



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
DI PADOVA

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PADOVA

Dipartimento di Ingegneria Industriale DII

Dipartimento di Ingegneria Civile, Edile e Ambientale

Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria dei Materiali

*Analisi del ciclo di vita di un impianto di dissalazione: scelte
progettuali e di processo*

Relatore: Prof. Manzardo Alessandro

Tutor aziendale: Ing. Gonelli Iris

Faccin Giulio 2004772

Anno Accademico 2022/2023

Indice

INTRODUZIONE

ABSTRACT.....	1
1.1 Il problema della scarsità idrica	3
1.2 Il progetto “Isole Resilienti”	5
1.3 Conseguenze del cambiamento climatico su scala locale	8
1.3.1 Innalzamento del livello del mare.....	9
1.3.2 Variazioni delle precipitazioni	10
1.4 Conseguenze delle attività di origine antropogenica su scala locale	13
1.5 Il fenomeno del cuneo salino e le sue conseguenze.....	14
1.6 Polo turistico sperimentale.....	15
1.7 La dissalazione.....	16
1.7.1 Classificazione delle tecnologie di dissalazione	18
1.7.2 Confronto tra le tecnologie di dissalazione.....	30
1.7.3 Dissalazione tramite osmosi inversa.....	34
1.7.4 Membrane per osmosi inversa	40

MATERIALI E METODI

2.1 Life Cycle Thinking.....	48
2.2 Life Cycle Assessment.....	49
2.2.1 Definizione dell’obiettivo e campo di applicazione	51
2.2.2 Analisi dell’inventario del ciclo di vita (LCI).....	52
2.2.3 Valutazione dell’impatto del ciclo di vita (LCIA).....	53

2.2.4 Elementi opzionali e interpretazione del ciclo di vita.....	54
2.3 Obiettivo, campo di applicazione e aspettative dello studio.....	55
2.3.1 Unità funzionale e periodo di riferimento.....	56
2.3.2 Confini del sistema.....	57
2.3.3 Metodo di valutazione degli impatti	59
2.3.4 Dati utilizzati, assunzioni e limitazioni.....	61
2.4 Analisi dell’inventario.....	61
2.4.1 Scenario “baseline”	62
2.4.2 Materie prime.....	64
2.4.3 Consumi energetici	72
2.4.4 Rifiuti	75
2.4.5 Trasporto	78
2.4.6 Scenari energetici e di processo	79
RISULTATI E DISCUSSIONE	
3.1 Valutazione degli impatti.....	82
3.1.1 Definizione delle categorie d’impatto.....	82
3.1.2 Classificazione e caratterizzazione	85
3.2 Analisi dei contributi di processo.....	91
3.2.1 Scenario baseline.....	91
3.2.2 Scenario ad alto dosaggio	93
3.3 Analisi di incertezza.....	95
3.4 Limitazioni dello studio LCA e gestione del concentrato salino	97
CONCLUSIONI	97
NOMENCLATURA	99
RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI	103

Abstract

The demand for water, and consequently the pressure on our planet's water resources, is continuously increasing due to both anthropogenic and natural stressors. Unfortunately, these are not the only contributors, as phenomena such as global warming and climate change, combined with reduced freshwater availability and extreme weather events, are also affecting all sectors and regions. Due to the limited freshwater resources and the large amount of salt water (97.5% of the water contained within and on the surface of our planet) the process of water desalination has now become a reliable, efficient and economical solution for obtaining fresh water in many areas of the world. However, desalination plants consume large amounts of energy, mainly from fossil fuels, and have a significant impact on the environment. Reverse osmosis desalination is the most widespread type of membrane desalination process available. Of the existing desalination plants, those operating by reverse osmosis account for more than 60%. Recent technological developments have helped to extend the life of membranes and the energy efficiency of plants, thanks in part to improved feedwater pre-treatment methods and an understanding of membrane operation and management. This explains why more and more desalination plants are turning to membrane-based processes. Using a life cycle thinking approach, this study is designed to assess the suitability of reverse osmosis desalination technology as an unconventional source of drinking water from an environmental point of view. In more detail, the objective of the study is to identify the environmental hotspots of the desalination process by evaluating a baseline scenario, and then to optimise through a life cycle approach the environmental performance of the process by varying design and process parameters such as: the choice of process equipment materials, the dosage of chemical agents, and the energy supply source. In order to realise the above, a life cycle analysis study of a small-scale reverse osmosis desalination plant was carried out, which was preliminarily modelled in theory. A life cycle analysis (LCA) was carried out through the use of SimaPro software for the inventory modelling and impact assessment phase, taking into account the requirements and guidelines outlined by the UNI EN ISO 14044 standard, which in turn is based on the procedural structure established by UNI EN ISO 14040. The results showed that the main contribution to greenhouse gas emissions from the desalination process is attributable to the production of the membranes used in the process and the plant's energy consumption. Several iterations within the LCA study were performed in order to optimise the environmental performance of the plant. It was observed that the use of innovative membranes and an increase in the dosage of antiscalant play a significant role in the impact associated with the operational phase of the desalination plant. Furthermore, powering the process through photovoltaic energy instead

of the national energy mix improves the environmental performance regarding greenhouse gas emissions, however, there is a higher rate of mineral resource depletion and land use.

Introduzione

1.1 Il problema della scarsità idrica

L'acqua è una risorsa indispensabile per la salute umana, lo sviluppo economico, la pace e la sicurezza. Sul nostro pianeta è presente una grande quantità d'acqua ($1,4 \times 10^9 km^3$), tuttavia, il 97,5% di questo valore è acqua di mare, caratterizzata da una concentrazione di sale all'incirca di 35 000 mg/L o ppm. Il rimanente 2,5% è acqua dolce, di cui l'80% è contenuto all'interno dei ghiacciai mentre solamente il 20% si presenta sotto forma di acqua dolce disponibile nei laghi, nei fiumi e nelle falde acquifere del mondo (C.Darre & Toor, 2018). La domanda d'acqua e di conseguenza la pressione sulle risorse idriche del nostro pianeta è in continuo aumento a causa di fattori di stress sia di tipo antropogenico che naturale. È stato stimato che nel mondo, ben 2,8 miliardi di persone si troveranno ad affrontare problemi di stress idrico entro il 2025, mentre nel 2050 tale numero potrebbe addirittura raggiungere 4 miliardi di persone (Kucera, 2014). A conferma di quanto detto, in figura 1.1 è possibile osservare graficamente una stima dell'andamento dei consumi idrici previsti fino al 2050, ripartiti per settore d'utilizzo.

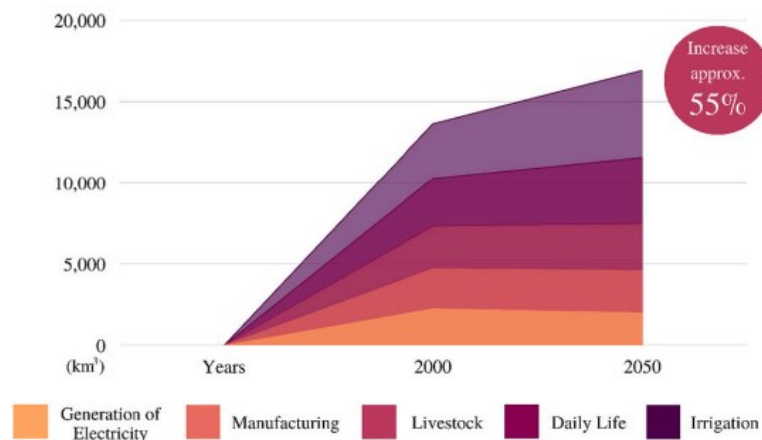


Figura 1.1 Domanda globale d'acqua dolce tra il 2020 e il 2050, riprodotto da (Riaz, et al., 2021)

Negli ultimi 20 anni lo stoccaggio idrico terrestre è diminuito di 1cm all'anno, dove per stoccaggio idrico terrestre si intende la somma dell'acqua dolce presente sulla superficie terrestre e nel sottosuolo, ad esempio acqua di falda, acqua di superficie, neve, ghiaccio e acqua contenuta nel sottosuolo sotto forma di umidità (World Meteorological Organization, 2021). Le cause di questa tendenza negativa possono essere individuate in fattori di tipo socioeconomico, come: la continua

crescita della popolazione mondiale, la quale ha attualmente raggiunto l'incredibile numero di otto miliardi di persone, l'urbanizzazione e lo sviluppo economico, a cui si associa un incremento della produzione industriale. Purtroppo, questi non sono i soli a contribuire, in quanto anche fenomeni come il riscaldamento globale e il cambiamento climatico, associati ad una riduzione della disponibilità di acqua dolce ed eventi meteorologici estremi, stanno interessando tutti i settori e tutte le regioni. La conseguenza di questi eventi si rispecchia nel fenomeno della carenza idrica, sperimentata in sempre più parti del mondo, e generalmente definita come la condizione in cui la domanda di acqua supera la quantità disponibile in un determinato periodo o quando la scarsa qualità dell'acqua ne limita l'utilizzo (European Environmental Agency, 1999). Le conseguenze del fenomeno della scarsità d'acqua si riflettono in un deterioramento delle risorse d'acqua dolce sia in termini quantitativi (sfruttamento eccessivo delle falde acquifere, prosciugamento dei fiumi, ecc) sia qualitativi (intrusione salina, eutrofizzazione ecc.). È quindi fondamentale che figure ed istituzioni responsabili a livello decisionale, quali figure politiche e stakeholder pubblici o privati nei settori socioeconomici legati all'ambiente, dedichino tempestivamente la loro attenzione a dati e informazioni climatiche in grado di indirizzare le azioni future verso una direzione sostenibile.

Misurare l'entità di tale fenomeno non è affatto semplice. Gli indicatori della scarsità d'acqua e dello stress idrico si sono evoluti negli ultimi tre decenni, da dei primi indicatori di soglia si è successivamente arrivati a sviluppare delle misure olistiche in grado di caratterizzare lo stato della disponibilità idrica di regioni specifiche e la sostenibilità delle risorse d'acqua dolce ad esse associate. Tuttavia, spesso le tecniche adottate finiscono per mascherare fenomeni complessi come la variabilità idrologica, o quantificano in maniera soggettiva condizioni socioeconomiche che a loro volta influiscono sulla significatività del risultato finale. Fin dall'inizio della concezione di un indicatore dello stress idrico sono state proposte numerose soglie per caratterizzarlo, infine, la letteratura tradizionale ha adottato senza una particolare base empirica i seguenti valori limite fondati sul concetto della quantità d'acqua disponibile per persona (Damkjaer & Taylor, 2017):

- > 1700 m^3 d'acqua pro capite all'anno: regime di sufficienza idrica
- < 1700 m^3 d'acqua pro capite all'anno: regime di stress idrico
- < 1000 m^3 d'acqua pro capite all'anno: regime di scarsità idrica

Dove per il calcolo di ciascun valore, oltre che i consumi idrici per uso domestico, sono stati considerati anche quelli di tipo industriale, energetico e agricolo indirettamente associati allo stile di vita di un individuo preso come riferimento. Le nazioni unite classificano invece i requisiti idrici di una persona in base giornaliera nel seguente modo (United Nations, 2003):

- 50-100 litri di acqua potabile al giorno per persona per garantire il soddisfacimento della maggior parte dei bisogni primari e requisiti igienici
- 20-25 litri al giorno per persona rappresenta un minimo, ma insufficiente a soddisfare i requisiti igienici e di consumo base
- 5 litri al giorno per persona da un punto di vista strettamente fisiologico

I consumi idrici nazionali ed europei sono invece i seguenti:

- 215L erogati giornalmente pro capite nel territorio italiano (ISTAT, 2021)
- 144L erogati giornalmente pro capite in territorio europeo (Environmental European Agency, 2019)

Tra le varie cause alla base della scarsità idrica, il cambiamento climatico è più che mai preoccupante; infatti, cambiamenti delle precipitazioni, della temperatura e l'innalzamento del livello del mare sono fattori climatici che si prevede avranno conseguenze enormi sulla disponibilità di acqua dolce in tutto il mondo. Da ciò deriva un pericoloso meccanismo di reazione a catena, dove gli impatti negativi del clima sulle risorse idriche hanno a loro volta effetti negativi sulla salute umana, essendo circa l'80% delle malattie nei Paesi in via di sviluppo attribuibili all'utilizzo di acqua potabile di qualità non adatta e alle malattie trasmesse dall'acqua. Da quanto esposto, si può quindi concludere che l'inadeguatezza dell'approvvigionamento idrico per bere, per la propria igiene e per svariati usi di tipo agricolo, industriale o energetico non è solo un problema attuale, ma in futuro accelererà le difficoltà per la popolazione mondiale in crescita, diventando più centrale e urgente che mai (Abedin, Collins, Habiba, & Shaw, 2019).

1.2 Il progetto “Isole Resilienti”

Focalizzando l'attenzione sulle conseguenze del cambiamento climatico, e più in particolare sulle variazioni delle condizioni climatiche e sul fenomeno dell'innalzamento del livello del mare, è possibile affermare che essi sono meccanismi parecchio complessi e non uniformi, assumendo specifiche caratteristiche regionali o addirittura locali. Per questo motivo, affinché si vogliano comprendere e indagare dettagliatamente gli effetti del cambiamento climatico è anzitutto necessario identificare una località geografica in cui localizzare lo studio. Successivamente, è possibile analizzare gli effetti a livello locale, comprendendo quanto è vulnerabile la specifica area geografica ai cambiamenti climatici ed escogitando in seguito delle apposite strategie di adattamento da implementare. È in questo contesto che nasce l'idea del progetto da cui la seguente tesi ha preso forma, ovvero, quali sono gli effetti dei fenomeni precedentemente elencati nell'area geografica del bacino mediterraneo? Più nel dettaglio, localizzandosi geograficamente sul territorio corrispondente all'ambiente deltizio del fiume Po, quali strategie di adattamento risulteranno adatte per fronteggiare gli effetti dannosi osservati? Lo sviluppo di questa tesi fa riferimento al progetto destinato all' Interreg Italia-Croazia 2027-2029 (programma di cooperazione territoriale europea transfrontaliera tra Italie e Croazia), denominato “Isole resilienti-H20 energia”. L'obiettivo del progetto è promuovere una strategia di adattamento nei confronti del cambiamento climatico e la prevenzione del rischio di catastrofi, con un approccio resiliente rispetto fenomeni disastrosi e rispettando allo stesso tempo dei criteri di tutela verso l'ecosistema. È prevista la realizzazione di due centri per attività di adattamento strategico agli effetti del

cambiamento climatico, implementando la sperimentazione e la sorveglianza di tali attività per contrastare gli effetti dovuti alla scarsità di acqua, innalzamento del livello del mare e desertificazione nei seguenti ambiti:

- Agricoltura
- Turismo
- Comunità sostenibili e resilienti



Figura 1.2 Area geografica di interesse e poli coinvolti nel progetto “Isole Resilienti”

Più nello specifico lo scopo del progetto è di ideare e successivamente implementare un’attività di adattamento ai cambiamenti climatici in piccola scala, tramite la realizzazione di un impianto pilota, valutandone poi i rischi e l’efficacia. Una volta ottenuti dei risultati, il progetto si fonderà sull’idea che sarà possibile estrapolare con ragionevole approssimazione le performance della tecnologia scelta su larga scala nella zona geografica inizialmente identificata.

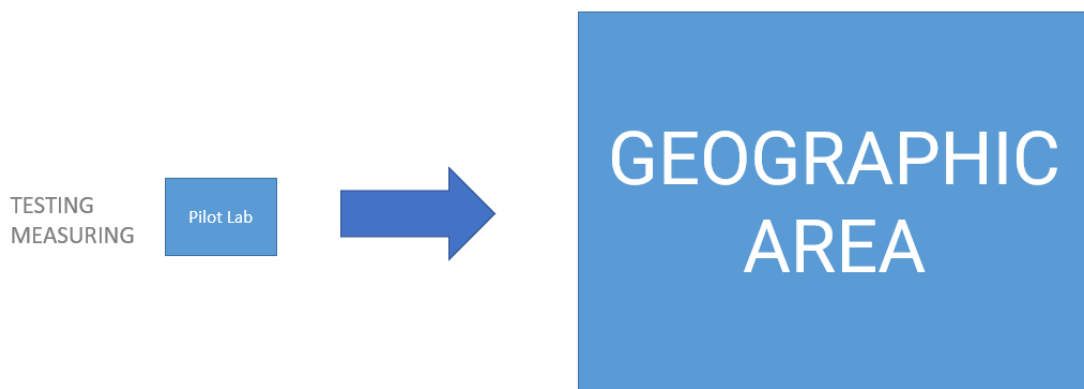


Figura 1.3 Rappresentazione schematica dei punti chiave del progetto “Isole Resilienti”

I centri di adattamento dovranno soddisfare alcuni requisiti importanti per la buona riuscita del progetto:

- 100% di autosufficienza idrica ed energetica con trascurabili impatti in termini di emissioni di CO₂
- I centri agricoli o turistici saranno realizzati con sistemi modulari ed una struttura organizzativa unificata, inoltre potranno accogliere diverse strategie di sperimentazione proposte dai partners
- I centri saranno realizzati nelle zone costiere isolate del mar Adriatico allo scopo di garantire lo studio in condizioni estreme come l'isolamento geografico, l'alto grado di salinità dell'acqua e condizioni di siccità elevata

La riproducibilità dei metodi sui territori della cooperazione e la scalarità dei risultati in ambito ambientale e socioeconomico sono fattori essenziali, per questo motivo, come già accennato, le strutture di questi centri di adattamento dovranno essere unificate e modulari. La principale caratteristica di tali centri sarà la sostenibilità delle fonti energetiche e idriche adoperate, ovvero sole e mare, dove l'attività economica oggetto di test riguarderà attività di adattamento e contrasto dei rischi climatici. La parte infrastrutturale dovrà fornire acqua, energia elettrica e calore, per sostenere tutte le attività senza consumo di risorse sul contesto territoriale di riferimento. Inoltre, sistemi IT saranno implementati per la sorveglianza, la supervisione degli impianti e la condivisione di informazioni. La gestione del centro di adattamento dovrebbe basarsi sull'implementazione di strumenti di miglioramento continuo del business, in riferimento alle norme 9001 e 14001 le quali rappresentano lo standard di riferimento a livello internazionale per il Sistema di Gestione della Qualità (SGQ) (International Standard Organization, 2015). I benefici che tali certificazioni apportano alle organizzazioni che le adottano sono differenti: primi tra tutti la resilienza e costruzione di un business sostenibile all'interno del sistema, seguiti dalla riduzione degli sprechi e da agevolazioni nelle procedure di finanziamento, con semplificazioni di carattere burocratico/amministrativo annesse. I sistemi di gestione consentiranno di gestire e monitorare in maniera continuativa la qualità dell'impianto in modo da consentire l'identificazione di aree di miglioramento strategiche (International Standard Organization, 2015).



Figura 1.4 *Struttura del tipo HLS del centro di adattamento*

1.3 Conseguenze del cambiamento climatico su scala locale

Il seguente lavoro di tesi affronterà lo studio e la progettazione di uno solo dei due centri di adattamento previsti, mentre la zona geografica di interesse selezionata per lo sviluppo dello studio è il territorio del delta del Po, luogo che rappresenta la transizione tra un fiume e un mare, dotato di caratteristiche morfologiche, idrauliche e biologiche piuttosto uniche nel suo genere. A causa di queste caratteristiche peculiari e dei relativi habitat, l'ambiente deltizio gioca un ruolo importante nel ciclo di vita di numerose specie, essendo caratterizzato da un'elevata biodiversità. Per lo più il territorio adiacente al delta ha potenzialità straordinarie per quanto riguarda l'agricoltura; infatti, le esigenze essenziali per lo sviluppo di buoni raccolti sono interamente soddisfatte: suoli fertili, ingente disponibilità di acqua dolce e terreno pianeggiante (Alessandrini, 2008). Una prima fase del progetto consiste nell'identificare e comprendere il rapporto di causa-effetto del cambiamento climatico sull'area di progetto. Come precedentemente affermato, gli effetti del cambiamento climatico non sono geograficamente omogenei, in quanto la variazione delle condizioni climatiche può manifestarsi in modalità differenti a seconda della regione considerata. Ad esempio, prendendo in considerazione l'ambiente deltizio del Po, il bacino del mediterraneo risulta essere particolarmente vulnerabile ai cambiamenti climatici. Più nel dettaglio, esso dipenderà dalle risposte oceanografiche regionali al riscaldamento globale e da fenomeni di innalzamento o subsidenza locale/regionale della crosta terrestre (Simeoni & Corbau, 2009).

1.3.1 Innalzamento del livello del mare

Tra i fenomeni di risposta al riscaldamento globale l'innalzamento del livello del mare si presenta come uno degli eventi più preoccupanti. Le due principali cause di questo innalzamento sono l'espansione termica degli oceani, in quanto secondo i principi della fisica l'acqua si espande all'aumentare della sua temperatura, e la perdita di ghiaccio terrestre dovuta alla loro sempre maggiore velocità di scioglimento. Per quantificare tale fenomeno è necessario disporre di un metodo di misura preciso ed efficace. Una delle più comuni tecniche di monitoraggio è l'utilizzo del mareografo, il quale è uno dei principali componenti delle moderne stazioni di monitoraggio del livello dell'acqua, esso è dotato di sensori che registrano continuamente l'altezza del livello dell'acqua circostante. In alternativa possono essere utilizzati l'altimetria satellitare o specifici e più complessi metodi di modellazione matematica. Secondo quanto riportato dall'agenzia europea dell'ambiente stato registrato grazie alle ricostruzioni fornite da appositi mareografi un incremento del livello medio globale del mare pari a 21cm dal 1900 al 2020, caratterizzato da un aumento medio di 1.7mm all'anno. Più nello specifico, l'aumento medio annuale del livello medio globale è stato pari a 3.3 mm/anno nel periodo che va dall'1993 al 2018 e di 3.7mm/anno nel periodo compreso tra il 2006 e il 2018 (European Environmental Agency, 2022). Questa tendenza negativa non è destinata a invertirsi, al contrario, è previsto un peggioramento tale da raggiungere un incremento medio pari a 43 cm nel 2100 (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2019). Bisogna inoltre sottolineare che questa previsione è drammaticamente associata a uno scenario in cui le emissioni di gas serra verranno fortemente ridotte, con un aumento della temperatura globale secondo le migliori stime di 1.6°C entro il 2100 rispetto al periodo preindustriale (RCP2.6), e quindi in un'ottica ottimistica dove l'aumento della temperatura media verrà contenuto (Hadley Centre for Climate Prediction and Research, 2018).

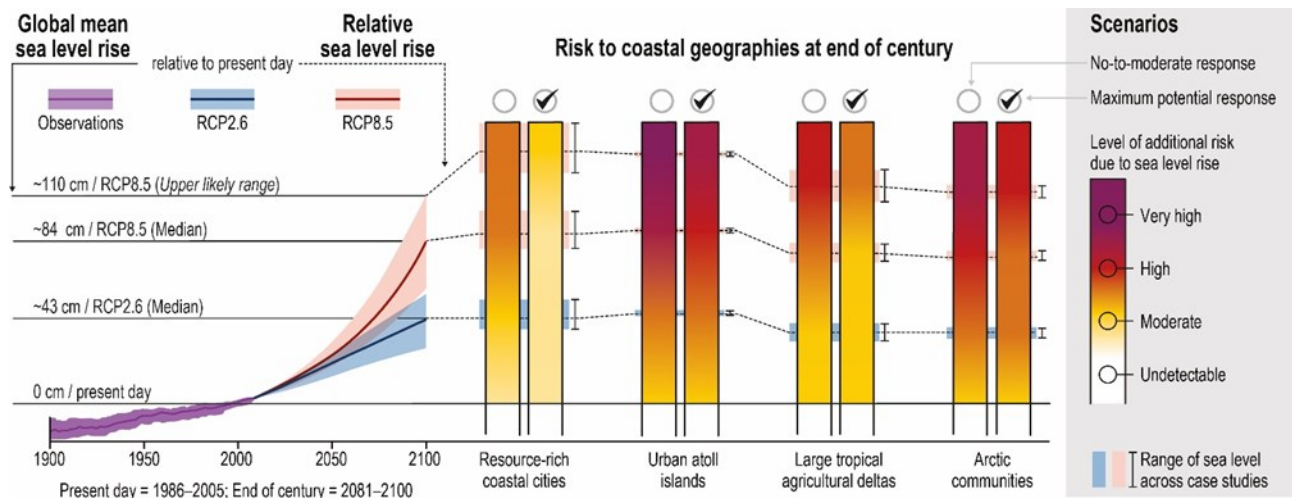


Figura 1.5 Stime dell'andamento del fenomeno dell'innalzamento del livello del mare fino al 2100 (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2019)

Questo fenomeno rappresenta una grave minaccia per le zone costiere, in particolare modo per quegli ambienti situati sul livello del mare come saline, lagune o estuari, con conseguenze potenzialmente devastanti (Krvavica & Ruzic, 2020). Per questo motivo l'estuario del Po è considerata un'area costiera piuttosto vulnerabile; infatti, un innalzamento del livello del mare incrementerebbe la portata delle influenze delle maree e spingerebbe l'interfaccia acqua salata/acqua dolce verso l'entroterra incrementando l'incidenza del fenomeno dell'intrusione di acqua marina, la quale può mettere in pericolo il fragile ecosistema estuario e diminuire la qualità dell'acqua dolce utilizzata per l'agricoltura e l'approvvigionamento idrico nel territorio circostante.

1.3.2 Variazioni delle precipitazioni

Un'ulteriore conseguenza del cambiamento climatico è la variazione delle precipitazioni stagionali, le quali a loro volta sono strettamente legate all'insorgere o meno del fenomeno del cuneo salino, essendo il bacino idrografico del Po un'area profondamente condizionata dalla quantità di precipitazioni che cadono annualmente, con una media annuale pari a 1107mm (Montanari, 2012). Solitamente, le precipitazioni piovose si misurano con uno strumento chiamato pluviometro e l'unità di misura utilizzata è il mm. La misura in millimetri corrisponde alla così detta "altezza pluviometrica o altezza di pioggia" e volendo convertire la quantità misurata in litri bisogna tenere conto che un millimetro di pioggia misurato all'interno del pluviometro è pari a 1 litro di acqua piovana precipitata su una superficie di 1 metro quadrato. La struttura della strumentazione è costituita da un imbuto con la parte terminale collegata ad uno strumento analogico o digitale, il quale a sua volta registra la quantità di pioggia misurata in apposite banche dati. L'interdipendenza tra il regime delle precipitazioni e il cuneo salino è piuttosto evidente, in quanto un'accentuazione della portata di magra dovuta alle derivazioni a monte aggrava il meccanismo dell'intrusione salina, diminuendo il flusso di acqua dolce diretto verso il mare che solitamente impedisce la risalita dell'acqua salata. La frequenza delle precipitazioni e quindi il volume di acqua piovana precipitata annualmente ha un ruolo essenziale e centrale nei flussi idrologici principali per il bacino del Po. Come si può osservare in figura 1.6, tra i vari flussi medi su base annua, ben 78 km^3 di acqua piovana vanno ad alimentare il deflusso fluviale del Po.

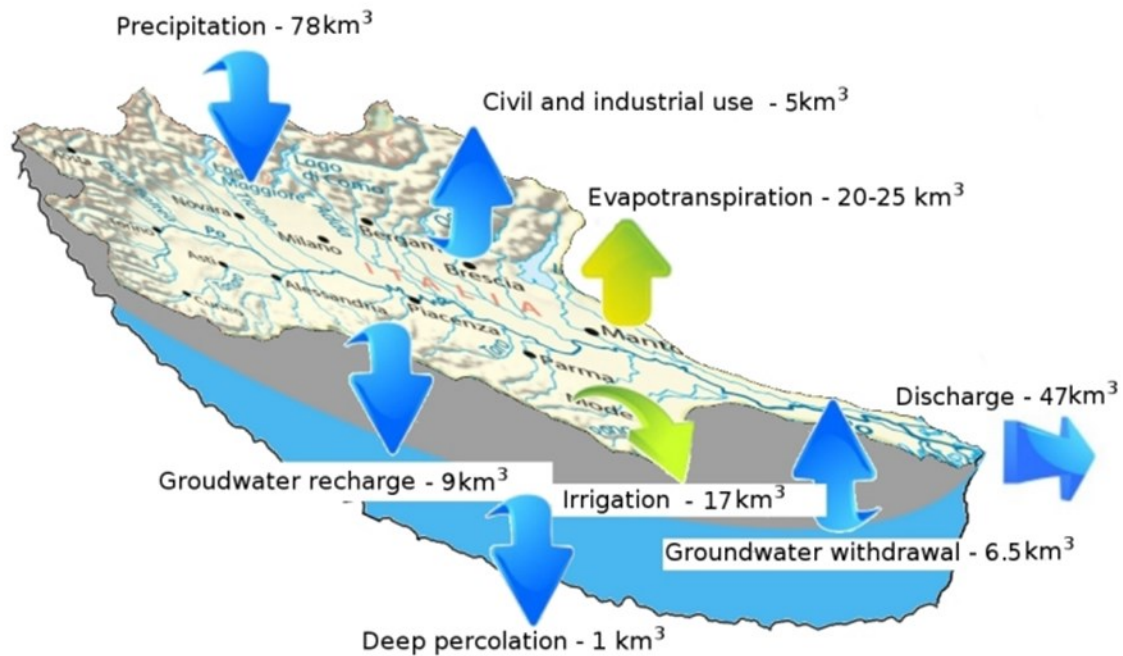


Figura 1.6 *Flussi idrologici principali medi annui per il bacino del Po (Montanari, 2012)*

Inoltre, è importante sottolineare che le precipitazioni sono le dirette responsabili del processo di ricarica delle risorse idriche all'interno delle falde acquifere, a sua volta fonte di approvvigionamento per il deflusso del fiume verso valle. Risulta ora di facile comprensione come ad un sostanziale aumento delle precipitazioni sia associato una maggiore portata di deflusso del fiume verso mare, la quale a sua volta spingerà la posizione dell'interfaccia acqua dolce/acqua salata tipica del cuneo salino verso mare evitando un'eccessiva risalita dalla zona costiera all'entroterra. Una volta afferrata la relazione che intercorre tra le precipitazioni stagionali e il meccanismo di intrusione dell'acqua marina nell'entroterra risulta logico indagare sull'effetto che il cambiamento climatico sta avendo su questi fenomeni. La letteratura contiene numerosi articoli realizzati con lo scopo di analizzare le tendenze delle precipitazioni nella zona del Nord Italia negli ultimi decenni, tuttavia, i risultati ottenuti sono sostanzialmente meno chiari rispetto a quelli relativi agli andamenti delle temperature medie, riflettendosi in una maggiore incertezza riguardo agli impatti del cambiamento climatico sulle precipitazioni regionali (Bozzola & Swanson, 2014). Per quanto riguarda i precedenti storici, è stato osservato che le precipitazioni nel bacino del Po presentano solitamente un andamento caratterizzato da due picchi principali all'anno, uno nella stagione autunnale nei mesi di ottobre-novembre, e uno nella stagione primaverile, all'incirca verso maggio. Nello studio compiuto da (Ciccarelli, et al., 2008) non si riscontrano evidenze di una tendenza significativa nelle statistiche delle precipitazioni, per lo più non si osservano cambiamenti rilevabili nella distribuzione intra-annuale delle precipitazioni. In maniera differente, da un'analisi effettuata da (Cacciamani, Tibaldi, & Pecora, 2008) e (Toreti, Fioravanti, Perconti, & Desiato,

2009) si osserva che le precipitazioni medie sono state soggette ad una lieve diminuzione negli ultimi 50 anni, dove la tendenza si fa più accentuata durante la stagione primaverile. (Toreti, Fioravanti, Perconti, & Desiato, 2009) attraverso un'analisi complessa di una serie di precipitazioni cumulate mensili, i cui dati derivano da misurazioni compiute da stazioni meteorologiche distribuite in maniera omogenea sul territorio italiano, hanno ricavato delle serie annuali e stagionali di anomalie di precipitazione standardizzate. Dallo studio si è infine appreso che le precipitazioni sono diminuite dal 1961 al 2006 con un tasso pari a -1.47mm/anno . Una generale tendenza verso precipitazioni più scarse o addirittura assenti, in parallelo ad un aumento delle temperature con picchi massimi preoccupanti nei mesi estivi, implica un aumento dell'aridità, associato nello specifico ad una maggiore evapotraspirazione. Analogamente, la tendenza al riscaldamento invernale si è riflessa in una riduzione della copertura nevosa negli ultimi vent'anni sulle Alpi, con un impatto significativo sulla variabilità del deflusso superficiale (Cacciamani, Tibaldi, & Pecora, 2008) (Ciccarelli, et al., 2008). In conclusione, valutando singolarmente i risultati finali di ciascun studio compiuto sull'argomento si osserva che nonostante ancora molto lieve, la tendenza è quella di una diminuzione delle precipitazioni e un aumento dell'aridità, la quale a sua volta innesca il fenomeno della desertificazione e del cuneo salino. Come in un vero e proprio meccanismo a catena, i fenomeni della desertificazione e dell'avanzamento dell'interfaccia acqua dolce/acqua salata provocano entrambi una diminuzione delle riserve di acqua potabile disponibile, che a sua volta se particolarmente accentuata si riflette nel fenomeno della scarsità d'acqua dolce.

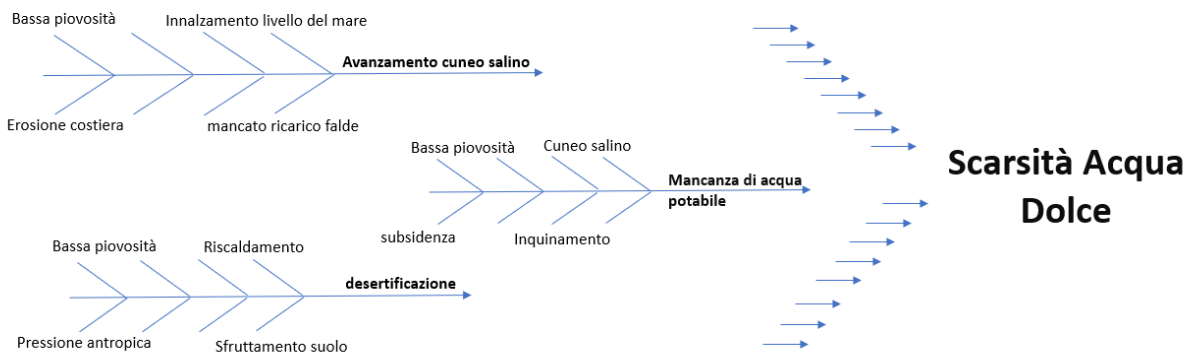


Figura 1.7 Diagramma di Ishikawa raffigurante le cause della scarsità d'acqua dolce

È ora chiaro come l'avanzamento del cuneo salino sia dipendente da fenomeni legati al cambiamento climatico, è stato infatti dimostrato, anche se in alcuni casi in maniera molto lieve e quasi impercettibile, come una diminuzione delle precipitazioni e l'innalzamento del livello del mare causino un avanzamento del cuneo salino verso l'entroterra, con impatti senz'altro negativi per il territorio circostante.

1.4 Conseguenze delle attività di origine antropogenica su scala locale

I meccanismi elencati finora non sono i soli che giocano un ruolo importante nelle relazioni di causa-effetto con il cuneo salino, ad esempio, il fenomeno dell'erosione costiera ha a sua volta un forte impatto sull'avanzamento dell'interfaccia acqua dolce/acqua salata, essendo per definizione il processo tramite cui la linea costiera, a causa della perdita e rimozione di rocce e sedimenti, arretra verso l'entroterra. Tale meccanismo comporta l'avanzamento e la risalita dell'acqua di mare verso l'interno, non essendo più presente quella barriera naturale che prima faceva da scudo all'ambiente deltizio. Ma quali sono le cause che stanno all'origine del fenomeno dell'erosione costiera? Per rispondere a questa domanda è necessario volgere uno sguardo al secolo scorso, quando fino al 1950 la progradazione del delta era evidente a causa dell'abbondante apporto di sedimenti (Simeoni & Corbau, 2009). Tuttavia, da quel momento in poi si è registrato una riduzione dell'apporto solido del Po, da cui scaturì il fenomeno dell'erosione costiera. Le principali cause alla base della riduzione dell'apporto di sedimenti sono molteplici e prevalentemente di origine antropica, quali:

- costruzione di dighe e sbarramenti
- escavazioni del letto del fiume
- azioni di bonifica del territorio
- attività di estrazione di metano

In particolare, le ultime due voci dell'elenco hanno contribuito fortemente al fenomeno della subsidenza antropica, ossia lo sprofondamento del terreno dovuto allo spostamento del materiale sottostante. Infatti, attività estrattive come la bonifica o il prelievo di metano comportano l'estrazione dal suolo di acqua o gas naturale, causando un vero e proprio sprofondamento del terreno con conseguenze negative per il territorio. Oltre quanto appena elencato, un altro fattore determinante nel processo di erosione costiera è l'innalzamento del livello del mare, il quale oltre ad agire direttamente sulla risalita salina, in concomitanza a tempeste e mareggiate contribuisce all'indietreggiamento della linea costiera. Insomma, da ciò si evince che più di un meccanismo partecipa all'aggravamento del meccanismo di intrusione salina, e che spesso essi sono interdipendenti tra loro. Per una maggiore chiarezza, in figura 1.8 è possibile osservare una panoramica riassuntiva delle interdipendenze tra i meccanismi appena affrontati.

