obiettivo dell'analisi. In questo studio, poiché il fine è quello di valutare l'impatto derivato dall'interazione dell'infrastruttura idrica con l'ambiente circostante, l'unità funzionale scelta è pari a un quantitativo di massa unitario di materiale (espresso in kg).

Analisi di inventario

Seguendo la definizione fornita dalla norma ISO 14040, è in questa fase che vengono individuati e quantificati i flussi in ingresso e in uscita da un sistema lungo tutta la sua vita, ed è sempre nella stessa fase che si realizza l'applicazione del modello metabolico di cui si è discusso. I flussi sono espressi in unità fisiche (unità di massa e di energia) e riguardano il prelievo e la preparazione delle materie prime, la loro trasformazione in prodotti finiti, co-prodotti, sottoprodotti con l'immissione di agenti inquinanti nell'aria. I dati su cui si costruisce una LCI sono raggruppabili in tre tipologie:

- dati primari, provenienti da rilevamenti diretti;
- dati secondari, ricavati da letteratura;
- dati terziari, concepiti attraverso stime e valori medi statistici.

I requisiti di qualità dei dati, pertanto, dovrebbero comprendere: le fonti di dati e la loro rappresentatività, i fattori relativi al tempo, alla geografia e alla tecnologia, la precisione,

completezza e rappresentatività dei dati, la coerenza e riproducibilità dei metodi usati nella LCA, l'incertezza dell'informazione.

Nel caso di studio i dati primari sono stati forniti dall'Ente Gestore della rete idrica considerata, tra i quali:

- caratteristiche geometriche delle tubazioni (diametro interno e nominale, lunghezza) e materiali costituenti;
- numero di serbatoi, caratteristiche geometriche (area in pianta, altezza, eventuale interrimento), materiali costituenti;
- numero di pozzetti prefabbricati, di valvole di sfiato, di saracinesche e di impianti di pompaggio presenti.

Dati secondari, ottenuti da letteratura, sono costituiti da:

- energia grigia per ogni materiale costituente gli artefatti;
- caratteristiche di valvolismi, impianti di pompaggio e pozzetti.

Sono da considerarsi dati terziari tutti quelli ricavati dalla banca dati Ecoinvent (*dataset*), necessari dal momento in cui né le misurazioni dirette né la documentazione acquisita dall'Ente Gestore sono in grado di fornire dati esaurienti per l'intero processo di produzione a monte. Il database Ecoinvent ha consentito di eliminare questo limite fornendo dei processi di produzione standard assimilabili a quelli dei materiali utilizzati. Tra questi dati si possono annoverare:

- mezzi di trasporto e distanze;
- imballaggi per materiale.

E' importante precisare che in quest'analisi è trascurata la fase di manutenzione (*cut-off* di sistema) e per tale motivo, lo studio non è orientato verso una predefinita "vita utile" della rete, quale parametro di scala delle grandezze da modellare.

Nella seguente tabella (Tabella 6.2.1) sono riassunti gli elementi essenziali necessari all'analisi LCA per ogni elemento della rete.

<i>Tipologia</i>	<i>Materiale</i>	<i>Energia grigia (MJ/kg)</i>	<i>% di materiale</i>
Tank	Concrete	8	100.00%
Pipeline	PE	46	19.10%
	Steel	38	74.30%
	Cast Iron	42	6.30%
Pump	Elastomer	42	0.30%
	Steel	38	99.70%
Manhol	Concrete	8	99.25%
	Elastomer	42	0.38%
	Steel	38	0.36%
	PP	46	0.01%
Slider	Cast Iron	42	92.8%
	Elastomer	42	0.10%
	Steel	38	0.51%
	Brass	50	6.59%
Valve	Cast Iron	42	91.56%
	Brass	50	4.24%
	Elastomer	42	0.63%
	Steel	38	0.60%
	Nylon	38	2.97%

Tabella 6.2.1. Sintesi dei dati d'inventario.

Tale fase ha lo scopo di trasformare ogni flusso dell'analisi di inventario in un contributo all'impatto ambientale, visualizzando quelli che sono i carichi su ogni categoria. Per passare dal dato oggettivo al giudizio di pericolosità ambientale è stato necessario individuare dei metodi di valutazione degli impatti, in base ai quali effettuare le analisi. Per lo studio LCA in questione si è scelto di utilizzare IMPACT 2002+. Implementato dallo Swiss Federal Institute of Technology di Losanna, IMPACT 2002+ propone una soluzione intermedia tra gli approcci delle metodologie *midpoint-oriented* (basate sulle categorie di impatto, come CML ed EDIP) e *damage-oriented* (orientate alla valutazione per categorie di danno, come EPS ed Eco-indicator 99), riconducendo i risultati desunti dalle analisi d'inventario a quattordici categorie di impatto, a loro volta riconducibili a quattro categorie di danno, quali:

- Human Health, misurata in DALY¹¹;
- Ecosystem Quality, misurata in PDF¹²*m²*yr;
- Climate Change, misurata in kg di CO₂ equivalente in aria;
- Resources, misurata in MJ.

L'architettura di IMPACT 2002+, diversamente da quella di Eco-indicator, prevede la possibilità di allocare gli apporti delle diverse categorie di impatto all'interno di più categorie di danno. Tutti i punteggi medi sono espressi in unità di sostanza di riferimento e correlati alle quattro categorie di danno.

In questa fase e al fine di migliorare la comparazione tra i risultati è stato scelto di ricorrere alla normalizzazione. La fase di normalizzazione consiste nel confrontare i valori d'impatto ottenuti con i fattori di normalizzazione (Tabella 6.2.2). La normalizzazione è il rapporto tra l'impatto specifico per unità di emissione diviso per l'impatto europeo complessivo delle sostanze in riferimento a una singola persona in un anno.

¹¹ DALY: *Disability-Adjusted Life Year*

¹² PDF·m²·y: *Potentially Disappeared Fraction of species over a certain amount of m² during a certain amount of year*

<i>Categorie di danno</i>	<i>Fattori di normalizzazione v. Q2.27</i>	<i>Unità di misura</i>
Human Health	0.0071	DALY/point
Ecosystem Quality	13.800	PDF·m ² ·y/point
Climate Change	11.600	kg CO ₂ into air/point
Resources	152.000	MJ/point

Tabella 6.2.2. Fattori di normalizzazione per le categorie di danno di IMPACT 2002+ relativa all'Europa Occidentale (Humbert et al., 2012).

La struttura del metodo intende definire flussi in input (chiariti nell'inventario), flussi in output (emissioni, di seguito dettagliate) e costo, in termini di impatto globale, del metabolismo della rete di Rende. Per tale ragione i risultati del lavoro saranno articolati in tre sezioni: la prima inerente all'impatto dei singoli elementi della rete (input), la seconda che evidenzia in modo dettagliato gli impatti associati agli output (emissioni) e la terza che definisce il costo globale dell'intera rete.

La metodologia IMPACT 2002+ ha permesso di individuare i flussi in input e output relativi al singolo elemento costituente la rete idropotabile analizzata. Come si può osservare in Figura 6.2.1, un ruolo importante per quanto riguarda gli impatti è assunto dai pozzetti di ispezione (in numero elevato) seguito da serbatoi e valvole. Un basso impatto totale è associato alle tubazioni e alle stazioni di pompaggio, queste ultime presenti in numero esiguo. Tuttavia, come si evince dall'istogramma in Figura 6.2.1, il contributo delle due stazioni di pompaggio è assimilabile a quello delle tubazioni: per quanto tale risultato possa apparire inconsistente, è opportuno specificare che l'unità di misura di riferimento è l'unità funzionale scelta per lo studio LCA, dunque il kilogrammo.