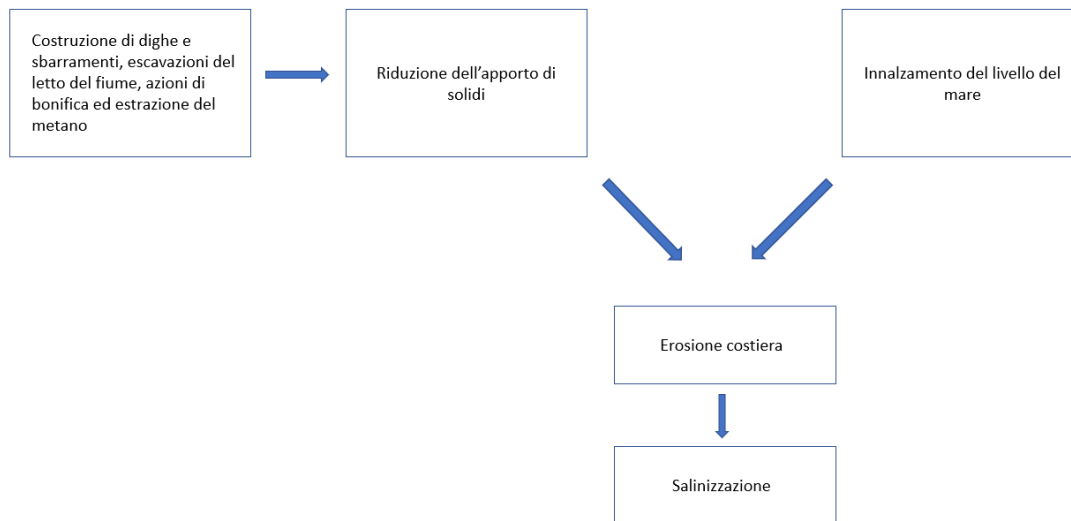


Figura 1.8 Cause e conseguenza del fenomeno dell'erosione costiera

1.5 Il fenomeno del cuneo salino e le sue conseguenze

Nel territorio del delta del Po il suolo viene utilizzato prevalentemente per scopi agricoli. Differenti e svariate sono le coltivazioni presenti; barbabietola da zucchero, mais, pioppo e soia. Nonostante le attività di coltivazione prevalenti siano quelle appena elencate, in alcune zone viene addirittura implementata la risicoltura. In aggiunta, l'allevamento estensivo di specie ittiche, quali branzino, anguilla e orata viene adottato, per non dimenticare la notevole produzione di molluschi nelle zone lagunari. Per lo più, il delta del Po, con le sue più di 460 specie di organismi vertebrati e le oltre 1000 specie di piante è considerato a tutti gli effetti una delle più rilevanti aree naturali europee, caratterizzata da una sostanziosa variabilità e complessità ambientale (Simeoni & Corbau, 2009). È chiaro che la zona deltizia è particolarmente importante in termini di valori morfologici ed economici, grazie ai suoi differenti tipi di produzione e rappresenta in maniera calzante l'esempio di una regione costiera all'interno della quale gli stress antropici hanno un impatto significativo. Col passare degli anni le problematiche esistenti all'interno della regione costiera del delta del Po non faranno che peggiorare, infatti, come è stato spiegato precedentemente, fenomeni come il cambiamento climatico, l'innalzamento del livello del mare e l'erosione costiera aggraveranno e creeranno nuovi meccanismi dannosi associabili ad un'errata ed intensiva gestione umana del territorio. Il fenomeno dell'intrusione salina, finora citato diverse volte come conseguenza dei cambiamenti climatici e anche conosciuto come cuneo salino, è un elemento caratteristico degli ambiti costieri e in particolar modo delle foci deltizie. Questo fenomeno ha luogo in prossimità degli alvei fluviali, delle falde acquifere e dei suoli prospicienti la costa. Il meccanismo dell'intrusione salina implica la trasformazione delle acque dolci provenienti dal territorio in acque caratterizzate da gradi di salinità elevata, a seguito del mescolamento tra acque dolci e salate, e può essere trattato con riferimento alla diffusione di un soluto passivo oppure in termini di dinamica

delle correnti di densità. Il fenomeno dipende dalla velocità della corrente del corso d'acqua, dall'inclinazione del fondale marino all'interfaccia, dalla distribuzione della densità presente all'interno della colonna d'acqua, dalla stagionalità delle precipitazioni e dall'alternarsi delle portate d'acqua all'interno dell'ambito fluviale. Come precedentemente accennato questa risalita comporta effetti dannosi sul territorio, che causano l'impossibilità di irrigare, con conseguenze che ricadono all'interno degli ecosistemi. Pertanto, al fine di assicurare equità idrica è necessario applicare soluzioni sia a livello di bacino sia in corrispondenza del delta, per garantire un'adeguata risposta alle elevate richieste idriche. A livello pratico, infatti, lo spostamento dell'interfaccia tra acqua dolce e acqua salata verso l'entroterra comporta seri problemi di approvvigionamento idrico, sia ad uso agricolo che potabile, in quanto la contaminazione dell'acqua dolce da parte del sale marino preclude la maggior parte dei suoi utilizzi. Questo meccanismo aggrava il fenomeno della scarsità di acqua dolce, la quale provoca conseguenze negative sulla salute umana e il benessere della comunità, compromette notevolmente l'equilibrio ecosistemico dell'area e reca ingenti danni alle attività agricole e di turismo, le quali sono di fondamentale rilevanza per i territori della cooperazione.

1.6 Polo turistico sperimentale

Ora che gli effetti a livello locale dei cambiamenti climatici e delle attività di origine antropogenica nella zona deltizia del Po sono stati identificati, è possibile ideare delle soluzioni di adattamento ai problemi. Più precisamente, nel seguente lavoro ci si focalizzerà su una strategia di adattamento al fenomeno del cuneo salino in corrispondenza del delta e non a livello di bacino, la quale dovrà garantire un'adeguata risposta alle elevate richieste idriche anche nei momenti di picchi massimi di stress idrico, come nei periodi estivi durante i quali periodi di siccità sono frequenti. Il centro di adattamento ideato in fase preliminare per far fronte a periodi di elevato stress idrico è un polo tecnologico sperimentale costituito dalle seguenti tecnologie:

- parco fotovoltaico
- gruppo di continuità elettrica
- centrale di dissalazione
- centrale termica

Il polo sperimentale è pensato per essere al 100% autosufficiente a livello energetico tramite l'impiego di un parco fotovoltaico a energia solare, il quale andrà ad alimentare un impianto di dissalazione ad osmosi inversa in grado di dissalare acqua di mare con elevati contenuti di sale disciolto. L'impianto fotovoltaico sarà dotato di un gruppo di continuità elettrica composto da una serie di batterie al piombo acido, in grado di garantire un'alimentazione energetica continua per la fase di distribuzione dell'acqua prodotta dall'impianto di dissalazione. Infine, all'interno del sistema sarà incluso un impianto centralizzato a pompe di calore in grado di produrre acqua calda utilizzando il mare come pozzo di calore. In figura 1.9 è possibile osservare a livello schematico una rappresentazione approssimativa del centro di adattamento ideato. Nel seguente lavoro di tesi,

nonostante ciascun componente del polo giochi un ruolo importante all'interno del centro, è stata focalizzata l'attenzione sul solo sistema combinato composto dall'impianto di dissalazione ad osmosi inversa e dall'impianto fotovoltaico, riservando ad una fase più avanzata del progetto uno studio più completo che includa anche una centrale termica.

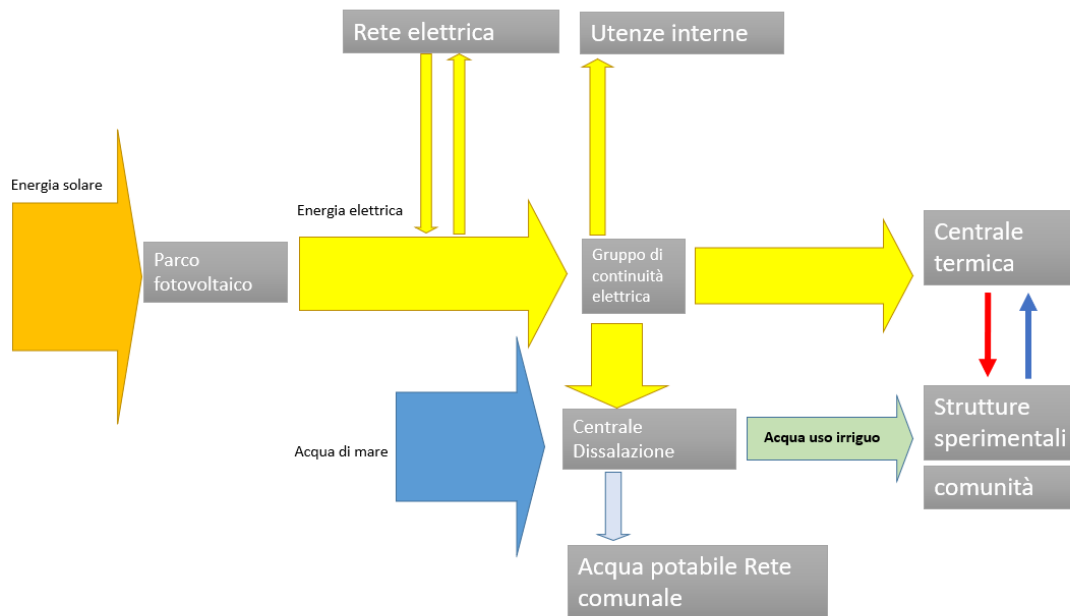


Figura 1.9 Schema delle componenti del centro di adattamento ai cambiamenti climatici

1.7 La dissalazione

A causa delle limitate risorse di acqua dolce e della grande quantità di acqua salata, pari al 97,5% dell'acqua contenuta all'interno e sulla superficie del nostro pianeta, il processo di dissalazione dell'acqua è diventato oramai una soluzione affidabile, efficiente ed economica per l'ottenimento di acqua dolce in molte aree del mondo. Negli ultimi 20 anni, la costruzione di impianti di dissalazione ha registrato un'enorme crescita, con circa 20.000 impianti in tutto il mondo in grado di fornire una capacità produttiva combinata di oltre 100 milioni di m³ al giorno. Ciò si rispecchia in 300 milioni di persone il cui sostentamento dipende dall'acqua dissalata, ciò sottolinea l'importante ruolo della dissalazione nel fornire acqua dolce su base sostenibile (Lim, Goh, Kurihara, & Wang, 2021). L'utilizzo di questa tecnologia come risoluzione al problema della carenza idrica è inoltre supportato dal fatto che più del 70% della popolazione mondiale vive nel raggio di 70km dall'oceano o dal mare (El-Dessouky & Ettouney, 2002). Per dissalazione si intende il processo di rimozione del sale dall'acqua di mare o più in generale da acque caratterizzate da una salinità generalmente superiore a 1500 mg/L o ppm, originando come prodotto dell'acqua

destinata all'uso potabile. Secondo l'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS), il limite ammissibile di salinità nell'acqua è di 500 parti per milione (ppm) e, in casi particolari, fino a 1000 ppm (Kalogirou, 2013). La dissalazione esiste da secoli, tuttavia ha guadagnato importanza solo negli ultimi decenni grazie al progressivo avanzamento delle tecnologie. Le prime testimonianze di attività di dissalazione risalgono al periodo che va dal 300 a.C al 200 d.C, quando i marinai dell'antichità bollivano l'acqua di mare, facendo assorbire il vapore in apposite spugne per poi raccogliarlo sottoforma di acqua potabile in grandi contenitori. Più recentemente, attorno al 1700, l'avanzamento nei processi a vapore permise di utilizzare maggiormente e in maniera più efficiente i metodi di evaporazione e condensazione del vapore per la dissalazione (C.Darre & Toor, 2018). Infine, attorno gli anni 50-60' dello scorso secolo, grazie ad un rapido progresso tecnologico, la fattibilità tecnica ed economica delle tecnologie di dissalazione fu comprovata e destinata poi a perfezionarsi grazie soprattutto all'imminente sviluppo della tecnologia di dissalazione a membrana. Recenti stime affermano che la capacità globale di dissalazione è aumentata enormemente dai circa 35 milioni di metri cubi al giorno nel 2005 ai 100 milioni di metri cubi al giorno attuali, associati alla produzione di 16.000 impianti di dissalazione sparsi in tutto il mondo, di cui il 62% vengono utilizzati per l'approvvigionamento domestico e un 30% per scopi industriali (Elsaid, et al., 2020). Il primo produttore al mondo di acqua potabile ottenuta tramite dissalazione è l'Arabia Saudita, all'interno della quale la domanda interna di acqua viene soddisfatta per il 60% dalla produzione tramite impianti di dissalazione, invece, in altri paesi come il Kuwait e il Qatar si raggiungono percentuali vicine al 100% (C.Darre & Toor, 2018).

Stato	Capacità totale ($m^3 \times 10^6/d$)	Quota di mercato (%)
Arabia Saudita	9.9	16.5
USA	8.4	14
UAE	7.5	12.5
Spagna	5.3	8.9
Kuwait	2.5	4.2
Cina	2.4	4.0
Giappone	1.6	2.6
Qatar	1.4	2.4
Algeria	1.4	2.3
Australia	1.2	2.0

Tabella 1.1 I più grandi produttori di acqua potabile tramite dissalazione, adattato da (Nair & Kumar, 2014)

Consultando la mappa globale, si può osservare come tutti quei paesi che occupano un posto nella lista in tabella 1.1 si trovano in zone aride o addirittura desertiche. Ad esempio, la penisola araba che include l'Arabia Saudita, il Kuwait, il Qatar, il Bahrain, gli Emirati Arabi Uniti e l'Oman non possiedono un solo fiume d'acqua di origine naturale. In maniera simile, anche il sud-ovest degli Stati Uniti e le zone circostanti la provincia di Almeria in Spagna soffrono frequentemente di problemi di approvvigionamento idrico, essendo entrambi zone parecchio aride e a tratti desertiche. La dissalazione può essere classificata in due modi; o la si suddivide considerando la tipologia di acqua dissalata oppure in base alla tipologia della tecnologia adoperata. Nel primo caso il meccanismo di suddivisione si basa sulla quantità di sali disciolti nell'acqua (*TDS*), considerando ad esempio i range di ripartizione stabiliti dalla Lenntech, riportati in tabella 1.2, quando l'acqua è caratterizzata da un *TDS* minore di 500 mg/L può essere definita come acqua potabile destinata all'uso umano. Nel caso in cui il contenuto di sali disciolti fosse minore di 1500 mg/L, l'acqua rientra nella categoria generale di acqua dolce, caratteristica dei corsi d'acqua o di pozzi di falde acquifere. Nel momento in cui il *TDS* oltrepassa i 1500mg/L ma si attesta su valori inferiori a 5000mg/L, l'acqua può essere classificata come salmastra (*BW*). Per valori superiori ai 5000mg/L l'acqua viene definita come acqua salata, mentre quando il contenuto di sali disciolti raggiunge e oltrepassa il valore limite di 25000mg/L l'acqua è considerata "di mare" (*SW*). La maggior parte delle tecnologie di dissalazione operano nei range di salinità dell'acqua salmastra o di mare, per questa ragione il meccanismo di suddivisione basato sulla quantità di solidi disciolti totali (*TDS*) le suddivide in: dissalazione di acqua salmastra (*BWD*) e dissalazione di acqua di mare (*SWD*). In termini di capacità di dissalazione a livello globale, le tecnologie che operano su acqua di mare rappresentano una quota pari al 61%, su acqua salmastra il 21% mentre su acqua dolce da corsi d'acqua o pozzi solo l'8% (Elsaid, et al., 2020).

Classificazione dell'acqua	TDS (mg/L)
Potabile	<500
Acqua dolce	<1500
Acqua salmastra (BW)	1500-5000
Acqua salata	>5000
Acqua di mare (SW)	>25000

Tabella 1.2 Range di classificazione dell'acqua secondo (Lenntech, 2022)

1.7.1 Classificazione delle tecnologie di dissalazione

La classificazione della dissalazione a seconda della tecnologia adoperata suddivide la dissalazione in tre categorie:

- Dissalazione termica

- Dissalazione non termica
- Dissalazione ibrida

A sua volta le tecnologie di dissalazione termica si ramificano in due ulteriori sottocategorie, le quali si differenziano tra loro per il meccanismo di funzionamento; ad esempio la distillazione a effetto multiplo (*MED*), la distillazione flash multistadio (*MSF*) e la distillazione a compressione del vapore (*MVC*, *TVC*) si basano sul principio fisico dell'evaporazione, invece, la dissalazione per congelamento tramite refrigerante (*FR*) e la dissalazione per formazione di gas idrati (*HY*) fondano il proprio funzionamento sul processo fisico della cristallizzazione. Analogamente, anche la dissalazione non termica può essere ulteriormente suddivisa in due sottocategorie; tecnologie di dissalazione che utilizzano una membrana per filtrare l'acqua; come la nanofiltrazione (*NF*), l'elettrodialisi (*ED*), la separazione ad osmosi inversa (*RO*) o semplicemente ad osmosi (*FO*), e altre che sfruttano le proprietà chimiche di resine a scambio ionico (*IXR*). Tuttavia, tra le numerose tecnologie esistenti solo alcune contribuiscono in maniera sostanziosa alla produzione industriale di acqua potabile, infatti, i soli processi di dissalazione a membrana e di tipo termico per principio di evaporazione rappresentano il 97% della capacità produttiva a livello mondiale. Più nel dettaglio, la distillazione a effetto multiplo (*MED*) e la distillazione flash multistadio (*MSF*) provvedono al 7% e il 18% della produzione mondiale di acqua potabile per dissalazione, mentre per quanto riguarda le tecnologie a membrana, i processi ad osmosi inversa e la nanofiltrazione prevalgono con una quota pari a 69% e 3% (Elsaid, et al., 2020).

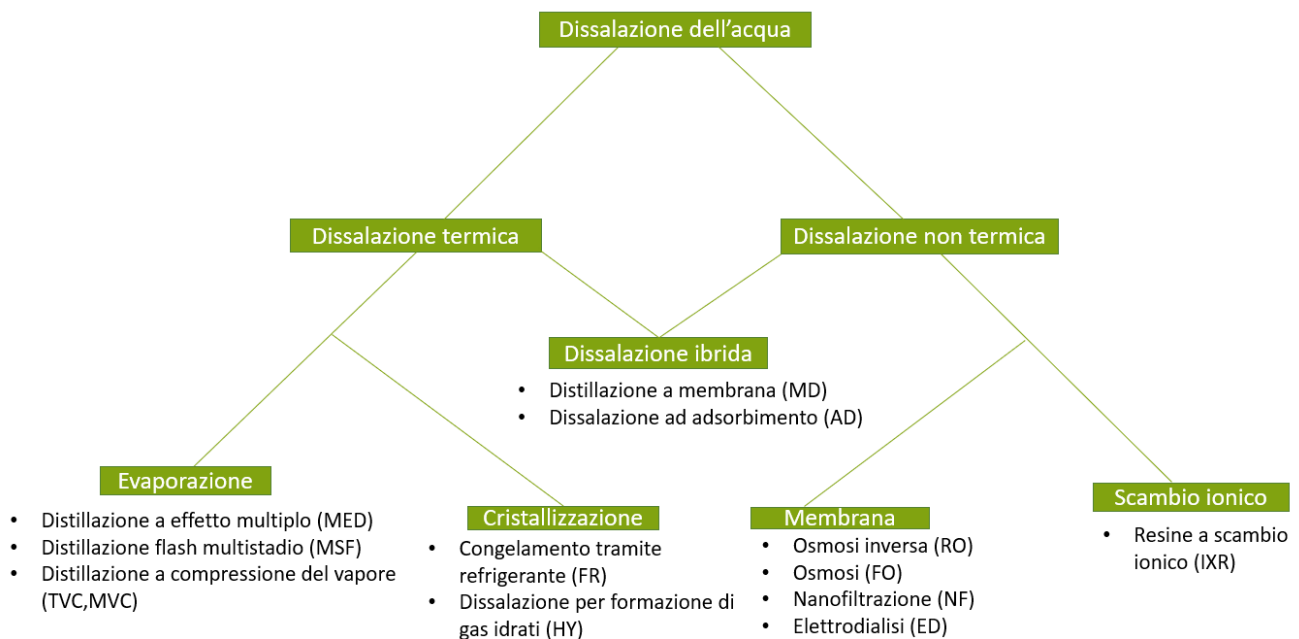


Figura 1.10 *Classificazione delle tecnologie di dissalazione esistenti*

Tra i processi di dissalazione termica, i più utilizzati sono la distillazione flash multistadio e la distillazione a effetto multiplo, entrambe tecnologie che sfruttano il calore per convertire l'acqua salata in acqua dolce. Nello specifico, il principio di funzionamento alla base del processo di dissalazione di un impianto *MSF* consiste nell'evaporazione dell'acqua salata, da cui si ottiene del vapore acqueo il quale viene fatto successivamente condensare sulle superfici di tubi di riscaldamento, installati all'interno di appositi evaporatori e al cui interno scorre l'acqua di mare di raffreddamento (Hanshik, Jeong, Jeong, & Choi, 2016). Il vapore trasformato in liquido tramite condensazione viene raccolto e va a formare un output in uscita di acqua dolce, il quale verrà poi sottoposto ad un processo di disinfezione e re-mineralizzazione. Allo stesso tempo, come residuo da tale processo si ottiene una soluzione concentrata in sale, chiamata salamoia, la quale rappresenta la quota di acqua non evaporata all'interno degli evaporatori. Il processo è formato da una serie di fasi chiamati stadi, dai quali deriva l'efficienza della tecnologia, infatti all'interno di ciascuna di essi, il vapore di condensazione viene utilizzato per riscaldare l'acqua di mare in entrata. Solitamente, le installazioni commerciali sono progettate per avere dai 10-30 stadi, dove all'interno di ciascuna fase si ha un calo di temperatura approssimativamente pari a 2°C (Kalogirou, 2013). Il principio chiave sul quale si fonda il funzionamento di tale tecnologia è che tramite il frazionamento del differenziale di temperatura in più stadi, il sistema tende ad avvicinarsi al recupero ideale del calore latente totale. L'esercizio di questo sistema richiede gradienti di pressione all'interno dell'impianto, da cui il nome "flash", che più in particolare si riferisce ad un'evaporazione parziale effettuata facendo passare il liquido attraverso una valvola di laminazione o più in generale un orifizio.

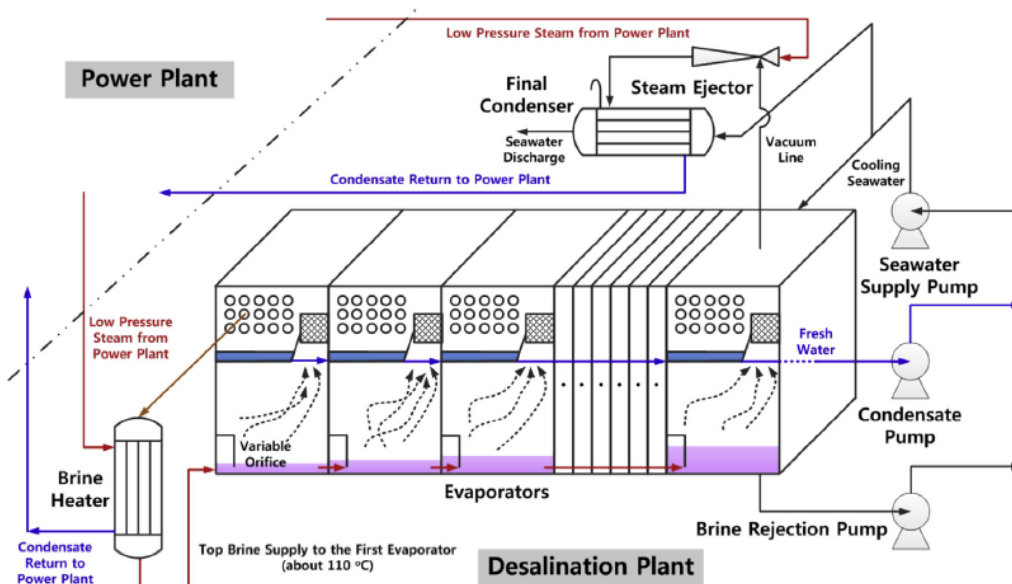


Figura 1.11 Schema di funzionamento di un impianto MSF (Hanshik, Jeong, Jeong, & Choi, 2016)

La distillazione ad effetto multiplo è stata la prima tecnologia di dissalazione ad essere stata implementata a livello industriale, la sua prima applicazione è infatti risalente agli anni 50'. Il

principio di funzionamento della *MED* è pressoché uguale a quello della *MSF*. Infatti, in maniera analoga, il processo è composto da più effetti, dove il vapore di uno stadio è utilizzato come fluido per l'evaporazione di una parte della soluzione salina nell'effetto successivo. Questo meccanismo è permesso grazie alla condensazione della fase vapore con conseguente scambio di calore verso la soluzione liquida. Affinché questa procedura sia possibile, l'effetto in cui avviene l'evaporazione deve essere mantenuto a una pressione inferiore a quella dell'effetto da cui proviene il vapore di riscaldamento. Come nel caso della distillazione flash multistadio, la fase liquida condensata ottenuta in ciascuno dei vari effetti svolge la funzione di preriscaldare l'alimentazione. In questo processo, il vapore viene prodotto tramite effetto flash e per ebollizione, tuttavia, ciò che lo contraddistingue dalla tecnologia *MSF* è che ma la maggior parte del distillato viene prodotto per ebollizione. Si conclude quindi che le principali differenze tra i due metodi sono il modo in cui avviene il processo di evaporazione e la fase di scambio del calore. Il motivo per cui la distillazione flash multistadio ha preso il sopravvento sulla distillazione ad effetto multiplo lo si può riscontrare nella maggiore frequenza di quest'ultima tecnologia a soffrire di problemi di *scaling* e *fouling*, i quali avvenendo sulla superficie dei fasci tubieri, essendo l'acqua salata spruzzata al di sopra di essi, rendono molto meno pratici, economici ed efficienti i processi di pulizia e manutenzione.

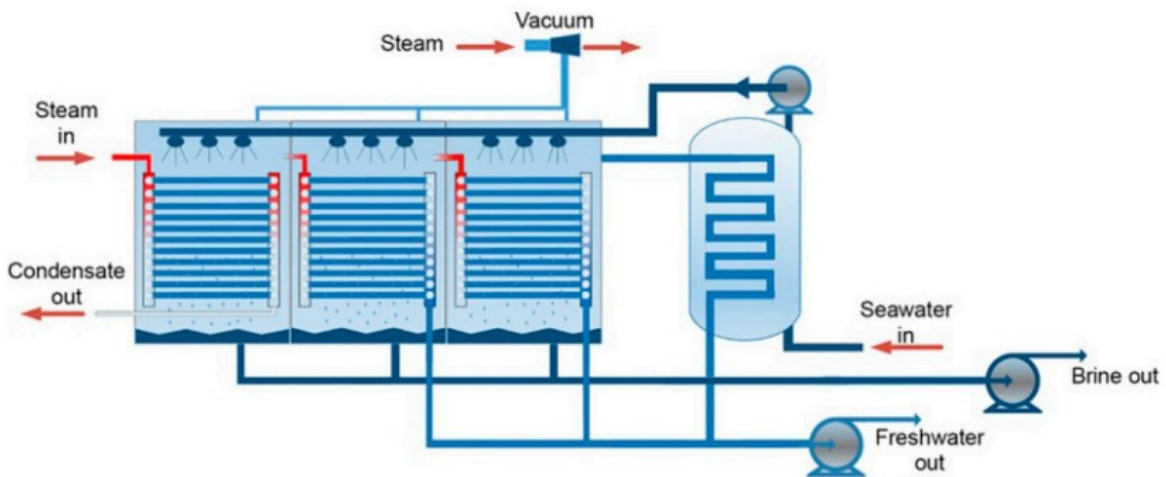


Figura 1.12 Schema di funzionamento di un impianto MED (Feria-Diaz, Lopez-Mendez, Rodriguez-Miranda, Sandoval-Herazo, & Correa-Maheca, 2021)

Tra i processi di dissalazione di tipo termico che utilizzano il principio di evaporazione, esistono alcuni impianti nei quali è presente un meccanismo di recupero del calore che si basa sull'aumento della pressione del vapore attraverso l'utilizzo di appositi compressori. Il meccanismo di funzionamento di tali impianti è analogo a quello che caratterizza le tecnologie *MED* e *MSF*, infatti, il vapore prodotto in un primo effetto diventa l'input di calore per il secondo effetto, portando a compimento il processo di separazione del sale dall'acqua tramite il principio di evaporazione e successiva condensazione del vapore acqueo. L'effetto viene quindi ripetuto più volte fino a quando il vapore prodotto nell'ultimo stadio della serie viene compresso, incrementando la sua

temperatura di saturazione e rendendolo idoneo per ripetere la procedura precedentemente svolta. La tecnologia di dissalazione tramite distillazione a più effetti con compressione del vapore può essere suddivisa in due categorie:

- sistemi a compressione meccanica del vapore (*MVC*)
- sistemi a compressione termica del vapore (*TVC*)

dove l'unica differenza riscontrabile tra le due tecniche è dovuta al fatto che nella compressione meccanica del vapore il recupero energetico si ottiene comprimendo il vapore con un compressore meccanico alimentato elettricamente, mentre nel caso della compressione termica si ricorre all'utilizzo di termocompressori a getto di vapore per creare il vuoto (Rabiee, Khalilpour, Betts, & Tapper, 2019). Un'ulteriore tecnologia di dissalazione termica che impiega il processo di distillazione è la tecnica di umidificazione-deumidificazione (*HDH*). Questa tecnica si fonda su un aumento dell'abilità dell'aria di trasportare vapore acqueo ad alta temperatura. Più nel dettaglio, all'interno del processo, un flusso di aria riscaldata viene messo in contatto con l'acqua di alimentazione contenente sale, assorbendone una frazione sotto forma di vapore acqueo che successivamente viene fatta condensare grazie all'impiego di una superficie di raffreddamento. L'acqua condensata dissalata viene quindi raccolta in appositi contenitori andando a formare il prodotto del processo (Subramani & Jacangelo, 2015). Il principale svantaggio di questa tecnologia è la bassa efficienza termica che la caratterizza, tuttavia, essendo un sistema che non richiede temperature particolarmente elevate è accoppiabile con fonti di alimentazioni energetiche rinnovabili. Le tecnologie di separazione di tipo termico finora trattate sfruttano tutte la tecnica di separazione attraverso distillazione; tuttavia, ne esistono alcune che non adoperano tale principio. La dissalazione per congelamento tramite refrigerante (*FR*) è una tecnica che coinvolge un cambiamento di fase, il quale in questo caso è un processo di congelamento dalla fase liquida a quella solida dell'acqua. Durante il processo di congelamento si vengono a formare dei cristalli di ghiaccio, i quali contengono prevalentemente acqua senza sale, mentre l'acqua di alimentazione subisce un processo di concentrazione. Successivamente, viene fornito calore al ghiaccio incontaminato dal sale, il quale si scioglie fornendo in uscita dal processo acqua pura. In tal maniera viene compiuto un processo di separazione/estrazione dell'acqua pura dalla soluzione contenente il sale, dando origine come scarto di processo a una soluzione concentrata in sale. Affinché il congelamento avvenga, è necessario che l'acqua salata in entrata venga fatta raffreddare, per questo motivo vengono adoperati fluidi refrigeranti in grado di abbassare la temperatura dell'ambiente di lavoro, quali freon, propano o butano. La dissalazione per congelamento può essere ulteriormente suddivisa in due sottocategorie, a seconda della posizione del refrigerante impiegato all'interno dell'impianto:

- dissalazione per congelamento diretto (*DFR*)
- dissalazione per congelamento indiretto (*IFR*)

Nella dissalazione per congelamento diretto il fluido refrigerante è mantenuto a contatto diretto con la soluzione di acqua salata, a differenza invece del processo a congelamento indiretto dove tra le due sostanze è presente una parete separatoria in acciaio. In termini di efficienza, la tecnologia che funziona in maniera diretta è più performante, grazie ad un più elevato coefficiente di scambio termico; tuttavia, l'agente refrigerante utilizzato non deve essere tossico e non deve miscelarsi con l'acqua salata.

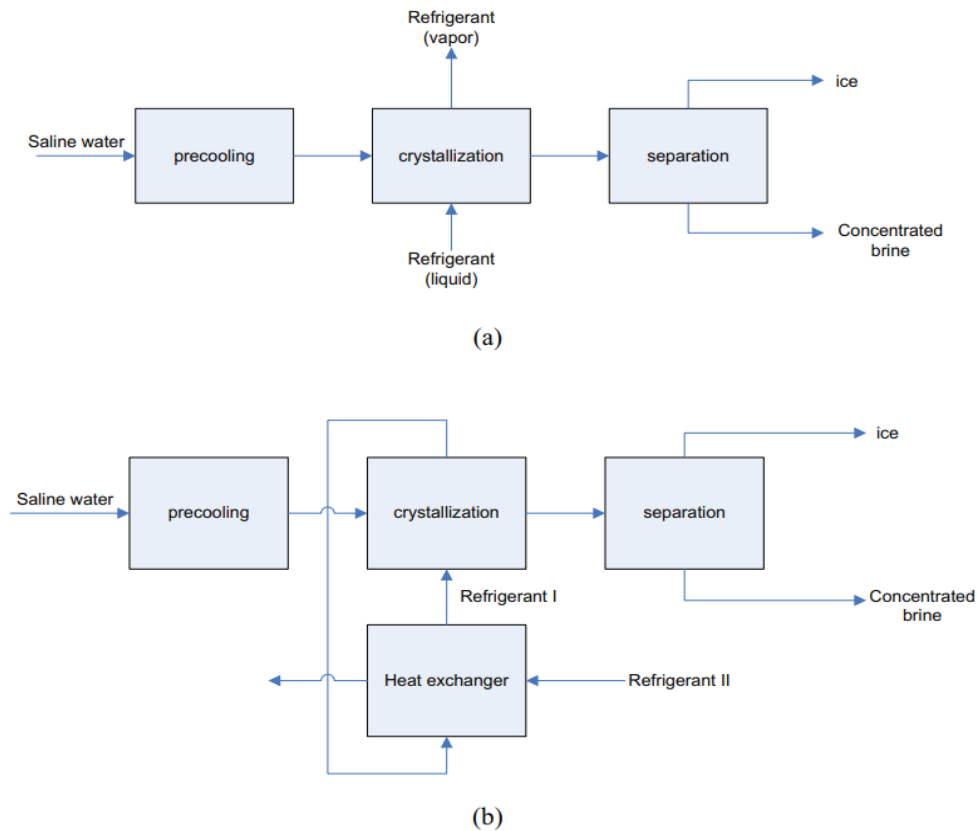


Figura 1.13 Diagramma di flusso del processo di dissalazione tramite congelamento diretto (a) e indiretto (b) (Kalista, Shin, Cho, & Jang, 2018)

Tra le tecnologie di dissalazione che funzionano tramite processo di cristallizzazione, viene inclusa anche la dissalazione per formazione di gas idrati (HY). Questa tecnica è considerata simile alla dissalazione per congelamento a contatto diretto, con la differenza che al posto di una nucleazione ed accrescimento di cristalli di ghiaccio il processo è caratterizzato dall'aggregazione cristallina non stechiometrica di molecole d'acqua legate a idrogeno attorno ad una molecola di gas centrale (Kalista, Shin, Cho, & Jang, 2018). In questa tecnica, invece che impiegare fluidi refrigeranti, vengono immessi all'interno della soluzione di alimentazione degli idrocarburi gassosi o liquidi assieme a CO₂, che sotto particolari condizioni (basse temperature e alte pressioni) innescano la formazione di idrati. In maniera simile alle tecniche di congelamento dove si ha la formazione di ghiaccio privo di sale, gli aggregati di idrati che si vengono a formare escludono gli ioni sale dal

loro reticolo. Una successiva fase di depressurizzazione o riscaldamento permette di ottenere acqua dissalata (Khan, Peters, & Koh, 2019). Tra i processi di dissalazione non termica, i più comunemente impiegati sono la dissalazione ad osmosi inversa (*RO*) e la nanofiltrazione (*NF*). All'interno di questa categoria le principali suddivisioni sono due:

- dissalazione a membrana
- dissalazione tramite resine a scambio ionico (*IXR*)

All'interno delle tecnologie a membrana sono incluse le tecniche che si basano sul principio dell'osmosi e dell'osmosi inversa, processi come la nanofiltrazione e l'elettrodialisi fanno a loro volta parte di questa suddivisione. Invece, la dissalazione tramite l'utilizzo di particolari resine a scambio ionico costituisce a parte un'ulteriore sottocategoria delle tecnologie di dissalazione del tipo non termico. Negli ultimi decenni lo sviluppo delle tecnologie a membrana ha subito una rapida crescita, giustificata dal loro grande potenziale e dai numerosi vantaggi che gli consentono di essere applicate nella maggior parte dei settori industriali (Khoiruddin & Wenten, 2016). La tecnologia ad osmosi inversa è al giorno d'oggi il processo di dissalazione più utilizzato al mondo, solo nel 2019 la tecnica ad osmosi inversa rappresentava ben il 69% della capacità mondiale di produzione di acqua potabile, grazie ai suoi bassi requisiti energetici e agli inferiori costi associati (Esmailion, 2020). Le sue prime applicazioni industriali risalgono alla fine degli anni 60' quando Loeb e Sourirajan scoprirono una membrana molto sottile per l'osmosi inversa, utilizzata per dissalare l'acqua di mare (Khoiruddin & Wenten, 2016). La dissalazione tramite osmosi inversa si basa sul principio secondo il quale applicando un eccesso di pressione, è possibile invertire il processo di osmosi inversa, facendo passare l'acqua attraverso una membrana semi-permeabile da una soluzione a maggiore concentrazione di sale ad una con un minore contenuto (C.Darre & Toor, 2018). Durante il passaggio dell'acqua attraverso la membrana si ha un processo di separazione degli ioni di carica singola, come lo ione Na^+ e Cl^- responsabili della salinità dell'acqua, attraverso un meccanismo di trasferimento di massa controllato dalla diffusione della soluzione. Il meccanismo di funzionamento si attiva quando l'acqua di alimentazione viene portata a elevate pressioni, all'incirca 60-70 bar, grazie all'impiego di pompe ad alta pressione accuratamente selezionate, alimentate ad energia elettrica, e successivamente fatta passare attraverso la membrana. Si osserva quindi un processo di concentrazione dell'acqua salata in alimentazione e in parallelo la produzione di acqua potabile. Questo meccanismo di separazione è permesso dalle proprietà idrofile delle membrane *RO*, tali per cui la diffusione dell'acqua all'interno delle strutture polimeriche risulta essere facilitata.

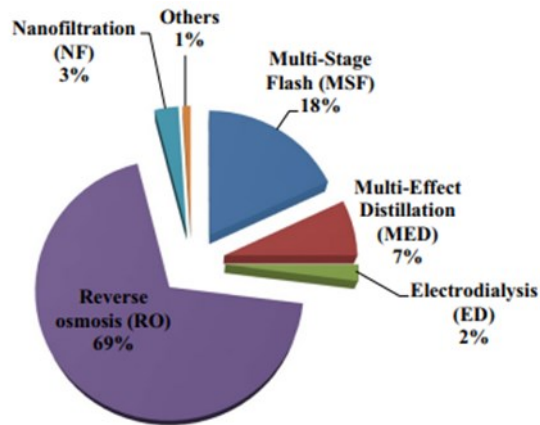


Figura 1.14 Contributo percentuale di ciascuna tecnologia di dissalazione a livello globale (Esmailion, 2020)

Al contrario della dissalazione tramite osmosi inversa, la dissalazione per osmosi (*FO*) utilizza il gradiente di pressione osmotica tra la soluzione di alimentazione e quella di prelievo per dissalare l'acqua, senza dover richiedere l'applicazione di elevate pressioni e quindi impiegare ingenti quantità di energia elettrica. In questo caso, diversamente dalla dissalazione ad osmosi inversa, la forza motrice non è più l'applicazione di una pressione dall'esterno, ma il gradiente osmotico naturale che si viene a creare tra una soluzione meno concentrata e una che lo è maggiormente. In questa tecnologia è presente, come nella dissalazione per osmosi inversa, una membrana semipermeabile in grado di trattenere gli ioni al passaggio dell'acqua, cambia però il meccanismo che rende possibile questo passaggio. Il processo di trasferimento dell'acqua attraverso la membrana ha luogo fino al raggiungimento dell'equilibrio osmotico, successivamente, la soluzione di prelievo diluita dall'acqua viene rigenerata grazie ad una fase di estrazione dell'acqua che può avvenire in diversi metodi; separazione termica, meccanismi di risposta a stimoli elettrici o tecnologie a membrana (Chaoui, Abderafi, & Vaudreuil, 2019). Nella tecnologia ad osmosi viene impiegato un soluto di prelievo per creare il gradiente di pressione osmotica, il quale può essere classificato a seconda della sua natura. Generalmente le categorie sono:

- composti organici
- composti inorganici
- materiali sintetici

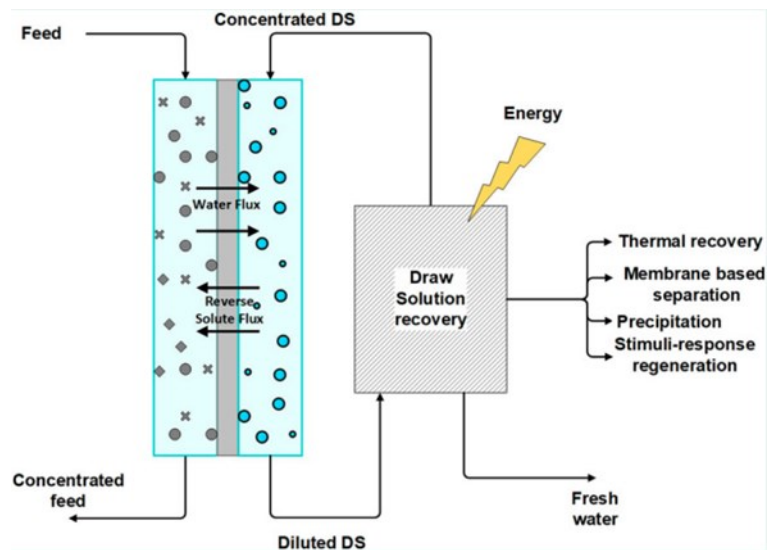


Figura 1.15 Diagramma a flusso del processo di dissalazione ad osmosi FO (Chaoui, Abderafi, & Vaudreuil, 2019)

La nanofiltrazione (NF) è una tecnologia di dissalazione a membrana, associata al 3% della capacità di produzione mondiale di acqua potabile tramite dissalazione, il cui processo di funzionamento, in maniera analoga all'osmosi inversa, è guidato dalla pressione applicate durante il processo. Essa si differenzia dai sistemi a osmosi inversa e ad ultrafiltrazione per la dimensione dei pori della membrana utilizzata, i quali in termini di ordine di grandezza si posizionano al di sopra dei valori tipici delle membrane ad osmosi ma al di sotto di quelli della membrana per ultrafiltrazione, con valori compresi tra 1 e 10nm (Dahiya & Nupur, 2022). Rispetto all'osmosi inversa la nanofiltrazione opera a pressioni di esercizio più basse, da cui conseguono costi operativi e investimenti minori, inoltre produce flussi di acqua in uscita più grandi (Zhou, Zhua, Fua, & Zh, 2015). Il range di filtrazione di questa tecnologia è tuttavia diverso da quello delle membrane ad osmosi inversa, la nanofiltrazione infatti presenta alte percentuali di respingimento nei confronti degli ioni bivalenti, come lo ione calcio Ca^{2+} e lo ione magnesio Mg^{2+} , responsabili principalmente del fenomeno dell'incrostazione. Per questo motivo la tecnologia è principalmente adoperata per addolcire l'acqua, e spesso viene utilizzata come processo di pretrattamento all'interno di impianti di osmosi inversa per far operare a minori spese energetiche il sistema. Differentemente, la percentuale di ioni monovalenti estratti è molto più bassa rispetto alle tecnologie ad osmosi, rendendo la nanofiltrazione non adatta alla produzione di acqua potabile da una fonte di alimentazione particolarmente salata, come l'acqua di mare. Per questo motivo essa viene impiegata più spesso in "applicazioni di nicchia" in settori come (Wu, Wang, Xu, & Xu, 2017):

- industria farmaceutica
- impianti di trattamento di acque reflue
- industria alimentare

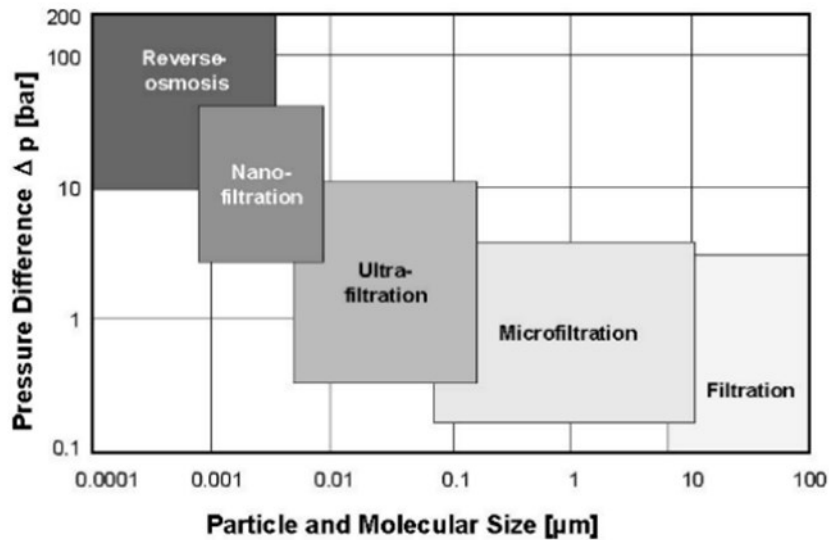


Figura 1.16 Range di filtrazione delle differenti tecnologie di dissalazione a membrana (Wu, Wang, Xu, & Xu, 2017)

L'elettrodialisi (ED) è una tecnologia di dissalazione a membrana di tipo elettrochimico, con una quota pari al 2% della capacità produttiva globale della dissalazione. Le prime unità sono state installate attorno gli anni 70' e attualmente la tecnologia viene utilizzata per dissalare acqua salmastra con concentrazioni di sale non superiori a 2000ppm. Tramite la generazione di un campo elettrico e l'utilizzo di membrane semipermeabili, la tecnologia è in grado di estrarre gli ioni disciolti all'interno dell'acqua di alimentazione. Più nello specifico la generazione del campo elettrico è permessa dalla presenza all'interno del sistema di due elettrodi: un anodo e un catodo, i quali se alimentati con corrente continua mettono in funzionamento il dispositivo. In seguito all'applicazione del campo elettrico, gli anioni disciolti si muovono nella direzione del catodo mentre i cationi verso l'anodo. Tuttavia, la presenza all'interno del dispositivo di membrane semipermeabili cationiche e anioniche, le quali permettono il solo passaggio di cationi nel primo caso e anioni nel restante, regola il passaggio degli ioni in maniera selettiva e fa in modo che essi vengano raccolti in specifici canali destinati all'uscita della salamoia. Contemporaneamente, il flusso di acqua in arrivo dall'alimentazione viene privata degli ioni precedentemente disciolti e una volta raccolto in appositi canali, va a formare l'uscita di acqua potabile (Curto, Franzitta, & Guercio, 2021). Purtroppo, l'elettrodialisi non è considerata competitiva a livello economico per la dissalazione dell'acqua di mare, essendo gli elettrodi e le membrane a scambio ionico particolarmente costosi e riducendosi notevolmente la loro durata nel momento in cui si opera con campi elettrici ad alta intensità (Feria-Diaz, Lopez-Mendez, Rodriguez-Miranda, Sandoval-Herazo, & Correa-Maheca, 2021). Tra le tecnologie di dissalazione non termiche, che non utilizzano una membrana si trova la dissalazione tramite resine a scambio ionico (IXR), risalente all'incirca agli anni 60'. Le resine a scambio ionico rappresentano generalmente composti organici i quali sono stati trattati chimicamente per reagire con gli ioni di una soluzione. Il meccanismo di

reazione implica la cattura di determinati ioni da una soluzione e il rilascio dalla resina verso la soluzione di altri. Le resine a scambio ionico possono essere suddivise a seconda del loro gruppo funzionale in:

- fortemente acida: realizzata con gruppi di acido solfonico
- fortemente basica: basata su gruppi amminici quaternari
- debolmente acida: realizzata con gruppi di acido carbossilico
- debolmente basica: basata su gruppi amminici primari, secondari o terziari

Le resine acide sono progettate per catturare ioni positivi come Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e rilasciare ioni H^+ , provocando come effetto un aumento dell'acidità e una diminuzione della durezza dell'acqua. Le resine basiche sono invece utilizzate per catturare ioni negativi quali Cl^- , NO_3^- , CO_3^{2-} e rilasciare ioni OH^- (Curto, Franzitta, & Guercio, 2021). A livello di applicazioni industriali, le resine a scambio ionico non vengono utilizzate nella dissalazione diretta, tuttavia come precedentemente accennato, possono essere impiegate nei pretrattamenti di impianti a osmosi inversa per addolcire l'acqua in alimentazione, o in alternativa per la rimozione selettiva dei contaminanti che fuoriescono all'interno della salamoia (Bornak, 2014). Infine, esiste una terza categoria di tecnologie di dissalazione, costituita dai sistemi ibridi. Questi impianti vengono definiti in tal modo in quanto contengono al loro interno elementi tipici sia della dissalazione termica sia della dissalazione non termica. La distillazione a membrana (*MD*) è una tecnologia di dissalazione ibrida emergente. All'interno del sistema, l'acqua salata che scorre nel canale di alimentazione viene riscaldata fornendo energia termica, segue quindi la formazione di fase vapore a causa della parziale evaporazione dei componenti volatili presenti all'interno della soluzione e avviene il passaggio di essi attraverso una specifica membrana microporosa, la quale permette la condensazione del vapore permeato all'interno di un canale in uscita in cui scorre acqua permeata. In questo caso la separazione del sale dall'acqua si ottiene tramite il processo di distillazione; infatti, a causa della natura idrofoba della membrana impiegata, è consentito solamente il passaggio del vapore, il quale migrando da un canale all'altro provoca la concentrazione della soluzione in entrata e la formazione di un flusso di acqua permeata in uscita. La forza motrice del processo è la differenza di pressione parziale tra i due lati della membrana, la quale è a sua volta dovuta alla differenza di temperatura tra la soluzione in alimentazione e quella in uscita (Kargari & Shirazi, 2015). La temperatura dell'acqua all'interno del canale di alimentazione si aggira mediamente sugli 80°, mentre nel canale del permeato si misurano temperatura all'incirca di 15-20°C (González, Amigoa, & Suá, 2017). Uno dei vantaggi di questa tecnologia è che la differenza di temperatura tra il lato di alimentazione e quello del permeato della membrana può essere realizzata tramite l'impiego di una fonte di energia a basso grado, come quella solare, geotermica o altre energie rinnovabili, oppure con calore di scarto raccolto da impianti industriali (González, Amigoa, & Suá, 2017). La distillazione a membrana può essere assemblata in diverse configurazioni;

- a contatto diretto
- a camera d'aria

- sottovuoto
- con “sweeping gas”

La configurazione a contatto diretto è la più semplice, all’interno del quale le due soluzioni sono in contatto diretto con la membrana divisoria. Nell’assemblaggio a camera d’aria è presente uno strato d’aria tra la membrana e la soluzione permeata, l’obiettivo è quello di ridurre il dispendio di energia termica. Analogamente, nel sistema a “sweeping gas” l’efficienza termica è accentuata, grazie ad un migliore trasferimento di massa dovuto alla non stazionarietà del fluido impiegato. Infine, per quanto riguarda la configurazione sottovuoto, nello strato che precedentemente era occupato da aria o gas viene creato il vuoto tramite l’utilizzo di un’apposita pompa (Curto, Franzitta, & Guercio, 2021). In figura 1.17 è possibile osservare il principio di funzionamento della tecnologia di dissalazione tramite distillazione a membrane nella configurazione a contatto diretto. Un’altra tecnologia ibrida di recente sviluppo è la dissalazione ad adsorbimento (AD). Tale tecnica consente di cogenerare acqua potabile e potenza di raffreddamento, in maniera efficiente dal punto di vista energetico e con rispetto per l’ambiente. La tecnologia di dissalazione coinvolge una coppia adsorbente-adsorbito che comprende gel di silice e l’acqua. Il principio di funzionamento, durante un normale ciclo operativo, si fonda su un primo step in cui l’acqua salata di alimentazione viene fatta evaporare, successivamente avviene l’adsorbimento e un successivo desorbimento del vapore acqueo da parte di un materiale poroso non saturo (solimante gel di silice), il quale viene successivamente rigenerato tramite riscaldamento a temperature di circa 50-85°C (Amy, Chakraborty, Youngdeuk, Thu, & Choon, 2013).

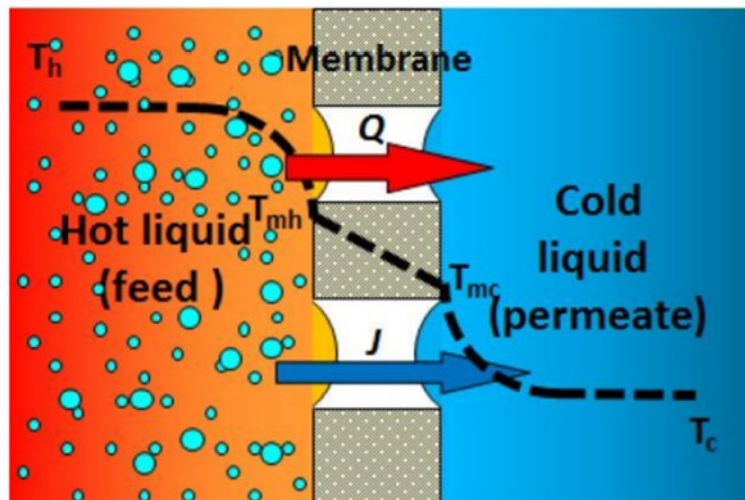


Figura 1.17 Raffigurazione del processo di separazione che ha luogo nella dissalazione tramite distillazione a membrana (Kargari & Shirazi, 2015)

I materiali generalmente impiegati sono: gel di silice, zeoliti o reticoli metallorganici (Hua, Xu, & Xie, 2022). In maniera simile alla distillazione a membrana anche questa tecnologia può essere

alimentata ad energie rinnovabili, o in alternativa tramite calore di scarto industriale a temperatura minori di 100°C.

1.7.2 Confronto tra le tecnologie di dissalazione

Le tecnologie di dissalazione finora affrontate presentano tutte la stessa funzione: dissalare l'acqua. Tuttavia, esse si differenziano tra loro per diversi fattori, tra i quali; la tipologia dell'acqua in alimentazione, il tipo di energia impiegata e gli ordini di grandezza delle capacità produttive di ciascuna tecnologia. Con lo scopo di riassumere brevemente e confrontare le caratteristiche di ogni tecnologia di dissalazione precedentemente citata, sono state realizzate delle matrici comparative raffiguranti le principali proprietà dei vari sistemi. Durante questa fase di classificazione le tecnologie di dissalazione sono state principalmente suddivise in due categorie: tecnologie tradizionali, ossia soluzioni consolidate ed esistenti in commercio da molti anni a questa parte, e tecnologie emergenti, le quali non trovano ancora applicazione a livello industriale nel mercato globale della dissalazione ma possiedono tuttavia del potenziale per sviluppi futuri. All'interno della tabella 1.3, vengono riportate le tecnologie di dissalazione tradizionali che rappresentano una quota significativa della produzione mondiale di acqua tramite dissalazione, troviamo quindi la *MSF*, *MED*, *MVC*, *TVC*, *RO* e *ED*.

	MSF	MED	MVC	TVC	RO	ED
input	acqua di mare	acqua di mare	acqua di mare	acqua di mare	acqua di mare	acqua salmastra
tipo di energia	energia termica: vapore a bassa pressione	energia termica: vapore a bassa pressione	energia elettrica	energia termica: vapore ad alta pressione	energia elettrica	energia elettrica
energia specifica (kWh/m^3)	18.3-28.5	14.2-21.6	7-12	11-28	4-6	2.64-5.5
costo ($\\$/m^3$)	0.52-1.75	0.52-1.01	2-2.6	0.827	0.45-1.72	0.6-1.05
capacità ($\times 1000m^3/d$)	50-70	5-15	0.1-3	10-30	Fino a 624	2-145

Tabella 1.3 Principali caratteristiche delle tecnologie di dissalazione tradizionali (Nassrullaha, Shaheen, Hashaikeha, & Nidal, 2020)

In riferimento alle tecnologie tradizionali, una prima osservazione permette di concludere che tutte le soluzioni considerate sono progettate per poter dissalare acqua di mare, ad eccezione dell'elettrodialisi, il cui funzionamento risiede all'interno di bassi valori di salinità, tipici dell'acqua salmastra. Le tecnologie di dissalazione di tipo termico, come la *MSF* e la *MED*, utilizzano energia

termica per compiere il processo di separazione, più in particolare viene adoperato vapore a bassa pressione. Le tecniche di distillazione che prevedono il recupero del vapore tramite compressione finale utilizzano energia sia elettrica che termica nel caso in cui la compressione è di tipo meccanico, mentre solamente energia termica se la compressione viene realizzata tramite termocompressori a getto di vapore. Impianti di separazione a membrana, come la *RO* e la *ED*, impiegano energia di tipo elettrico. Per quanto riguarda l'efficienza energetica, i processi di separazione termica presentano scarse prestazioni, adoperando un'elevata quantità di energia su m³ di acqua prodotta rispetto alle tecnologie a membrana, tra le quali l'osmosi inversa è la più efficiente. È necessario sottolineare come nelle tecnologie a membrana, e più in generale nei processi di dissalazione, una maggiore quantità di sale in alimentazione si rifletta in un maggiore consumo energetico. A questo proposito, nonostante il range medio di consumo energetico dell'elettrodialisi sia inferiore in termini assoluti rispetto a quello dell'osmosi inversa, esso si riferisce ad acqua salmastra, e non ad acqua di mare con elevati contenuti di salinità, ciò significa che in proporzione alla qualità dell'acqua trattata l'efficienza energetica maggiore la presenta la dissalazione ad osmosi inversa. Anche in termini economici, per quel che è il costo su m³ di acqua dissalata, la dissalazione per osmosi inversa è la migliore tecnologia esistente, dove all'incrementare dei volumi di produzione di un impianto si osserva una lieve diminuzione del prezzo. Inoltre, tra le tecnologie tradizionali, gli impianti ad osmosi inversa risultano essere tra i sistemi caratterizzati dalle capacità produttive più grandi, dove il più grande impianto di dissalazione ad osmosi inversa esistente si trova in Israele, con una capacità di 624 000 m³ di acqua dissalata funzionante dal 2013 (Esmaeilion, 2020).

	MSF	MED	MVC	TVC	RO	ED
vantaggi	-elevata qualità acqua prodotta -buona capacità produttiva -rimozione incrostazioni più semplice rispetto MED	-elevata qualità acqua prodotta -basso consumo energetico rispetto MSF	-elevata qualità acqua prodotta -basso consumo energetico	-minore manutenzione rispetto MED	-solo energia elettrica -facilmente accoppiabile tramite fonti rinnovabili -struttura modulare dell'impianto	-basso consumo energetico
svantaggi	-elevata domanda energetica -investimenti ingenti -problemi di corrosione	-incrostazioni sui tubi	-bassa capacità di produzione	-utilizzo di vapore da alta pressione per la compressione	-manutenzione delle membrane	-solo per acqua salmastra -contaminanti batterici non rimossi
stato di maturità	in commercio dagli anni 50	in commercio dagli anni 60	in commercio dagli anni 80	in commercio dagli anni 80	in commercio dagli anni 70	in commercio dagli anni 50

ulteriori applicazioni	-	-industria alimentare	-	-	-industria alimentare -trattamento acque reflue	-trattamento acque reflue
-------------------------------	---	-----------------------	---	---	--	---------------------------

Tabella 1.4 *Vantaggi e svantaggi delle tecnologie di dissalazione tradizionali*

Dalla tabella 1.4 si conclude che tra le tecnologie tradizionali, le più antiche sono la *MSF* e l'*ED*, entrambe implementate a livello industriale per le prime volte negli anni 50', mentre la *RO* ha avuto le prime applicazioni all'inizio degli anni 70'. Tra i principali vantaggi delle tecnologie di dissalazione termica risalta maggiormente l'elevata qualità dell'acqua prodotta, dove la quantità di sali disciolti mediamente non supera i 10ppm (Nassrullah, Shaheen, Hashaikheha, & Nidal, 2020). Differentemente, il maggiore svantaggio di queste tecnologie ad energia termica è come in precedenza accennato l'elevato consumo energetico, assieme ai frequenti problemi di corrosione e incrostazione dei tubi dovuti alle elevate temperature di funzionamento. In tabella 1.4 sono state invece riportate le più interessanti tecnologie di dissalazione emergenti, di tipo alternativo ai sistemi già consolidati da anni, quali *NF*, *FO*, *FRZ*, *MD*, *AD* e *HDH*. Tutte le tecnologie riportate sono destinate al trattamento di acqua di mare, con elevati contenuti di sale disciolto. Ad eccezione della nanofiltrazione e della dissalazione tramite congelamento, le quali funzionano ad energia elettrica, le rimanenti soluzioni impiegano energia termica di bassa qualità, come calore di scarto da processo industriali o energia da fonti rinnovabili.

	NF	FO	FRZ	MD	AD	HDH
input	acqua di mare	acqua di mare	acqua di mare	acqua di mare	acqua di mare	acqua di mare
tipo di energia	energia elettrica	energia termica/energia elettrica	energia elettrica	energia termica di bassa qualità	energia termica di bassa qualità	energia termica di bassa qualità
energia specifica (kWh/m^3)	2.5-4.49	3.2-13	7.45-13.78	3-22	1-1.5	39-380
costo ($\\$/m^3$)	1.12-1.8	0.8	0.34-0.93	0.66-5.70	0.2-1.91	2.5-10.6
capacità ($\times 1000m^3/d$)	3120-12422	3.2-13	-	fino a 400	3-79.4	0.084-108

Tabella 1.5 *Principali caratteristiche delle tecnologie di dissalazione emergenti (Subramani & Jacangelo, 2015)*

Purtroppo, l'efficienza energetica di tali processi non è elevata, fenomeno che a sua volta si riflette sulle basse capacità produttive di queste tecnologie alternative, le quali generalmente non si spingono oltre 15 000 m³ di acqua dissalata al giorno. Tuttavia, il principale punto di forza di questi sistemi emergenti è l'origine dell'energia impiegata per rendere possibile il loro funzionamento, ad esempio, nei dispositivi che impiegano calore di scarto da processi industriali è importante

sottolineare come il calore sarebbe andato diversamente perso se non fosse stato utilizzato per questo specifico scopo. Più in generale, si può affermare che da un punto di vista ambientale queste tecnologie non sono impattanti come le tradizionali *MSF* e *MED* alimentate con calore di alta qualità fornito da impianti di produzione di energia. L'inefficienza energetica e uno stato di maturità non ancora compiuto di tali tecnologie implicano dei costi di produzione dell'acqua ancora elevati, dove nel caso della dissalazione tramite processo di umidificazione e successiva deumidificazione si arriva addirittura a 10\$ su m³ di acqua prodotta. Col fine di identificare lo stato di maturità dei sistemi emergenti affrontati, nella tabella 1.6 è stata riportata la data delle prime pubblicazioni riguardanti ciascuna tecnologia. È evidente come siano mediamente più recenti rispetto alle tradizionali soluzioni di dissalazione, si osserva infatti che l'ultima ad essere stata ideata è la dissalazione tramite adsorbimento risalente all'incirca ai primi anni 2000. Oltre che per dissalare l'acqua di mare esse possono essere utilizzate in altri campi, ad esempio la nanofiltrazione viene impiegata all'interno dell'industria alimentare o in alternativa nel trattamento di acque reflue contaminate da composti farmacologicamente attivi. Il processo di congelamento tramite utilizzo di fluidi refrigeranti può invece essere utilizzato come tecnica di concentrazione di soluzioni nell'industria alimentare; in questo caso il prodotto del processo non sarà più la fase cristallizzata e successivamente resa liquida, ma la soluzione concentrata che nel caso della dissalazione corrispondeva alla salamoia.

	NF	FO	FRZ	MD	AD	HDH
vantaggi	-bassa P operativa -elevata ritenzione ioni bivalenti -basso costo di manutenzione	-bassa propensione a incrostarsi -filtrazione avviene spontaneamente -bassa pressione operativa	-non sono richiesti pretrattamenti e manutenzione membrane	-energia termica di bassa qualità -elevata purezza finale dell'acqua	-energia di bassa qualità -costi di manutenzione ridotti - cogenerazione e acqua potabile e potenza di raffreddamento	-adatta per operazioni centralizzate -energia di bassa qualità
svantaggi	-bassa ritenzione di ioni e sali bivalenti	-soluto non deve essere tossico e riciclabile	-grande disponibilità di refrigeranti -possibile contaminazione dell'acqua	-bassa produttività -la membrana non deve bagnarsi	-bassa produttività -tecnologia che richiede molto spazio	-bassa efficienza energetica -bassa produttività

stato di maturità e data prima pubblicazioni	in fase di sviluppo l'unità a due stadi (~1995)	in fase di sviluppo, alcune applicazioni specifiche (~1976)	in fase di sviluppo (~1970)	in fase di sviluppo (~1983)	in fase di sviluppo iniziale (~2004)	in fase di sviluppo (~1968)
ulteriori applicazioni	-trattamento composti farmaceuticamente attivi -industria alimentare	-trattamento acque reflue	-processi di concentrazione e nell'industria alimentare	- trattamento acque reflue	-	-

Tabella 1.6 Vantaggi e svantaggi delle tecnologie di dissalazione emergenti

1.7.3 Dissalazione tramite osmosi inversa

La dissalazione ad osmosi inversa è di gran lunga il tipo di processo di dissalazione a membrana più diffuso che ci sia. Tra gli impianti di dissalazione esistenti, indipendentemente dal fatto che impieghino una membrana o energia termica, quelli funzionanti ad osmosi inversa sono più del 60% (Khoiruddin & Wenten, 2016). I motivi che stanno alla base di questi numeri sono molteplici: la sua efficienza energetica, soprattutto rispetto a tecnologie di distillazione tradizionali come la *MED* e *MSF*, il suo basso costo, le sue elevate performance di separazione, la sua capacità di garantire un livello di operatività stabile e la struttura modulare che la caratterizza. Inoltre, essendo una tecnologia alimentabile ad energia elettrica essa risulta essere facilmente accoppiabile con fonti di alimentazione rinnovabili quali fotovoltaico ed eolico. Un impianto di dissalazione ad osmosi inversa è formato da varie unità di processo, prima tra tutte il sistema di intake. La sezione di intake permette di prelevare l'acqua dal mare, o nel caso di acqua salmastra da pozzo o foce del fiume, essa è di fondamentale importanza in quanto in questa fase si definisce la quantità e la qualità dell'acqua prelevata. La qualità dell'acqua in entrata influisce sulle condizioni operative del processo di osmosi inversa e ancor prima di esso sui pretrattamenti richiesti. Concentrandosi sulla dissalazione di acqua di mare, i sistemi di intake possono essere diretti o indiretti; quelli diretti prevedono il prelievo dell'acqua direttamente dal mare mentre quelli indiretti ricavano l'acqua da acquiferi costieri tramite l'impiego di pozzi verticali. Prima di giungere all'unità di osmosi inversa l'acqua prelevata dalla sezione di intake deve essere pretrattata, essendo le membrane ad osmosi inversa suscettibili ai fenomeni di *fouling* e *scaling*. Questi fenomeni implicano la riduzione di parametri operativi come il fattore di recupero, assieme ad un aumento della pressione operativa richiesta e ad una diminuzione della vita utile delle membrane utilizzate, risulta allora chiaro come un adatto pretrattamento sia di fondamentale importanza per un corretto ed efficiente funzionamento di un impianto di dissalazione. Tra le principali e maggiormente diffuse tecniche di pretrattamento si colloca la filtrazione a letto di sabbia, resa possibile dall'impiego di un dispositivo filtrante multistrato contenente al suo interno diversi layer tra cui: sabbia, antracite e ghiaia. La funzione di questa iniziale fase di pretrattamento è l'applicazione di una prima filtrazione

grossolana, adibita ad una robusta rimozione dei solidi sospesi nell'acqua di alimentazione. A questo punto, con lo scopo di evitare la crescita di materia biologica all'interno dell'impianto è spesso aggiunto ipoclorito di sodio (NaClO), mentre per far precipitare le sostanze colloidali presenti all'interno dell'acqua prelevata vengono solitamente previste dei processi di coagulazione e flocculazione. Successivamente, è prevista un'ulteriore fase di filtrazione a cartuccia, in grado di tutelare il funzionamento delle membrane poste nell'unità ad osmosi inversa grazie alla rimozione di solidi di dimensioni solitamente inferiori a $5\mu\text{m}$. Componenti essenziali per il trasporto dell'acqua dalla fase di prelievo, attraverso i vari stadi di filtrazione per poi giungere all'unità di osmosi inversa sono le pompe di mandata, solitamente del tipo centrifughe e poste in parallelo tra loro. Invece, per pressurizzare l'acqua filtrata giunta all'unità di osmosi ad alte pressioni, in modo da innescare il processo di dissalazione ad osmosi inversa e rendere possibile la separazione di acqua e sale, vengono spesso impiegate grandi pompe volumetriche con notevoli prestazioni. Il processo di osmosi inversa è permesso dall'utilizzo di apposite membrane semipermeabili in materiale polimerico, le quali hanno la capacità di essere selettive nei confronti del sale disciolto garantendo allo stesso tempo il passaggio dell'acqua da un compartimento all'altro del dispositivo, fornendo quindi come output un flusso di acqua dissalata. Come prodotto di scarto dal processo di dissalazione si ottiene una soluzione concentrata in sale, definiti anche salamoia, avente solitamente valori di sale disciolto che possono superare i 55mg/L . La principale opzione di trattamento del concentrato salino di scarto del processo è lo scarico a mare tramite lunghe condotte in zone lontane dalla costa. Tra i differenti metodi di scarico del concentrato i principali sono (Giorgetti & Cappella, 2012-2013):

- scarico a mare tramite lunghe condotte lontane dalla costa
- smaltimento fognario
- pozzi di iniezione profondi
- stagni di evaporazione o impianti di produzione del sale

Tra le varie opzioni, la più semplice e meno costosa è la prima dell'elenco, tuttavia essa è particolarmente problematica dal punto di vista ambientale, essendo lo scarico di salamoia in un punto concentrato del mare un'attività dannosa per l'ecosistema marino presente nella zona circostante. Per far fronte al problema si ricorre all'utilizzo di un sistema di diffusori, che fondamentalmente è un tubo con molti piccoli fori che distribuisce lo scarico su un'area più ampia comportando un miglioramento della dispersione salina. Un'altra soluzione possibile è lo smaltimento fognario, metodologia preferita nel caso in cui la portata e il contenuto di sale disciolto non sono particolarmente elevati. Una terza alternativa consiste nello smaltimento dello scarico di salamoia all'interno di appositi profondi pozzi di iniezione, separati e isolati dagli acquiferi circostanti. Il fenomeno fisico che sta alla base del funzionamento della dissalazione ad osmosi inversa è il principio dell'osmosi: esso consiste nel passaggio naturale di molecole d'acqua da una soluzione a bassa concentrazione di soluto (bassa pressione osmotica) ad una soluzione ad alta concentrazione di soluto (alta pressione osmotica), il tutto avviene attraverso una membrana

semipermeabile che non permette il passaggio del soluto. Il fenomeno avviene fino a quando la pressione osmotica ai due lati della membrana raggiunge lo stesso valore. La direzione del flusso delle molecole d'acqua può essere fermato o invertito tramite l'applicazione di una pressione esterna sulla soluzione ad alta concentrazione, nello specifico, il fenomeno dell'osmosi inversa ha luogo quando la differenza di pressione applicata artificialmente è maggiore della differenza di pressione osmotica attraverso la membrana e conseguentemente le molecole d'acqua si spostano verso la soluzione meno concentrata (Qasima, Badrelzamana, Noora , Darwish, & Hilal, 2019).

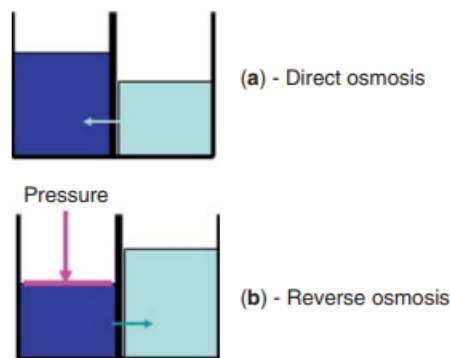


Figura 1.18 Raffigurazione del principio di osmosi inversa (Kucera, 2014)

Nel caso in cui la soluzione considerata sia diluita, la pressione osmotica π (atm) può essere calcolata utilizzando l'equazione di Van't Hoff (Yokozeki, 2006):

$$\pi = CRT \quad (1.1)$$

Dove C è la concentrazione molare del soluto non permeabile attraverso la membrana (mol/L), R è la costante universale dei gas (L atm/mol K) mentre T è la temperatura della soluzione (K).

Se la soluzione è acqua salata di mare la seguente equazione può essere impiegata per il calcolo della pressione osmotica (Qasima, Badrelzamana, Noora , Darwish, & Hilal, 2019):

$$\pi = 1.12T\sum m_i \quad (1.2)$$

dove T è la temperatura della soluzione (K), m_i è la molarità (mol/L) di ciascuna specie disciolta mentre π è la pressione osmotica (psia) (Qasima, Badrelzamana, Noora , Darwish, & Hilal, 2019). In un impianto di osmosi inversa, funzionante in continuo, sono presenti due flussi principali; un flusso di acqua permeata in uscita dall'unità di osmosi inversa, separata dal sale in essa contenuta, e quindi con una bassissima concentrazione di sale disciolto (200-500ppm), e un flusso di acqua concentrata in sale chiamata salamoia, contenente i solidi disciolti respinti dalla membrana

semipermeabile. La conversione percentuale o *recovery* di un impianto ad osmosi inversa è definito nel seguente modo:

$$R = \frac{Q_{perm}}{Q_{al}} \times 100\% \quad (1.3)$$

dove Q_{perm} è la portata di acqua dissalata in uscita mentre Q_{al} è la portata di acqua in alimentazione, ossia quel flusso di acqua prelevata dall'esterno dell'impianto e spedito poi nell'unità di osmosi inversa contenente la membrana. Secondo quanto riportato dal sito della Lenntech i range tipici dei valori di *recovery* sono 65-80% nel caso di acqua di alimentazione salmastra e 35-45% per acqua di mare con elevato contenuto di sale disciolto (Lenntech, 2023). L'esistenza di questi range è dovuta alla dipendenza della conversione percentuale da parametri che possono variare e che dipendono dal caso specifico considerato, ad esempio; le caratteristiche dell'acqua di alimentazione, tra cui la sua salinità e il contenuto di solidi sospesi. È inoltre importante sottolineare come la scelta della percentuale di *recovery* del processo sia di fondamentale importanza per quel che riguarda la salinità dell'acqua in uscita, sia nel flusso di permeato che della salamoia. Infatti, andando a spostare R verso valori più alti si osserva una maggiore concentrazione di sale in Q_{perm} e una conseguente minore salinità della salamoia in uscita Q_{sal} .