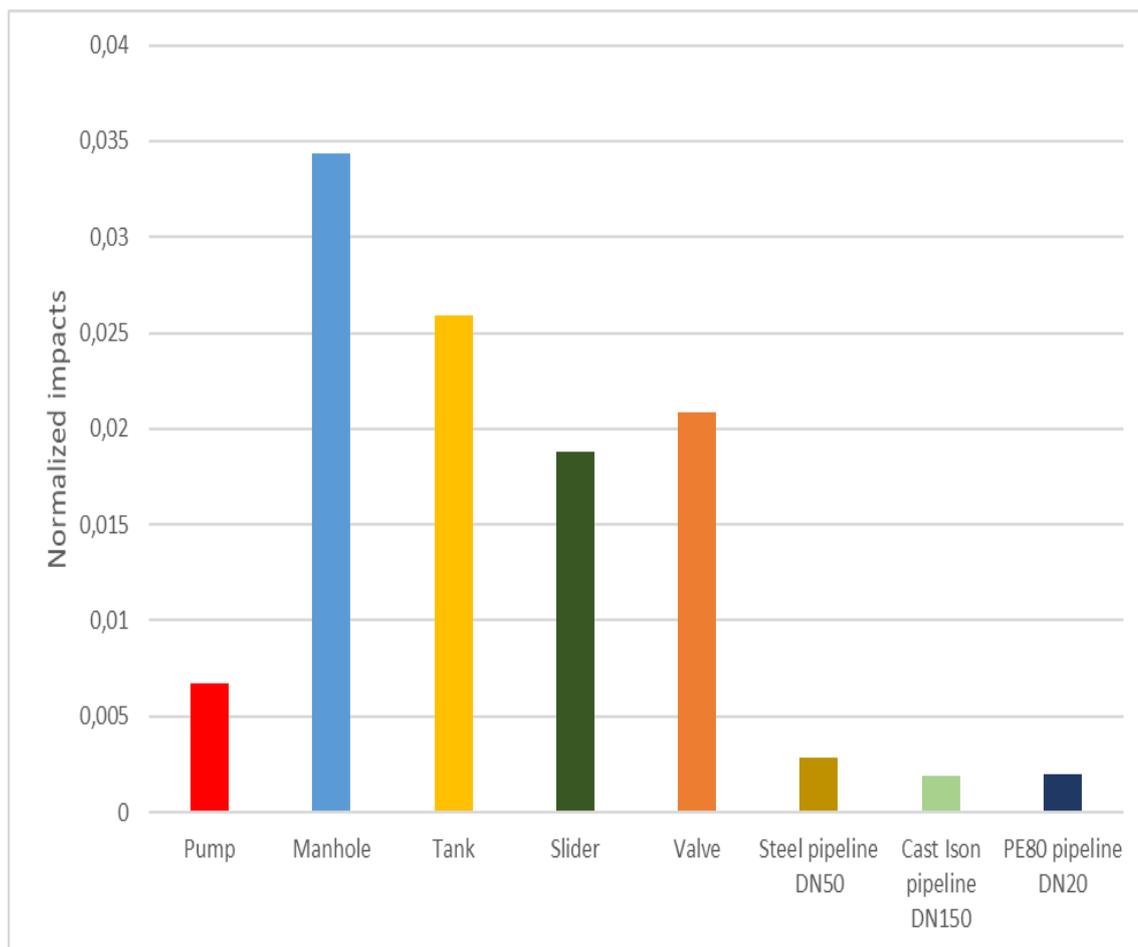


Figura 6.2.1. Impatti per classi di componenti idraulici con IMPACT 2002+.

La Tabella 6.2.3 mostra le emissioni in aria, acqua e suolo legate alla presenza della rete idrica sul territorio.

Tipologia	Emissioni in acqua		Emissioni in aria		Emissioni al suolo	
	Componente	Valore	Componente	Valore	Componente	Valore
Tank	Arsenic	2.39E ⁻⁰⁵	Hydrocarbons, aromatic	0.000189	Aldrin	1.4E ⁻⁰⁶
	Barium	1.29E ⁻⁰⁵	Nitrogen oxides	0.002989	Arsenic	1.91E ⁻⁰⁵
	Hydrocarbons, aromatic	1.15E ⁻⁰⁵	Particulates, < 2.5 um	0.004064	Barium	2.05E ⁻⁰⁶
	Zinc	2.02E ⁻⁰⁶	Sulfur dioxide	0.00123	Zinc	2.28E ⁻⁰⁵
			Chromium	1.57E ⁻⁰⁵		

Steel Pipeline	Arsenic	4.59E ⁻⁰⁶	Hydrocarbons, aromatic	5.61E ⁻⁰⁵	Aldrin	1.47E ⁻⁰⁷
	Barium	2.22E ⁻⁰⁶	Nitrogen oxides	0.000184	Aluminium	1.28E ⁻⁰⁷
	Hydrocarbons, aromatic	4.68E ⁻⁰⁷	Particulates, < 2.5 um	0.000747	Arsenic	2.74E ⁻⁰⁶
			Sulfur dioxide	0.000205	Zinc	2.19E ⁻⁰⁶
			Hydrocarbons, aromatic	4.01E ⁻⁰⁵		
Cast iron Pipeline	Arsenic	1.08E ⁻⁰⁶	Nitrogen oxides	0.000127	Arsenic	1.11E ⁻⁰⁶
	Barium	1.87E ⁻⁰⁶	Particulates, < 2.5 um	0.000184	Barium	2.6E ⁻⁰⁷
	Hydrocarbons, aromatic	3.72E ⁻⁰⁷	Sulfur dioxide	0.000153	Zinc	1.08E ⁻⁰⁶
			Hydrocarbons, aromatic	3.89E ⁻⁰⁵		
PE80 Pipeline	Arsenic	1.13E ⁻⁰⁶	Particulates, < 2.5 um	0.000256	Arsenic	1.48E ⁻⁰⁶
	Barium	1.94E ⁻⁰⁶	Sulfur dioxide	0.00017	Barium	2.67E ⁻⁰⁷
	Hydrocarbons, aromatic	4.1E ⁻⁰⁷	Hydrocarbons, aromatic	0.000134	Zinc	1.21E ⁻⁰⁶
			Nitrogen oxides	0.000492		
Pump	Arsenic	1.35E ⁻⁰⁵	Sulfur dioxide	0.000442	Aldrin	1.86E ⁻⁰⁷
	Barium	5.93E ⁻⁰⁶	Hydrocarbons, aromatic	0.000357	Arsenic	5.02E ⁻⁰⁶
	Hydrocarbons, aromatic	3.30E ⁻⁰⁶	Nitrogen oxides	0.003498	Molybdenum	1.5E ⁻⁰⁷
			Particulates, < 2.5 um	0.005185	Zinc	1.04E ⁻⁰⁵
Manhole	Arsenic	4.10E ⁻⁰⁵	Sulfur dioxide	0.001825	Aldrin	1.62E ⁻⁰⁶
	Barium	2.02E ⁻⁰⁵	Ammonia	0.000139	Arsenic	2.45E ⁻⁰⁵
	Hydrocarbons, aromatic	1.41E ⁻⁰⁵	Arsenic	0.001436	Barium	3.05E ⁻⁰⁶
	Zinc	2.99E ⁻⁰⁶	Hydrocarbons, aromatic	0.000223	Zinc	2.65E ⁻⁰⁵
Slider	Arsenic	2.17E ⁻⁰⁵	Nitrogen oxides	0.001095	Aluminium	3.68E ⁻⁰⁷

	Barium	9.93E ⁻⁰⁶	Particulates, < 2.5 um	0.002822	Arsenic	8.39E ⁻⁰⁶
	Hydrocarbons, aromatic	3.36E ⁻⁰⁶	Sulfur dioxide	0.002444	Barium	1.33E ⁻⁰⁶
	Zinc	1.96E ⁻⁰⁶	Arsenic	0.001362	Zinc	6.66E ⁻⁰⁶
			Hydrocarbons, aromatic	0.000267		
Valve	Antimony	4.79E ⁻⁰⁶	Nitrogen oxides	0.001267	Aluminium	3.67E ⁻⁰⁷
	Arsenic	2.96E ⁻⁰⁵	Particulates, < 2.5 um	0.002927	Arsenic	8.83E ⁻⁰⁶
	Barium	1.01E ⁻⁰⁵	Sulfur dioxide	0.00251	Barium	1.34E ⁻⁰⁶
	Hydrocarbons, aromatic	3.41E ⁻⁰⁶			Cadmium	2.26E ⁻⁰⁷
	Zinc	1.99E ⁻⁰⁶			Zinc	6.77E ⁻⁰⁶

Tabella 6.2.3. Emissioni in aria, acqua e suolo con IMPACT 2002+.

Si tratta di valori normalizzati che esprimono la presenza (in quantità minime) di determinate sostanze nell'ambiente, funzione sempre delle fasi che portano alla produzione degli elementi, del loro trasporto e dei loro consumi. In generale gli effetti maggiori si hanno per le emissioni in aria, e questo è rafforzato dal fatto che tra le categorie di impatto relative alla Human Health, la categoria Respiratory inorganics ha valore elevato (circa il 93% sul totale della suddetta categoria di danno). Le sostanze ricorrenti nella maggior parte dei casi sono Ossidi di azoto, Particolato e Diossido di zolfo. Per le emissioni in acqua e aria si hanno valori ridotti rispetto alla tipologia precedente. Minimali sono le quantità di emissioni associate a Arsenico, Bario e Zinco tali da non provocare danni rilevanti all'ambiente circostante e a chi lo vive.