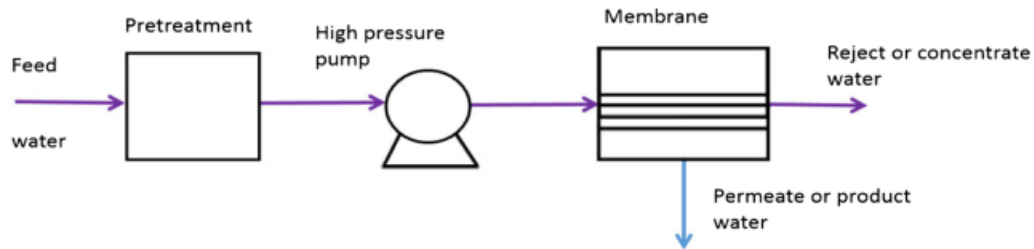


Figura 1.19 Diagramma di flusso di un tipico processo ad osmosi inversa (C.Darre & Toor, 2018)

Una prima suddivisione del processo può essere compiuta a seconda delle caratteristiche dell'acqua di alimentazione; infatti, il valore del parametro operativo R è strettamente dipendente dalla concentrazione di sale nell'acqua prelevata. Per tale motivo la dissalazione ad osmosi inversa viene a sua volta suddivisa in due categorie:

- dissalazione di acqua salmastra tramite osmosi inversa (*BWRO*)
- dissalazione di acqua di mare tramite osmosi inversa (*SWRO*)

In riferimento a questa caratteristica, anche il gradiente di pressione applicato all'acqua per costringerla a passare attraverso la membrana semipermeabile varia. Nel caso di un'alimentazione di acqua salmastra il gradiente osmotico avrà un valore più basso rispetto al caso di acqua di mare, essendo minore la concentrazione di sali disciolti, e automaticamente la pressione da applicare sarà minore. A conferma di quanto detto si osserva che tipici range della pressione di esercizio sono: 15-25 bar per acqua salmastra e 50-75bar per acqua di mare, dove la pressione applicata supera in maniera significativa il valore della pressione osmotica a causa della resistenza esercitata dalla membrana. Un'ulteriore caratteristica di notevole importanza per la quantificazione delle performance della membrana è la ritenzione del sale, essa si riferisce alla percentuale di sale trattenuta dalla membrana durante il passaggio dell'acqua attraverso il suo spessore. Il valore apparente della ritenzione percentuale di sale SR viene definito in tal modo:

$$SR = \left(1 - \frac{C_{perm}}{C_{al}}\right) \times 100\% \quad (1.4)$$

All'interno della quale C_p rappresenta la concentrazione di sale nel flusso del permeato (mg/L) mentre C_f è la concentrazione nella soluzione in alimentazione (mg/L). Dalla ritenzione percentuale si può facilmente ricavare matematicamente la percentuale di sale permeato attraverso la membrana:

$$SP = 100 - SR \quad (1.5)$$

Solitamente il valore di SR dipende dalle caratteristiche della membrana utilizzata, più nello specifico dalla tipologia di materiale impiegato e dalle proprietà superficiali della membrana, come la sua bagnabilità. Attualmente non è ancora ben chiaro come avvenga il meccanismo di separazione dell'acqua dal sale; tuttavia, il pensiero scientifico suggerisce due possibili modelli di trasporto dell'acqua: tramite porosità o diffusione. Nel modello che spiega il fenomeno attraverso la porosità si pensa che il passaggio dell'acqua possa avvenire attraverso i pori fisici presenti nella membrana, adottando il principio della diffusione si pone invece l'origine del trasporto d'acqua nel processo di diffusione da un sito di legame all'altro all'interno della membrana (Kucera, 2014). Entrambi questi modelli fanno parte di un insieme di classificazione definito meccanicistico, il quale assume un determinato meccanismo di trasporto e relaziona le performance della membrana alla proprietà chimico e fisiche sue e del soluto. Un metodo alternativo di definire il meccanismo di trasporto è l'utilizzo di modelli fenomenologici, i quali non considerano il meccanismo di trasporto o la struttura della membrana, ma descrivono le performance della membrana e i vari flussi in gioco in termini di quantità misurabili, come ad esempio la ritenzione del sale e il flusso di acqua permeata (Qasima, Badrelzamana, Noora, Darwish, & Hilal, 2019). Tra i più utilizzati modelli di trasporto fenomenologici si trova il modello Kedem-Katchalsky e Spiegler- Kedem. Secondo il modello di Kedem-Katchalsky, il gradiente di pressione osmotica $\Delta\pi$ (Pa), il gradiente di pressione Δp (Pa) sono i parametri che governano il passaggio del flusso d'acqua e di soluto attraverso la membrana. Essi vengono definiti nel seguente modo:

$$J_w = l_p(\Delta p - \sigma\Delta\pi) \quad (1.6)$$

$$J_s = \omega\Delta\pi + (1 - \sigma)J_w C_{avg} \quad (1.7)$$

dove Δp è il gradiente di pressione tra i due lati della membrana, $\Delta\pi$ è il gradiente osmotico, C_{avg} è la concentrazione media logaritmica del soluto attraverso la membrana (mol/m^3), mentre l_p , ω e σ sono specifici coefficienti fenomenologici. Purtroppo, tale modello ha dei limiti, infatti i coefficienti utilizzati dipendono dalla concentrazione e le relazioni lineari impiegate perdono di validità nel momento in cui la differenza di concentrazione attraverso la membrana è elevata. Per fronteggiare questa limitazione è stato sviluppato il modello di Spiegler-Kedem, il quale definisce i flussi nel seguente modo:

$$J_w = -P_w \left(\frac{dp}{dz} - \sigma \frac{d\pi}{dz} \right) \quad (1.8)$$

$$J_s = -P_s \frac{dC}{dz} + (1 - \sigma)J_w C \quad (1.9)$$

Dove P_w , P_s e σ sono coefficienti del modello e z è la coordinata perpendicolare alla membrana (m). Assumendo flussi e coefficienti costanti, le precedenti equazioni possono essere integrate per ottenere la reale ritenzione del soluto:

$$J_w = \frac{P_w}{\Delta z} (\Delta p - \sigma\Delta\pi) \quad (1.10)$$

$$SR_r = 1 - \frac{C_p}{C_m} = \quad (1.11)$$

$$= \sigma \left[\frac{1 - \exp\left(-\frac{J_w(1-\sigma)\Delta z}{P_s}\right)}{1 - \sigma \exp\left(-\frac{J_w(1-\sigma)\Delta z}{P_s}\right)} \right] \quad (1.12)$$

dove Δz (m) è lo spessore della membrana. Tra i modelli meccanicistici, come precedentemente accennato, le suddivisioni sono due: modelli di trasporto tramite porosità e modelli a diffusione. Tra i modelli a diffusione, uno dei più utilizzati è il modello a diffusione della soluzione (SD). Esso assume che il soluto ed il solvente diffondano indipendentemente all'interno della membrana, la quale viene assunta essere priva di pori. Questo implica che durante tale meccanismo, a causa dei differenti coefficienti di diffusione delle specie diffondenti avrà luogo un processo di separazione (Baker & Wijmans, 1995). Il modello definisce il flusso di acqua permeata come:

$$J_w = A(\Delta p - \Delta\pi) \quad (1.13)$$

dove A è il coefficiente di permeabilità della membrana all'acqua ($L/m^2 h bar$), che può essere a sua volta espresso come:

$$A = \frac{D_w K_w \bar{V}_w}{RT \Delta z} \quad (1.14)$$

all'interno della quale D_w corrisponde alla diffusività dell'acqua nella membrana (m^2/s), K_w è il coefficiente di distribuzione dell'acqua sulla membrana e \bar{V}_w è il volume molare parziale della membrana (m^3/mol). Il flusso del sale è invece definito nel seguente modo:

$$J_s = B(C_m - C_p) \quad (1.15)$$

dove in modo analogo ad A , B è il coefficiente di permeabilità della membrana per il soluto, il quale può essere definito come:

$$B = \frac{D_s K_s}{\Delta z} \quad (1.16)$$

all'interno della quale D_s è la diffusività del sale nella membrana mentre K_s è il coefficiente di distribuzione del soluto sulla membrana. Infine, la reale ritenzione del sale viene è pari a:

$$SR_r = \frac{J_w}{J_w + B} \quad (1.17)$$

Nei modelli di trasporto tramite porosità viene assunto che la membrana contenga pori al suo interno. Tra i modelli di trasporto poroso uno dei più comuni è il modello a flusso preferenziale capillare di assorbimento (PS-CF). Questo modello si fonda sull'ipotesi che la membrana sia dotata di micropori (Chen, Chian, & Ping, 2011). Inoltre, essendo favorito l'assorbimento delle molecole del solvente, esso forma uno strato sulla superficie della membrana e all'interno dei pori, attraverso il quale le molecole d'acqua avanzano sotto l'applicazione di un gradiente di pressione. Differentemente, il soluto viene respinto dalla membrana e per questo motivo non forma alcun strato superficiale (Sirkar & Winston, 1992). Il flusso di acqua può essere espresso come:

$$J_w = A[\Delta p - \{\pi(C_m) - \pi(C_p)\}] \quad (1.18)$$

dove $\pi(C_m)$ è la pressione osmotica sulla superficie della membrana mentre $\pi(C_p)$ è la pressione osmotica dell'acqua permeata.

1.7.4 Membrane per osmosi inversa

L'elemento più importante all'interno di un'unità di dissalazione ad osmosi inversa è la membrana semipermeabile. La membrana rende possibile il processo di separazione del sale dall'acqua, e dalle sue caratteristiche conseguono le principali performance del sistema. Non a caso i principali sviluppi e miglioramenti della tecnologia ad osmosi inversa nel corso degli anni, come

l'efficientamento energetico e la riduzione dei costi associati al processo, sono andati a pari passo con lo sviluppo di membrane costituite da materiali innovativi e da configurazioni più produttive. Le principali proprietà che caratterizzano la membrana sono rappresentate da parametri di tipo funzionale; quali la permeabilità all'acqua e la selettività rispetto ai sali disciolti. Infatti, in una membrana performante il rapporto tra la quantità di acqua permeata e il quantitativo di ioni trasportati attraverso di essa deve essere il più grande possibile. Tuttavia, è di fondamentale importanza considerare le condizioni di applicabilità delle stesse, ossia:

- stabilità meccanica: la membrana dovrebbe presentare resistenza ad alte pressioni e non compattarsi
- stabilità chimica: la membrana dovrebbe tollerare piccole quantità di cloro, frequentemente impiegato nei trattamenti di disinfezione e non deve essere soggetta ad idrolisi
- stabilità biologica: la membrana dovrebbe resistere al fenomeno dell'incrostazione di origine biologica causata dal trasporto e diffusione di materia sospesa/colloidale e da microrganismi

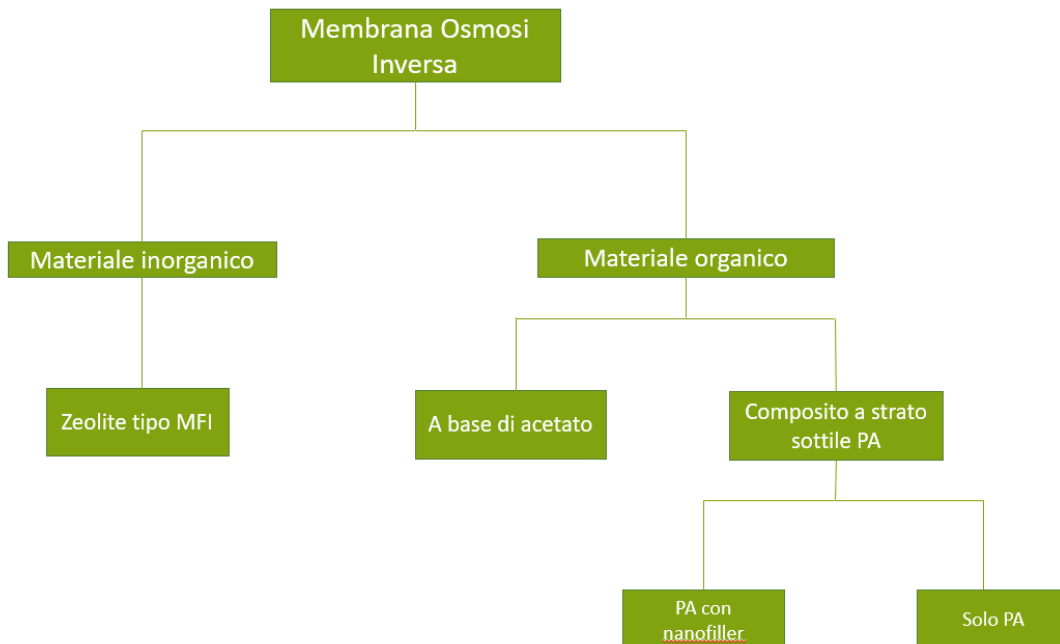


Figura 1.20 *Classificazione delle differenti tipologie di membrane esistenti*

Le membrane per osmosi inversa possono essere costituite da materiale inorganico o materiale organico; tuttavia, solamente le seconde trovano comune riscontro nelle applicazioni industriali. O meglio, le prime non sono impiegate se non in applicazioni particolari come per processi di trattamento di acque contenenti sostanze organiche altamente concentrate, sostanze radioattive, grasso e oli (Zakrzewska-Trznadel, 2013). I principali vantaggi delle membrane in materiale

inorganico sono le loro eccezionali proprietà fisiche e chimiche e la loro riutilizzabilità, esse sono inoltre meno suscettibili al deterioramento causato da microrganismi e batteri, i quali sono la causa principale delle incrostazioni di origine biologica, rendendole adatte a situazioni dove le tradizionali membrane polimeriche non sono applicabili. Le membrane in materiale inorganico solitamente sono costituite da materiali ceramici o a base di carbonio, dove gli ossidi più utilizzati nelle membrane in materiale ceramico sono silice, ossido di alluminio, diossido di titanio e loro miscele, tra i quali le strutture zeolitiche sono le più importanti (Hailemariam, et al., 2020). Le zeoliti sono degli alluminosilicati idrati rappresentati dalla generica formula chimica $Mn^{n+}_{(x/n)}, (AlO^{2-})_x, (SiO_2)_y, (H_2O)_m$. Esse sono dei solidi porosi scoperti per la prima volta nel 1972. All'interno di questa classe la tipologia ZSM-5 è tuttora studiata con attenzione, infatti, grazie all'esistenza di pori distribuiti regolarmente su scala atomica al loro interno, esse sono in grado di accogliere nelle loro strutture gas, liquidi o solidi, con la funzione di intrappolarli o immagazzinarli per un intervallo di tempo limitato (Simonescu, 2018). Tuttavia, queste membrane non sono impiegate nei comuni processi di dissalazione dell'acqua di mare o salmastra, principalmente a causa dei loro bassi valori di permeabilità all'acqua e di ritenzione al sale rispetto alle membrane polimeriche, caratteristiche fondamentali per l'efficienza del processo. Come si osserva dalla tabella 1.7, oltre a presentare basse proprietà funzionali, le membrane in zeolite testate in laboratorio lavoravano inoltre in condizioni di test dove la concentrazione di sale dell'acqua e la pressione applicata erano relativamente basse, collocandosi nel caso della salinità a valori non superiori i 5800mg/L.

Zeolite	Permeabilità all'acqua (L/m²hbar)	Ritenzione sale%
tipo MFI	0.58	98.42
tipo MFI	0.85	98.34
tipo MFI	0.007	76.7
tipo MFI	0.2	97.3

Tabella 1.7 Performance delle membrane in zeolite, condizioni di test pari a: $T=25^{\circ}C$, $P=27.5bar$, 5800 mg/L NaCl (Lim, Goh, Kurihara, & Wang, 2021)

Le membrane in materiale inorganico attualmente non trovano spazio nelle applicazioni industriali per la dissalazione dell'acqua. Differentemente, grazie alla loro maturità tecnologica, le membrane in materiale polimerico sono facilmente maneggiabili a livello pratico, la loro sintesi e fabbricazione non costa molto e soprattutto garantiscono delle migliori performance per quanto riguarda la permeabilità all'acqua e la ritenzione salina. Le membrane in materiale organico si suddividono a loro volta in membrane costituite da polimeri poliammidici aromatici (PA) oppure in acetato di cellulosa (CA). In ordine cronologico, una delle prime scoperte che ha portato alla commercializzazione del processo di dissalazione per osmosi inversa è stata la sintesi delle membrane polimeriche “*integrally skinned*”, la cui struttura è formata da un denso strato sottile

superficiale di circa 200nm su uno spesso supporto poroso (Qasima, Badrelzamana, Noora , Darwish, & Hilal, 2019). Uno tra i primi materiali ad essere impiegato in tale struttura fu il diacetato di cellulosa, seguito poi dal triacetato di cellulosa e da loro miscele al fine di ottimizzare le caratteristiche della membrana. Le membrane in acetato di cellulosa, grazie alla loro superficie particolarmente liscia e alla loro carica superficiale neutra non sono particolarmente soggette alla tendenza ad incrostarsi, inoltre, possono essere trovate a prezzi non troppo alti nel mercato e non sono particolarmente vulnerabili all'attacco del cloro, spesso utilizzato nei trattamenti di disinfezione dell'acqua ad uso potabile (El-Saied , Basta , & Barsoum , 2003). Nonostante ciò, le membrane in acetato di cellulosa possono operare in un range di pH ristretto, che va dal 4 al 6, al di fuori di questo intervallo avviene la reazione di idrolisi del gruppo acetato la quale porta a diminuzione la vita utile della membrana. Inoltre, la loro resistenza agli attacchi microbici è bassa e non sono tolleranti all'aumento di temperatura oltre i 30°C (Younas & Rezakazemi, 2015).

Tipologia membrana	Permeabilità all'acqua (L/m^2hbar)	Ritenzione sale%
acetato di cellulosa	0.22	97.5
acetato di cellulosa	0.56	90.0
acetato di cellulosa	0.21	96.5
triacetato di cellulosa	0.38	97.3

Tabella 1.8 Performance delle membrane in acetato di cellulosa, condizioni di test pari a: $T=25^{\circ}C$, $P=20bar$, $5000mg/L NaCl$ (Liu , Hu , Zhang, & Ma, 2019)

Delle prime membrane “*integrally skinned*” in poliammidi aromatiche (*PA*) invece che in acetato di cellulosa (*CA*) furono sintetizzate e commercializzate per la prima volta dalla Du Pont, esibendo buoni valori di ritenzione dei sali, durabilità e stabilità chimica e meccanica. Tuttavia, una vera e propria svolta all'interno del processo di evoluzione delle membrane utilizzate nel processo di dissalazione tramite osmosi inversa è avvenuta quando Cadotte e Petersen sintetizzarono la prima membrana composita a strato sottile (*TFC*). Le membrane composite a strato sottile vengono applicate industrialmente e attualmente dominano il mercato delle membrane per dissalazione ad osmosi, esse sono costituite nel seguente modo:

- strato selettivo superficiale in poliammide solitamente di uno spessore pari a 200nm
- strato di supporto poroso in polisolfone di spessore pari a 50um
- strato strutturale in poliestere di spessore pari a 120um

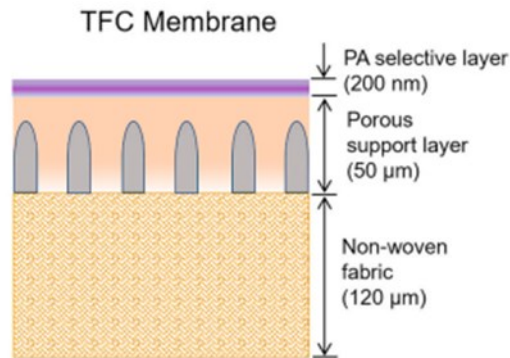


Figura 1.21 Sezione di profilo dei differenti strati della membrana TFC (Lim, Goh, Kurihara, & Wang, 2021)

Sulla superficie di questa membrana è presente un sottile strato in poliammide che funge da barriera selettiva per la separazione degli ioni al passaggio del flusso dell'acqua, il quale viene formato tramite una reazione di polimerizzazione per policondensazione del monomero metafenilendiammina (*MPD*) contenente due gruppi amminici e del cloruro di trimesoile (*TMC*) contenente gruppi funzionali di cloruro di acido carbossilico (Li & Wang, 2010). La principale funzione dello strato di supporto microporoso è quella di fornire stabilità meccanica alla struttura garantendo allo stesso tempo elevati flussi d'acqua. Questa membrana è sintetizzata tramite due fasi di fabbricazione, una prima sintesi del supporto strutturale e microporoso e la deposizione dello strato sottile selettivo sul supporto. Lo strato superficiale è sintetizzato attraverso la tecnica della polimerizzazione interfacciale (*IP*), durante la quale, in un ambiente ad elevate temperature, una reazione di polimerizzazione avviene all'interfaccia tra due monomeri tra loro immiscibili. La polimerizzazione interfacciale comincia con il processo di saturazione dello strato di supporto polimerico in una soluzione acquosa di m-fenilendiammina (*MPD*), seguita poi dall'aggiunta di una soluzione organica di cloruro di trimesoile (*TMC*). Non appena avviene la formazione di uno strato all'interfaccia tra i due monomeri, i solventi impiegati presenti da entrambi i lati non hanno più la possibilità di attraversare il film appena formatosi e automaticamente (Al-Abri, et al., 2019) e la reazione di polimerizzazione si arresta, concludendo il processo con la formazione di uno strato sottile di spessore attorno ai 200nm (Hailemariam, et al., 2020). La coppia di monomeri impiegata affinché avvenga la reazione di polimerizzazione interfacciale può variare. Nonostante la combinazione più comune sia quella precedentemente riportata, esistono diverse metodologie di sintesi riportate in letteratura che sfruttano combinazioni quali: ciclodestrina ed etilendiammina, piperazina e 2,4,6-triclorosulfonilfenolo e altre coppie di monomeri il cui abbinamento influisce sulle proprietà finali dello strato superficiale. Più nel dettaglio, oltre che la tipologia e la concentrazione dei solventi impiegati, anche la temperatura a cui avviene la polimerizzazione determinano le proprietà finali della membrana, rispecchiandosi sulla permeabilità all'acqua e sulla selettività della membrana al passaggio dei sali. Le membrane *TFC* sono caratterizzate da buone proprietà meccaniche ed eccellenti performance per quel che riguarda la permeabilità all'acqua e la selettività nei confronti dei sali, grazie al loro spessore sottile ma denso e altamente reticolato. Differentemente dalle membrane in acetato di cellulosa esse operano all'interno di larghi range di

pH e di temperatura, non essendo vulnerabili al fenomeno dell'idrolisi, inoltre, resistono all'applicazione di elevate pressioni e agli attacchi microbici. Il principale merito delle membrane *TFC* è stato quello di rendere applicabile il processo di dissalazione ad osmosi inversa su larga scala, migliorando parallelamente in termini economici la fattibilità del processo. Purtroppo, uno dei principali problemi delle membrane *TFC* oltre alla tendenza ad incrostarsi è la loro vulnerabilità al cloro, il quale viene frequentemente utilizzato negli impianti di dissalazione dell'acqua come processo di disinfezione. In seguito al processo di clorazione si osservano infatti dei cambiamenti strutturali dello strato superficiale in poliammide della membrana, il quale subisce una diminuzione della densità di reticolazione con una conseguente riduzione della sua tendenza a bloccare il passaggio dei sali disciolti (Al-Abri, et al., 2019). In tabella x sono riportate le performance dei principali modelli di membrana *TFC* realizzate dai più grandi produttori di apparecchiature e dispositivi per dissalazione ad osmosi inversa, quali DuPont Filmtec, Hydranautics, Toray industries, KOCH e GE Osmonics. È possibile osservare valori di permeabilità e di ritenzione percentuale del sale nettamente superiori sia rispetto a quelli presentati dalle membrane in materiale inorganico sia rispetto alle membrane in acetato di cellulosa, per lo più in condizioni di test molto più dure, andando a giustificare la loro supremazia all'interno del mercato.

Azienda produttrice	Modello	Permeabilità all'acqua (L/m² hbar)	Ritenzione sale%
DuPont Filmtec	SW30XLE	1.28	99.8
Hydranautics	SWC6-LD	1.77	99.8
Toray industries	TSW-LE	1.68	99.8
KOCH	8040-SW	1.05	99.7
GE Osmonics	AE-440	1.28	99.8

Tabella 1.9 Performance delle principali membrane *TFC* in commercio, condizioni di test: $T=25^{\circ}\text{C}$, $P=55\text{bar}$, $32000\text{-}35000\text{ mg/L NaCl}$ (Lim, Goh, Kurihara, & Wang, 2021)

A livello di configurazione, il tipo di membrana più comune attualmente è la membrana avvolta a spirale, che ha una migliore permeabilità e una costruzione più semplice, che è anche una manifestazione di convenienza economica. La configurazione a spirale avvolta prevede due membrane separate da uno strato poroso per il drenaggio del permeato, che scorre poi attraverso appositi tubi forati. Una lastra piana costruita in questo modo è chiamata lamina. La piastra è avvolta elicoidalmente attorno al tubo centrale per l'erogazione del permeato. Prima che il foglio venga arrotolato, sul foglio viene posta una rete distanziatrice: costituirà così il canale di flusso per il flusso di alimentazione o concentrato. È possibile osservare la configurazione in figura 1.22.

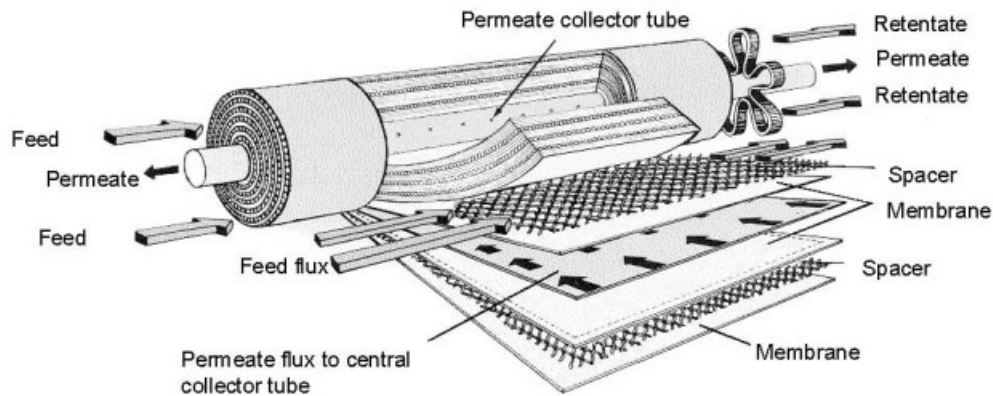


Figura 1.22 Membrana TFC con configurazione avvolta a spirale

Nonostante le ottime proprietà funzionali delle membrane *TFC*, l'impegno delle membrane polimeriche come tecnologia di dissalazione dell'acqua è caratterizzato da alcuni elementi critici. Primo tra tutti il fenomeno di *trade-off* tra la permeabilità all'acqua e la ritenzione del sale, seguito poi dalla suscettibilità di queste membrane al fenomeno del *fouling* e dello *scaling* e dalla vulnerabilità dello strato superficiale ad un'eventuale presenza di cloro nell'acqua. Queste criticità hanno indirizzato l'attenzione dei ricercatori sul processo di miglioramento delle prestazioni delle membrane attraverso varie strategie di modifica delle stesse, in modo da contrastare il loro caratteristico fenomeno di *trade-off* e ottenere un contemporaneo aumento della permeabilità e della selettività. Inoltre, notevoli sforzi vengono al momento posti nello sviluppo di membrane in poliammide *TFC* con proprietà di resistenza al cloro e minore tendenza al fenomeno di *scaling* e *fouling*, si può pertanto concludere che la sintesi di membrane in materiale polimerico per osmosi inversa ad alte prestazioni è diventata uno dei temi di ricerca più importanti nell'ambito di studio della dissalazione. Studi recenti hanno mostrato come l'impiego di nanomateriali innovativi per la sintesi delle membrane per la dissalazione possa aumentare ulteriormente la loro permeabilità all'acqua, sorpassando in alcuni casi le performance delle attuali membrane presenti in commercio. Negli ultimi anni sono state sviluppate membrane nanocomposite a film sottile per applicazioni di dissalazione ad osmosi inversa che incorporano nanoparticelle di vario tipo, tra cui: metallo puro, ossido di metallo e zeolite molecolare (Lind, Suk, Nguyen, & V.Hoek, 2010). Tuttavia, oltre ad incrementare la permeabilità all'acqua della membrana, affinché il problema del *trade-off* venga superato, è necessario migliorare pure la selettività rispetto al sale. Inoltre, ulteriori miglioramenti dovrebbero essere fatti sulla resistenza al cloro e la resistenza al fenomeno del *fouling*. Per impiego di nanomateriali si intende generalmente il processo di aggiunta e diffusione all'interno dello strato sottile superficiale in poliammide di nanoparticelle di dimensione $<1000\text{nm}$, il quale viene realizzato durante la fase di reazione di polimerizzazione interfacciale. L'aggiunta di particelle di piccole dimensioni è preferita, in quanto maggiore è l'area superficiale da loro esposta, maggiore sarà la solubilità all'interno della soluzione, sfavorendo inoltre la formazione di difetti nello strato in poliammide durante la fase di fabbricazione. Un'eventuale formazione di difetti all'interno dello

strato sottile, a causa di agglomerazioni delle nanoparticelle inserite, ha l'effetto di aumentare il flusso di acqua attraverso la membrana ma allo stesso tempo di diminuire la selettività nei confronti dei sali disciolti. Tra i numerosi filler testati per essere inseriti nello strato in poliammide i composti di zeolite sono quelli che hanno ricevuto maggiore attenzione. Le zeoliti sono una classe di minerali alluminosilicati con una microstruttura caratterizzata da pori di dimensioni che vanno dall'incirca 0.3 a 0.8nm, intervallo che comprende al suo interno il diametro dello ione Na^+ (0.72nm). Le dimensioni delle molecole d'acqua (0.27nm) comporta un fenomeno di esclusione dimensionale dove le zeoliti dovrebbero consentire il passaggio preferenziale delle molecole d'acqua rispetto agli ioni salini sfavorendo quindi il fenomeno negativo del *trade off* precedentemente citato. Dalla tabella 1.10 si nota come l'aggiunta di nanofiller all'interno della membrana permetta di raggiungere valori di permeabilità maggiori rispetto quelli osservati nelle tradizionali membrane in commercio, purtroppo si osserva contemporaneamente una diminuzione della selettività della membrana, probabilmente dovuta alla presenza di difetti all'interno della struttura causati dall'aggiunta delle nanoparticelle. Come nelle condizioni di test impostate per la quantificazione delle performance delle membrane *TFC*, anche durante la valutazione delle proprietà delle membrane *TFN* sono stati utilizzati valori di salinità tipici dell'acqua di mare e pressioni tra 50-55bar.

Classe filler	Filler	Permeabilità all'acqua (L/m^2hbar)	Ritenzione sale%
zeolite	nanoparticelle in zeolite	1.41	99.4
a base di carbonio	nanotubi in carbonio	3.16	90
a base di carbonio	ossido di grafene	1.51	98.8
MOF	nanoparticelle UIO 66	2.06	99.3

Tabella 1.10 Performance delle membrane *TFN* con nanofiller in zeolite, condizioni di test: $T=25^{\circ}C$, $P=55bar$, 32000-35000 mg/L NaCl (Zhao, et al., 2020)

Materiali e metodi

2.1 Life Cycle Thinking

L'espressione *Life Cycle Thinking (LCT)* può essere tradotto in italiano come “concetto del ciclo di vita”, si riferisce ad un approccio di studio che considera una visione olistica del prodotto, un processo o un servizio prendendo in considerazione il suo intero ciclo di vita, ossia la fase di acquisizione delle materie prime, progettazione, produzione, distribuzione, utilizzo e trattamento di fine vita. Il principale vantaggio di questo approccio è che esso evita lo spostamento di un potenziale impatto da una fase di vita all'altra all'interno del ciclo di vita del prodotto. Tale metodologia di studio permette al consumatore finale, al fornitore di servizi e ai produttori di intraprendere scelte che tengano conto dell'impatto ambientale nel lungo termine, guardando ai prodotti con un approccio che va dalla “culla” alla “tomba”. La metodologia *LCT* non solo permette di migliorare le performance ambientali di un prodotto, ma permette di identificare soluzioni in grado di migliorare le prestazioni e l'efficienza di un intero sistema, includendo al suo interno le performance di tutti gli attori della catena di fornitura. La sua funzione è inoltre estremamente importante per raggiungere una buona consapevolezza ambientale inerente il proprio sistema, la quale nel presente gioca un ruolo fondamentale sotto tutti gli aspetti e permette di efficientare al meglio la fase di comunicazione ambientale nei confronti del consumatore finale.

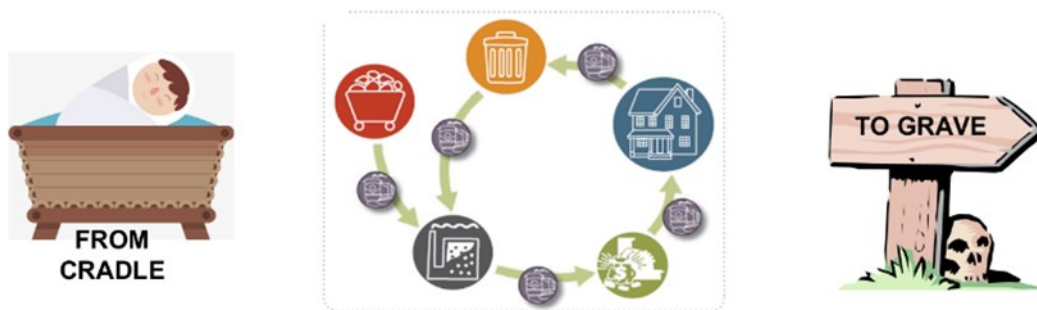


Figura 2.1 Raffigurazione delle fasi del ciclo di vita di un prodotto

Questa tipologia di approccio sta alla base di strumenti quali il *Life cycle assessment*, il *Life Cycle Costing* e il *Social Life Cycle Assessment*, la cui funzione è quella di supportare i processi di decisione legati allo sviluppo di un prodotto a tutti i livelli, in tutti i settori. Più nel dettaglio, l'*LCA* permette di individuare e stimare i potenziali impatti ambientali associati al ciclo di vita di un bene, l'*LCC* invece è una metodologia di quantificazione di tutti i costi di un sistema in un ciclo di vita temporale attentamente definito. Infine, il *SLCA* è un approccio metodologico in grado di valutare

gli aspetti sociali e socioeconomici dei prodotti e i loro potenziali impatti positivi o negativi lungo il loro ciclo di vita (Mazzi, 2020).

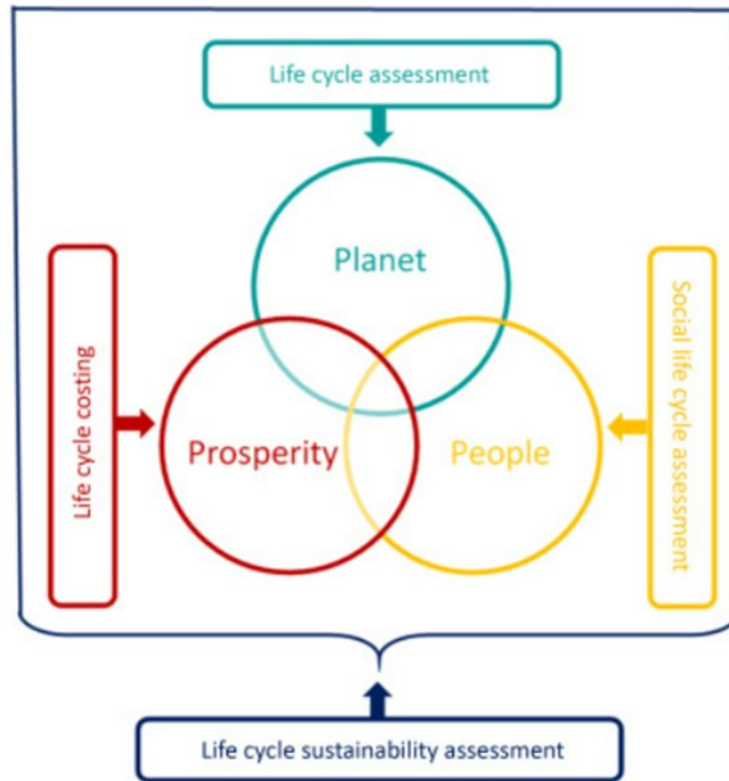


Figura 2.2 Sfere d'azione delle metodologie LCA, LCC e SLCA (Mazzi, 2020)

Si osserva quindi come l'insieme di questi tre strumenti va ad agire principalmente su tre target: il pianeta e la sua tutela, il benessere sociale degli individui e la loro prosperità. L'approccio LCT sta diventando col passare degli anni uno strumento sempre più utilizzato e richiesto. Dal 1999 a oggi, più di 20 metodologie di valutazione dell'impatto del ciclo di vita sono state pubblicate in tutto il mondo da diverse organizzazioni (Mazzi, 2020). Grazie al consolidamento metodologico, l'approccio al ciclo di vita ha avuto una grande e rapida diffusione, aumentando la gamma di prodotti e sistemi analizzati sia dalle industrie che dai governi. L'interesse per gli studi sul ciclo di vita è aumentato a causa della crescente consapevolezza pubblica delle questioni ambientali e della diffusa accettazione dello sviluppo sostenibile.

2.2 Life Cycle Assessment

La metodologia *Life Cycle Assessment* (LCA) è una tecnica in grado di individuare e stimare i potenziali impatti ambientali associati al ciclo vita di un bene (prodotto o servizio), partendo dall'acquisizione delle materie prime, considerando la fase di produzione, uso e il trattamento a fine vita.

Uno studio LCA può essere intrapreso per differenti motivi, a seconda dell'obiettivo le motivazioni alla base del compimento dello studio sono molteplici, tra cui:

- riconoscere e identificare le performance ambientali di un prodotto, in particolar modo nelle differenti fasi del suo ciclo vita
- fornire informazioni utili per prendere decisioni strategiche agli organi decisionali nell'industria, in organizzazioni governative e non governative
- selezionare degli indicatori rilevanti relativi alle performance ambientali, includendo tecniche di misurazione
- implementare strategie di marketing finalizzate alla stesura di dichiarazioni ambientali e sistemi di ecolabel

Al giorno d'oggi, la maggiore consapevolezza dell'importanza che assume ogni forma di attività finalizzata alla protezione ambientale e alla sua tutela si rispecchia in un forte interesse nello sviluppare metodi che siano in grado di comprendere e valutare gli impatti, uno di questi è la tecnica LCA. La norma UNI EN ISO 14044, la quale fa riferimento ai principi e al quadro di riferimento della ISO 14040, specifica i requisiti e fornisce linee guida per la valutazione del ciclo vita, essa comprende al suo interno indicazioni su come svolgere ciascuna delle seguenti fasi dello studio (14044:2006+A1:2018, 2018):

- la definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione
- la fase di inventario del ciclo di vita (LCI)
- la fase di valutazione dell'impatto del ciclo di vita (LCIA)
- la fase di interpretazione del ciclo di vita
- la rendicontazione e la revisione critica dell'LCA
- le limitazioni dell'LCA
- le correlazioni tra le fasi dell'LCA
- le condizioni per l'utilizzo delle scelte dei valori e degli elementi facoltativi

Uno studio LCA completo deve contenere la definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione, un'analisi dell'inventario, la valutazione dell'impatto e l'interpretazione dei risultati. Ciascuna fase della procedura è strettamente collegata alle rimanenti, ad esempio, un'iniziale raccolta dati incompleta e inadatta all'obiettivo definito potrebbe comportare notevoli limitazioni nelle fasi successive dello studio, quali la realizzazione dell'inventario del ciclo di vita e la susseguente valutazione dell'impatto ad esso associato. Particolare attenzione durante la realizzazione dello studio va posta nella definizione iniziale dell'unità funzionale, in quanto caratteristica di prestazione del sistema e base sulla quale verrà costruita l'intera procedura di valutazione ambientale. Un'ulteriore fase critica della procedura risiede nella definizione dei confini del sistema analizzato, ossia la scelta di quali processi unitari includere nello studio e il grado di dettaglio con cui tali processi devono essere studiati. Si può concludere che la metodologia LCA è uno studio che prevede una serie di scelte e assunzioni da parte della figura incaricata di compiere l'analisi, questo comporta una certa variabilità nei risultati finali che varia a seconda di come è

stato impostato lo studio. Un requisito essenziale per conferire validità alla valutazione e ai risultati finali è la coerenza delle scelte intraprese con l'obiettivo inizialmente definito.

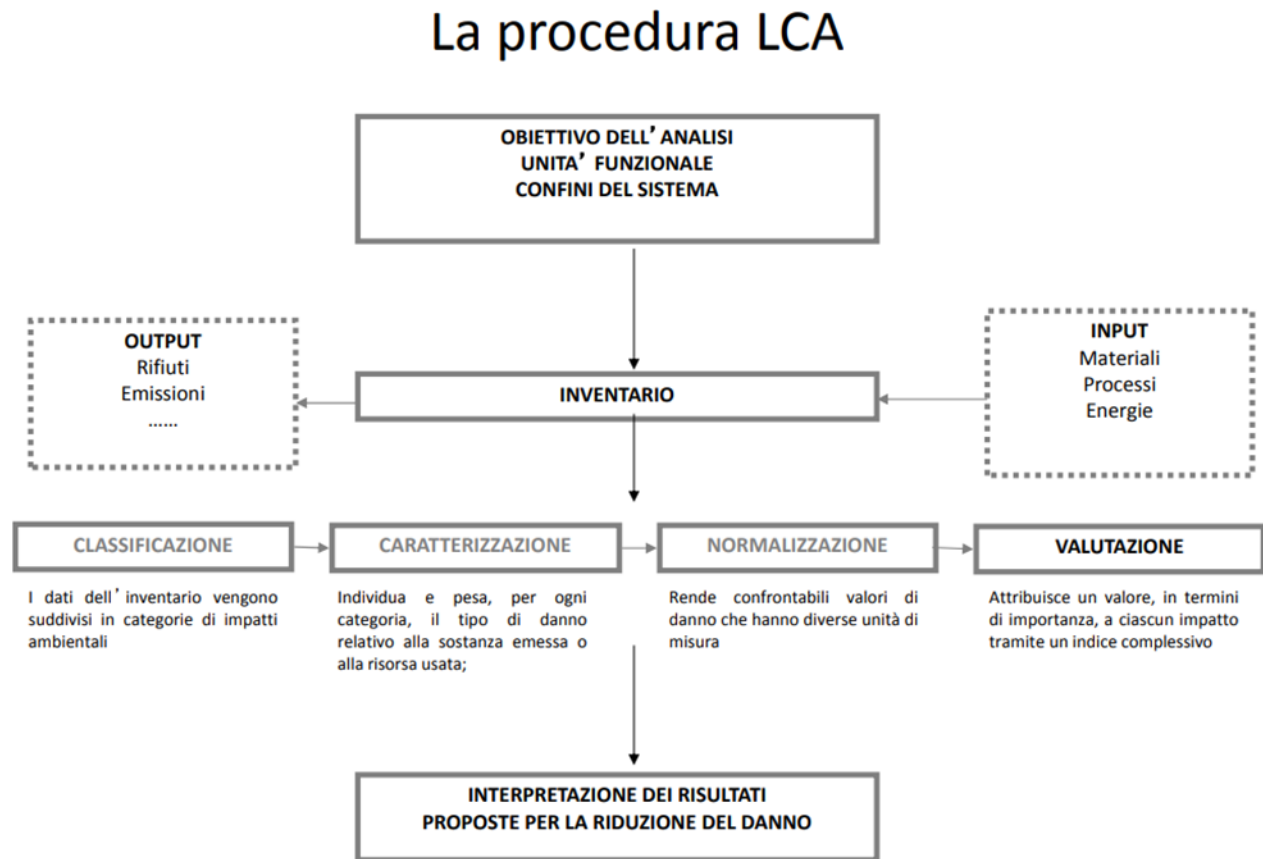


Figura 2.3 Rappresentazione grafica delle operazioni da seguire per realizzare uno studio LCA (Dell'Osso, 2018-2019)

2.2.1 Definizione dell'obiettivo e campo di applicazione

L'obiettivo e l'ambito dello studio devono essere chiaramente definiti e coerenti con l'applicazione prevista. Tuttavia, poiché la natura di un'analisi LCA è di tipo iterativo, la definizione dell'ambito può essere perfezionata durante il suo svolgimento. Nel definire l'obiettivo dell'LCA, le seguenti voci devono essere definite senza ambiguità:

- l'applicazione prevista
- le ragioni per cui lo studio viene condotto
- il pubblico a cui è destinato
- se i risultati sono destinati ad essere utilizzati in asserzioni comparative

Relativamente al campo di applicazione dello studio *LCA*, particolare attenzione va posta nella definizione delle seguenti fasi:

- il sistema del prodotto da studiare
- le caratteristiche del sistema
- l'unità funzionale
- i confini del sistema
- eventuali procedure di allocazione
- la tipologia e la metodologia di valutazione degli impatti
- l'interpretazione dei risultati
- i dati richiesti e la loro qualità
- le assunzioni compiute
- i *value choices* utilizzati e gli elementi opzionali
- le limitazioni dello studio
- la revisione critica

2.2.2 Analisi dell'inventario del ciclo di vita (LCI)

I dati qualitativi e quantitativi da includere nell'inventario devono essere raccolti per ogni unità di processo inclusa nei confini del sistema. I dati raccolti, misurati, calcolati o stimati, vengono quindi utilizzati per quantificare gli input e gli output di un'unità di processo. Questa fase è estremamente delicata in quanto la modellazione del sistema e la quantificazione degli impatti ad esso associati è strettamente legata alle entrate e uscite esplicitate nell'inventario, per questa ragione è di fondamentale importanza preparare una scheda di raccolta dati in grado di raccogliere tutte le informazioni necessarie affinché lo studio copra tutte le unità di processo incluse nel sistema. Solitamente in questa fase vengono identificati i flussi di materie prime utilizzate e di rifiuti prodotti, i flussi energetici e idrici, le emissioni nel suolo, in acqua e in aria associate alle unità processuali trattate. I dati raccolti possono avere origine differente:

- fonte primaria: i dati vengono raccolti direttamente nel luogo in cui avviene il processo
- fonte secondaria: i dati ricavati da letteratura (articoli scientifici, manuali, libri)
- fonte terziaria: i dati sono ottenuti da stime o calcoli, in questo caso deve essere riportato il procedimento

Durante la fase di inventario è inclusa un'elaborazione delle informazioni tale per cui i dati ottenuti vengano innanzitutto relazionati alle unità di processo considerate e successivamente associati all'unità funzionale precedentemente definita. Una volta ordinati e aggregati i dati posseduti è possibile procedere con la fase successiva, senza dimenticare che data la natura iterativa della procedura *LCA*, è sempre possibile modificare i confini del sistema e ripetere il procedimento con le modifiche compiute.

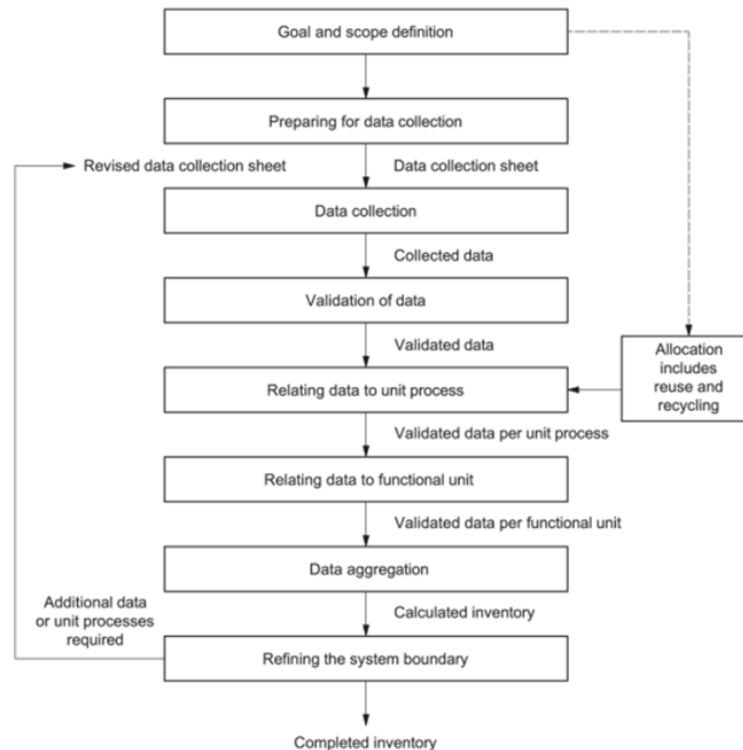


Figura 2.4 Diagramma di flusso della procedura da seguire durante la fase di inventario (14044:2006+A1:2018, 2018)

2.2.3 Valutazione dell'impatto del ciclo di vita (LCIA)

La valutazione dell'impatto del ciclo di vita si differenzia da altre tecniche, come la valutazione della performance ambientale, la valutazione dell'impatto ambientale e la valutazione del rischio, in quanto è un approccio relativo basato su un'unità funzionale definita in una fase iniziale di definizione dell'obiettivo. La fase *LCIA* dello studio deve includere le seguenti voci, obbligatorie:

- selezione delle categorie di impatto, indicatori di categoria e i modelli della caratterizzazione
- assegnazione dei risultati ottenuti dalla fase *LCI* alle categorie di impatto selezionate (classificazione)
- calcolo dei risultati degli indicatori di categoria (caratterizzazione)

La scelta delle categorie di impatto da valutare dipende spesso dal tipo di sistema considerato e più nel dettaglio dai processi al suo interno contenuti, in base ai problemi ambientali su cui verte un determinato processo produttivo è possibile scegliere le categorie d'impatto più adatte al caso studiato. Il modello di caratterizzazione impiegato si basa spesso su letteratura scientifica e include al suo interno fattori di caratterizzazione che possono differire da quelli impiegati all'interno di

approcci differenti. La procedura riportata in figura 2.5 facilita la raccolta, l'assegnazione e la modellazione della caratterizzazione dei risultati *LCI* appropriati. Ciò aiuta anche a evidenziare la validità scientifica e tecnica, le ipotesi, le scelte dei valori e il grado di accuratezza del modello di caratterizzazione.

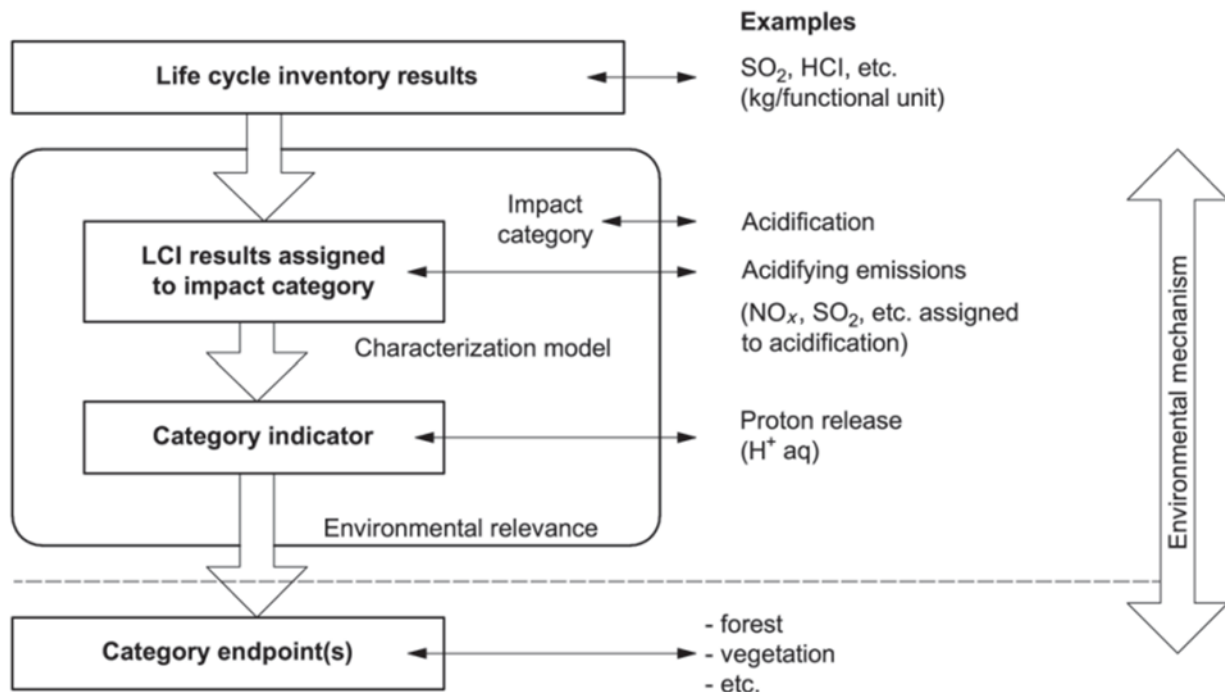


Figura 2.5 Procedura di valutazione del ciclo di vita di un prodotto (14044:2006+A1:2018, 2018)

2.2.4 Elementi opzionali e interpretazione del ciclo di vita

In aggiunta, durante la fase di valutazione del ciclo di vita, possono essere specificate delle informazioni ed elementi opzionali utilizzabili o meno a seconda dell'obiettivo ed ambito dell'LCA. Più in particolare le seguenti voci possono essere trattate:

- normalizzazione: calcolare l'entità dei risultati dell'indicatore di categoria rispetto a un dato di riferimento
- raggruppamento: ordinare e classificare le categorie d'impatto
- pesatura: convertire e aggregare i risultati degli indicatori tra le categorie d'impatto usando fattori numerici basati su dei valori scelti; è consigliato rendere ugualmente disponibili i dati precedenti alla fase di pesatura
- analisi della qualità dei dati: indagare più a fondo l'affidabilità dei risultati degli indicatori

In linea con quanto affermato nelle precedenti fasi, anche l'uso degli elementi opzionali deve essere coerente con quanto dichiarato nell'obiettivo e ambito dell'LCA. L'ultima fase di uno studio LCA consiste nell'interpretazione del ciclo di vita. Avendo a disposizione i risultati dell'analisi

dell'inventario e della valutazione del ciclo di vita è possibile riconoscere le fasi a cui sono associati i maggiori impatti, ossia quelle in cui conviene porre particolare attenzione in un'ottica di miglioramento. Questo è possibile grazie ad una lettura e interpretazione corretta dei risultati degli indicatori di categoria, in accordo con l'obiettivo e l'ambito dello studio. Durante la fase di interpretazione sono inoltre previste una serie di verifiche volte a testare l'adeguatezza e l'affidabilità dei dati e della procedura utilizzata, chiamate:

- analisi dell'incertezza (corrisponde alla verifica della sensitività): valuta l'incertezza dei dati utilizzati nel modello del ciclo di vita e la rappresentatività del modello stesso
- analisi di sensitività: esamina come una variazione dei dati e delle assunzioni prese si riflette nei risultati della fase LCIA
- analisi dei contributi: permette di comprendere quali unità di processo giocano un ruolo importante nei risultati
- verifica di completezza: verifica che tutti i dati necessari per una corretta e completa interpretazione siano disponibili
- verifica di coerenza: indaga sulla coerenza logica tra le scelte compiute e l'obiettivo e ambito definito

Una volta localizzati all'interno del sistema considerato i punti cruciali e compiuti gli appositi test di verifica risulta possibile trarre delle conclusioni, seguite a loro volta da raccomandazioni volte a migliorare le performance ambientali del sistema.

2.3 Obiettivo, campo di applicazione e aspettative dello studio

Questo studio è pensato per valutare l'adeguatezza della tecnologia di dissalazione ad osmosi inversa come fonte non convenzionale di acqua potabile per combattere il problema della scarsità idrica, non solo da un punto di vista di fattibilità tecnologica, essendo la tecnologia in gioco ormai matura e applicata industrialmente da almeno tre decenni, ma anzitutto ambientale. L'aspetto innovativo del progetto risiede infatti nella fonte energetica impiegata per ricavare l'energia elettrica richiesta durante la fase operativa dell'impianto. L'idea alla base dello studio sta nella centralità del contributo associato al consumo di energia elettrica dell'impianto sull'impatto ambientale dell'intero processo di dissalazione. Partendo da questo presupposto iniziale, confermato da diversi risultati pubblicati in letteratura, è stata compiuta un'indagine volta a comprendere la variazione dell'impatto ambientale associato alla tecnologia di dissalazione ad osmosi inversa in seguito alla variazione della fonte energetica impiegata, passando dall'impiego di energia elettrica da rete nazionale, e quindi derivante in gran parte da combustibili fossili, a fonti di energia rinnovabili, come energia solare. Tra i risultati attesi ci si aspetta una variazione significativa delle emissioni di gas serra *GHG*, causate principalmente dalla produzione dell'energia elettrica impiegata per il funzionamento dell'impianto. Più in particolare, la variazione si presuppone sarà caratterizzata da una forte diminuzione rispetto i valori di partenza. Inerentemente ad altre categorie d'impatto, quali l'esaurimento delle risorse minerarie e l'utilizzo del suolo, impiegando energia solare derivante da impianti fotovoltaici, la cui infrastruttura richiede

un ingente uso di minerali e metalli rari e utilizzo del suolo, ci si aspetta un incremento dei valori forniti dagli indicatori ambientali che tengono conto del loro tasso di esaurimento e dell'occupazione del suolo. In una fase successiva dello studio, l'obiettivo è focalizzare l'attenzione sul solo scenario energetico di tipo rinnovabile, esaminando quali sono le unità di processo più impattanti all'interno del sistema e andando conseguentemente ad investigare l'importanza di ulteriori aspetti, quali:

- parametri di processo, come il dosaggio di agenti chimici e la scelta dei materiali dell'apparecchiatura di processo
- frequenza di manutenzione
- caratteristiche dell'acqua in entrata

In base al contributo percentuale di impatto di ciascuna voce all'interno del processo, si osserverà una differente sensibilità del risultato finale ad eventuali variazioni dei parametri operativi ad essa associati. Lo scopo di questa parte dello studio sarà individuare gli hotspot ambientali all'interno del sistema in modo da poter poi ottimizzare le performance ambientali del processo di dissalazione tramite un'opportuna calibrazione dei parametri operativi e di manutenzione interessati. Verrà in conclusione indagata l'influenza della qualità dell'acqua in alimentazione sull'impatto ambientale del processo ad osmosi, dove si prevede una diminuzione dei consumi energetici e quindi delle emissioni associate nel caso in cui l'acqua in entrata fosse caratterizzata da una minore concentrazione di sale. Per realizzare quanto finora affermato, è stato compiuto uno studio di analisi del ciclo di vita di un impianto di dissalazione ad osmosi inversa di piccola taglia, non esistente a livello concreto ma modellato preliminarmente in via teorica. L'analisi del ciclo di vita è stata condotta con l'ausilio del software SimaPro per la fase di modellazione dell'inventario e la valutazione degli impatti, tenendo atto dei requisiti e delle linee guida delineati dalla norma UNI EN ISO 14044, la quale a sua volta si fonda sulla struttura procedurale stabilita dalla UNI EN ISO 14040.

2.3.1 Unità funzionale e periodo di riferimento

Il sistema considerato nello studio comprende un impianto di dissalazione ad osmosi inversa di piccole-medie dimensioni in combinazione con un impianto fotovoltaico in grado di fornire l'energia elettrica necessaria per il suo funzionamento. L'impianto ad osmosi inversa trattato è ideato per essere in grado di soddisfare ogni giorno il fabbisogno idrico di 6000 abitanti equivalenti, corrispondente a $1290 m^3$ di acqua potabile, valore associato ai requisiti standard di un camping turistico di grandi dimensioni. La sua funzione risiede nel separare l'acqua prelevata dal mare dal sale in essa contenuta, grazie all'utilizzo di apposite membrane semipermeabili. Affinché il processo di separazione avvenga è necessario pressurizzare l'acqua forzandola a passare attraverso le membrane, questo è possibile grazie all'utilizzo di potenti pompe volumetriche che richiedono una grande quantità di energia. Si assume che il rapporto in esercizio minimo (*recovery*) dell'impianto è del 45% mentre l'energia necessaria per il funzionamento del processo è ottenuta

da un impianto fotovoltaico. L'unità funzionale considerata è $1 m^3$ di acqua potabile prodotta tramite dissalazione, in modo da rendere più facile un'eventuale comparazione con le performance ambientali di tecnologie differenti ed essendo per questo motivo frequentemente utilizzata in letteratura (Hanafiah & Aziz, 2021). Il periodo temporale di riferimento utilizzato per la valutazione dell'impatto del ciclo di vita dell'impianto di dissalazione è stato definito pari a 25 anni, in maniera analoga a quanto fatto in letteratura (Munoz & Fernandez Alba, 2008).

2.3.2 Confini del sistema

I confini del sistema adottati non includono la fase di costruzione e demolizione dell'impianto di dissalazione, poiché secondo quanto riportato in letteratura la loro influenza sull'impatto finale è trascurabile in confronto a quella della fase di funzionamento, dove la domanda energetica è elevata (Mannana, Alhaja, & Ma, 2019). Risultati ottenuti da (Serra, Valero, Raully, & Uche, 2019) dimostrano che il 90% dell'impatto è causato dal consumo elettrico il quale è generalmente associato al prelievo di energia da rete. All'interno dei confini del sistema sono comprese le materie prime e i consumi energetici associati alla produzione delle componenti di ricambio che vengono immesse nel sistema durante la fase di funzionamento del processo per sostituire la strumentazione e i macchinari guasti o giunti a fine vita. Viene inoltre incluso nei confini il trattamento di fine vita dell'equipaggiamento dismesso, adottando quindi un approccio del tipo "*cradle-to-grave*". La fase di distribuzione è stata considerata, tuttavia il suo contributo si prevede non essere particolarmente elevato in quanto secondo progetto, il consumo dell'acqua potabile prodotta avviene a distanza ravvicinata l'impianto, evitando la necessità di adoperare particolari sistemi logistici e di trasporto. Come riportato in forma grafica in figura 2.6, i flussi di materia in entrata e uscita inclusi all'interno del sistema sono i seguenti:

- membrane di ricambio e corrispondente quantità giunta a fine vita
- chemicals immessi durante la fase d'uso dell'impianto
- cartucce e sabbia di ricambio dei dispositivi di filtrazione ed equivalente quantità dismessa
- componenti meccaniche del piping di ricambio e corrispondente quantità giunta a fine vita
- pompe di ricambio e coincidente quantità dismessa
- inverter per impianto fotovoltaico di ricambio ed equivalente quantità giunta a fine vita
- batterie piombo acido di ricambio e corrispondente quantità dismessa

Mentre i flussi energetici sono costituiti da:

- consumo energetico riferito alla fase di prelievo e trasporto dell'acqua di alimentazione all'interno dell'impianto
- consumo energetico riferito alla pressurizzazione dell'acqua durante osmosi inversa
- consumo energetico riferito alla fase di distribuzione dell'acqua prodotta
- consumo energetico associato ad attività di manutenzione dell'impianto

Tra i flussi di materia in uscita dal sistema la salamoia di scarto non è stata inclusa, non essendo possibile modellare tale voce all'interno del software utilizzato per l'analisi. Inoltre, il consumo energetico riferito al post trattamento di potabilizzazione dell'acqua tramite lampade UV è stato trascurato, essendo trascurabile rispetto al contributo apportato dalla fase di prelievo, mandata e osmosi.

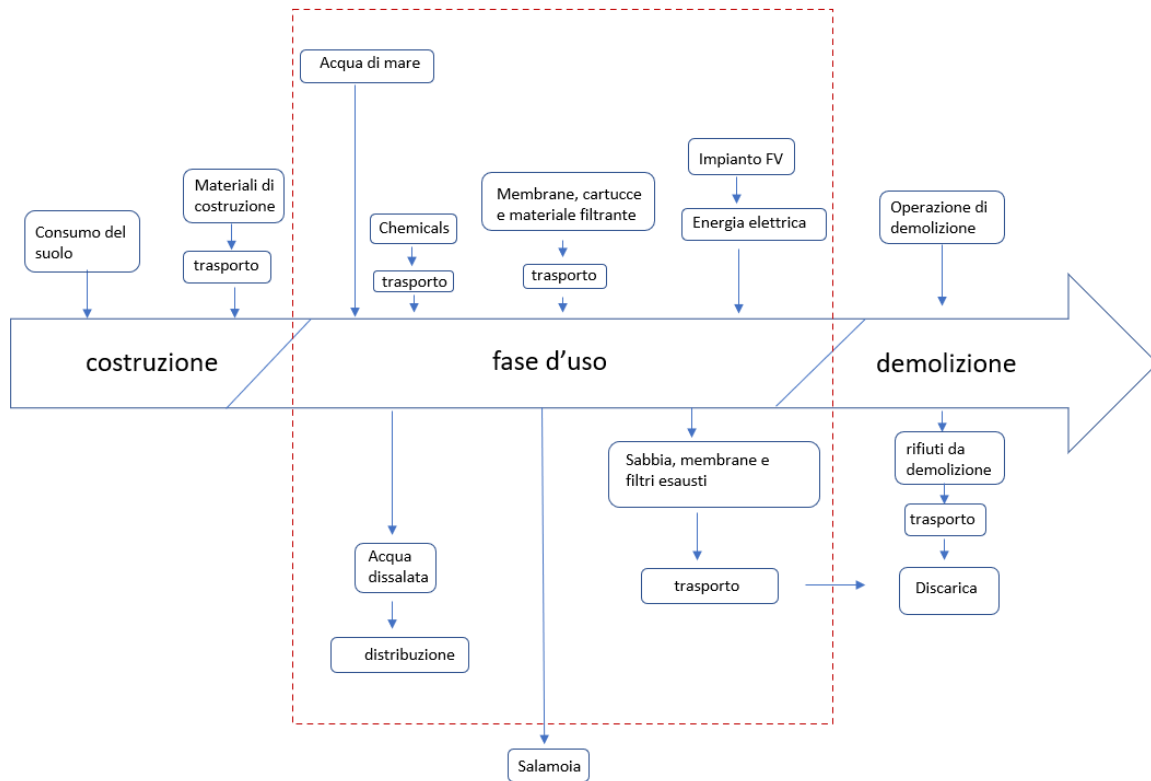


Figura 2.6 Raffigurazione dei confini del sistema utilizzati in riferimento all'impianto di dissalazione

Essendo l'impianto di dissalazione ideato per funzionare tramite energia rinnovabile di tipo solare, nello studio *LCA* sono stati inclusi all'interno dei confini del sistema i flussi di materia e di energia associati alla fase d'uso dell'impianto fotovoltaico progettato per alimentare il processo di dissalazione ad osmosi inversa. Più nello specifico, come si può osservare dal precedente elenco, verrà tenuto conto delle sostituzioni delle parti elettriche integranti l'impianto legate alle attività di manutenzione, quali inverter e batterie a piombo acido costituenti il gruppo di continuità. Tuttavia, diversamente dall'approccio adottato per l'impianto di dissalazione, l'impatto associato all'infrastruttura costituente il parco fotovoltaico verrà inclusa all'interno dei confini del sistema preso in considerazione, in quanto ad essa è associato un contributo di impatto non trascurabile rispetto al valore complessivo. L'impatto riferito alla fase di trasporto dei dispositivi di ricambio in entrata nel sistema è stato considerato all'interno dello studio.

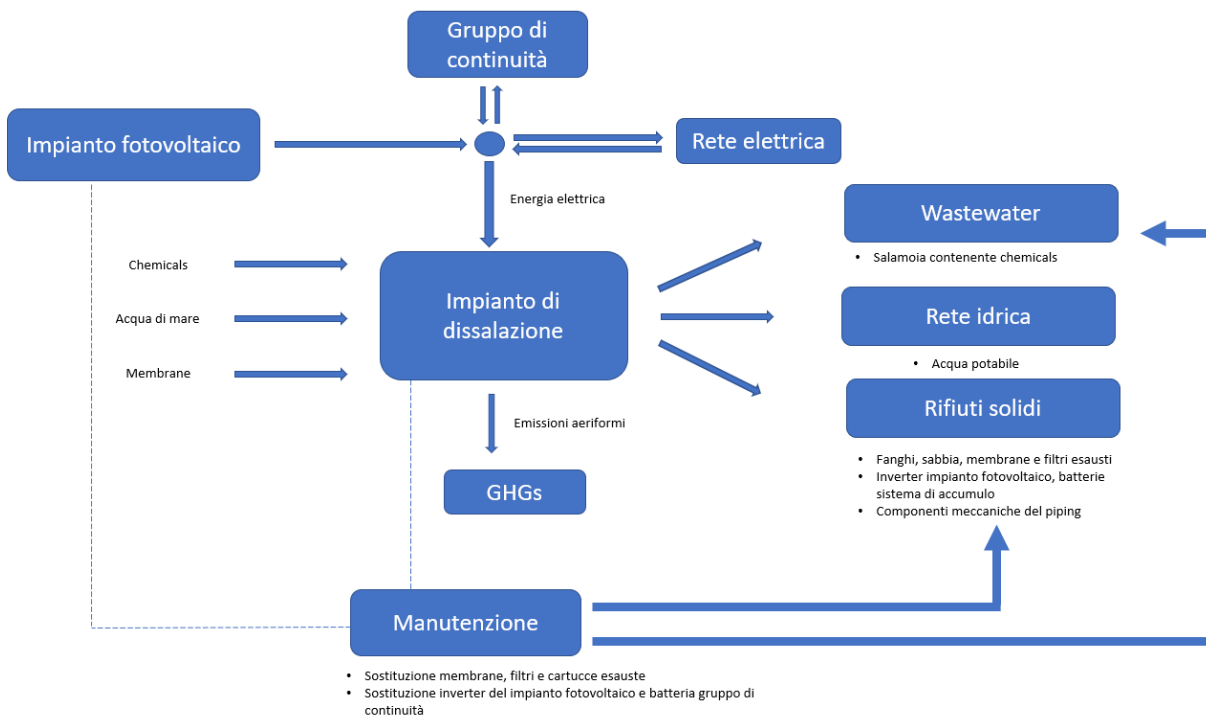


Figura 2.7 Rappresentazione schematica del sistema contenente l'impianto di dissalazione e fotovoltaico

2.3.3 Metodo di valutazione degli impatti

Durante la fase di valutazione degli impatti è prima di tutto necessario definire una metodologia di valutazione da impiegare, si osserva che all'interno del software SimaPro sono disponibili parecchi metodi di valutazione già esistenti e ben strutturati. Di seguito una lista contenente i più utilizzati (PRé, 2020):

- CML-IA: metodo proposto dall'Università di Leiden e definito per un approccio *midpoint*
- Ecological scarcity 2013: metodo sviluppato in Svizzera che si basa su obiettivi ambientali definiti a livello politico e legale
- EDIP 2003: metodologia *LCA* danese, aggiornamento della versione EDIP 97
- EF: metodo di valutazione degli impatti ricavato dall'iniziativa europea *Environmental Footprint (EF)*
- EN 15084 + A2: metodo di valutazione identico all'EF con la sola differenza in alcuni fattori di caratterizzazione
- EPD 2018: metodo utilizzato per la stesura degli *Environmental Product Declarations*
- EPS2015d e EPS2015dx: metodi uguali tra loro che differiscono tra loro per l'inclusione o meno degli impatti associati alle particelle secondarie
- ILCD 2011 Midpoint+: metodo corrispondente all'EF eccetto alcune differenze
- Impact 2002+: metodo di valutazione sviluppato in Svizzera che utilizza un approccio combinato del tipo *midpoint/endpoint*

- ReCiPe 2016: metodo di valutazione degli impatti rappresentativo in scala globale il quale include categorie d'impatto sia di tipo *midpoint* che *endpoint*
- IPCC 2021: metodo che utilizza i fattori di caratterizzazione IPCC per valutare il potenziale di riscaldamento climatico associato alle emissioni in aria

Essendo così numerosi i metodi di valutazione dell'impatto disponibili all'interno del software sorge spontaneo domandarsi quale risulti più idoneo all'utilizzo. Fornire una risposta di valore universale non è possibile, in quanto ciò dipende fortemente dal caso studio considerato ed è a libera discrezione della figura che compie lo studio. Si può osservare che nel complesso le categorie d'impatto incluse in ciascun metodo risultano essere prevalentemente le stesse; tuttavia, a seconda della metodologia di valutazione utilizzata alcune categorie possono essere più o meno approfondite di altre. Un esempio è la categoria "tossicità umana", nel metodo EDIP 2003 essa viene suddivisa in tre sottocategorie che si differenziano tra loro per il meccanismo di esposizione delle in gioco, mentre nel metodo CML-IA è semplicemente definita con un'unica voce. Questo può essere dovuto al fatto che alcuni metodi includono indicatori specifici per affrontare problematiche specifiche di una regione. Diversamente, altri metodi in grado di impiegare una banca dati completa e più vasta per quanto riguarda il contributo di varie fonti, potrebbero utilizzare un solo indicatore per rendere più semplice l'inventario e la raccolta dei dati (Fane, Chang, & Zhou, 2011). Un'ulteriore differenza riscontrabile sono i fattori di caratterizzazione utilizzati da ciascun metodo, in quanto essi possono derivare da fonti bibliografiche o modi di definire obiettivi ambientali e legali differenti tra loro. Un buon approccio alla scelta del metodo di valutazione degli impatti da utilizzare dovrebbe tenere conto dell'importanza di ciascun impatto nel proprio caso studio, ad esempio, un'analisi attenta del tipo di processo che avviene all'interno del proprio sistema può aiutare ad individuare le categorie più sensibili a quell'operazione. Inoltre, può risultare utile soffermarsi sul territorio geografico in cui è localizzato il sistema ed i suoi flussi. Nel seguente caso studio, sono state individuate alcune categorie d'impatto ritenute particolarmente sensibili alle operazioni compiute, ad esempio essendo la dissalazione un processo energivoro, e quindi associato all'utilizzo di un'ingente quantità di combustibili fossili, assume importanza scegliere un metodo che includa una valutazione inerente alla categoria *climate change*. Per lo più, essendo inclusi nello studio scenari in cui al posto di combustibili fossili viene impiegato un impianto fotovoltaico come fonte energetica rinnovabile, risulta idoneo utilizzare un metodo contenente la valutazione della categoria *mineral resources scarcity*. Analogamente, in quanto durante il processo di dissalazione a osmosi inversa vengono utilizzati agenti chimici che poi finiscono in mare, particolare attenzione va posta alla categoria *marine ecotoxicity*, riferita all'impatto di sostanze tossiche sull'ecosistema marino. Un'ulteriore procedura volta a selezionare il metodo più adatto è stata compiuta, sono state consultate fonti bibliografiche inerenti studi simili, e da un'attenta analisi i seguenti metodi risultano essere quelli maggiormente utilizzati (Lee & Jepson, 2021):

- Impact 2002+
- ReCiPe 2016

- CML-IA

Tra le tre metodologie elencate, l'unica che al suo interno include tutte e tre le categorie precedentemente menzionate è ReCiPe 2016, in quanto Impact 2002+ non comprende la categoria *marine ecotoxicity* mentre CML-IA non valuta la *mineral resources scarcity*. È stato per questa ragione impiegato ReCiPe 2016 come metodologia di valutazione degli impatti.

2.3.4 Dati utilizzati, assunzioni e limitazioni

I dati utilizzati sono di fonte terziaria, in quanto derivano dai risultati ottenuti da bilanci di materia e di energia riferiti ad un impianto di dissalazione ad osmosi inversa preliminarmente progettato da apposite figure competenti. Il progetto è ancora ad uno stadio teorico, questo significa che momentaneamente non esiste alcun tipo di impianto pilota da cui ottenere dati di fonte primaria. Laddove fossero richiesti dati più concreti e con sfumature pratiche, non calcolabili matematicamente, sono state consultate diverse fonti di letteratura bibliografica, ricorrendo a informazioni di fonte secondaria. Infine, nel caso in cui neppure in letteratura fossero reperibili le informazioni desiderate sono state compiute assunzioni il più possibile ragionevoli e significative, possibilmente consultando figure professionali con alle spalle diversi anni di esperienza nel campo ingegneristico. Sotto alcuni aspetti, l'azione di adottare un'assunzione è ciò che caratterizza questo studio, più nel dettaglio: nonostante la prevalenza dei casi sia stata assemblata secondo criteri matematici di buona progettazione, alcuni scenari di processo affrontati hanno avuto origine proprio dalla possibilità di far variare all'interno di determinati range di funzionamento le scelte legate alla fase d'uso e funzionamento dell'impianto di dissalazione. La limitazione di questo studio è la mancanza di dati di fonte primaria derivanti dal reale funzionamento di un impianto di dissalazione ad osmosi inversa, questo può senz'altro comportare ampi margini di incertezza nei risultati finali dello studio. Tuttavia, come precedentemente affermato, ciò può essere visto in parallelo come un punto di forza del lavoro, permettendo e stimolando l'indagine di scenari differenti tra loro con il fine di comprendere le relazioni e le migliori combinazioni.

2.4 Analisi dell'inventario

Durante la fase di analisi dell'inventario sono stati quantificati i flussi di materia ed energia inclusi all'interno dei confini del sistema, è stato utilizzato come riferimento uno scenario "baseline" in cui l'acqua di alimentazione ha una concentrazione di sale pari a 30.7 mg/L e la capacità produttiva dell'impianto è di 6000 abitanti equivalenti. Lo scenario "baseline" è stato successivamente utilizzato come base di partenza per eventuali modifiche a livello di progettazione e di scelta di parametri di processo, più nello specifico sono stati indagati ulteriori aspetti, quali:

- parametri di processo, come il dosaggio di agenti chimici e la scelta dei materiali dell'apparecchiatura di processo
- frequenza di manutenzione
- caratteristiche dell'acqua in entrata

2.4.1 Scenario “baseline”

Un primo scenario di processo definito “baseline” è stato ideato nel seguente modo. Nel suolo italiano, secondo quanto riportato da (Istat, 2021) vengono erogati in media 215 litri di acqua al giorno per persona. Questo significa che volendo progettare un impianto di dissalazione ad osmosi inversa in grado di soddisfare il fabbisogno idrico di 6000 abitanti equivalenti, la portata di acqua potabile in $m^3/giorno$ deve essere pari a:

$$Q_{perm} = ab.equivalenti \times consumo\ pro\ capite\ giornaliero = 1.29 \times 10^6 L = 1290 \frac{m^3}{giorno} = 258\ m^3/ora \quad (2.1)$$

dove è stata considerata una durata di funzionamento dell’impianto pari a cinque ore al giorno. Nello scenario baseline, è stata assunta una percentuale di *recovery* pari a 45%, seguendo dei criteri standard di buona progettazione, i quali nella pratica consigliano di assumere un rapporto in esercizio minimo compreso tra 40-50% per la dissalazione di acqua di mare (Kennedy, Schippers, & Salinas-Rodriguez, 2021). È stata quindi calcolata la quantità di acqua salata in alimentazione all’unità di osmosi inversa:

$$Q_{alim} = \frac{258}{0.45} = 573.3\ m^3/ora \quad (2.2)$$

La quantità di acqua salata in alimentazione all’unità di osmosi inversa equivale alla quantità di acqua prelevata dall’ambiente, per un totale giornaliero pari a:

$$Q_{pret} = Q_{alim} = 573.3 \times 5 = 2866.5\ m^3/giorno \quad (2.3)$$

L’acqua di alimentazione dello scenario baseline è stata ipotizzata essere prelevata dalla laguna di Venezia, le cui caratteristiche chimico-fisiche sono riportate nella tabella 2.1, all’interno della quale si osserva una salinità di 30.7 g/L, valore che rende classificabile l’acqua in entrata all’impianto come acqua di mare ($> 25\ g/L$).

T media (°C)	P(bar)	Densità (kg/m ³)	Conducibilità specifica (µS/cm)	Salinità (g/L)	Solidi sospesi totali (mg/L)
15.5	1	1020	40573	30.7	12.6

Tabella 2.1 Proprietà chimico-fisiche acqua di alimentazione scenario baseline (ARPAV Veneto, 2020)

L'acqua in alimentazione è caratterizzata da una concentrazione di solidi sedimentabili pari a 12,6 mg/L, per una portata totale associata al flusso di acqua uguale a:

$$Q_{ss} = \frac{C_{ss} \times Q_{prel}}{1000} = \frac{12,6 \times 573,3}{1000} = 7,224 \frac{kg}{h} \quad (2.4)$$

In una prima unità di processo, ha luogo il prelievo dell'acqua salata dalla zona lagunare, tramite l'utilizzo di apposite pompe centrifughe per una potenza totale di 216 kW. A questo punto l'acqua raggiunge una seconda unità di processo, all'interno del quale avviene una prima fase di filtrazione, denominata *screening filtration*, tramite l'utilizzo di filtri a letto di sabbia formati da più layer diversi tra loro. Si può assumere che in seguito al passaggio su questa apparecchiatura di filtrazione, i solidi sedimentabili vengano ridotti di un fattore dello 0.85. Conseguendo quindi che la portata di solidi in uscita dall'unità sarà uguale a:

$$Q_{ss'} = Q_{ss} - Q_{ss} \times 0,85 = 1,0836 \frac{kg}{h} \quad (2.5)$$

Una volta compiuta la prima fase della filtrazione, un sistema di pompe per una potenza totale di 264kW trasporta l'acqua salata verso una seconda unità di filtrazione, chiamata *deep filtration*. In questa unità di processo sono installati dei filtri a cartuccia, la cui funzione è per lo più quella di salvaguardare le membrane per osmosi inversa piuttosto che di depurare l'acqua, andando ad agire su materiali sospesi di dimensione estremamente piccole. La sensibilità a particelle di così piccole dimensioni permette una filtrazione profonda in grado di rimuovere la quantità rimanente di solidi, associata ad un fattore pari a 0.15 volte il valore iniziale. Completato il processo di filtrazione l'acqua salata viene inviata all'unità di processo in cui avviene l'osmosi inversa, resa possibile dall'impiego di potenti pompe volumetriche per una potenza totale di 850kW. In uscita dall'unità di osmosi inversa sono previsti due flussi: un flusso di acqua permeata a cui è stata rimossa la maggior parte del sale in essa disciolta e uno scarico di acqua concentrata in sale denominato salamoia. In uscita dal processo, si ha come prodotto di scarto una portata di salamoia pari a:

$$Q_{sal} = Q_{al} - Q_{perm} = 573,3 - 258 = 315,3m^3 \quad (2.6)$$

caratterizzata da una concentrazione di sale uguale a:

$$C_s = \frac{C_{al}}{1 - R} = \frac{30,7}{1 - 0,45} = 55,818 \frac{g}{L} \quad (2.7)$$

Il flusso di acqua permeata è previsto essere trattato tramite una fase di potabilizzazione a lampade UV. Infine, tramite un apposito sistema di distribuzione funzionante 24h al giorno l'acqua prodotta viene distribuita e resa disponibile all'uso. L'intero impianto di dissalazione è ideato per essere

alimentato tramite energia elettrica prodotta dall'impianto fotovoltaico previsto all'interno del sistema, i cui flussi di materia previsti durante fase d'uso saranno composti dagli inverter e dalle batterie del sistema di accumulo sostituite durante attività di manutenzione.