Raccogliendo le informazioni delle due fasi precedenti è possibile discutere il costo del metabolismo della rete a servizio del comune di Rende, facendo riferimento alle figure seguenti. I risultati presentati fanno riferimento ai totali complessivi nella rete degli elementi strutturali, presentati in forma singola nella fase di analisi degli input. Si può osservare in Figura 6.2.2 che la rete è maggiormente impattante sulle categorie riguardanti la salute umana (36.81%) e i cambiamenti climatici (35.05%). Questo è giustificabile in

quanto la produzione dei materiali utilizzati comporta emissioni nell'ambiente che possono essere anche elevate e che costituiscono sicuramente fonte di pericolo per l'uomo, il che è rispecchiato dalla corrispondente categoria di impatto quale Global Warming. Inoltre, bisogna ricordare come le variazioni climatiche verificatesi negli ultimi decenni siano legate alle attività umane. Il problema degli impatti sui cambiamenti climatici è rilevante in quanto legato all'uso di risorse non rinnovabili, quali carbone, petrolio, gas naturale. Si tratta di combustibili fossili e idrocarburi che presentano lo svantaggio di essere esauribili e non disponibili su tutto il pianeta. Nel momento in cui queste fonti vengono impiegate per produrre energia, viene sprigionato un quantitativo molto elevato di gas serra, responsabile, appunto, dell'effetto serra, del surriscaldamento globale, delle piogge acide e di altri fenomeni ambientali molto impattanti. Bisogna pertanto prediligere le fonti rinnovabili, il cui principale vantaggio è il basso impatto ambientale. È una scelta responsabile nei confronti delle generazioni future. Ulteriori impatti si hanno sulle risorse (21.88%), poiché la produzione degli elementi costituenti il sistema idrico analizzato porta alla depauperazione delle materie prime che si trovano in natura. Segue infine un modesto danno alla qualità degli ecosistemi (6.24%) legato alla presenza delle infrastrutture sul territorio.

La Figura 6.2.2, a livello generale, mostra il contributo parziale del costo del metabolismo rispetto alla rete idrica di Rende. In questo caso, il costo rappresenta un valore normalizzato e, per esigenze di confronto, non risulta utile fare riferimento a un costo totale, bensì ai costi parziali, espressi in termini di percentuali sul totale.

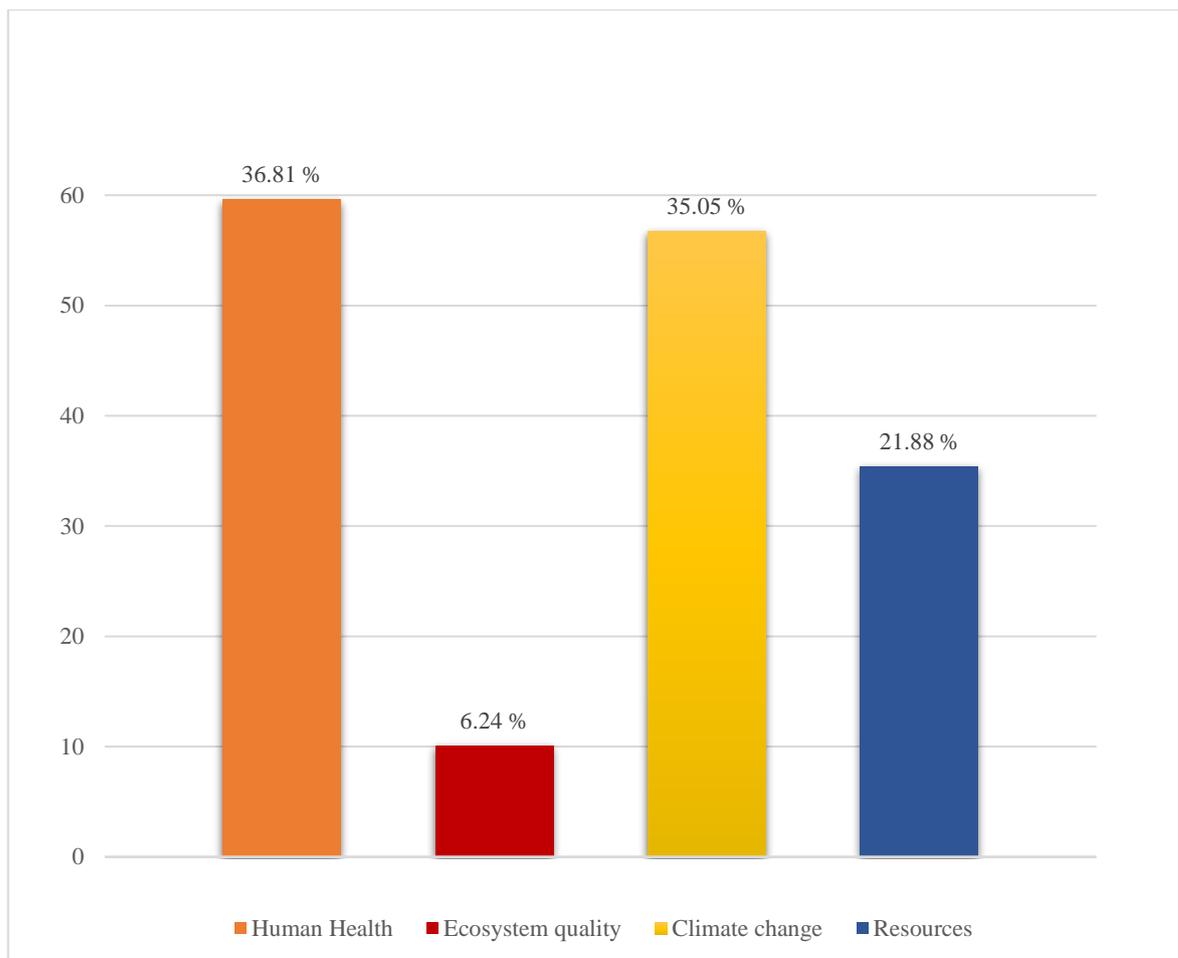


Figura 6.2.2. Impatti percentuali, classificati per categorie di danno, sul costo del metabolismo della rete di Rende.

Esaminando in dettaglio i risultati delle elaborazioni, sintetizzati in Tabella 6.3.4, la categoria di danno di maggior peso è quella relativa ai cambiamenti climatici nel caso dei serbatoi e dei pozzetti di ispezione, il che è rispecchiato dalla relativa categoria di impatto quale Global Warming. Le tubazioni in acciaio, le elettropompe centrifughe, le saracinesche e le valvole di sfiato producono maggiori danni sulla salute umana, influenzando nello specifico su categorie di impatto relative agli effetti respiratori. Nella categoria di danno Ecosystem Quality valvole di sfiato e saracinesche sono gli elementi più impattanti, in particolare sulla Terrestrial Ecotoxicity. Per quanto riguarda la categoria di danno denominata Resources, è da evidenziare che il consumo maggiore si ha per tubazioni in ghisa e polietilene e, anche se in minor misura, per le elettropompe, i pozzetti di ispezione e le valvole di sfiato. La relativa categoria di impatto con maggiore punteggio è infatti legata all'uso di energie non-

rinnovabili, elemento incidente nella valutazione degli impatti di una qualsiasi opera sul territorio. È evidente che per avere una riduzione dei carichi ambientali si dovrebbe puntare sull'uso delle energie rinnovabili, cercando di riutilizzare gli scarti delle lavorazioni anziché sfruttare il sottosuolo per la produzione e il combustibile necessario per i diversi processi industriali.

<i>Categorie di danno</i>	<i>Categorie di impatto</i>	<i>Valore normalizzato</i>
HUMAN HEALTH	Carcinogens	2.500
	Non-carcinogens	5.132
	Respiratory inorganics	51.601
	Ionizing radiation	0.103
	Ozone layer depletion	0.005
	Respiratory organics	0.264
ECOSYSTEM QUALITY	Aquatic ecotoxicity	0.142
	Terrestrial ecotoxicity	8.726
	Terrestrial acid/nutri	0.647
	Land occupation	0.585
	Aquatic acidification	0.000
	Aquatic eutrophication	0.000
	Ozone layer depletion	0.005
CLIMATE CHANGE	Global warming	56.749
RESOURCES	Non-renewable energy	34.808
	Mineral extraction	0.621

Tabella 6.3.4. Totale degli impatti classificati per categorie di impatto.

In ultima analisi, In Figura 6.2.3 è proposto un grafico che mostra gli impatti classificati per "Produzione", "Utilizzo", "Fine vita" al fine di stimare le fasi sensibili del ciclo di vita. Questo ulteriore risultato è utile per aumentare il livello di *screening* metabolico. Il costo del metabolismo, infatti, fornisce un dato di impatto associato all'intero ciclo di vita, ma il dettaglio sull'impatto relativo alla singola fase del ciclo di vita aiuta a facilitare l'individuazione delle fasi critiche, cioè quelle ad alto costo.

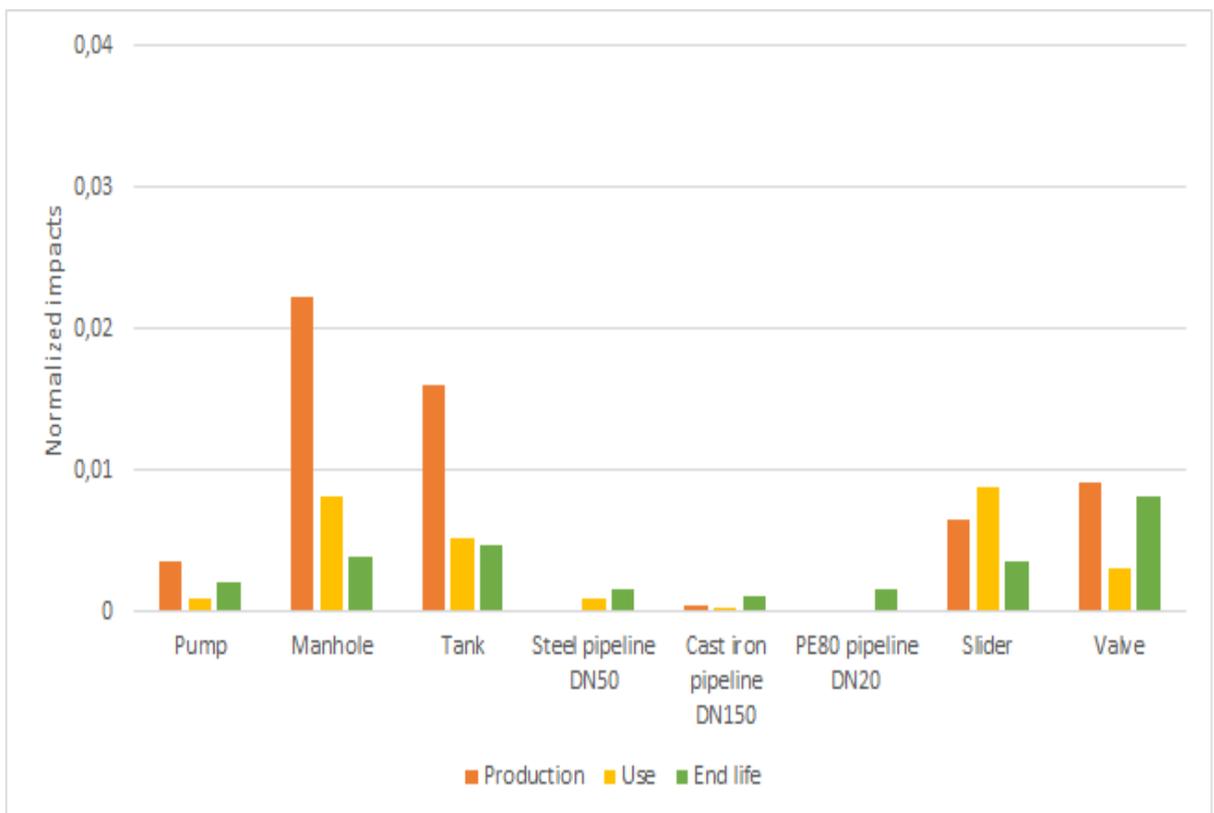


Figura 6.2.3. Impatti normalizzati per fasi del ciclo di vita.

Nello specifico, il maggior contributo della fase produttiva è legato a pozzetto e serbatoio, mentre gli altri casi bilanciano le tre fasi di classificazione del ciclo di vita.

I risultati ottenuti rappresentano un tentativo di stima e classificazione del costo del metabolismo associato al caso studio. La contestualizzazione dei risultati è significativa se fatta in riferimento alla singola rete di Rende, la quale, in molti aspetti, rispecchia il livello di vetustà delle infrastrutture idriche del territorio calabrese. L'analisi è stata svolta

ricorrendo alla metodologia IMPACT 2002+ per la quantificazione degli impatti e impostando i parametri di simulazione tarati rispetto all'inventario che è stato condotto. I risultati ottenuti sono frutto, in primis di quest'ultimo aspetto: la costruzione dell'inventario mediante l'analisi dei singoli sotto-processi associati alle componenti idrauliche, rispecchia non solo l'impostazione metodologica (MFA e Analisi di Processo), ma anche quella modellistica (LCA). E' noto, infatti, che in un studio LCA il peso associato all'inventario è determinante nella quantificazione degli impatti (a prescindere dalle metodologie di calcolo impiegate) e nell'interpretazione dei risultati.

Inoltre, i risultati, come anticipato, si discostano da un approccio prettamente basato sull'idraulica del sistema: il riferimento principale è legato alla scelta dell'unità funzionale, la quale è ben lontana dal considerare un volume d'acqua di riferimento, confermando l'approccio orientato all'analisi dei materiali rispetto ad altri studi del settore (Godskesen et al., 2011; Sambito & Freni, 2017). Questo rappresenta il principale aspetto che limita il confronto dei risultati ottenuti con studi esistenti: l'analisi comparativa, come noto negli studi LCA, è associata all'implementazione di strutture LCA standardizzate (*Product Category Rules* per EDP, ad esempio), al fine di uniformare il riconoscimento degli output ottenuti. Svicolare lo studio dall'analisi idraulica dipende dall'obiettivo del lavoro, legato alla possibilità di proporre un'analisi di sostenibilità indipendente dall'impiego della risorsa (acqua) ma legata agli "effetti collaterali" associati a una rete di distribuzione. Lo scopo, dunque, è quello di definire un dato sintetico del costo (impatto) ambientale della rete. Il ricorso al dato sintetico è correlato all'impiego di risultati normalizzati (confrontabili tra di loro in termini di costo ambientale, senza l'ambizione di associarli a stime assolute) e proprio per tale motivo non è stata preferita la normalizzazione alla consueta caratterizzazione (Godskesen et al., 2011).

Bibliografia

Bârjoveanu G., Teodosiu C., Gîlcă A.F., Roman I., Fiore S. (2019). Environmental performance evaluation of a drinking water treatment plant: a life cycle assessment perspective. *Environmental Engineering and Management Journal* 18 (2019), 2, 513-522.

Behzadian, K., & Kapelan, Z. (2015a). Advantages of integrated and sustainability based assessment for metabolism based strategic planning of urban water systems. *Science of the total environment*, 527, 220-231.

Behzadian, K., & Kapelan, Z. (2015b). Modelling metabolism based performance of an urban water system using WaterMet2. *Resources, Conservation and Recycling*, 99, 84-99.

Behzadian, K., Kapelan, Z., Venkatesh, G., Brattebø, H., Sægrov, S., Rozos, E., ... & Hem, L. (2014). Urban water system metabolism assessment using WaterMet2 model. *Procedia Engineering*, 70, 113-122.

Cellura, M., Guarino, F., La Rocca, V., & Longo S., (2015). Sviluppo di piattaforme innovative per il calcolo dell'energia incorporata nell'edilizia e di modelli per la quantificazione del potenziale ventilative cooling nell'edilizia (Università di Palermo, Dipartimento di Energia, Ingegneria dell'Informazione e Modelli Matematici – DEIM) - settembre 2015

D'Ercole M., Ugarelli R. M., & Di Federico V. (2014). Modello Metabolico Urbano come strumento per l'analisi di sostenibilità dei sistemi idrici urbani: il caso studio di Reggio Emilia. VIII convegno della Rete Italiana LCA, Firenze 19-20 giugno.

Del Borghi, A., Strazza, C., Gallo, M., Messineo, S., & Naso, M. (2013). Water supply and sustainability: Life cycle assessment of water collection, treatment and distribution service. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(5), 1158–1168. doi:10.1007/s11367-013-0549-5.

Godskesen, B., Zambrano, K. C., Trautner, A., Johansen, N. B., Thiesson, L., Andersen, L., . . . Albrechtsen, H. J. (2011). Life cycle assessment of three water systems in Copenhagen - A management tool of the future. *Water Science Technology Journal*, 63(3), 565–572. doi:10.2166/wst.2011.258.