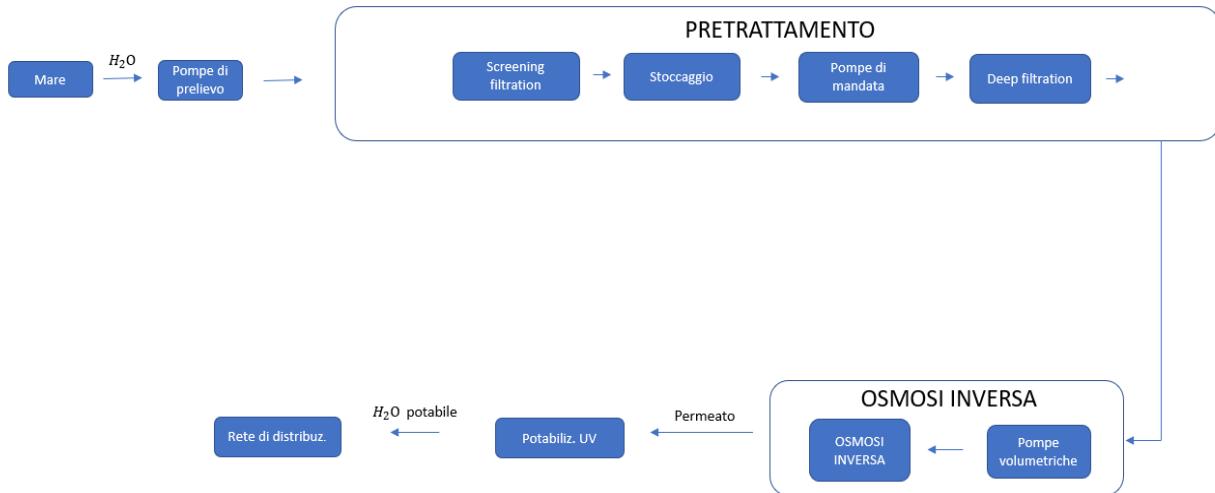


Figura 2.8 Diagrammi di flusso del processo di dissalazione tramite osmosi inversa

2.4.2 Materie prime

Nell'unità di processo *screening filtration* sono impiegati filtri a letto di sabbia. La filtrazione a sabbia è un metodo molto robusto e frequentemente utilizzato per rimuovere i solidi sospesi dall'acqua. Il mezzo di filtrazione è costituito da uno strato multiplo di sabbia, antracite e ghiaia di dimensioni e peso specifico diversi tra loro. Più in particolare, utilizzando come riferimento per la modellazione del materiale filtrante quanto compiuto da (Najjar E. , Al-Hindi, Saad, & Massoud, 2022), la massa percentuale di ciascun componente vale:

- 60% di sabbia silicea
- 30% di antracite
- 10% di ghiaia

Considerando 7 unità filtranti, ciascuna di diametro pari a 2.134m e altezza 1.524m, in grado di garantire una portata media minima pari a $87 \text{ m}^3/\text{h}$, per un totale di $609 \text{ m}^3/\text{h}$, le cui specifiche tecniche sono riportate in figura 2.9, si può ricavare il volume di materiale filtrante contenuto in ciascun serbatoio cilindrico:

$$V_{fitt} = \pi \times r^2 \times h = 3.14 \times 1.067^2 \times 1.524 = 5.45 \text{ m}^3 \quad (2.8)$$

Ipotizzando un tasso di sostituzione pari ad un ricambio ogni due anni per ciascuna unità filtrante, e quindi un tasso di ricambio pari a 12.5, si ottiene la seguente quantità in kg di materiale filtrante impiegato durante il periodo di riferimento stabilito:

$$V_{filt,tot} = \text{unità} \times \text{volume unità} \times \text{tasso di ricambio} = \quad (2.9)$$

$$= 7 \times 5.45 \times 12.5 = 476.88 \text{ m}^3 \quad (2.10)$$

$$V_s + V_a + V_g = \frac{m_s}{\rho_s} + \frac{m_a}{\rho_a} + \frac{m_g}{\rho_g} \quad (2.11)$$

$$V_{filt,tot} = \frac{0.6m_{tot}}{\rho_s} + \frac{0.3m_{tot}}{\rho_a} + \frac{0.1m_{tot}}{\rho_g} \quad (2.12)$$

$$476.88 = 0.00048m_{tot} \quad (2.13)$$

$$m_{filt,tot} = 9.94 \times 10^5 \text{ kg} \quad (2.14)$$

Che ripartito per ciascuna tipologia di materiale vale:

$$m_s = 0.6 \times m_{tot} = 5.96 \times 10^5 \text{ kg} \quad (2.15)$$

$$m_a = 0.3 \times m_{tot} = 2.98 \times 10^5 \text{ kg} \quad (2.16)$$

$$m_g = 0.1 \times m_{tot} = 9.94 \times 10^4 \text{ kg} \quad (2.17)$$

Dove come densità della sabbia silicea, antracite e ghiaia sono stati considerati i seguenti valori:

$$\rho_s = 2650 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \quad (2.18)$$

$$\rho_a = 1400 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \quad (2.19)$$

$$\rho_g = 2500 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \quad (2.20)$$

Infine, calcolando la massa di materiale filtrante impiegato su unità funzionale si ottiene:

$$m_{filt,m^3} = \frac{m_{filt,tot}}{V_{tot,perm}} = \frac{9.94 \times 10^5 \text{ kg}}{11771250 \text{ m}^3} = 0.084 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \quad (2.21)$$

Industrial Media Filters

Stainless Steel Tanks: 20" to 84" Diameter

MF-1100
SERIES

Operation Specifications

- Operating pressure: 2-6.8 bar (30-100 psi)
- Operating temperature: 5-50°C (41-122°F)
- Electrical requirement: 115V/1ph/60Hz
- Filters can be supplied in 240V/1ph/50Hz

Model #		Flow Rate								Tank Size D"xH"	Media Qty (ft ³)	Pipe Size		Approx Weight (lbs)
		Minimum		Average		Peak		Backwash				Serv.	Drain	
Automatic	Manual	GPM	M ³ /H	GPM	M ³ /H	GPM	M ³ /H	GPM	M ³ /H					
Multi Layers Filters: Anthracite, Sand and Gravel (Turbidity Removal)														
MLF20-A-SS	MLF20-M-SS	22	5.0	33	7.4	44	9.9	33	7.4	20x54	6	1-1/2"	1-1/2"	823
MLF24-A-SS	MLF24-M-SS	31	7.1	47	10.7	63	14.3	47	10.7	24x54	8	1-1/2"	1-1/2"	1,138
MLF30-A-SS	MLF30-M-SS	49	11.2	74	16.7	98	22.3	74	16.7	30x54	12	2"	2"	1,705
MLF36-A-SS	MLF36-M-SS	71	16.1	106	24.1	141	32.1	106	24.1	36x60	18	2"	2"	2,559
MLF42-A-SS	MLF42-M-SS	96	21.9	144	32.8	192	43.7	144	32.8	42x60	24	3"	3"	3,616
MLF48-A-SS	MLF48-M-SS	126	28.6	189	42.9	251	57.1	189	42.9	48x60	32	3"	3"	4,723
MLF54-A-SS	MLF54-M-SS	159	36.1	239	54.2	318	72.3	239	54.2	54x60	40	3"	4"	6,310
MLF60-A-SS	MLF60-M-SS	196	44.6	294	66.9	393	89.2	294	66.9	60x60	50	4"	4"	8,200
MLF66-A-SS	MLF66-M-SS	238	54.0	356	81.0	475	108.0	356	81.0	66x60	60	4"	4"	9,715
MLF72-A-SS	MLF72-M-SS	283	64.3	424	96.4	565	128.5	424	96.4	72x60	71	4"	4"	12,170
MLF78-A-SS	MLF78-M-SS	332	75.4	498	113.1	664	150.8	498	113.1	78x60	83	6"	6"	13,750
MLF84-A-SS	MLF84-M-SS	385	87.5	577	131.2	770	174.9	577	131.2	84x60	96	6"	6"	16,645

Figura 2.9 Specifiche tecniche del filtro a sabbia preso come riferimento per l'analisi d'inventario (Pure aqua, 2022)

Dopo una prima fase di *screening filtration* ha luogo una *deep filtration*. Come riferimento per la modellazione dei filtri a cartuccia è stata consultata la scheda tecnica del modello KP1 della Lenntech. Queste cartucce sono realizzate con un resistente cavo di polipropilene avvolto su un'anima rigida di polipropilene. Grazie alla loro azione filtrante essi consentono di ridurre i sedimenti fini, tra cui sabbia, limo, ruggine e particelle di calcare. Il modello di riferimento possiede forma cilindrica, ed è caratterizzato da un diametro esterno pari a 2,5 pollici e un'altezza pari a 10".

Technical data and operational parameters:

Parameter	Value
Height, inch	10 / 20
Outer diameter, inch	2,5
Micron Rating (Nominal)	1, 5, 10, 20
Temperature of water, °C ¹	+4...+43
Maximum Capacity ²	21 100 gal (80 000 L)
Recommended filtration flow rate ³	5 Gpm (20 Lpm)

Figura 2.10 Scheda tecnica del filtro a cartuccia di riferimento (Lenntech, 2022)

La massa di ciascuna unità non è riportata nella scheda tecnica, risulta essere necessario calcolare il volume della cartuccia e convertirlo successivamente in massa utilizzando il valore della sua densità.

Il volume è dato dalla seguente formula:

$$V_{cart} = \pi r^2 h = \pi \times 3.175^2 \times 25.4 = 804 \text{ cm}^3 = 804 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \quad (2.22)$$

Per l'anima rigida in polipropilene è stata assunta una densità pari a $\rho_{anima} = 919 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$, mentre per la stringa in fibra $\rho_{stringa} = 900 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$. Il volume della cartuccia è stato assunto essere composto per un 70% dalla componente in corda avvolta e il rimanente 30% dall'anima rigida. La massa del pezzo può quindi essere ottenuta utilizzando la seguente formula:

$$\begin{aligned} m_{cart} &= \rho_{anima} \times V_{anima} + \rho_{stringa} \times V_{stringa} = & (2.23) \\ &= 919 \times 0.3 \times (804 \times 10^{-6}) + 900 \times 0.7 \times (804 \times 10^{-6}) = & (2.24) \\ &= 0.22 + 0.51 = 0.73 \text{ kg} \end{aligned}$$

Per garantire il corretto funzionamento dell'impianto ogni settimana devono essere sostituite 240 cartucce, che moltiplicate per il numero di settimane operative in un anno e successivamente per il numero di anni di vita dell'impianto, forniscono la quantità totale di pezzi sostituiti durante la vita utile della struttura:

$$\begin{aligned} n_{cart} &= \text{sostituz. su settimana} \times \text{numero sett.} \times \text{anni funzionamento} = & (2.25) \\ &= 240 \times 50 \times 25 = 300000 \text{ cartucce} & (2.26) \end{aligned}$$

La massa totale corrispondente a tale numero di unità viene calcolata attraverso la seguente formula:

$$m_{cart,tot} = m_{unit\grave{a}} \times 12000 = 0.73 \times 12000 = 219000 \text{ kg} \quad (2.27)$$

La quale su unità funzionale diventa:

$$m_{cart,m^3} = \frac{m_{cart,tot}}{V_{tot,perm}} = \frac{219000 \text{ kg}}{11771250 \text{ m}^3} = 1.86 \times 10^{-2} \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \quad (2.28)$$

La membrana ad osmosi inversa considerata per la progettazione dell'impianto ad osmosi inversa è una SW30-440 HRLE, prodotta dall'azienda Lenntech, modello appartenente alla categoria delle membrane composite a strato sottile in poliammide.

Type	Configuration:	Membrane Polymer:	Brine Spacer Material:		
	Spiral Wound	Composite Polyamide	Polypropylene		
Specifications	Permeate Flow:	Salt Rejection:	Nominal Membrane Area:		
	9900 gpd (37.5 m ³ /d)	99,75% nominal (99,65% minimum)	440ft ² (40,9m ²)		
Test Conditions (After 30 min of operation)	Solution	Applied Pressure:	Operating Temperature:	Permeate Recovery:	pH Range:
	NaCl 32000 ppm	800 psi (56 bar)		10%	6,5 ÷ 7,0

Figura 2.11 Scheda tecnica della membrana per osmosi inversa utilizzata come riferimento per la fase d'inventario (Lenntech, 2022)

L'unità di osmosi inversa è dotata di un numero di membrane pari a:

$$n_{mem} = \frac{Q_{perm}}{Q_{mem}} = \frac{258 \frac{m^3}{h}}{1.57 \frac{m^3}{h}} = 164.3 \cong 165 \text{ membrane} \quad (2.29)$$

Dove $258 m^3/h$ è la portata totale di acqua filtrata richiesta a livello progettuale, mentre $1.57 m^3/h$ è la portata di permeato fornita da ciascuna membrana. Nello scenario baseline ciascuna membrana è stata assunta essere sostituita una volta ogni tre anni, equivalente ad un tasso di sostituzione pari a 8.3. Considerando che ciascuna membrana possiede una superficie di $40.9 m^2$, la superficie totale impiegata è pari:

$$A_{mem,tot} = \text{numero memb.} \times \text{tasso di ricambio} \times \text{sup. memb.} = \quad (2.30)$$

$$= 165 \times 8.3 \times 40.9 = 56012.55 m^2 \quad (2.31)$$

La quale rapportata all'unità funzionale diventa:

$$A_{mem,m^3} = \frac{A_{mem,tot}}{V_{tot,perm}} = \frac{56012.55 m^2}{11771250 m^3} = 4.76 \times 10^{-3} \frac{m^2}{m^3} \quad (2.32)$$

Il trasporto e spostamento dell'acqua all'interno dell'impianto di dissalazione, tra le diverse unità di processo, è consentito da un sistema di tubazioni in acciaio inossidabile. Questo complesso di tubazioni durante la vita dell'impianto richiederà una costante attività di manutenzione, più in

particolare si assume necessaria la sostituzione di parti meccaniche del piping, quali raccordi, valvole, tubi e altre componenti. È stata utilizzata come unità rappresentativa di queste componenti un pezzo di piping caratterizzato da un diametro pari a $50.8mm$, spessore di $3mm$ e lunghezza pari a $0.5m$. Le componenti sostituite possono essere costituite da materiali differenti, a seconda dell'applicazione specifica e delle scelte progettuali adottate; acciaio inox 304, polietilene ad alta densità (*HDPE*) oppure polivinilcloruro (*PVC*). La massa di un'unità di riferimento può essere calcolata tramite la seguente procedura:

$$V_{pip} = V_{est} - V_{int} = \pi \times r_{est}^2 \times L - \pi \times r_{int}^2 \times L = \quad (2.33)$$

$$= \pi \times 25.4^2 \times 500 - \pi \times 22.4^2 \times 500 = \quad (2.34)$$

$$= 1012901 - 787763 = 225138mm^3 = \quad (2.35)$$

$$= 2.25 \times 10^{-4}m^3 \quad (2.36)$$

Dove r_{int} è stato calcolato nel seguente modo:

$$r_{int} = \frac{D_{est} - 2 \times s}{2} = 22.4mm \quad (2.37)$$

La densità di acciaio 304, HDPE e PVC sono state assunte pari a:

$$\rho_{acc} = 7900 \frac{kg}{m^3} \quad (2.38)$$

$$\rho_{HDPE} = 933 \frac{kg}{m^3} \quad (2.39)$$

$$\rho_{PVC} = 1410 \frac{kg}{m^3} \quad (2.40)$$

Ipotizzando un'eguale ripartizione della percentuale in peso ponderale associata a ciascuna tipologia di materiale precedentemente menzionata si ottengono tre contributi alla massa totale, pari a:

$$m_{acc} = V_{tot} \times \rho_{acc} \times 0.33 = 0.587kg \quad (2.41)$$

$$m_{HDPE} = V_{tot} \times \rho_{HDPE} \times 0.33 = 0.069kg \quad (2.42)$$

$$m_{PVC} = V_{tot} \times \rho_{PVC} \times 0.33 = 0.105kg \quad (2.43)$$

$$m_{pip} = m_{acc} + m_{HDPE} + m_{PVC} = 0.761kg \quad (2.44)$$

Associando a ciascun guasto l'attività di sostituzione di un componente, e assumendo un guasto alla settimana, equivalente a 1250 sostituzioni su ciclo vita, è possibile calcolare la massa totale sostituita nell'arco di vita dell'impianto:

$$m_{pip,tot} = \text{sostituz. su ciclo vita} \times \text{massa piping} = \quad (2.45)$$

$$= 1250 \times m_{pip} = 951.25 \text{ kg} \quad (2.46)$$

La quale su unità funzionale diventa:

$$m_{pip,m^3} = \frac{m_{pip,tot}}{V_{tot,perm}} = \frac{951.25}{11771250m^3} = 8.08 \times 10^{-5} \frac{kg}{m^3} \quad (2.47)$$

Quando nella dissalazione a osmosi inversa si utilizzano elevati rapporti di recupero i limiti di solubilità di gesso e calcite possono essere raggiunti e superati, dando origine al fenomeno della cristallizzazione sulle superfici delle membrane. La formazione di incrostazioni sulla superficie della membrana ostruisce il passaggio e provoca una diminuzione del flusso di permeato, diminuendo l'efficienza del processo, aumentando i costi di gestione. In alcuni casi le incrostazioni possono addirittura danneggiare le membrane. Per questa ragione è importante prevenire questo fenomeno utilizzando apposite sostanze denominate *antiscalant* o disincrostanti. Secondo quanto riportato nel sito della Lenntech, il dosaggio ideale di *antiscalant* per le operazioni di dissalazione ad osmosi inversa spazia in un range che va da 2 a 5 ppm (Lenntech, 2022). Il disincrostante consigliato dalla figura responsabile del progetto è il FLOCON®190, prodotto dalla BWA™ Water Additives, il cui nome chimico è sale sodico di acido aminotrimetilenfosfonico. Nello scenario baseline è stato preso come dosaggio di riferimento un valore pari a 2ppm, successivamente tramite i seguenti calcoli da bilancio è stata ottenuta la quantità in kg di *antiscalant* impiegato al giorno:

$$\dot{m}_{chem} = Q_{al} \times c_{chem} \times \text{ore funzionamento giornaliero} = \quad (2.48)$$

$$= 587 \frac{m^3}{h} \times 2 \frac{g}{m^3} \times 5 \times 10^{-3} = \quad (2.49)$$

$$= 5.87 \frac{kg}{giorno} \quad (2.50)$$

Che nel periodo di riferimento equivale a:

$$m_{chem,tot} = \dot{m}_{chem} \times \text{giorni su anno} \times \text{anni funz.} = \quad (2.51)$$

$$= 5.87 \times 365 \times 25 = 53563.75kg \quad (2.52)$$

Mentre, su unità funzionale diventa:

$$m_{chem,m^3} = \frac{m_{mem,tot}}{V_{tot,perm}} = \frac{53564kg}{11771250m^3} = 4.6 \times 10^{-3} \frac{kg}{m^3} \quad (2.53)$$

Il prelievo, il trasporto all'interno dell'impianto e la distribuzione dell'acqua vengono realizzati grazie all'utilizzo di pompe centrifughe e volumetriche. Il calcolo del numero di pompe necessarie al funzionamento dell'impianto nello scenario baseline è stato compiuto tenendo in considerazione il consumo elettrico totale associato all'impianto e la potenza nominale del modello di pompa disponibile all'interno del database Ecoinvent in SimaPro. Considerando che la potenza nominale della pompa modellizzata all'interno del software è 22kW, il numero di unità richieste è pari a:

$$n_{pompe} = \frac{\text{potenza impianto}}{\text{potenza pompa}} = \quad (2.54)$$

$$= \frac{10 + 850 + 264 + 216kW}{22kW} = 61 \text{ unità} \quad (2.55)$$

Assumendo una durata media di circa 10 anni per ciascuna pompa, e quindi una frequenza di sostituzione su vita dell'impianto pari a 2.5, si ottiene il numero di sostituzioni totale:

$$n_{pompe,tot} = n_{pompe} \times \text{tasso di sostituzione} = 61 \times 2.5 = \quad (2.56)$$

$$= 153 \text{ unità} \quad (2.57)$$

Le quali su unità funzionale diventano:

$$n_{pompe,m^3} = \frac{n_{pompe,tot}}{V_{tot,perm}} = \frac{153}{11771250} = 1.2997 \times 10^{-5} \frac{\text{unità}}{m^3} \quad (2.58)$$

L'alimentazione energetica dell'unità di distribuzione dell'acqua potabile è fornita da un sistema di accumulo, composto da 300 unità di batterie al piombo AGM 200Ah 24V con una profondità di scarica (DOD) del 50%. È stata assunta una vita utile di 6 anni per ciascuna batteria, con un tasso di ricambio pari a 4.2. Per quanto riguarda la massa di una batteria è stato preso un valore indicativo

di 60kg. La quantità totale in kg corrispondente alle sostituzioni effettuate durante l'intera fase d'uso dell'impianto di dissalazione è uguale a:

$$m_{batt,tot} = \text{unità batterie} \times \text{tasso di ricambio} \times m_{batt} = \quad (2.59)$$

$$= 300 \times 4.2 \times 60 = 75600kg \quad (2.60)$$

la quale, rapportata all'unità funzionale diventa:

$$m_{batt,m^3} = \frac{m_{batt,tot}}{V_{tot,perm}} = \frac{75600kg}{11771250m^3} = 6.42 \times 10^{-3} \frac{kg}{m^3}$$

Affinché l'energia elettrica ricavata dall'impianto fotovoltaico venga convertita dalla fase diretta a quella alternata è necessario l'impiego di un inverter. È stato ipotizzato necessario l'uso di due unità, mentre il tasso di ricambio del dispositivo è stato assunto pari a 25, ossia una sostituzione su ciclo di vita dell'impianto, per un totale di 2 unità impiegate su ciclo di vita:

$$n_{inv,m^3} = \frac{n_{inv,tot}}{V_{tot,perm}} = \frac{2}{11771250} = 1.69 \times 10^{-7} \frac{\text{unità}}{m^3} \quad (2.61)$$

2.4.3 Consumi energetici

L'unità di prelievo dell'impianto di dissalazione richiede per il funzionamento una potenza di 216kW, che nell'arco di vita dell'impianto corrisponde ad una quantità di energia pari a:

$$E_p = P_p \times \text{ore giornaliera} \times \text{giorni su anno} \times \text{anni vita} = \quad (2.62)$$

$$= 216 \times 5 \times (100 + 265 \times 0.3) \times 25 = 4\,846\,500 \text{ kWh} \quad (2.63)$$

dove viene utilizzato un fattore pari a 0.3 per considerare eventuali interruzioni e discontinuità nel processo. Normalizzando il risultato su m^3 di acqua dissalata si ottiene:

$$E_{p,m^3} = \frac{E_p}{V_{tot,perm}} = \frac{4846500}{11771250} = 0.412 \frac{kWh}{m^3} \quad (2.64)$$

L'unità di mandata dell'impianto necessita per il suo corretto funzionamento una potenza di 264kW, per una quantità totale di energia su vita dell'impianto, come precedentemente calcolato, equivalente a:

$$E_m = P_m \times \text{ore giornaliera} \times \text{giorni su anno} \times \text{anni vita} = \quad (2.65)$$

$$= 264 \times 5 \times (100 + 265 \times 0.3) \times 25 = 5923500 \text{ kWh} \quad (2.66)$$

Rapportando su unità funzionale, si ottiene:

$$E_{m,m^3} = \frac{E_m}{V_{tot,perm}} = \frac{5923500}{11771250} = 0.50 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \quad (2.67)$$

All'unità di osmosi è associata una potenza richiesta pari a 850 kW , per una quantità totale di energia impiegata pari a:

$$E_o = P_o \times \text{ore giornaliera} \times \text{giorni su anno} \times \text{anni vita} = \quad (2.68)$$

$$= 850 \times 5 \times (100 + 265 \times 0.3) \times 25 = 19071875 \text{ kWh} \quad (2.69)$$

La quale su unità funzionale diventa:

$$E_{o,m^3} = \frac{E_o}{V_{tot,perm}} = \frac{19071875}{11771250} = 1.62 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \quad (2.70)$$

La fase di distribuzione richiede una potenza di 10 kW , corrispondente ad un totale di:

$$E_d = P_d \times \text{ore giornaliera} \times \text{giorni su anno} \times \text{anni vita} = \quad (2.71)$$

$$= 10 \times 24 \times (100 + 265 \times 0.3) \times 25 = 1077000 \text{ kWh} \quad (2.72)$$

Rapportando su unità funzionale:

$$E_{d,m^3} = \frac{1077000}{11771250} = 0.091 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \quad (2.73)$$

L'impianto di dissalazione sarà soggetto a guasti, i quali potranno essere di tipo meccanico come di tipo idraulico. Un'attività di manutenzione meccanica, dove l'impiego di saldatrici o smerigliatrici può essere richiesto, comporta un determinato consumo energetico, il quale può variare a seconda della tipologia di guasto e della strumentazione utilizzata. Lo stesso discorso vale per attività di manutenzione idraulica in cui vengono impiegati apparecchi di pulizia e lavaggio. Ipotizzando un guasto alla settimana e assumendo un consumo energetico indicativo pari a 18 kW

per l'attività di manutenzione ad esso associato, indipendentemente dalla sua tipologia, è possibile calcolare la quantità totale di energia impiegata su vita dell'impianto:

$$E_{manu} = E_m \times guasti_{anno} \times anni = \quad (2.74)$$

$$= 18 \times 50 \times 25 = 22500 kWh \quad (2.75)$$

Dove è stato considerato che l'impianto lavora 50 settimane all'anno. Rapportando su unità funzionale si ottiene:

$$E_{manu,m^3} = \frac{E_{manu}}{V_{tot,perm}} = \frac{22500}{11771250} = 1.9 \times 10^{-3} \frac{kWh}{m^3} \quad (2.76)$$

Nella tabella 2.2 di seguito riportata vengono inseriti le voci d'inventario per unità funzionale considerata all'interno dell'sistema:

Materiale filtrante	$0.084 \frac{kg}{m^3}$
Cartucce	$1.86 \times 10^{-2} \frac{kg}{m^3}$
Membrane	$4.76 \times 10^{-3} \frac{m^2}{m^3}$
Componenti piping	$8.08 \times 10^{-5} \frac{kg}{m^3}$
Antiscalant	$4.6 \times 10^{-3} \frac{kg}{m^3}$
Pompe	$1.2997 \times 10^{-5} \frac{unità}{m^3}$
Inverter	$1.69 \times 10^{-7} \frac{unità}{m^3}$
Batterie piombo acido	$6.42 \times 10^{-3} \frac{kg}{m^3}$
Consumo energetico totale	$2.6249 \frac{kWh}{m^3}$

Tabella 2.2 *Inventario per unità funzionale del sistema considerato*

Di seguito, nella tabella 2.3, sono invece riportati i dataset utilizzati all'interno del software per modellare ciascuna voce dell'inventario.

Sabbia	Silica sand {RoW} production Cut-off, U
Ghiaia	Gravel, crushed {RoW} production Cut-off, U
Antracite	Hard coal {RoW} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U
Cartucce	Textile, non-woven polyester {RoW} textile production, non-woven polyester, needle punched Cut-off, U
Cartucce	Polypropylene, granulate {RER} production Cut-off, U
Membrane	Seawater reverse osmosis module {GLO} seawater reverse osmosis module production, 8-inch spiral wound, baseline Cut-off, U
Componenti piping	Chromium steel pipe {GLO} production Cut-off, U
Componenti piping	Polyvinylchloride, bulk polymerised {RER} polyvinylchloride production, bulk polymerisation Cut-off, U
Componenti piping	Polyethylene, high density, granulate {RER} production Cut-off, U
Antiscalant	Sodium tripolyphosphate {RER} production Cut-off, U
Pompe	Water pump, 22kW {GLO} water pump production, 22kW Cut-off, U
Batterie piombo acido	Battery, lead acid, rechargeable, stationary {RoW} battery production, lead acid, rechargeable, stationary Cut-off, U
Inverter	Inverter, 500kW {RER} production Cut-off, U
Consumo energetico da rete	Residual Mix Electricity, low voltage {IT} market for Cut-off, U
Consumo energetico da fotovoltaico	Electricity, low voltage {IT} electricity production, fotovoltaic, 570kWp open ground installation, multi-Si Cut-off, U

Tabella 2.3 Dataset utilizzati per la modellazione dell'inventario sul software Simapro

2.4.4 Rifiuti

Essendo incluso nei confini del sistema il trattamento di fine vita dei rifiuti prodotti dall'impianto di dissalazione (in seguito alle operazioni di sostituzione dei componenti guasti durante la fase d'uso), è stato necessario considerare nella fase d'inventario le voci ad essi associate. Durante l'intero arco di vita dell'impianto di dissalazione, è stato assunto che ad ogni flusso di materia in entrata al sistema (associato alla sostituzione delle componenti guaste) viene prodotto un corrispondente flusso in uscita associato al dispositivo sostituito giunto a fine vita. Per quanto riguarda gli scenari di trattamento di fine vita delle componenti guaste è stato consultato il data browser dell'Eurostat col fine di compiere una modellazione il più accurata e veritiera possibile. Per avere un'altra fonte di informazioni sullo smaltimento dei rifiuti sono stati presi in considerazione i rapporti annuali dell'ISPRA. Tale sistema di dati fa riferimento alla classificazione europea dei rifiuti per le statistiche (CER-Stat) versione 4 (2010). La classificazione

europea dei rifiuti è una classificazione dei rifiuti principalmente orientata alla tipologia di sostanze a fini statistici e distingue tra rifiuti pericolosi e non pericolosi. Il data browser dell'Eurostat è uno strumento in grado di fornire statistiche riguardanti la gestione e trattamento dei rifiuti, esso caratterizza i risultati in base a:

- entità geopolitica considerata
- anno di riferimento
- classe di pericolo del rifiuto
- operazione di gestione dei rifiuti
- categoria del rifiuto

Inizialmente, per quanto riguarda la modellazione della fase di riciclo dei rifiuti, un approccio del tipo *simple cut off* è stato adottato. Questo modello attribuisce gli oneri al punto in cui un prodotto viene venduto ed esercita quindi un taglio al punto in cui il materiale riciclabile lascia il sistema del prodotto. L'approccio al riciclo del tipo *simple cut off* è il più semplice da adoperare, in quanto non dipende da particolari condizioni di mercato, dal numero di utilizzi o da altre tipologie di dati (Laurin, 2019). In altre parole, l'impatto ambientale associato alla fase di raccolta e preparazione del rifiuto necessaria per il suo successivo riutilizzo non viene conteggiata nella fase di valutazione degli impatti associata al trattamento di fine vita, questo implica che non risulta a carico del sistema di prodotto che lo ha generato. Le sole voci che vengono conteggiate all'interno del modello sono trattamenti di fine vita quali incenerimento e invio a discarica. In alternativa alla tipologia di approccio *simple cut off*, è stato utilizzato un approccio nel quale all'interno del sistema vengono conteggiati gli impatti ambientali associati alla fase di raccolta e preparazione del rifiuto per il suo successivo riutilizzo. Tuttavia, in questo scenario, l'attribuzione degli impatti relativi alla fase di rigenerazione del rifiuto viene compensata con dei crediti di riciclaggio, i quali rappresentano l'effetto benefico che ha l'azione di sostituzione di una quota di materia prima vergine con la materia prima seconda all'interno di un sistema di prodotto differente da quello trattato. In questo caso, la materia prima evitata in conseguenza all'attività di riciclo viene conteggiata all'interno del bilancio di materia del sistema tramite l'inserimento di un flusso di materia prima col segno meno, associato quindi ad una quota di impatto evitata e non più generata. Questo è un approccio al riciclo del tipo "*avoided burden*", rappresentato a livello schematico in figura 2.12.

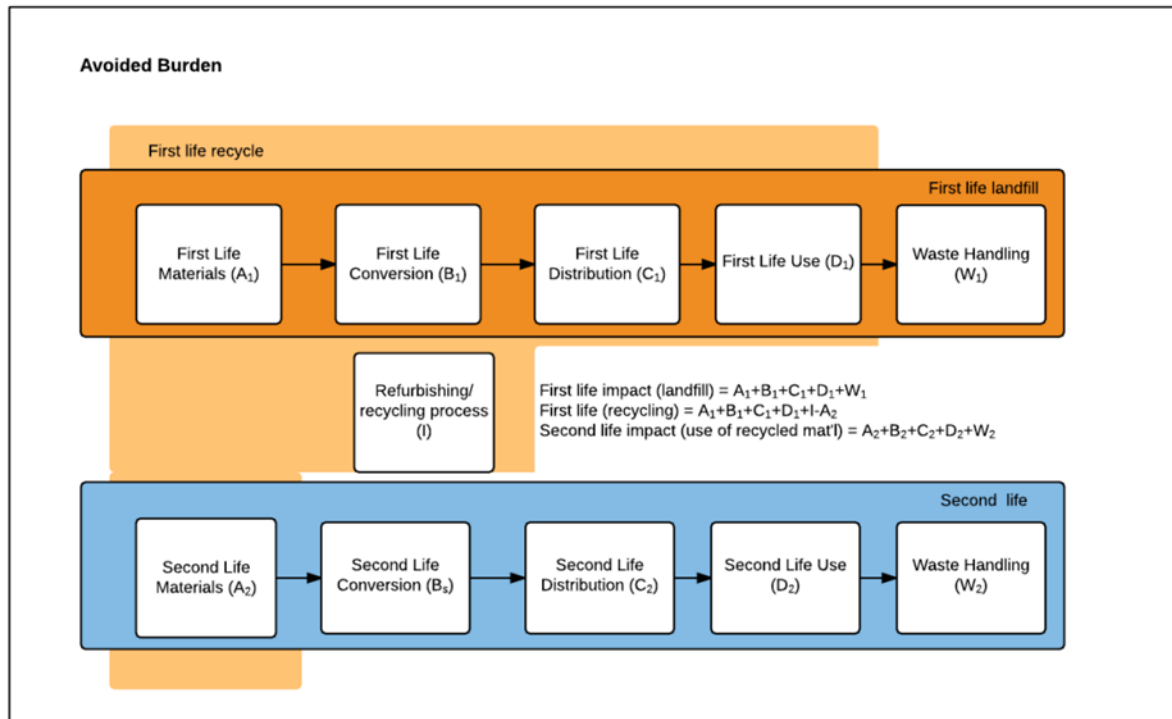


Figura 2.12 Rappresentazione schematica dell'approccio al riciclo "avoided burden" (Laurin, 2019)

Per la fase di modellazione del trattamento di fine vita è stato assunto che la quantità di rifiuti prodotti equivale alla quantità di materiale sostituito durante la fase d'uso dell'impianto, a causa di guasti o del raggiungimento di vita utile dei dispositivi. Durante la fase d'uso dell'impianto, all'unità di filtrazione con letto di sabbia è stata associata la generazione di mezzo di filtrazione esausto, a causa delle periodiche attività di sostituzioni compiute. Nonostante le varie possibilità di riutilizzo, un'ingente quantità di sabbia di scarto viene ancora smaltita in discarica, è stato quindi assunto che la totalità del rifiuto prodotto venga mandato in discarica. All'interno della fase di *deep filtration*, in seguito alle attività di manutenzione, vengono generate cartucce esauste spesso contaminate da sedimenti di vario genere, tra cui come precedentemente riportato sabbia, ruggine e particelle di calcare. Il loro trattamento di fine vita è stato modellato anche in questo caso interamente tramite l'invio in discarica. Secondo quanto riportato in letteratura, le membrane vengono solitamente smaltite in discarica, a causa di una mancanza di opzioni di gestione di questa tipologia di rifiuto in modo economicamente ed ecologicamente fattibile (De Paula*, & Santos Amaral, 2018). Coerentemente con quanto accade nella pratica, il fine vita delle membrane è stato modellato assumendo che esse vengano dismesse in discarica. Le pompe giunte a fine vita sono costituite prevalentemente da parti metalliche, per questa ragione è stato considerato come approccio di fine vita il processo di riciclo. Più nel dettaglio, nell'approccio "avoided burden" è stato preso in considerazione che in seguito ad un processo di disassemblaggio del dispositivo solamente l'85% dei pezzi metallici contenuti al suo interno possano essere recuperati (Ioannidis, Barkas , & Psomopoulos, 2018). In seguito, all'interno della quota di materia associata alle

componenti disassemblate, in base alla tipologia del metallo considerata, è stato impiegato un fattore che tenga conto delle ulteriori perdite di materiale durante il processo di raccolta e riciclaggio. Questo fatto è chiamato *recycling rate* e vale:

	Acciaio	Alluminio	Rame	Piombo
<i>Recycling rate</i>	0.85	0.85	0.85	0.95

Tabella 2.3 *Recycling rate per differenti tipologie di metalli*

La materia prima secondaria ottenuta dal processo di ritrattamento, scalata secondo i fattori appena definiti, è stata inserita all'interno del modello come materia evitata. Il trattamento di fine vita delle rimanenti componenti plastiche che compongono la pompa è stato modellato facendo riferimento alle percentuali riportate da ISPRA:

	Riciclo	Incenerimento	Discarica
Rifiuti plastici	48.70%	44.70%	6.60%

Tabella 2.4 *Percentuali di trattamento di finite vita rifiuti plastici*

Per le componenti guaste del sistema di piping è stato utilizzato lo stesso approccio impiegato per le pompe, lo stesso vale per le voci relative alle batterie e gli inverter giunti a fine vita.