Hajibabaei M., Nazif S., & Sereshgi F.T., (2018). Life cycle assessment of pipes and piping process in drinking water distribution networks to reduce environmental impact. *Sustainable Cities and Society* 43 (2018) 538–549.

Hasegawa, K., Arai, Y., Koizumi, A., & Inakazu, T. (2016). Life cycle assessment of a water distribution system in a context of depopulation. In Conference: IWA World Water Congress and Exhibition 2016, Brisbane, Australia, October 2016.

Humbert, S., De Schryver, A., Bengoa, X., Margni, M., & Jolliet, O. (2012). IMPACT 2002+: User Guide Draft for version Q 2.21 (version adapted by Quantis). Quantis, Lausanne, Switzerland. Available at: quantis-intl.com or sebastien.humbert@quantis-intl.com.

Maiolo, M., Capano, G., Carini, M., & Pantusa, D., (2018). Sustainability criteria for the selection of water supply pipeline. *Cogent Engineering*, 5: 1491777. doi:10.1080/23311916.2018.1491777.

Maiolo, M., Capano G. & De Cicco, R. (2020). Metabolic approach for estimating the environmental loads associated with water distribution network of Rende: Life Cycle Assessment application with Impact 2002+. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems (JSDEWES)*, 1080323. doi: <http://dx.doi.org/10.13044/j.sdewes.d8.0323> (in press).

Morley, M., Behzadian, K., Kapelan, Z., & Ugarelli, R. (2016). Decision support system for metabolism-based transition to urban water systems of tomorrow. *Water Science and Technology: Water Supply*, 16(3), 855-863.

Sambito, M, & Freni, G., (2017). LCA Methodology for the Quantification of the Carbon Footprint of the Integrated Urban Water System. *Water* 2017, 9, 395. doi:10.3390/w9060395.

Stokes, J.R., & Horvath, A. (2009). Energy and air emission effects of water supply. *Environ. Sci. Technol*, 43(8), 2680–2687.

Venkatesh, G., Ugarelli, R., Sægrov, S., & Brattebø, H. (2014). Dynamic metabolism modeling as a decision-support tool for urban water utilities applied to the upstream of the water system in Oslo, Norway. *Procedia Engineering*, 89, 1374-1381.

Venkatesh, G., Brattebø, H., Sægrov, S., Behzadian, K., & Kapelan, Z. (2017). Metabolism-modelling approaches to long-term sustainability assessment of urban water services. *Urban Water Journal*, 14(1), 11-22.

Xue, X., Cashman, S., Gaglione, A., Mosley, J., Weiss, L., Ma, X.C., Cashdollar, J., & Garland, J., (2018). Holistic analysis of urban water systems in the Greater Cincinnati region: life cycle assessment and cost implications. *Water Research X* 2 (2019) 100015

Zhang, Y., (2013). Urban metabolism: A review of research methodologies. *Environmental Pollution* 178, 463-473.

Conclusione

Il modello interpretativo della Economia Circolare è performante rispetto alla verifica di sostenibilità dei processi di gestione della qualità delle acque nelle reti idropotabili, la loro distribuzione, utilizzazione, scarico e depurazione, finalizzata anche al riuso in ambito agricolo e industriale. Lo scopo di utilizzare il modello dell'economia circolare è quello di superare il classico approccio modulare (verticale), nella stima del rischio associato al settore idrico (nello specifico, il rischio idropotabile), favorendo un'analisi onnicomprensiva.

La stima dei parametri associati alla modellazione dei sistemi idrici, nell'ambito della valutazione del rischio idropotabile, risulta particolarmente complessa alla luce dell'estrema differenziazione e variabilità. Infatti, il principio della circolarità rappresenta un approccio metodologico globale per la valutazione della sostenibilità dei sistemi idrici, creando una perfetta sinergia con le metodologie d'analisi del ciclo di vita. In tale ambito, l'impiego della Life Cycle Assessment (LCA) risponde a un trend modellistico in netto sviluppo, per le potenzialità dello strumento, nonché per le caratteristiche di completezza e versatilità. Il frequente ricorso a tali metodologie giustifica la necessità di stimare i carichi ambientali diretti e indiretti, che definiscono il costo, in termini di sostenibilità, del sistema idrico analizzato, e porre le corrette basi di dati per il monitoraggio del sistema nel corso della sua vita utile.

La possibilità di poter condensare, in unico strumento valutativo, la quantificazione numerica dei parametri capaci di definire oggettivamente il livello di sostenibilità, interpreta una delle principali attenzioni della letteratura scientifica, sia in un approccio globale dell'analisi di un sistema idrico, sia in un approccio puntuale dell'analisi della garanzia della qualità e sicurezza della risorsa distribuita agli utenti. Tra gli strumenti a supporto di un approccio globale, i modelli basati sull'analisi del metabolismo urbano sono caratterizzati da un adeguato livello di dettaglio. L'applicazione del metabolismo urbano al caso dei sistemi idrici rappresenta un tentativo di rispondere alle sfide poste dai modelli di valutazione del rischio idropotabile e, contemporaneamente, rappresenta uno strumento per perseguire sul piano tecnico obiettivi normativi, finalizzati a una gestione sostenibile delle risorse.

L'approccio proposto in Maiolo et al. (2020) inquadra la tematica di valutazione della qualità di una rete idropotabile urbana attraverso la definizione di una metodologia originale per il calcolo del metabolismo basata su una sinergia tra le tecniche d'analisi metabolica Material Flow Analysis (MFA) e Analisi di Processo. Il concetto di metabolismo risulta basato sul bilancio tra input e output della rete: i flussi in ingresso sono riferiti a materia ed energia che caratterizzano il ciclo di vita di ciascun componente della rete, mentre l'output è rappresentato dalle emissioni in aria, acqua e suolo. Il costo del metabolismo della rete a servizio del comune di Rende è associato alla stima del potenziale danno determinato sull'ambiente, definibile mediante l'analisi LCA. L'applicazione evidenzia i vantaggi legati alla possibilità di quantificare gli impatti totali e parziali della rete idrica e dei singoli elementi che la costituiscono al fine di definire, sulla base del confronto con le emissioni prodotte, la fase o le fasi maggiormente impattanti sull'ambiente.

E' risultata, inoltre, evidente la difficoltà a pervenire a un giudizio sintetico complessivo per la complessità e la numerosità delle azioni da intraprendere affinché si possa ridurre il "costo ambientale" della rete idropotabile sul territorio: sono evidentemente necessarie politiche volte alla tutela dell'ambiente, con prospettive di lungo termine, per superare l'idea di sostenibilità ambientale legata solo a riciclo, riuso e biodegradabilità, ma, al contrario, volta a una rimodulazione del ciclo di vita dei materiali in ottica della circolarità.

L'applicazione del modello metabolico a una rete idrica evidenzia l'utilità a ricorrere a una visione integrata dal carattere previsionale, comprendendo, mediante un approccio puntuale, anche un'analisi della garanzia della qualità e sicurezza della risorsa distribuita agli utenti. In linea con tale considerazione, il modello Identification of Contamination Potential Source (ICPS), presentato in Capano et al. (2019), rappresenta una procedura speditiva per l'individuazione di uno o più nodi sensibili in una rete, cioè quei nodi i quali, se contaminati, possono determinare una più gravosa distribuzione del contaminante. ICPS, definisce le valutazioni qualitative in un contesto d'analisi previsionale connesso alla vulnerabilità dei sistemi idrici, classificabili come infrastrutture critiche. Il modello consente di definire la dinamica di inquinamento dei nodi, distinguendo curve impulsive da andamenti con creste meno ripide ma protratte nel tempo. L'obiettivo principale, fissato nell'individuazione del nodo o dei nodi sensibili, si coniuga perfettamente con i vantaggi trasversali legati all'applicazione del modello: conoscere la dinamica di inquinamento dei

nodi di una rete, oltre ad avere come presupposto un importante livello conoscitivo dal punto di vista chimico, idraulico e topologico, rappresenta un utile strumento di orientamento per le politiche programmatiche.

L'integrazione concettuale degli strumenti metodologici proposti è concepita allo scopo di definire l'architettura base di un *framework* gestionale, finalizzata all'analisi qualitativa sotto due profili specifici:

- modellazione e gestione del rischio da inquinamento (modello ICPS),
- modellazione e gestione del livello degli impatti ambientali associati alla *life cycle* della rete (modello metabolico).

L'intenzione è definire un indirizzo per la strutturazione di uno strumento di supporto gestionale e pianificatorio, con lo scopo di supportare gestori di reti idriche e *stakeholder* nel definire un modello gestionale basato sul principio della circolarità e la conseguente riduzione degli impatti, garantendo, al contempo il monitoraggio delle evoluzioni di tale sistema nel tempo.

La circolarità, infatti, nella valutazione di una rete idrica, così come più in generale per un sistema idrico, è essenziale per poter approcciare a un ambito di valutazione globale, aderendo quanto più possibile alla corretta e completa definizione e stima del rischio idropotabile.

La ricerca in merito alla definizione di una stima del rischio idropotabile è molto vasta e attualmente definita in maniera assoluta: l'approccio modulare, basato sul principio della verticalità, caratterizza diversi modelli. L'innovatività degli studi condotti in questo lavoro di tesi prende come riferimento proprio questo limite: nell'era in cui la circolarità è diventato un *must* universalmente riconosciuto e adottata in tutti i campi della scienza, l'analisi del settore idrico richiede il ricorso ad approcci di tal genere. Il superamento della logica modulare per la stima del rischio idropotabile rappresenta il principale elemento d'innovazione. Nell'ambito della tesi, quest'ultimo risulta declinato nella definizione di un indirizzo interpretativo per lo sviluppo di un *framework* pianificatorio-gestionale, utile a enti gestori dei servizi idrici e *stakeholder*. La ricerca proposta presenta innegabili limiti che ne hanno condizionato lo sviluppo:

- il primo è legato allo scarso livello di conoscenza del caso studio: questo, per l'applicativo ICPS, ha richiesto il ricorso a reti sintetiche e nell'ambito della definizione del modello metabolico di Maiolo et al. (2020) ha condizionato la fase d'inventario;
- l'impiego dell'Economia Circolare come principio interpretativo e non come caso applicativo (limite fortemente vincolato dal punto precedente).

Tuttavia, gli studi presentati hanno contribuito a definire un utile spunto scientifico per approfondimenti futuri, legati principalmente ai seguenti aspetti:

- integrazione del modello metabolico su base LCA con un approccio *cradle to cradle*, contando sull'ingegnerizzazione del caso studio e dunque la possibilità di contare su un congruo inventario;
- modellare la dipendenza del modello metabolico dall'aspetto puramente idraulico, così da completare la panoramica d'analisi del rischio idropotabile;
- definire un avanzamento del modello ICPS legato a un caso reale, contando su un campionamento del cloro mediante rilevatori in real-time, così da poter stimare, in maniera puntuale, anche i parametri di modellazione del decadimento in rete.

Bibliografia

Adedoja, O. S., Hamam, Y., Khalaf, B., & Sadiku, R. (2018). Towards development of an optimization model to identify contamination source in a water distribution network. *Water*, 10(5), 579.

Al-Jasser, A. O. (2007). Chlorine decay in drinking-water transmission and distribution systems: Pipe service age effect. *Water research*, 41(2), 387-396.

Baird, D., Fath, B.D., Ulanowicz, R.E., Asmus, H., & Asmus, R., (2009). On the consequences of aggregation and balancing of networks on system properties derived from ecological network analysis. *Ecological Modelling* 220, 3465-3471.

Bârjoveanu G., Teodosiu C., Gîlcă A.F., Roman I., Fiore S. (2019). Environmental performance evaluation of a drinking water treatment plant: a life cycle assessment perspective. *Environmental Engineering and Management Journal* 18 (2019), 2, 513-522.

Behzadian, K., Kapelan, Z., Venkatesh, G., Brattebø, H., Sægrov, S., Rozos, E., ... & Hem, L. (2014). Urban water system metabolism assessment using WaterMet2 model. *Procedia Engineering*, 70, 113-122.

Behzadian, K., & Kapelan, Z. (2015a). Advantages of integrated and sustainability based assessment for metabolism based strategic planning of urban water systems. *Science of the total environment*, 527, 220-231.

Behzadian, K., & Kapelan, Z. (2015b). Modelling metabolism-based performance of an urban water system using WaterMet2. *Resources, Conservation and Recycling*, 99, 84-99.

Benamar, A., Mahjoubi, F. Z., Ali, G. A., Kzaiber, F., & Oussama, A., (2020). A chemometric method for contamination sources identification along the Oum Er Rbia river (Morocco). *Bulg. Chem. Commun.*, 52, 159-171.

Bhowmick, G. D., Dhar, D., Nath, D., Ghangrekar, M. M., Banerjee, R., Das, S., & Chatterjee, J. (2020). Coronavirus disease 2019 (COVID-19) outbreak: some serious consequences with urban and rural water cycle. *Npj Clean Water*, 3(1), 1-8.

Bonora, M. A., Caldarola, F., & Maiolo, M. (2020a). A New Set of Local Indices Applied to a Water Network through Demand and Pressure Driven Analysis (DDA and PDA). *Water*, 12(8), 2210.

Bonora, M. A., Caldarola, F., Maiolo, M., Muranho, J., & Sousa, J. (2020b). The New Set Up of Local Performance Indices into WaterNetGen and Application to Santarém's Network. In *Environmental Sciences Proceedings* (Vol. 2, No. 1, p. 18). Multidisciplinary Digital Publishing Institute.

Brunner, P.H., & Rechberger, H., (2016). *Handbook of Material Flow Analysis: For Environmental, Resource, and Waste Engineers*, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton.

Bullard, C.W., & Herendeen, R.A., (1975). The energy cost of goods and services. *Energy Policy* 3, 484-493.

Bullard, C.W., Penner, P.S., Pilati, & D.A., (1978). Net energy analysis: handbook for combining process and input-output analysis. *Resources and Energy* 1, 267-313.

Caldarola, F., & Maiolo, M. (2019). Local indices within a mathematical framework for urban water distribution systems. *Cogent Engineering*, 6(1), 1643057.

Cancila, E., & Amorusi, A. (2019). La diffusione degli strumenti volontari per la gestione della sostenibilità in Emilia-Romagna. *Rapporto Osservatorio Green ER edizione 2019*.

Capano, G., Carini, M., Chiaravalloti, F., Pantusa, D., & Maiolo, M., (2016). Modellizzazione matematica a supporto di infrastrutture avanzate di misura e controllo delle grandezze caratteristiche della gestione dei sistemi acquedottistici. XXXVII Corso di Aggiornamento in "Tecniche per la difesa dall'inquinamento", 15-18 giugno 2016, Guardia Piemontese (CS), EdiBios (conference proceedings)

Capano, G., Bonora, M.A., Carini, M., & Maiolo, M., (2019). Identification of Contamination Potential Source (ICPS): a topological approach for the optimal recognition of sensitive nodes in a water distribution network. *Abstract in Numerical Computations: Theory and Algorithms NUMTA 2019*, 79.

Carini, M., Maiolo, M., Pantusa, D., Chiaravalloti, F., & Capano, G., (2017). Modelling and optimization of least-cost water distribution networks with multiple supply sources and users. *Ricerche di matematica*. <https://doi.org/10.1007/s11587-017-0343-y>.

Cellura, M., Guarino, F., La Rocca, V., & Longo S., (2015). Sviluppo di piattaforme innovative per il calcolo dell'energia incorporata nell'edilizia e di modelli per la quantificazione del

potenziale ventilative cooling nell'edilizia (Università di Palermo, Dipartimento di Energia, Ingegneria dell'Informazione e Modelli Matematici – DEIM) - settembre 2015

Cruz, N. F., & Marques, R.C., (2013). A multi-criteria model to determine the sustainability level of water services. *Water Asset Management International*, 9(3), 16-20.

D'Ercole M., Ugarelli R. M., & Di Federico V. (2014). Modello Metabolico Urbano come strumento per l'analisi di sostenibilità dei sistemi idrici urbani: il caso studio di Reggio Emilia. VIII convegno della Rete Italiana LCA, Firenze 19-20 giugno.

Del Borghi, A., Strazza, C., Gallo, M., Messineo, S., & Naso, M. (2013). Water supply and sustainability: Life cycle assessment of water collection, treatment and distribution service. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(5), 1158–1168. doi:10.1007/s11367-013-0549-5.

Digiano, F.A., & Zhang, W., (2005). Pipe section reactor to evaluate chlorine–wall reaction. *Journal-American Water Works Association*, 9ol. 7(1), pp. 74-85.

Dijkstra, E.W. (1959). A note on two problems in connexion with graphs. *Numerische mathematik*, Vol. 1(1), pp. 269-271.

Dijst, M., (2013). Space–time integration in a dynamic urbanizing world: current status and future prospects in geography and GIScience. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* 103, 1058–1061.