2.4.5 Trasporto

Durante la fase operativa dell'impianto di dissalazione, a causa delle continue attività di manutenzione, si osserva la sostituzione periodica di dispositivi indispensabili per il funzionamento del processo. Ogni dispositivo di ricambio richiesto necessita di essere trasportato dal luogo in cui viene prodotto al sito dell'impianto di dissalazione. Per questo motivo all'interno dello studio compiuto è stata considerata la fase di trasporto delle componenti di ricambio. Tuttavia, non esistendo a livello concreto il sistema studiato, e quindi non essendo definiti i corrispettivi fornitori dell'attrezzatura di processo, la fase di trasporto è stata modellata secondo le linee guida della PEFCR (European Commission, 2018). Essa consiglia di utilizzare il mix distanze e modalità di trasporto di default di seguito definiti per la fornitura all'interno dell'Europa:

- 130 km tramite camion (>32 t, EURO 4)
- 240 km tramite treno (average freight train)
- 270 km tramite nave (barge)

Durante la fase di modellazione, per ciascun flusso di materia in entrata al sistema è stato quindi attribuito l'impatto associato alle precedenti modalità di trasporto.

2.4.6 Scenari energetici e di processo

Una volta completata l'analisi di inventario e quantificati i consumi energetici associati a ciascuna unità di processo dell'impianto di dissalazione nello scenario baseline rimane da definire la tipologia di fonte energetica impiegata. Una prima fase dello studio si pone quindi come obiettivo l'indagine dei vantaggi in termini di impatto ambientale che si ottengono alimentando l'impianto di dissalazione con energia rinnovabile da fotovoltaico, invece che impiegare la tradizionale soluzione in cui l'intero sistema viene collegato alla rete elettrica nazionale. Per fare ciò è stato pensato di analizzare tre diversi scenari energetici differenti tra loro, i quali sono:

- 100% energia da rete elettrica nazionale
- 100% energia da impianto fotovoltaico
- 50% energia da rete e 50% energia da fotovoltaico

Una volta compiuta questa prima analisi di confronto, l'attenzione è stata focalizzata sullo scenario baseline alimentato interamente con energia da impianto fotovoltaico. Fissata la tipologia della fonte energetica, è stato ipotizzato uno scenario di processo all'interno del quale è stato fatto variare il dosaggio di antiscalant impiegato, passando da 2 ppm a 5ppm previsti come valore massimo dalla Lenntech. È stato allora assunto che a tale incremento corrisponde una minore frequenza di sostituzione delle membrane, considerando non più una vita utile di 3 anni ma di 5 anni per ciascuna. Questa assunzione si riflette in un minor numero di membrane impiegate nell'arco di vita dell'impianto, pari a:

$$A_{mem,tot} = 165 \times 5 \times 40.9 = 33\,742.5 \text{ m}^2 \quad (2.77)$$

$$A_{mem,m^3} = \frac{A_{mem,tot}}{V_{tot,perm}} = \frac{33742.5 \text{ m}^2}{11771250 \text{ m}^3} = 2.87 \times 10^{-3} \frac{\text{m}^2}{\text{m}^3} \quad (2.78)$$

In seguito, è stato ipotizzato un ulteriore scenario dove al posto delle membrane tradizionali TFC sono state impiegate delle membrane innovative TFN, caratterizzate da una portata di acqua permeata maggiore rispetto alle tradizionali (la cui scheda tecnica è riportata in figura 2.13).

Product Specifications

Active Membrane Area, ft ² (m ²)	Permeate flow rate, GPD (m ³ /d)	Stabilized Salt Rejection, %	Minimum Salt Rejection, %	Boron Rejection, %	Feed Spacer, mil
440 (41)	15,070 (57.0)	99.8	99.6	89	28

Test Conditions : 32,000 ppm NaCl, 5 ppm boron at 25°C (77°F), 800 psi (55 bar), pH 8, Recovery 8%.
Permeate flows for individual elements may vary +/-15%.

Figura 2.13 Caratteristiche tecniche della membrana TFN LG SW 440ES

Questo significa che a parità di acqua dissalata prodotta, il numero di membrane impiegate diminuisce, per un valore pari a:

$$n_{mem} = \frac{Q_{perm}}{Q_{mem}} = \frac{258 \frac{m^3}{h}}{2.375 \frac{m^3}{h}} = 108.6 \cong 109 \text{ membrane} \quad (2.79)$$

$$A_{mem,tot} = 109 \times 5 \times 41 = 22345m^2 \quad (2.80)$$

$$A_{mem,m^3} = \frac{A_{mem,tot}}{V_{tot,perm}} = \frac{22345m^2}{11771250m^3} = 1.89 \times 10^{-3} \frac{m^2}{m^3} \quad (2.81)$$

Infine, un ultimo scenario dove al posto di acqua di mare viene impiegata acqua salmastra come fonte di alimentazione del processo è stato ipotizzato. Le caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua salmastra presa da riferimento sono state ottenute da un campione d'acqua prelevato dalla foce del fiume Sile in corrispondenza della laguna di Venezia. I valori sono riportati in tabella 2.5.

Conducibilità specifica ($\mu S/cm$)	Salinità (mg/L)	Solidi sospesi totali (mg/L)
4117.5	2148.9	22

Tabella 2.5 Caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua salmastra presa come riferimento

I consumi energetici associati allo scenario di acqua salmastra sono inferiori rispetto a quelli dello scenario di acqua di mare, essendo minore la concentrazione di sale contenuta nell'acqua e conseguentemente minori le pressioni da applicare per garantire l'osmosi inversa. Ridimensionando l'impianto di dissalazione secondo un opportuno fattore di scala e assumendo un tasso di recovery del 65%, i seguenti consumi per ciascuna unità di processo sono stati ottenuti:

$$E_p = 162 \times 5 \times (100 + 265 \times 0.3) \times 25 = 3634875kWh \quad (2.82)$$

$$E_m = 198 \times 5 \times (100 + 265 \times 0.3) \times 25 = 4442625kWh \quad (2.83)$$

$$E_o = 466 \times 5 \times (100 + 265 \times 0.3) \times 25 = 10455875kWh \quad (2.84)$$

$$E_d = 10 \times 5 \times (100 + 265 \times 0.3) \times 25 = 1077000kWh \quad (2.85)$$

$$E_{manu} = 18 \times 50 \times 25 = 22500kWh \quad (2.86)$$

Per un consumo energetico su unità funzionale pari a:

$$E_{tot,m^3} = \frac{E_{tot}}{V_{tot,perm}} = \frac{19632875}{11771250} = 1.667 \frac{kWh}{m^3} \quad (2.87)$$

La membrana scelta per lo scenario di acqua salmastra, nonostante sia sempre una membrana del tipo TFC, differisce da quella utilizzata per acqua di mare nelle caratteristiche tecniche, riportate in figura 2.14.


		Model LEN-BHR30-440 High Rejection, Excellent Productivity - Brackish Water Element			
Type	Configuration: Spiral Wound	Membrane Polymer: Composite Polyamide	Brine Spacer Material: Polypropylene		
Specifications	Permeate Flow: 12000 gpd (45,4 m ³ /d)	Salt Rejection: 99,5% nominal (99,2% minimum)	Nominal Membrane Area: 440ft ² (40,9m ²)		
Test Conditions (After 30 min of operation)	Solution NaCl 1500 ppm	Applied Pressure: 225 psi (15,5 bar)	Operating Temperature: 77 °F (25 °C)	Permeate Recovery: 15%	pH Range: 6,5 ÷ 7,0

Figura 2.14 Caratteristiche tecniche della membrana per acqua salmastra LEN-BHR30-440

Essendo maggiore la portata del permeato, il numero di membrane impiegate diminuisce, per un valore pari a:

$$n_{mem} = \frac{Q_{perm}}{Q_{mem}} = \frac{258 \frac{m^3}{h}}{1.891 \frac{m^3}{h}} = 136.4 \cong 137 \text{ membran} \quad (2.88)$$

$$A_{mem,tot} = 137 \times 5 \times 40.9 = 28016.5 \text{ m}^2 \quad (2.89)$$

$$A_{mem,m^3} = \frac{A_{mem,tot}}{V_{tot,perm}} = \frac{28016.5 m^2}{11771250 m^3} = 2.38 \times 10^{-3} \frac{m^2}{m^3} \quad (2.90)$$

Risultati e discussione

3.1 Valutazione degli impatti

Durante la fase di valutazione degli impatti, i risultati ottenuti dalla fase di analisi dell'inventario vengono impiegati per calcolare i potenziali impatti del sistema analizzato nei confronti dell'ambiente e della salute umana. La fase di valutazione degli impatti, secondo quanto riportato dalle linee guida degli standard ISO 14040 e 14044, comprende tre step obbligatori:

- definizione delle categorie d'impatto
- classificazione
- caratterizzazione

Durante la fase di definizione delle categorie d'impatto vengono selezionate delle classi che rappresentano dei problemi ambientali di interesse, a ciascuna di essa vengono associato degli indicatori di riferimento che tramite appositi fattori di caratterizzazione permettono di rappresentare in maniera quantificabile l'impatto sull'ambiente. Durante la fase di classificazione i risultati dell'analisi dell'inventario vengono assegnati ai problemi ambientali di interesse e più nello specifico alle relative categorie d'impatto. In una successiva fase di caratterizzazione vengono quantificati gli impatti ambientali associati all'analisi d'inventario, in riferimento a ogni categoria d'impatto definita, questa operazione è permessa grazie all'utilizzo di fattori di caratterizzazione stabiliti da enti autorevoli e contenuti in modelli di caratterizzazione specifici per ciascuna problema ambientale.

3.1.1 Definizione delle categorie d'impatto

Come riportato nella sezione 2.3.3 la metodologia di valutazione degli impatti utilizzata è ReCiPe 2016, all'interno della quale è stato scelto di utilizzare indicatori del tipo *midpoint*, secondo una prospettiva *hierarchist*. Le categorie d'impatto, gli indicatori di categoria ed i fattori di caratterizzazione utilizzati da ReCiPe sono i seguenti:

- *climate change*: l'indicatore di riferimento è il *global warming*, rappresentato in maniera quantificabile tramite la quantità di kg di CO_2 equivalente. I cambiamenti climatici possono provocare effetti nocivi sulla salute degli ecosistemi, degli essere umani e sul benessere materiale. Il modello di caratterizzazione utilizzato è quello sviluppato dall'IPCC dove i

fattori di caratterizzazione sono espressi come potenziale di riscaldamento globale per 100 anni in kg di CO_2 equivalente/kg di emissioni.

- *ozone depletion*: l'indicatore di riferimento è *stratospheric ozone decrease* rappresentato in maniera quantificabile tramite la quantità di kg di CFC-11 equivalente. L'esaurimento dell'ozono stratosferico può avere effetti nocivi sulla salute umana, sulla salute degli animali, sugli ecosistemi terrestri ed acquatici, sui cicli biochimici e sui materiali. Il modello di caratterizzazione utilizzato è quello sviluppato dall'Organizzazione Meteorologica Mondiale dove vengono definiti i potenziali di riduzione dello strato di ozono di diversi gas in kg di CFC-11 equivalente/kg di emissioni.
- *marine, freshwater, terrestrial ecotoxicity*: l'indicatore di riferimento è l'*hazard-weighted increase in natural soil, fresh water and marine water* rappresentato in maniera quantificabile tramite la quantità di kg di 1,4-DCB equivalente. L'ecotossicità marina, d'acqua dolce e terrestre tiene conto dell'accumulo e degli effetti tossici di sostanze chimiche pericolose all'interno dell'ecosistema marino e terrestre. Il modello di caratterizzazione utilizzato è quello basato sul modello USES-LCA dove i fattori di caratterizzazione sono espressi come kg di 1,4-DCB equivalente/kg di emissioni.
- *photochemical oxidant formation (ecosystem quality and human health)*: l'indicatore di riferimento è il *tropospheric ozone increase*, rappresentato in maniera quantificabile dalla quantità di kg di NO_x equivalente. L'ozono è un pericolo per la salute dell'uomo perché può infiammare le vie respiratorie e infiammare i polmoni. Le concentrazioni di ozono provocano un aumento della frequenza e della gravità dei problemi respiratori nell'uomo. Il modello di caratterizzazione utilizzato è quello basato su quanto riportato da Van Zelm et al. (2016) dove i fattori di caratterizzazione sono espressi come kg di NO_x equivalente/kg di emissioni.
- *mineral resource scarcity*: l'indicatore di riferimento è l'*ore grade decrease*, in quanto l'attività di estrazione primaria di una risorsa mineraria porta ad una diminuzione complessiva del grado del minerale, ed è rappresentato in maniera quantificabile dalla quantità di surplus di *ore* associato all'estrazione di un kg di Cu equivalente. Questa categoria rappresenta la protezione degli ecosistemi e l'attività di estrazione di minerali. Il modello di caratterizzazione utilizzato fa riferimento agli studi di Vieira et al. (2016) dove i fattori di caratterizzazione sono espressi come surplus di *ore* prodotto da estrazione kg di Cu equivalente/ kg di minerale x.
- *fossil resource scarcity*: l'indicatore di riferimento è l'*upper heating value*. Questa categoria d'impatto riguarda l'estrazione di combustibili fossili. Il modello di caratterizzazione fa riferimento agli studi di Ponsioen et al. (2014), dove i fattori di caratterizzazione sono espressi come kg di petrolio equivalente/kg del combustibile fossile.
- *human toxicity (cancer and non-cancer)*: l'indicatore di riferimento è il *risk increase of cancer and non-cancer disease incidence*, rappresentato in maniera quantificabile dalla quantità di kg di 1,4-DCB equivalente. Questa categoria d'impatto si riferisce al potenziale

danno per la salute umana di una sostanza chimica rilasciata nell'ambiente. Il modello di caratterizzazione fa riferimento agli studi di Van Zelm et al. (2009-2013) dove i fattori di caratterizzazione sono espressi come kg di 1,4-DCB equivalente/ kg di sostanza emessa.

- *water use*: l'indicatore di riferimento è l'*increase of water consumed*, rappresentato in maniera quantificabile dall'*WCP*, ossia la quantità di m^3 di acqua consumata. Questo indicatore misura il potenziale di deprivazione della risorsa idrica, sia per gli umani che per gli ecosistemi e fa riferimento agli studi di Pfister et al. (2009), De Schryver et al. (2011) e Hanafiah et al (2011).
- *land use*: l'indicatore di riferimento è l'*occupation and time-integrated trasformation*, rappresentato in maniera quantificabile dai $m^2 \times anno$ di equivalente culturale occupato. Questa categoria di impatto tiene in considerazione la perdita relativa di specie dovuta all'uso locale del territorio, che comprende il processo di trasformazione del territorio, di occupazione del territorio e di distensione dei terreni. I fattori di caratterizzazione per l'impatto della trasformazione e dell'occupazione del territorio si basano sulle perdite relative di specie calcolate da De Baan et al. (2013) e Elshout et al. (2014), mentre quelli per la distensione dei terreni sono calcolati sulla base del modello di Köllner et al. (2007), utilizzando i tempi di recupero di Curran et al. (2014).
- *marine and fresh water eutrophication*: gli indicatori di riferimento sono *dissolved inorganic nitrogen increase in marine water* per l'eutrofizzazione dell'acqua di mare e *phosphorus increase in fresh water* per l'acqua dolce. L'indicatore di riferimento nel caso dell'acqua di mare è rappresentato in maniera quantificabile dai kg di N equivalente, mentre per l'acqua dolce vengono utilizzati i kg di P equivalente. La categoria d'impatto dell'eutrofizzazione comprende tutti gli impatti dovuti ai livelli eccessivi di macronutrienti nell'ambiente causati dalle emissioni di sostanze nutritive nell'aria, acqua e nel suolo. Il modello di caratterizzazione sviluppato è quello ottenuto dagli studi di Azevedo et al. (2014). Dove i fattori di caratterizzazione sono espressi come kg di P equivalente/ kg di sostanza rilasciata nell'ambiente e kg di N equivalente/ kg di emissioni.
- *terrestrial acidification*: l'indicatore di riferimento è il *proton increase in natural soils* rappresentato in maniera quantificabile dai kg di SO_2 equivalente. Questa categoria di impatto riguarda le sostanze acidificanti che causano una vasta gamma di impatti sul suolo, acque sotterranee, acque superficiali, organismi ed ecosistemi. Il modello di caratterizzazione utilizzato è quello sviluppato dagli studi di Roy et al. (2014) dove i fattori di caratterizzazione impiegati sono i kg di SO_2 equivalente/kg di emissioni.
- *ionizing radiation*: l'indicatore di riferimento è l'*absorbed dose increase* rappresentato in maniera quantificabile dai kBq di Co-60 equivalente. Questa categoria d'impatto tiene conto dell'effetto di danneggiamento delle molecole di DNA causato dall'esposizione alle radiazioni ionizzanti causate dai radionuclidi. Il modello di caratterizzazione utilizzato si basa sugli studi di Frischknecht et al. (2000) and De Schryver et al. (2011).

- *particulate matter formation*: l'indicatore di riferimento è il *particulate matter formation potential* rappresentato in maniera quantificabile dai kg di PM2.5 equivalente. Il PM2,5 causa problemi alla salute umana in quanto raggiunge la parte superiore delle vie respiratorie e dei polmoni quando viene inalato. Il modello di caratterizzazione utilizzato è fondato sugli studi di Van Zelm et al. (2016).

3.1.2 Classificazione e caratterizzazione

Una prima valutazione degli impatti utilizzando ReCiPe, per l'unità funzionale definita, è stata condotta sullo scenario baseline definito in sezione 2.4.1. All'interno di questa analisi è stata fatta variare la fonte dell'energia impiegata durante la fase d'uso dell'impianto di dissalazione, valutando l'impatto dello scenario baseline associato ai tre scenari energetici definiti in sezione 2.4.6. I risultati ottenuti per le differenti categorie d'impatto, una volta messi a confronto tra loro forniscono un'interessante panoramica di come al variare della fonte di alimentazione energetica impiegata si manifesta una notevole differenza in termini di impatti ambientali. In figura 3.1 si osserva come per tutte le categorie d'impatto ad eccezione di *Terrestrial ecotoxicity*, *Land use* e *Mineral resource scarcity* si abbia un guadagno in termini di impatto ambientale. Per la categoria d'impatto *Global warming* si osserva un netto incremento dell'impatto nel caso in cui l'impianto fosse alimentato interamente tramite energia da rete elettrica nazionale, in maniera analoga ma meno sostanziosa (essendo caratterizzato da una quota di energia da fotovoltaico) anche lo scenario 50-50, presenta un maggiore impatto.

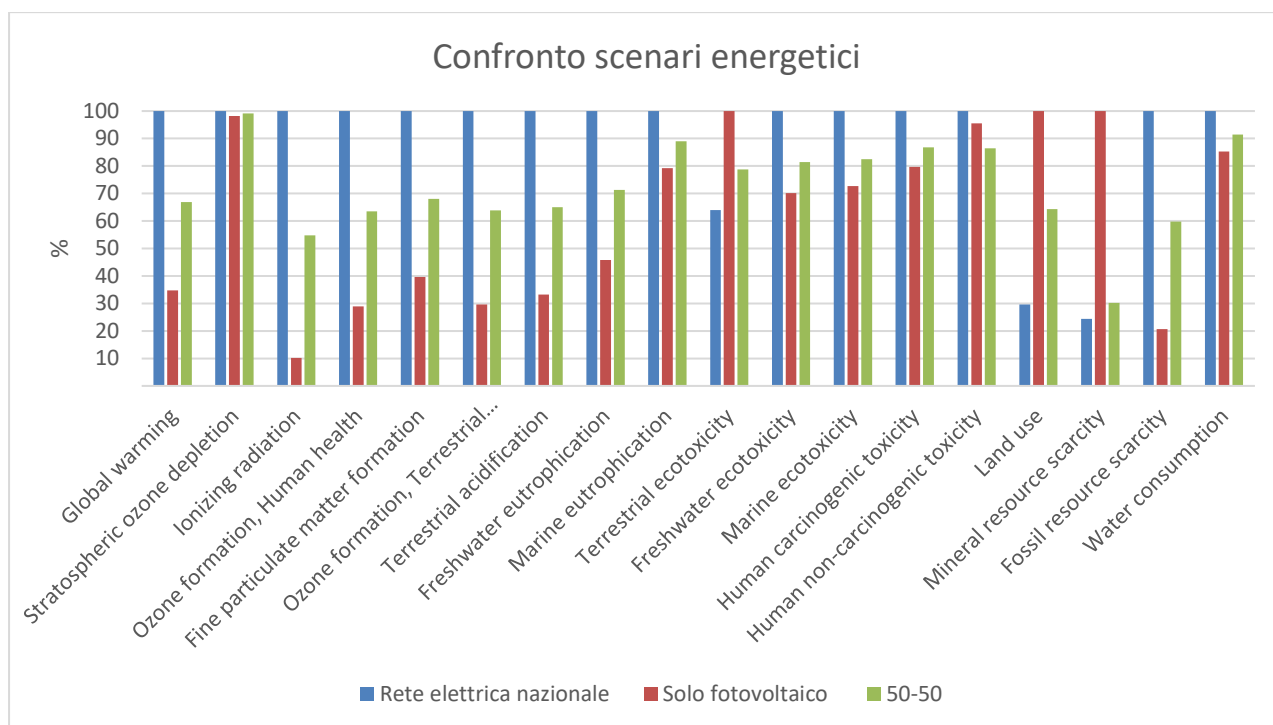


Figura 3.1 Rappresentazione grafica degli impatti ottenuti dal confronto tra i tre diversi scenari energetici

I valori di impatto associati ad ogni scenario, in ordine dal 100% rete, al 50-50 fino allo scenario di solo fotovoltaico sono: 2.223, 1.485 e 0.772 kg di CO_2 eq. In termini percentuali, in rapporto allo scenario di 100% rete, si ottiene un valore del 66.83% per lo scenario 50-50 e 34.75% per lo scenario di solo fotovoltaico. È evidente come la motivazione di questo maggiore impatto associato allo scenario di rete sia dovuto al fatto che all'interno del mix energetico nazionale l'82.77% proviene da combustibili fossili, quali gas, carbone, petrolio e altre fonti non specificate. All'interno della categoria d'impatto *Stratospheric ozone depletion* non si riscontrano particolari differenze, essendo la quantità e la tipologia delle membrane (principale fonte d'impatto all'interno della categoria a causa dell'emissione di CFC-113 durante il suo processo di produzione) rimasta invariata nei differenti scenari. Per la categoria d'impatto *Land use* si osserva un minore utilizzo del suolo negli scenari energetici con energia da rete elettrica nazionale, i valori, nell'ordine sopra definito sono: 0.023, 0.050 e 0.0784 m^2a crop eq. In termini percentuali, in rapporto allo scenario di solo fotovoltaico, si ottiene un valore del 64.30% per lo scenario 50-50 e 30% per lo scenario 100% rete. I maggiori valori osservati nel caso di impiego di energia da fotovoltaico sono attribuibili all'utilizzo di suolo derivante dalle grandi infrastrutture necessarie per l'operatività dell'impianto fotovoltaico. Nella categoria d'impatto *Mineral resource scarcity* si ottiene un minore impatto nel caso degli scenari energetici alimentati con energia da rete. I valori sono i seguenti: 0.00464, 0.00574 e 0.019 kg Cu eq. In termini percentuali, in rapporto allo scenario di solo fotovoltaico, si ottiene un valore del 30.20% per lo scenario 50-50 e 24% per lo scenario di solo rete. Il motivo di questo andamento è il maggiore impiego di risorse minerarie per la realizzazione dell'infrastruttura dell'impianto fotovoltaico e i dispositivi ad esso associati, quali inverter e batterie. Per la categoria d'impatto *Fossil resource scarcity* chiaramente lo scenario più impattante è presentato dal caso alimentato al 100% da rete, seguito da quello 50-50, essendo come sopra riportato associato all'impiego di energia prodotta da combustibili fossili. Questo si riflette in un maggior esaurimento delle risorse fossili. I valori ottenuti sono: 0.5816, 0.3479 e 0.1200 kg oil eq. In termini percentuali, in rapporto allo scenario di 100% rete, si ottiene un valore del 59.83% per lo scenario 50-50 e 20.64% per lo scenario di solo fotovoltaico. Un'ulteriore valutazione degli impatti è stata compiuta tenendo in considerazione uno scenario in cui l'approccio al riciclo non è più del tipo "simple cut-off", ma "avoided burden". In esso viene conteggiato all'interno del sistema l'impatto associato alle attività previste per ritrattare i rifiuti prodotti (solo dove è possibile la via del riciclo), necessarie per fornire in uscita della materia prima seconda. Tuttavia, in parallelo, all'interno del modello viene tenuto conto di una quantità equivalente di materia prima evitata, la quale implica una corrispondente quota di impatto evitato nel risultato complessivo finale. In figura 3.2. è possibile osservare il confronto tra gli impatti associati all'approccio "simple cut off" e "avoided burden". Per la categoria *Global warming* non si riscontrano particolari differenze, nello scenario "avoided burden" si ottiene un valore pari a 0.7471 kg di CO_2 eq, mentre nel "simple cut-off" un valore di 0.7671 kg di CO_2 eq, corrispondente ad una differenza percentuale del 2.57%. Per la categoria *Land use* i risultati sono analoghi, nello scenario "avoided burden" si ottiene 0.0771 m^2a crop eq, mentre nel "simple cut-off" un valore di 0.0783 m^2a crop eq, per una differenza percentuale del 1.41%. Per la categoria *Mineral resource scarcity* la differenza di

impatto è ingente. Nello scenario “*avoided burden*” si ottiene un valore pari a -0.0047 kg di Cu eq, mentre nel “*simple cut-off*” un valore di 0.0194 kg di Cu eq, per una percentuale di impatto evitato pari al 24.41%. Un valore negativo dell’indicatore di categoria significa che è stata evitata una quota di impatto, infatti, il processo di trattamento dei rifiuti prodotti ha la funzione di renderli idonei ad una successiva operazione di riciclo, evitando un’equivalente quota di produzione di materia prima che altrimenti avverrebbe. Nel approccio “*avoided burden*”, andando a recuperare le parti metalliche dei dispositivi quali batterie, inverter e pompe si evita una corrispondente quota di estrazione di risorse minerarie conteggiata dalla categoria d’impatto. Per la categoria *Fossil resource scarcity* non si osservano particolari differenze, nello scenario “*avoided burden*” si ottiene un valore di 0.1008 kg oil eq, mentre nel “*simple cut-off*” un valore pari a 0.1057 kg oil eq, per una differenza percentuale del 4.55%.

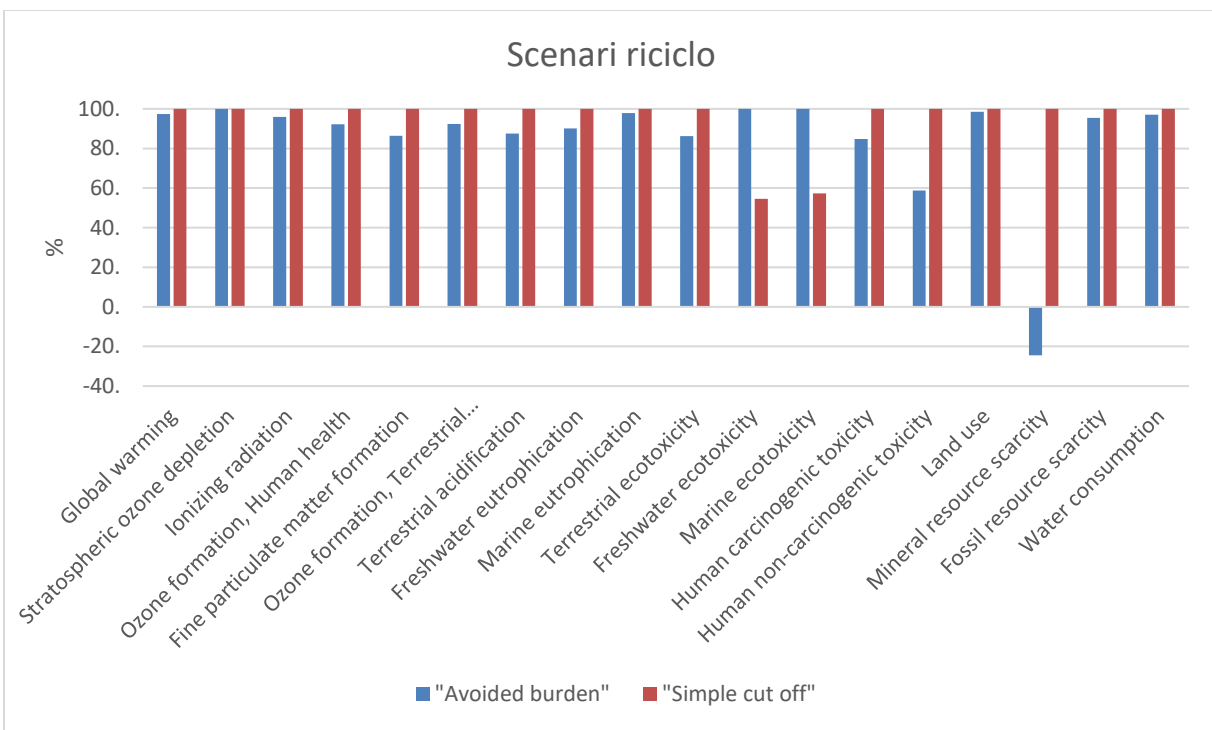


Figura 3.2 Rappresentazione grafica degli impatti ottenuti con approccio “*simple cut off*” e “*avoided burden*”

Dopo aver condotto una valutazione degli impatti nei due scenari differenti tra loro per approccio al riciclo è stato analizzato un diverso scenario di processo rispetto a quello baseline, nel quale è stata fatta variare la quantità di antiscalant impiegato, passando da 2ppm a 5ppm. In figura 3.3 è possibile osservare gli impatti associati allo scenario baseline messi a confronto con quelli del nuovo scenario caratterizzato da una maggiore concentrazione di disincrostante. Per la categoria d’impatto *Global warming* si è ottenuto un valore pari a 0.6277 kg di CO_2 equivalente nel caso dello scenario 5ppm, contro i 0.7673 kg di CO_2 equivalente dello scenario baseline, per una diminuzione del 18.33%. Il minore impatto ambientale dello scenario 5ppm può essere spiegato dal fatto che andando ad aumentare il dosaggio di antiscalant impiegato, la quantità di membrane

sostituite nell'arco di vita dell'impianto diminuisce, le quali come precedentemente osservato hanno un notevole contributo all'interno della categoria d'impatto. Il discorso è analogo per la categoria d'impatto *Stratospheric ozone depletion*, dove per lo scenario 5ppm si ottiene 2.6616×10^{-5} kg CFC11 eq, mentre per il caso baseline 4.4101×10^{-5} kg CFC11 eq, con una differenza del 39.65%. In maniera differente, per la categoria d'impatto *Land use* si ottiene $0.0836 m^2 a$ crop eq nello scenario 5ppm e $0.07831 m^2 a$ crop eq nello scenario baseline, riscontrando un incremento dell'impatto del 6% all'aumentare del dosaggio. Questo può essere dovuto all'utilizzo del suolo derivante dall'impiego di grandi e ingombranti fabbriche necessarie per la produzione dei composti chimici contenuti all'interno dell'antiscalant.

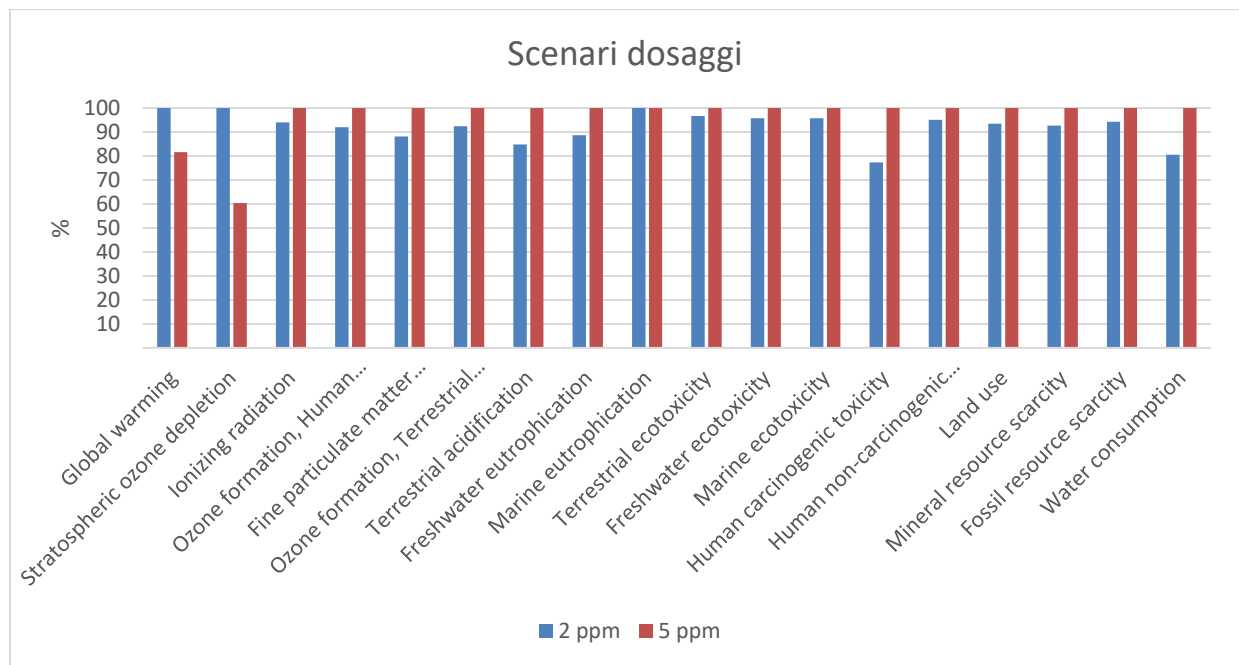


Figura 3.3 Rappresentazione grafica dei risultati ottenuti dalla valutazione degli impatti dello scenario baseline e quello con maggiore dosaggio di antiscalant

Per la categoria *Mineral resource scarcity* si è ottenuto un valore di 0.02094 kg Cu eq nello scenario 5ppm e pari a 0.01939 kg Cu eq nello scenario baseline, osservando un incremento del 7% all'aumentare del dosaggio. La ragione di questo maggiore impatto può essere giustificata dall'impiego di fosforite come materia prima nel processo di produzione dell'acido fosforico, a sua volta necessario per la produzione dell'antiscalant utilizzato per modellare il processo. Nella categoria *Fossil resource scarcity* si ottiene un valore pari a 0.11223 kg oil eq. nello scenario 5ppm e di 0.10584 kg oil eq nel caso baseline, con un conseguente aumento del 6% dell'impatto all'aumentare del dosaggio di processo. In seguito al focus sul dosaggio di antiscalant impiegato, è stata condotta un'analisi di valutazione degli impatti sullo scenario in cui al posto delle tradizionali membrane TFC sono state impiegate le innovative membrane TFN. In figura 3.4 sono riportati i risultati dell'indagine compiuta. Per la categoria d'impatto *Global warming* si è ottenuto

un valore pari a 0.53592 kg di CO_2 equivalente nello scenario con membrane TFN, rispetto i 0.62774 kg di CO_2 equivalente dello scenario baseline, risultando in un decremento del 14.74% dell'impatto in seguito all'utilizzo delle membrane TFN. Questa netta diminuzione dell'impatto è associata all'impiego di un minor numero di membrane a parità di portata d'acqua permeata in uscita dal processo, essendo le membrane TFN caratterizzate da migliori performance rispetto le TFC per quanto riguarda il flusso di permeato garantito a parità di condizioni di test. Essendo le membrane una voce parecchio impattante all'interno della categoria d'impatto considerata questo si riflette in un minore quantitativo di kg di CO_2 equivalente.

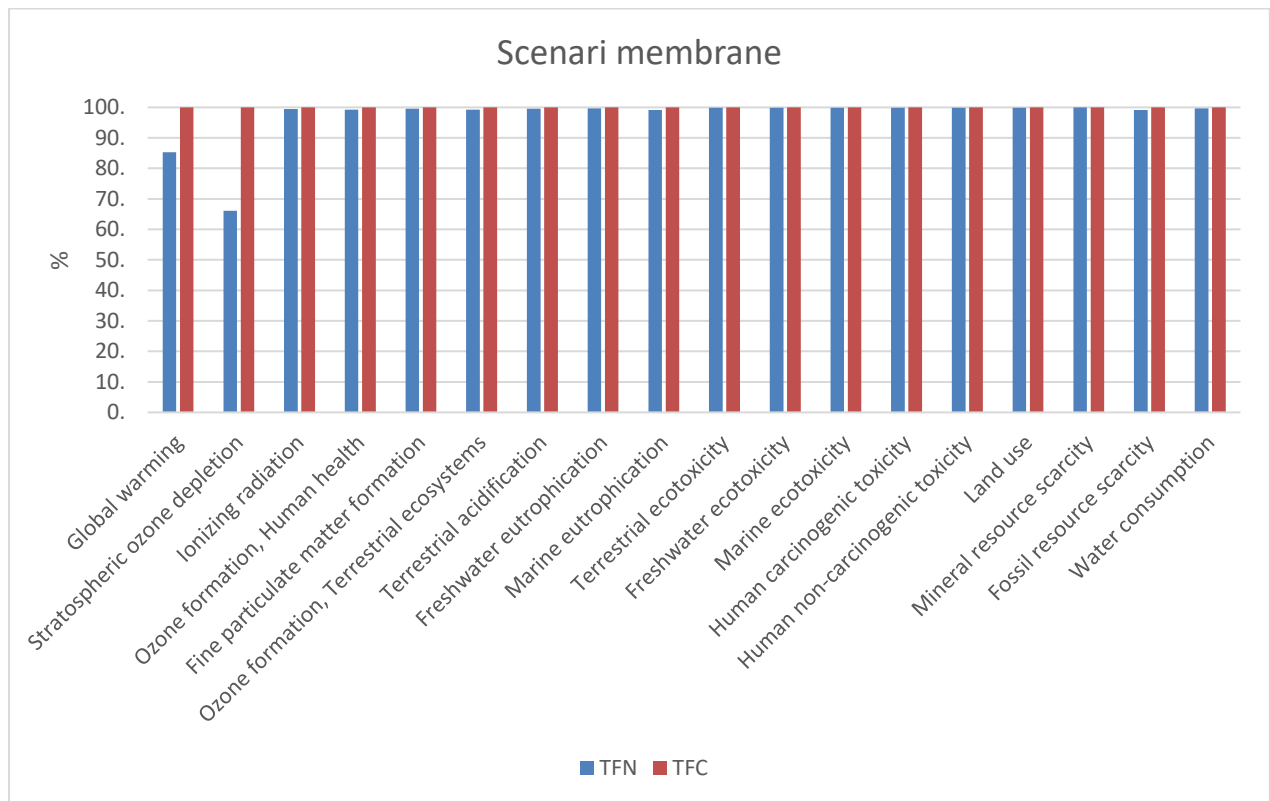


Figura 3.4 Rappresentazione grafica del confronto tra i risultati della valutazione degli impatti nello scenario baseline e quello con membrane TFN

Il discorso è analogo per la categoria d'impatto *Stratospheric ozone depletion*, dove per lo scenario TFN si è ottenuto 1.7601×10^{-5} kg CFC11 eq, mentre per lo scenario baseline 2.6616×10^{-5} kg CFC11 eq, pari ad una diminuzione del 33.88% rispetto allo scenario base. Questa variazione è spiegabile in maniera analoga a quanto fatto per la categoria d'impatto precedente, essendo il processo di produzione delle membrane la principale fonte di impatto all'interno della *Stratospheric ozone depletion*. Per la categoria d'impatto *Land use* si è ottenuto un valore di x nello scenario TFN e y nel caso baseline, risultando in un impatto minore dello 0.16% nel caso dell'utilizzo di membrane TFN, valore non considerato significativo. Lo stesso si osserva nelle categorie d'impatto *Mineral resource scarcity* e *Fossil resource scarcity*, all'interno delle quali

l'impatto diminuisce dello 0.05% e dello 0.88% nello scenario TFN. Anche in questo caso le differenze non sono considerate significative, non raggiungendo neppure una quota dell'1%. Questo è dovuto al fatto che il processo di produzione delle membrane non contribuisce in maniera significativa all'impatto nelle categorie d'impatto analizzate, ad eccezione delle categorie d'impatto del *Global warming* e *Stratospheric ozone depletion*. Un'ultima analisi di valutazione degli impatti è stata condotta confrontando lo scenario baseline con uno scenario dove al posto di acqua di mare viene impiegata acqua salmastra come fonte di alimentazione.