Dijst, M., Worrell, E., Böcker, L., Brunner, P., Davoudi, S., Geertman, S., ... & Zeyringer, M. (2018). Exploring urban metabolism—Towards an interdisciplinary perspective, 190–203

E.U. (2019) Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of Regions – The European Green Deal, COMM (2019), 640, Brussels, 11.12.2019.

Ezeh, C. U., Ragatoa, D. S., Sanou, C. L., Emeribe, C. N., & Nnaemeka, C. (2020). A review of the Impacts of COVID-19: Lessons for Africa. *Parana J. Sci. Edu*, 6(4), 65-70.

Ferasso, M., Beliaeva, T., Kraus, S., Clauss, T., & Ribeiro-Soriano, D. (2020). Circular economy business models: The state of research and avenues ahead. *Business Strategy and the Environment*, 29(8), 3006-3024.

- Fischer, A., Ter Laak, T., Bronders, J., Desmet, N., Christoffels, E., van Wezel, A., & van der Hoek, J. P. (2017). Decision support for water quality management of contaminants of emerging concern. *Journal of Environmental Management*, 193, 360-372.
- Fischer-Kowalski, M., & Huttler, W., (1997). Society's metabolism: the intellectual history of materials flow analysis, Part II, 1970–1998. *J. Ind. Ecol.* 2, 107–136.
- Foster, G., & Kreinin, H. (2020). A review of environmental impact indicators of cultural heritage buildings: A circular economy perspective. *Environmental Research Letters*, 15(4), 043003.
- Galychyn, O., Buonocore, E., & Franzese, P.P. (2020). Exploring the global scientific literature on urban metabolism. *Ecological Questions*, 31(4), 1-16.
- Ghisellini, P., Cialani, C., & Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner production*, 114, 11-32.
- Girardet, H., (1990). The metabolism of cities. In: Cadman, D., Payne, G. (Eds.), *The Living City: Towards a Sustainable Future*. Routledge, London, pp. 170-180.
- Godskesen, B., Zambrano, K. C., Trautner, A., Johansen, N. B., Thiesson, L., Andersen, L., . . . Albrechtsen, H. J. (2011). Life cycle assessment of three water systems in Copenhagen - A management tool of the future. *Water Science Technology Journal*, 63(3). 565–572. doi:10.2166/wst.2011.258.
- Grimaldi, M., Sebillio, M., Vitiello, G., & Pellicchia, V. (2020). Planning and Managing the Integrated Water System: A Spatial Decision Support System to Analyze the Infrastructure Performances. *Sustainability*, 12(16), 6432.
- Guan, J., Aral, M.M., Maslia, M.L., & Grayman, W.M., (2006). Identification of contaminant sources in water distribution systems using simulation–optimization method: case study. *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 132(4), pp. 252-262.
- Guerrero-Latorre, L., Ballesteros, I., Villacrés-Granda, I., Granda, M. G., Freire-Paspuel, B., & Ríos-Touma, B. (2020). SARS-CoV-2 in river water: Implications in low sanitation countries. *Science of the Total environment*, 743, 140832.

- Haberl, H., (1997). Human appropriation of net primary production as an environmental indicator: implications for sustainable development. *Ambio* 26, 143-146.
- Hajibabaei M., Nazif S., & Sereshgi F.T., (2018). Life cycle assessment of pipes and piping process in drinking water distribution networks to reduce environmental impact. *Sustainable Cities and Society* 43 (2018) 538–549.
- Hasegawa, K., Arai, Y., Koizumi, A., & Inakazu, T. (2016). Life cycle assessment of a water distribution system in a context of depopulation. In Conference: IWA World Water Congress and Exhibition 2016, Brisbane, Australia, October 2016.
- Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K., & Olsen, S. (2018). *Life cycle assessment*. Springer.
- Huang, S.L., & Chen, C.W., (2009). Urbanization and socioeconomic metabolism in Taipei: an emergy synthesis. *Journal of Industrial Ecology* 13, 75-93.
- Humbert, S., De Schryver, A., Bengoa, X., Margni, M., & Jolliet, O. (2012). *IMPACT 2002+: User Guide Draft for version Q 2.21 (version adapted by Quantis)*. Quantis, Lausanne, Switzerland. Available at: quantis-intl.com or sebastien.humbert@quantis-intl.com.
- Jørgensen, S.E., (2000). *Thermodynamics and Ecological Modelling*. CRC Press, Boca Raton.
- Kang, D., & Lansey, K., (2012). Revisiting optimal water-distribution system design: issues and a heuristic hierarchical approach. *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 138(3), 208-217.
- Karadirek, I. E., Kara, S., Muhammetoglu, A., Muhammetoglu, H., & Soyupak, S. (2016). Management of chlorine dosing rates in urban water distribution networks using online continuous monitoring and modeling. *Urban Water Journal*, 13(4), 345-359.
- Karavokiros, G., Nikolopoulos, D., Manouri, S., Efstratiadis, A., Makropoulos, C., Mamassis, N., & Koutsoyiannis, D. (2020). Hydronomeas 2020: Open-source decision support system for water resources management. In *EGU General Assembly Conference Abstracts* (p. 20022).
- Kennedy, C., Cuddihy, J., & Engel-Yan, J. (2007). The changing metabolism of cities. *Journal of industrial ecology*, 11(2), 43-59.

Kennedy, C., Steinberger, J., Gasson, B., Hansen, Y., Hillman, T., Havránek, M., Pataki, D., Phdungsilp, A., Ramaswami, A., & Mendez, G.V., (2010). Methodology for inventorying greenhouse gas emissions from global cities. *Energy Policy* 38, 4828-4837.

Kennedy, C., Pincetl, S., & Bunje, P. (2011). The study of urban metabolism and its applications to urban planning and design. *Environmental pollution*, 159(8-9), 1965-1973.

Kenny, T., & Gray, N.F. (2009). Comparative performance of six carbon footprint models for use in Ireland. *Environmental impact assessment review*, 29(1), 1-6.

Kim, M., Choi, C.Y., & Gerba, C.P. (2008). Source tracking of microbial intrusion in water systems using artificial neural networks. *Water research*, 42(4-5), 1308-1314.

Kim, H., Kim, S., & Koo, J., (2015). Modelling chlorine decay in a pilot scale water distribution system subjected to transient. *Procedia Engineering*, 119, 370-378.

Kim, H., & Kim, S. (2017). Evaluation of chlorine decay models under transient conditions in a water distribution system. *Journal of Hydroinformatics*, 19(4), 522-537.

Kim, S.H., Aral, M.M., Eun, Y., Park, J.J., & Park, C., (2017). Impact of sensor measurement error on sensor positioning in water quality monitoring networks. *Stochastic environmental research and risk assessment*, Vol. 31(3), pp. 743-756.

Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, conservation and recycling*, 127, 221-232.

Korhonen, J., Honkasalo, A., & Seppälä, J. (2018). Circular economy: the concept and its limitations. *Ecological economics*, 143, 37-46.

Liu, L., Zechman, E.M., Mahinthakumar, G., & Ranji Ranjithan, S., (2012). Identifying contaminant sources for water distribution systems using a hybrid method. *Civil Engineering and Environmental Systems*, Vol. 29(2), pp. 123-136.

Lo, H. W., Liou, J. J., Huang, C. N., Chuang, Y. C., & Tzeng, G. H. (2020). A new soft computing approach for analyzing the influential relationships of critical infrastructures. *International Journal of Critical Infrastructure Protection*, 28, 100336.

Longato, D., Lucertini, G., Dalla Fontana, M., & Musco, F. (2019). Including Urban Metabolism Principles in Decision-Making: A Methodology for Planning Waste and Resource Management. *Sustainability*, 11(7), 2101.

Lucertini, G., & Musco, F. (2020). Circular Urban Metabolism Framework. *One Earth*, 2(2), 138-142.

Maiolo, M., Martirano, G., Morrone, P., & Pantusa, D. (2006). Assessment criteria for a sustainable management of the water resources. *Water Practice and Technology*, 1(1).

Maiolo, M., & Pantusa, D. (2015). A methodological proposal for the evaluation of potable water use risk. *Water Practice and Technology*, 10(1), 152-163.

Maiolo, M., Capano, G., Carini, M., & Pantusa, D. (2018). Sustainability criteria for the selection of water supply pipeline. *Cogent Engineering*, 5(1), 1491777.

Maiolo, M., Carini, M., Capano, G. & Piro, P. (2017a). Synthetic sustainability index (SSI) based on life cycle assessment approach of low impact development in the Mediterranean area. *Cogent Engineering*, 4(1), 1410272.

Maiolo, M., Carini, M., Capano, G., & Piro, P. (2017a). Synthetic sustainability index (SSI) based on life cycle assessment approach of low impact development in the Mediterranean area. *Cogent Engineering*, 4(1), 1410272.

Maiolo, M., Carini, M., Capano, G., Nigro, G., & Piro, P. (2017b). Life cycle assessment of a bitumen antirroot barrier in a green roof in the Mediterranean area. *International Journal of Petrochemistry and Research*, 2017-116.

Maiolo, M., Carini, M., Pantusa, D., & Capano, G., (2018). Life Cycle Assessment (LCA) for water reuse system of a green roof. *Advances in Materials Science and Engineering*

Maiolo, M., Pantusa, D., Carini, M., Capano, G., Chiaravalloti, F., & Procopio, A., (2018). A new vulnerability measure for water distribution network. *Water*, 10(8), 1005.

Maiolo, M., & Pantusa, D., (2018). Infrastructure Vulnerability Index of drinking water systems to terrorist attacks. *Cogent Engineering*, 5(1), 1456710.

Maiolo, M., Carini, M., Capano, G., Pantusa, D. & Iusi, M. (2019). Trends in metering potable water. *Water Practice and Technology*, 14(1), 1-9.

Maiolo, M., Capano G. & De Cicco, R. (2020). Metabolic approach for estimating the environmental loads associated with water distribution network of Rende: Life Cycle Assessment application with Impact 2002+. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems (JSDEWES)*, 1080323.

doi: <http://dx.doi.org/10.13044/j.sdewes.d8.0323> (in press).

Monteiro, L., Figueiredo, D., Covas, D., & Menaia, J. (2017). Integrating water temperature in chlorine decay modelling: a case study. *Urban Water Journal*, 14(10), 1097-1101.

Moraga, G., Huysveld, S., Mathieux, F., Blengini, G. A., Alaerts, L., Van Acker, K., ... & Dewulf, J. (2019). Circular economy indicators: What do they measure? *Resources, Conservation and Recycling*, 146, 452-461.

Morley, M., Behzadian, K., Kapelan, Z., & Ugarelli, R. (2016). Decision support system for metabolism-based transition to urban water systems of tomorrow. *Water Science and Technology: Water Supply*, 16(3), 855-863.

Morseletto, P. (2020). Targets for a circular economy. *Resources, Conservation and Recycling*, 153, 104553.

Mostafa, N. G., Matta, M. E., & Halim, H. A. (2013). Simulation of chlorine decay in water distribution networks using EPANET—Case study. *Simulation*, 3(13).

Munaro, M. R., Tavares, S. F., & Bragança, L. (2020). Towards circular and more sustainable buildings: A systematic literature review on the circular economy in the built environment. *Journal of Cleaner Production*, 121134.

Nagatani, T., Yasuhara, K., Murata, K., Takeda, M., Nakamura, T., Fuchigami, T., & Terashima, K., (2008). Residual chlorine decay simulation in water distribution system – The International Symposium on Water Supply Technology, Yokohama 2006, November 22-24, 2008, Yokohama (Japan).

Newman, P.W.G., (1999). Sustainability and cities: extending the metabolism model. *Landscape and Urban Planning* 44, 219-226.

Nono, D., Odirile, P. T., Basupi, I., & Parida, B. P. (2019). Assessment of probable causes of chlorine decay in water distribution systems of Gaborone city, Botswana. *Water SA*, 45(2), 190-198.

- Odum, H. T. (2007). *Environment, power, and society for the twenty-first century: the hierarchy of energy*. Columbia University Press.
- Ortega, E., Braunstein, A., & Lage-Castellanos, A. (2020). Contamination source detection in water distribution networks using belief propagation. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 1-19.
- Power, D.J. (2002). *Decision support systems: concepts and resources for managers*. Greenwood Publishing Group.
- Rashid, B., & Rehmani, M.H., (2016). Applications of wireless sensor networks for urban areas: A survey. *Journal of network and computer applications*, Vol. 60, pp. 192-219.
- Rosado, L., Ferrão, P., (2009). Measuring the embodied energy in household goods: application to the Lisbon City. In: Havránek, M. (Ed.), *ConAccount 2008: Urban Metabolism, Measuring the Ecological City*. Charles University Environment Center, Prague, pp. 159-181.
- Rossman L.A. (2000) *EPANET 2: users manual*.
- Rossman, L.A., Clark, R.M., & Grayman, W.M., (1994). Modeling chlorine residuals in drinking water distribution systems. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 120(4), pp. 803–820.
- Sambito, M, & Freni, G., (2017). LCA Methodology for the Quantification of the Carbon Footprint of the Integrated Urban Water System. *Water* 2017, 9, 395. doi:10.3390/w9060395.
- Sambito, M., Di Cristo, C., Freni, G., & Leopardi, A. (2020). Optimal water quality sensor positioning in urban drainage systems for illicit intrusion identification. *Journal of Hydroinformatics*, 22(1), 46-60.
- Sassanelli, C., Rosa, P., Rocca, R., & Terzi, S. (2019). Circular economy performance assessment methods: A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*, 229, 440-453.
- Shuang, Q., Zhang, M., & Yuan, Y., (2014). Node vulnerability of water distribution networks under cascading failures. *Reliability Engineering & System Safety*, 124, 132-142.
- Stahel, W. R. (2016). The circular economy. *Nature*, 531(7595), 435-438.

- Stokes, J.R., & Horvath, A. (2009). Energy and air emission effects of water supply. *Environ. Sci. Technol*, 43(8), 2680–2687.
- Sun, L., Yan, H., Xin, K., & Tao, T. (2019). Contamination source identification in water distribution networks using convolutional neural network. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(36), 36786-36797.
- Sveinung, S., Helge, B., Helena, A., & Rita, U. (2016). How to assess sustainability of urban water cycle systems (uwcs). Development of a metering methodology.
- Tao, T., Huang, H.D., Xin, K.L., & Liu, S.M., (2012). Identification of contamination source in water distribution network based on consumer complaints. *Journal of Central South University Technology*, Vol. 19, pp. 1600–1609.
- Termini, D., & Viviani, G. (2015). Spatial diversity of chlorine residual in a drinking water distribution system: application of an integrated fuzzy logic technique. *Journal of Hydroinformatics*, 17(2), 293-306.
- Tonev, R., & Dimova, G. (2020). Investigation of chlorine wall decay in an old, decommissioned metallic pipe using a pipe section reactor. *Water Supply*, 20(3), 953-962.
- Turco, M., Brunetti, G., Palermo, S. A., Capano, G., Grossi, G., Maiolo, M., & Piro, P. (2020). On the environmental benefits of a permeable pavement: metals potential removal efficiency and Life Cycle Assessment. *Urban Water Journal*, 1-9.
- U.N. (2015) Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development, United Nations, A/RES/70/1.
- UNI EN ISO 14044:2018. Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines
- Valerio Milano, “Acquedotti, guida alla progettazione”, HOEPLI (2012).
- Venkatesh, G., Ugarelli, R., Sægrov, S., & Brattebø, H. (2014). Dynamic metabolism modeling as a decision-support tool for urban water utilities applied to the upstream of the water system in Oslo, Norway. *Procedia Engineering*, 89, 1374-1381.

- Venkatesh, G., Brattebø, H., Sægrov, S., Behzadian, K., & Kapelan, Z. (2017). Metabolism-modelling approaches to long-term sustainability assessment of urban water services. *Urban Water Journal*, 14(1), 11-22.
- Warren-Rhodes, K., & Koenig, A. (2001). Escalating trends in the urban metabolism of Hong Kong: 1971–1997. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 30(7), 429-438.
- Wolman, A. (1965). The metabolism of cities. *Scientific American*, 213(3), 178-193.
- Wu, Y.Q., & Yan, M.C., (2011). Analysis of the indicators between urban metabolism and land use change in Guangzhou. *Geographical Research* 30, 1380-1390.
- Xue, X., Cashman, S., Gaglione, A., Mosley, J., Weiss, L., Ma, X.C., Cashdollar, J., & Garland, J., (2018). Holistic analysis of urban water systems in the Greater Cincinnati region: life cycle assessment and cost implications. *Water Research X* 2 (2019) 100015.
- Zhang Y., Yang Z.F, & Yu X.Y., (2009). Ecological network and emergy analysis of urban metabolic systems: model development, and a case study of four Chinese cities. *Ecological Modelling* 220, 1431-1442.
- Zhang, Y., (2013). Urban metabolism: A review of research methodologies. *Environmental Pollution* 178, 463-473.