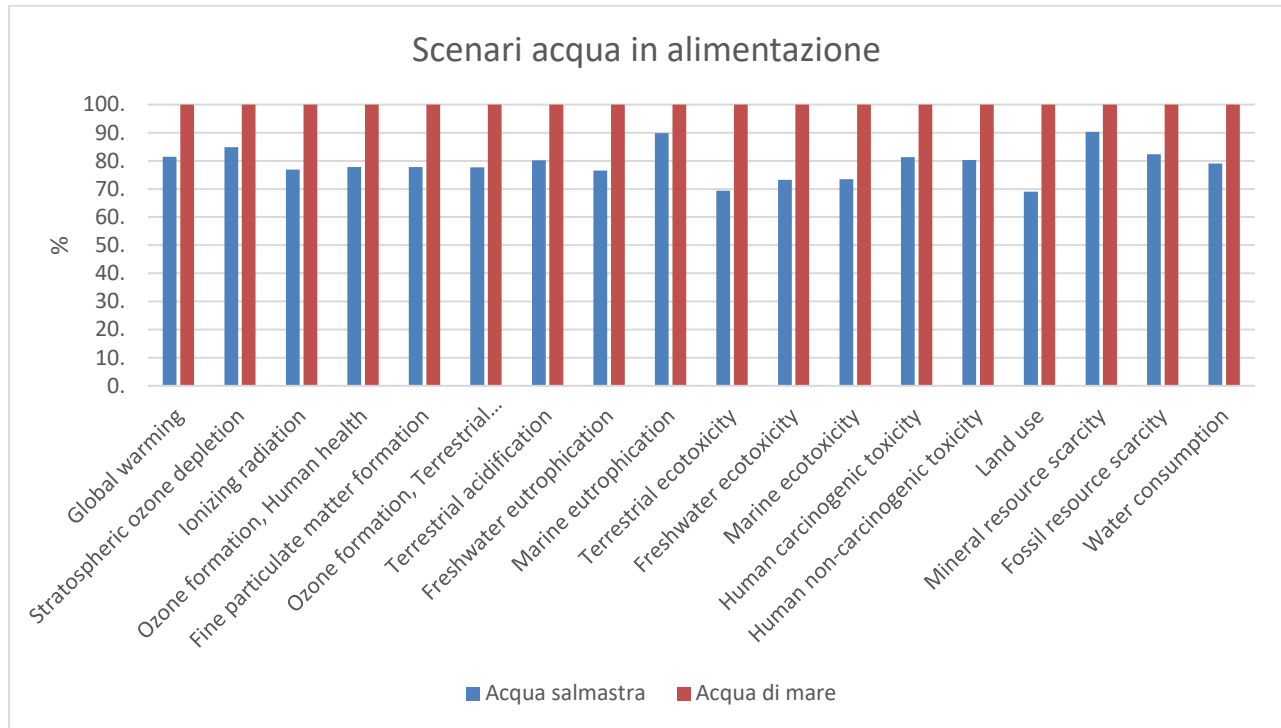


Figura 3.5 Rappresentazione grafica del confronto tra i risultati della valutazione degli impatti nello scenario baseline e quello con acqua salmastra

Per la categoria d'impatto *Global warming* si è ottenuto un valore pari a 0.5110 kg di CO_2 equivalente nel caso dello scenario con acqua salmastra, rispetto ai 0.6277 kg di CO_2 equivalente dello scenario di acqua di mare, per una diminuzione dell'impatto pari a 18.6%. Questa diminuzione è causata dal minore numero di membrane impiegate, essendo le membrane TFC per acqua salmastra più performanti rispetto a quelle operative in acqua di mare. Inoltre, i consumi energetici associati allo scenario di acqua salmastra sono inferiori rispetto a quelli dello scenario di acqua di mare, essendo minore la concentrazione di sale contenuta nell'acqua e conseguentemente minori le pressioni da applicare per garantire l'osmosi inversa. Per la categoria d'impatto *Stratospheric ozone depletion* si è ottenuto nello scenario di acqua salmastra un valore pari a 2.26×10^{-5} kg CFC11 eq, mentre nello scenario con acqua di mare è di 2.66×10^{-5} kg CFC11 eq, corrispondente ad una diminuzione del 15.20%. In maniera analoga a quanto osservato nella categoria *Global warming* questa diminuzione dell'impatto è causata da un minor numero di

membrane impiegato. Per la categoria *Land use* si è ottenuto un valore di $0.0577m^2a$ crop eq nello scenario di acqua salmastra, mentre nello scenario di acqua di mare si osserva un valore pari a $0.0836m^2a$ crop eq, per una diminuzione percentuale del 30.99%. Per la categoria d'impatto *Mineral resource use* si è ottenuto nello scenario di acqua salmastra un valore pari a 0.0189 kg di Cu eq, mentre nello scenario di acqua di mare un valore di 0.0209 kg di Cu eq, il quale si riflette in una diminuzione percentuale del 9.65%. La diminuzione dei valori d'impatto osservati nelle categorie *Land use* e *Mineral resource scarcity* possono essere giustificati dalla riduzione dei consumi energetici, i quali, essendo l'energia ricavata da impianto fotovoltaico, vengono associati all'utilizzo del suolo e all'estrazione di minerali impiegati per la realizzazione dell'infrastruttura richiesta. Nella categoria *Fossil resource scarcity*, lo scenario di acqua salmastra presenta un valore pari a 0.0923 kg oil eq, mentre lo scenario con acqua di mare un valore di 0.1122 kg oil eq, eq, per una diminuzione percentuale del 17.69%. Si può osservare come in tutte le categorie d'impatto previste dal metodo ReCiPe, gli impatti riferiti allo scenario con acqua salmastra in alimentazione siano minori rispetto a quelli presentati dallo scenario con acqua di mare.

3.2 Analisi dei contributi di processo

Tramite un'analisi dei contributi è possibile identificare i dati che contribuiscono maggiormente a ciascuna parte del risultato, nel caso di una valutazione dell'intero ciclo di vita, ciò significa scoprire quali processi contribuiscono maggiormente a ciascuna categoria d'impatto.

3.2.1 Scenario baseline

Una prima valutazione degli impatti per l'unità funzionale definita tramite ReCiPe è stata condotta sullo scenario baseline in sezione 2.4.1 definito, riportata in figura 3.6. I risultati vengono presentati suddivisi secondo i differenti dispositivi e consumi energetici impiegati durante la fase d'uso del processo di dissalazione e del funzionamento dell'impianto fotovoltaico. Le voci considerate durante la fase d'uso dell'impianto sono: consumo energetico, componenti di sostituzione delle parti meccaniche del piping guaste, chemical impiegato per inibire il fenomeno dell'incrostazione della membrana, pompe di sostituzione, cartucce di ricambio, membrana di sostituzione, materiale filtrante di ricambio (tra cui sabbia, antracite e ghiaia), batterie piombo acido e inverter di sostituzione. Di seguito vengono illustrati i risultati per ogni categoria d'impatto evidenziano le principali voci responsabili. Per la categoria d'impatto *Global warming* si è ottenuto un valore pari a 0.772 kg di CO_2 equivalente su m^3 di acqua prodotta, al cui interno ben il 58.69% dell'impatto è associato all'impiego di membrane di ricambio a causa della sostituzione di quelle giunte a fine vita. Un valore percentuale così elevato può essere spiegato dal rilascio in atmosfera durante il processo di sintesi delle membrane di CFC-113, a causa di perdite volatilizzate. Il 25.14% è dovuto al consumo di energia derivante da impianto fotovoltaico, valore piuttosto basso rispetto a quanto si osserverebbe nel caso l'alimentazione energetica fosse di origine fossile. Una percentuale del 6.86% è associata alla produzione delle cartucce di sostituzione impiegate durante fase d'uso, mentre il 3.41% è dovuto alla produzione dell'antiscalant impiegato come disincrostante. Il 3.16%

dell'impatto deriva dal processo di produzione delle batterie piombo acido del gruppo di continuità sostituite durante la fase d'uso del sistema. I restanti valori percentuali non superano una soglia del 2%. Nella categoria *Stratospheric ozone depletion* si è ottenuto un valore pari a 4.41×10^{-5} kg di CFC-11 eq. Il 99.70% dell'impatto all'interno di questa categoria è associato al processo di produzione delle membrane, questo elevato valore è causato dall'utilizzo di triclorotrifluoroetano (CFC-113) come solvente per il cloruro di trimesoile (TMC) nella seconda reazione per la formazione dello strato di poliammide in situ. Una parte del solvente viene riciclata e ricircolata internamente. Tuttavia, la parte non riciclata, che corrisponde al 5% del solvente totale nella reazione (soluzione 0.1% di TMC) viene considerata come perdite volatilizzate (Bonton, Bouchard, Barbeau, & Jedrzejak, 2012). Il CFC-113 è una sostanza strettamente dannosa per lo strato d'ozono, in quanto reagendo con esso una volta raggiunto lo strato, si osserva il fenomeno di assottigliamento.

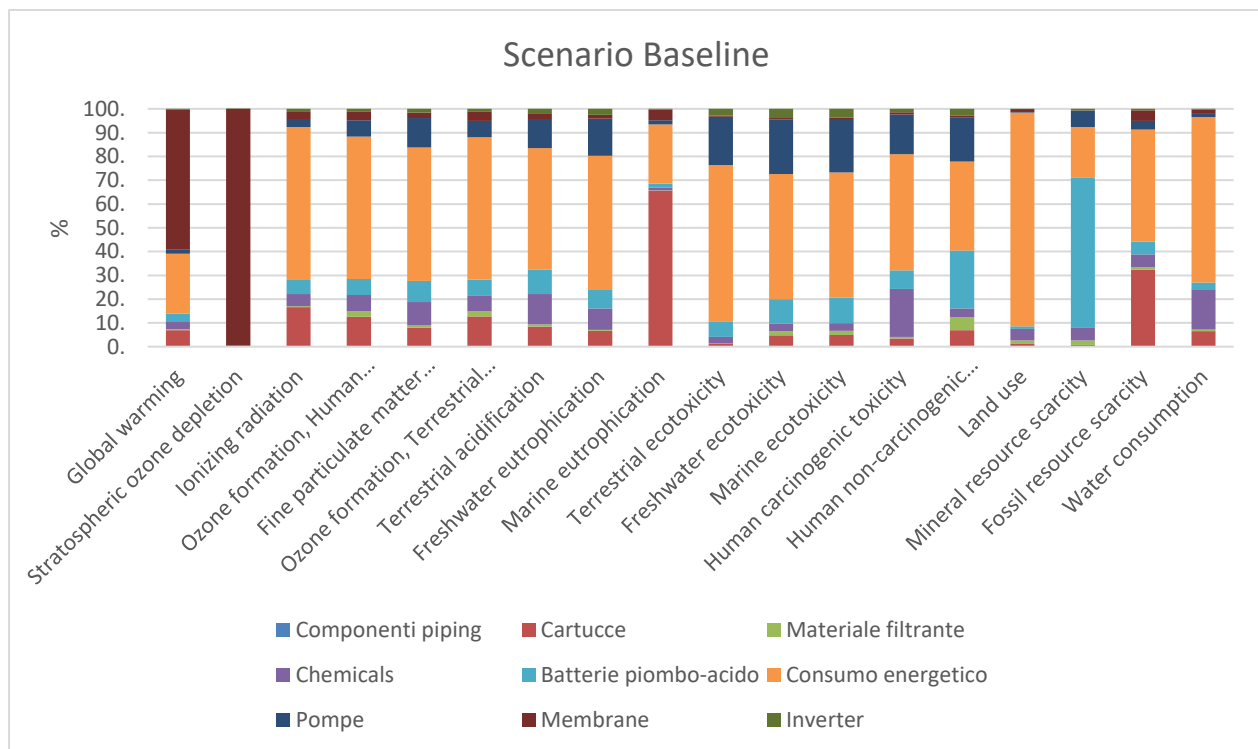


Figura 3.6 Rappresentazione grafica dei risultati della valutazione degli impatti dello scenario Baseline tramite ReCiPe

Per la categoria *Land use* si è ottenuto un valore pari a $0.078 \text{ m}^2 \text{ a crop eq}$. L'89.90% dell'impatto è associato al consumo energetico della fase d'uso, questo è dovuto alla fonte dell'energia impiegata. Nello scenario baseline è infatti previsto il totale impiego di energia da impianto fotovoltaico, la cui infrastruttura richiede lo sfruttamento di ingenti superfici di terreno altrimenti destinato a differenti scopi. Il 4.89% dell'impatto all'interno di questa categoria è dovuto alla produzione dell'antiscalant impiegato, la quale affinché avvenga richiede l'esistenza di grandi e

ingombranti stabilimenti produttivi. I restanti valori sono tutti sotto la soglia del 2%. Nella categoria *Mineral resource scarcity* si è ottenuto un valore pari a 0.019 kg Cu eq. Il 62.83% dell'impatto è associato alla produzione delle batterie piombo acido, costituite da un'elevata percentuale di piombo, la cui estrazione contribuisce in modo significativo all'esaurimento delle risorse minerarie. Il 21.42% dell'impatto è associato al consumo energetico del processo, essendo l'energia utilizzata ottenuta da impianto fotovoltaico, la cui infrastruttura comporta si riflette in un sostanziale contributo all'esaurimento delle risorse minerarie. Il 6.77% dell'impatto è invece dovuto alla produzione delle pompe centrifughe e volumetriche di ricambio, mentre il 5.47% alla produzione del chemical. Le percentuali riferite alle restanti voci non superano il 2%. Infine, per la categoria *Fossil resource scarcity* si è ottenuto un valore pari a 0.12kg oil eq. Il 47.08% dell'impatto è associato al consumo energetico dell'impianto, il 32.24% è dovuto alla produzione delle cartucce di ricambio, il 5.48% alla produzione delle batterie di sostituzione, il 5.33% alla produzione dell'antiscalant e il 4.53% alla produzione delle membrane di ricambio. I rimanenti contributi non superano il 2%.

3.2.2 Scenario ad alto dosaggio

Un'ulteriore valutazione degli impatti per l'unità funzionale definita è stata condotta sullo scenario ad alto dosaggio definito in sezione 2.4. definito, riportata in figura 3.7. In maniera analoga a quanto fatto nello scenario baseline, i risultati vengono presentati suddivisi secondo i differenti dispositivi e consumi energetici impiegati durante la fase d'uso del processo di dissalazione e del funzionamento dell'impianto fotovoltaico. Per la categoria d'impatto *Global warming* si è ottenuto un valore pari a 0.6277 kg di CO_2 equivalente su m^3 di acqua prodotta, al cui interno ben il 42.95% dell'impatto è associato all'impiego di membrane di ricambio a causa della sostituzione di quelle giunte a fine vita. Il 30.55% è dovuto al consumo di energia derivante da impianto fotovoltaico, valore piuttosto basso rispetto a quanto si osserverebbe nel caso l'alimentazione energetica fosse di origine fossile. Una percentuale del 8.44% è associata alla produzione delle cartucce di sostituzione impiegate durante fase d'uso, mentre il 10.31% è dovuto alla produzione dell'antiscalant impiegato come disincrostante. Il 3.87% dell'impatto deriva dal processo di produzione delle batterie piombo acido del gruppo di continuità sostituite durante la fase d'uso del sistema. I restanti valori percentuali non superano una soglia del 2%. Nella categoria *Stratospheric ozone depletion* si è ottenuto un valore pari a 2.66×10^{-5} kg di CFC-11 eq. Il 99.46% dell'impatto all'interno di questa categoria è associato al processo di produzione delle membrane, questo elevato valore è causato dall'utilizzo di triclorotrifluoroetano (CFC-113) nel processo di produzione delle membrane. Per la categoria *Land use* si è ottenuto un valore pari a 0.08369 m^2 a crop eq. L'83.80% dell'impatto è associato al consumo energetico della fase d'uso, questo è dovuto alla fonte dell'energia impiegata. Nello scenario baseline è infatti previsto il totale impiego di energia da impianto fotovoltaico, la cui infrastruttura richiede lo sfruttamento di ingenti superfici di terreno altrimenti destinato a differenti scopi. L'11.30% dell'impatto all'interno di questa categoria è dovuto alla produzione dell'antiscalant impiegato, la quale affinché avvenga richiede

l'esistenza di grandi e ingombranti stabilimenti produttivi. I restanti valori sono tutti sotto la soglia del 2%. Nella categoria *Mineral resource scarcity* si è ottenuto un valore pari a 0.0209 kg Cu eq.

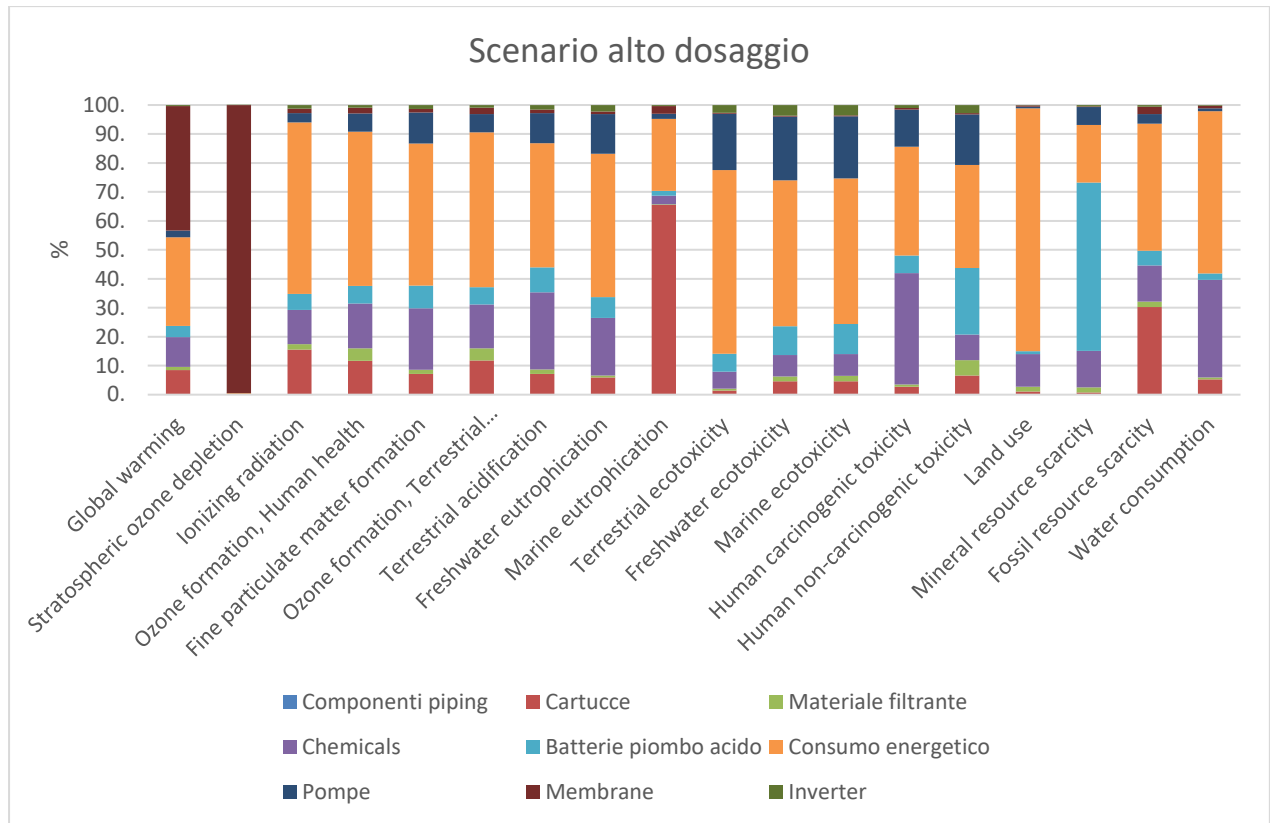


Figura 3.7 Rappresentazione grafica dei risultati della valutazione degli impatti dello scenario ad alto dosaggio tramite ReCiPe

Il 58.14% dell'impatto è associato alla produzione delle batterie piombo acido, costituite da un'elevata percentuale di piombo, la cui estrazione contribuisce in modo significativo all'esaurimento delle risorse minerarie. Il 19.82% dell'impatto è associato al consumo energetico del processo, essendo l'energia utilizzata ottenuta da impianto fotovoltaico, la cui infrastruttura si riflette in un sostanziale contributo all'esaurimento delle risorse minerarie. Il 6.26% dell'impatto è invece dovuto alla produzione delle pompe centrifughe e volumetriche di ricambio, mentre il 12.52% alla produzione del chemical. Le percentuali riferite alle restanti voci non superano il 2%. Infine, per la categoria *Fossil resource scarcity* si è ottenuto un valore pari a 0.1122 kg oil eq. Il 43.82% dell'impatto è associato al consumo energetico dell'impianto, il 30.18% è dovuto alla produzione delle cartucce di ricambio, il 5.16% alla produzione delle batterie di sostituzione, il 12.39% alla produzione dell'antiscalant e il 2.55% alla produzione delle membrane di ricambio. I rimanenti contributi non superano il 2%.

3.3 Analisi di incertezza

L'incertezza, che può essere semplicemente trascurata, è uno dei fattori chiave che influenzano l'affidabilità dei risultati dello studio LCA. L'analisi di incertezza viene compiuta allo scopo di indagare l'incidenza dell'incertezza relativa ai dati utilizzati sui risultati dello studio. Questa fase dello studio permette di focalizzare l'attenzione sulla propagazione dell'incertezza legata ai dati inseriti sull'incertezza degli output in uscita. L'analisi di incertezza è uno strumento di indagine che fornisce le deviazioni standard e gli intervalli di confidenza per i risultati dell'inventario (Heijungs et al., 2005). In uno studio LCA sono presenti due tipologie di incertezza coinvolte: una è l'incertezza normale associata con la determinazione di un parametro in un dato sistema, e l'altra si riferisce alla scelta del valore di tale parametro per rappresentare un valore in un altro sistema simile (Steen B., 1997). L'incertezza dei dati utilizzati per modellare un processo non sempre è disponibile, per questo motivo è stata sviluppata una procedura semplificata riferita al database Ecoinvent in grado di quantificare l'incertezza dei dati. Tale procedura prevede l'utilizzo di una matrice pedigree contenente degli indicatori della qualità dei dati, i quali si basano sull'origine dei dati utilizzati (Weidema et al., 1996). In questo approccio vengono utilizzati dei fattori di incertezza di base per i tipi di input e output considerati e le fonti dei dati sono valutate in accordo a sei caratteristiche; "affidabilità", "completezza", "correlazione temporale", "correlazione geografica", "ulteriore correlazione tecnologica", "dimensioni del campione". Gli indicatori trovati, tramite l'utilizzo di un'opportuna formula e considerando appositi parametri si trasformano in un fattore di incertezza, espresso come quadrato della deviazione standard geometrica. Per procedere con l'analisi quantitativa dell'incertezza è possibile utilizzare due modalità per condurre l'analisi: attraverso un campionamento statistico o tramite l'impiego di formule analitiche basate sulla propagazione degli errori. Tra le tecniche di campionamento statistico l'analisi di Monte Carlo è la più utilizzata. In tale procedura ogni parametro in ingresso viene considerato come una variabile stocastica con una specifica distribuzione di probabilità, successivamente;

- il modello LCA viene costruito con una specifica configurazione di ogni parametro stocastico
- i risultati vengono calcolati con la configurazione adottata
- le due fasi precedenti si ripetono un certo numero di volte
- il campione dei risultati ottenuti viene indagato in riferimento alle sue proprietà statistiche

Per indagare l'affidabilità dei risultati ottenuti dal presente studio LCA è stata compiuta un'analisi dell'incertezza. Le voci di inventario considerate sono quelle valutate all'interno della fase di valutazione degli impatti, provenienti dalla banca dati Ecoinvent e quindi associate ad una distribuzione di probabilità lognormale. È stata allora condotta una simulazione di Monte Carlo sullo scenario ad alto dosaggio di antiscalant, utilizzando come quota di fermata un numero di esecuzioni pari a 1000; in questo modo vengono campionati in maniera casuale una serie di valori sulla base della distribuzione, e i risultati dell'LCA vengono ricalcolati per ciascun parametro. La

tabella 3.1 presenta la media, la mediana, la deviazione standard (SD) e il coefficiente di variazione (CV) per ogni categoria analizzata con un intervallo di confidenza del 95%.

Categoria d'impatto	Unità	Media	Mediana	SD	CV	2.50%	97.50%
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	8.87E-04	8.74E-04	9.43E-05	10.63345	7.34E-04	1.11E-03
Fossil resource scarcity	kg oil eq	1.13E-01	1.11E-01	1.12E-02	9.907011	9.62E-02	1.39E-01
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB	1.04E-01	1.03E-01	1.63E-02	15.58191	7.86E-02	1.42E-01
Freshwater eutrophication	kg P eq	2.28E-04	2.10E-04	7.29E-05	32.00037	1.35E-04	4.16E-04
Global warming	kg CO2 eq	6.34E-01	6.13E-01	1.37E-01	21.54571	4.44E-01	9.71E-01
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	6.06E-02	5.58E-02	2.19E-02	36.07652	3.42E-02	1.17E-01
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	1.66E+00	1.64E+00	2.55E-01	15.33104	1.27E+00	2.24E+00
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	2.40E-02	1.38E-02	3.31E-02	138.0057	2.96E-03	1.09E-01
Land use	m2a crop eq	8.25E-02	7.91E-02	2.47E-02	29.93726	4.65E-02	1.46E-01
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB	1.36E-01	1.34E-01	2.05E-02	15.05613	1.03E-01	1.82E-01
Marine eutrophication	kg N eq	5.21E-05	4.85E-05	1.72E-05	33.07716	3.00E-05	9.59E-05
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	2.10E-02	2.09E-02	1.53E-03	7.278913	1.82E-02	2.42E-02
Ozone formation, Human health	kg NOx eq	9.68E-04	9.53E-04	1.08E-04	11.15655	7.93E-04	1.21E-03
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NOx eq	1.01E-03	9.92E-04	1.12E-04	11.17088	8.26E-04	1.26E-03
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	2.69E-05	2.48E-05	1.31E-05	48.60711	9.95E-06	6.01E-05
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	2.05E-03	2.03E-03	1.97E-04	9.567076	1.72E-03	2.49E-03
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB	7.49E+00	6.65E+00	3.60E+00	48.05653	3.63E+00	1.59E+01

Water consumption	m3	1.70E-02	6.08E-02	5.59E-01	3286.064	1.30E+00	1.06E+00
-------------------	----	----------	----------	----------	----------	----------	----------

Tabella 3.1 Valori delle proprietà statistiche ottenute dall'analisi dell'incertezza dello scenario ad alto dosaggio

L'analisi di incertezza effettuata con il metodo di Monte Carlo ha reso possibile l'identificazione delle categorie nelle quali i risultati sono maggiormente incerti. *Water use* e *Ionizing radiation* sono le categorie caratterizzate dalla maggiore incertezza, tuttavia, anche nelle rimanenti categorie si osservano valori dei coefficienti di variazione (CV) tendenzialmente elevati. Questo può essere spiegato dal fatto che i dataset impiegati per modellare lo studio non sempre sono regionalizzati e spesso sono caratterizzati da forti incertezze all'interno degli stessi.

3.4 Limitazioni dello studio LCA e gestione del concentrato salino

Il principale elemento critico dell'analisi del ciclo di vita condotta è la mancata inclusione della salamoia di scarto del processo all'interno dei confini del sistema. Allo stesso modo, è evidenziato in letteratura che la maggior parte degli studi LCA sottostimano gli impatti dello smaltimento della salamoia e del risparmio e consumo di acqua dolce a causa dei limiti intrinseci degli attuali metodi di valutazione dell'impatto. Le conseguenze di questa limitazione si riflettono nel gran numero di studi LCA sugli impianti di desalinizzazione che ignorano questa categoria di impatto nel loro lavoro (Najjar E. , Al-Hindi, Saad, & Massoud, 2022). Nonostante non sia stato possibile includere nello studio LCA lo scarico della salamoia a mare, risulta comunque opportuno discutere particolari accorgimenti per contenere il più possibile l'impatto ad esso associato. Nella progettazione delle condotte di scarico non bisogna dimenticare che le zone costiere, le baie e gli estuari sono ricche di organismi quali plancton, fitoplancton, larve e uova di varie specie marine. Questi organismi vivono nello stesso ecosistema e le loro vite sono strettamente correlate: la distruzione o il degrado anche di una sola popolazione può avere un impatto notevole sull'intera fauna marina di quell'area (Giorgetti & Cappella, 2012-2013). Lo scarico della salamoia, avendo un elevato contenuto di sale in esso disciolto, una volta scaricato in mare sprofonda verso il fondale marino. Questo fenomeno è dovuto all'elevata densità della salamoia rispetto all'acqua di mare in cui essa viene immessa e si ripercuote in maniera negativa sull'attività riproduttiva delle specie marine. Inoltre, molto spesso all'interno dello scarico del concentrato salino sono presenti residui di agenti chimici utilizzati per la pulizia della membrana, i quali risultano dannosi per l'ecosistema marino. Tra i differenti metodi di scarico del concentrato i principali sono (Giorgetti & Cappella, 2012-2013):

- scarico a mare tramite lunghe condotte lontane dalla costa
- sfruttamento di condutture di centrali elettriche o depuratori
- pozzi di iniezione profonda
- stagni di evaporazione o impianti di produzione del sale

Tra le varie opzioni, la più semplice e meno costosa è la prima dell'elenco, tuttavia essa è particolarmente problematica dal punto di vista ambientale, essendo lo scarico di salamoia in un punto concentrato del mare un'attività dannosa per l'ecosistema marino presente nella zona

circostante. Per far fronte al problema si ricorre all'utilizzo di un sistema di diffusori, che fondamentalmente è un tubo con molti piccoli fori che distribuisce lo scarico su un'area più ampia comportando un miglioramento della dispersione salina. Un'altra soluzione possibile è lo sfruttamento di condotte di centrali elettriche o depuratori, attraverso la miscelazione tra il concentrato salino ad alta densità e il flusso di scarico a bassa densità proveniente da un impianto di depurazione. In tal modo si minimizza la tendenza della salamoia a depositarsi sul fondale marino. Una terza alternativa consiste nello smaltimento dello scarico di salamoia all'interno di appositi profondi pozzi di iniezione, separati e isolati dagli acquiferi circostanti. Dove il clima è arido e il terreno è abbastanza piatto, gli stagni di evaporazione possono essere un'opzione conveniente. Tuttavia, questo metodo viene utilizzato principalmente in piccoli impianti dove le capacità produttive non sono elevate.

Conclusioni

L'obiettivo dello studio è stato identificare gli hotspot ambientali del processo di dissalazione ad osmosi inversa valutando uno scenario di riferimento baseline, per poi ottimizzare, attraverso un approccio al ciclo di vita, le prestazioni ambientali del processo variando parametri di progettazione e di processo dell'impianto, quali: la scelta delle membrane, il dosaggio degli agenti chimici e la fonte di approvvigionamento energetico. Inizialmente, mediante il metodo ReCiPe 2016 (H) è stato analizzato lo scenario baseline. Le principali voci responsabili delle emissioni di gas serra sono risultate essere la produzione delle membrane di ricambio in fase operativa e il consumo energetico associato al funzionamento del processo. In relazione all'esaurimento delle risorse minerarie e l'utilizzo del suolo, nelle due categorie il principale contributo deriva dall'occupazione di terreno associata alle infrastrutture richieste per la produzione di energia elettrica e ai grandi stabilimenti produttivi necessari per la produzione del disincrostante. Col fine di ottimizzare le performance ambientali dell'impianto è stato ipotizzato uno scenario in cui al posto delle membrane tradizionali sono state impiegate delle membrane innovative. Essendo le membrane innovative più performanti, a parità di acqua dissalata è necessaria una minore quantità di membrane, questo si riflette in una minore emissione di gas serra associata alla produzione delle membrane di ricambio. Un ulteriore scenario è stato ipotizzato, dove il dosaggio di disincrostante impiegato nel processo è stato massimizzato, associando una minore frequenza di sostituzione delle membrane. Adottando questa ipotesi si osserva una minore emissione di gas serra, accompagnata tuttavia da un aumento dell'impatto nelle categorie riferite all'esaurimento delle risorse minerarie e all'utilizzo del suolo. Infine, alimentando il processo con energia da impianto fotovoltaico anziché con il mix energetico nazionale, si migliorano le prestazioni del processo per quanto riguarda le emissioni di gas serra, causate principalmente dalla produzione dell'energia elettrica impiegata per il funzionamento dell'impianto. Inerentemente ad altre categorie d'impatto, quali l'esaurimento delle risorse minerarie e l'utilizzo del suolo, impiegando energia da impianti fotovoltaici, la cui infrastruttura richiede un ingente uso di risorse minerarie e utilizzo del suolo, si riscontra un incremento dei valori d'impatto forniti dagli indicatori ambientali che tengono conto del loro tasso di esaurimento e di occupazione del suolo. Da questo studio si conclude che adottando opportuni accorgimenti relativi alle scelte progettuali e di processo è possibile diminuire notevolmente le emissioni di gas serra associate alla fase operativa di un impianto di dissalazione ad osmosi inversa, rendendolo adatto ad offrire una soluzione ai sempre maggiori problemi idrici ed energetici. Tuttavia, essendo lo studio relativo ad una sola fase di proposta del progetto, sono necessari approfondimenti sulla fattibilità tecnica del sistema indagato, presentandosi come spunto per ulteriori approfondimenti.

Nomenclatura

π	=	pressione osmotica (Pa)
C	=	concentrazione molare (mol/L)
R	=	costante universale dei gas ($L atm/ mol K$)
T	=	temperatura (K)
m_i	=	molarità (mol/L)
Q_{perm}	=	portata di acqua permeata (m^3/ora)
Q_{al}	=	portata di acqua in alimentazione (m^3/ora)
Q_{sal}	=	portata di acqua concentrata (m^3/ora)
R	=	recovery o conversione percentuale (%)
C_{perm}	=	concentrazione di sale flusso di permeato (mg/L)
C_{al}	=	concentrazione di sale flusso di alimentazione (mg/L)
SR	=	percentuale di ritenzione del sale (%)
SP	=	percentuale di passaggio del sale (%)
J_w	=	flusso acqua (mol/m^2s)
J_s	=	flusso soluto (mol/m^2s)
$\Delta\pi$	=	gradiente di pressione osmotica (Pa)
Δp	=	gradiente di pressione (Pa)
C_{avg}	=	concentrazione media logaritmica soluto (mol/m^3)
l_p	=	coefficiente fenomenologico Kedem-Katchalsky (m^3/Ns)
ω	=	coefficiente fenomenologico Kedem-Katchalsky (mol/Ns)
C_p	=	concentrazione di sale acqua permeata (mol/m^3)

C_m	=	concentrazione di sale alimentazione (mol/m^3)
σ	=	coefficiente fenomenologico Kedem-Katchalsky (-)
P_w	=	coefficiente fenomenologico Spiegler-Kedem (m/s)
P_s	=	coefficiente fenomenologico Spiegler-Kedem (m/s)
Δz	=	spessore della membrana (m)
A	=	coefficiente di permeabilità all'acqua ($L/m^2 h bar$)
D_w	=	diffusività dell'acqua (m^2/s)
K_w	=	coefficiente di distribuzione dell'acqua sulla membrana (-)
\bar{V}_w	=	volume parziale molare della membrana (m^3/mol)
B	=	coefficiente di permeabilità al soluto ($L/m^2 h bar$)
D_s	=	diffusività del soluto (m^2/s)
K_s	=	coefficiente di distribuzione del soluto sulla membrana (-)
Q_{ss}	=	portata ponderale solidi disciolti (kg/h)
C_{ss}	=	concentrazione solidi disciolti (mg/L)
$Q_{ss'}$	=	portata ponderale solidi disciolti (kg/h)
Q_{sal}	=	portata volumetrica salamoia (m^3/ora)
C_s	=	concentrazione di sale salamoia (mg/L)
C_{at}	=	concentrazione di sale alimentazione (mg/L)

Acronimi

IPCC	=	Intergovernmental Panel Climate Change
EEA	=	European Environmental Agency
OMS	=	Organizzazione Mondiale Sanità
TDS	=	Total Dissolved Solids

BW	=	Brackish Water
SW	=	Seawater
BWD	=	Brackish Water Desalination
SWD	=	Seawater Desalination
MED	=	Multiple Effect Distillation
MSF	=	Multi Stage Flash
MVC	=	Mechanical Vapor Compression
TVC	=	Thermal Vapor Compression
FRD	=	Freezing Desalination
HYD	=	Hydrate Desalination
NF	=	Nanofiltration
ED	=	Electrodialysis
RO	=	Reverse Osmosis
FO	=	Forward Osmosis
IXR	=	Ion Exchange Resin
HDH	=	Humidification- Dehumidification
DFRD	=	Direct Freezing Desalination
IFRD	=	Indirect Freezing Desalination
MD	=	Membrane Desalination
AD	=	Adsorption Desalination
CA	=	Cellulose Acetate
PA	=	Polyamide
MPD	=	m-Phenylenediamine
TMC	=	Trimesoyl Chloride
TFC	=	Thin Film Composite
LCT	=	Life Cycle Thinking

LCA	=	Life Cycle Assessment
SLCA	=	Social Life Cycle Assessment
LCC	=	Life Cycle Costing
LCI	=	Life Cycle Inventory
LCIA	=	Life Cycle Inventory Assessment
GHG	=	Greenhouse Gases

Riferimenti bibliografici

- 14044:2006+A1:2018, B. E. (2018). *Environmental management- Life cycle assessment- Requiraments and guidelines*. BSI Standards Publication.
- Abedin, M., Collins, A., Habiba, U., & Shaw, R. (2019). Climate Change, Water Scarcity, and Health Adaptation in Southwestern Coastal Bangladesh. *Springer*.
- Al-Abri, M., Al-Ghafri, B., Bora, T., Dobretsov, S., Dutta, J., Castelletto, S., . . . Boretti, A. (2019). Chlorination disadvantages and alternative routes for biofouling control in reverse osmosis desalination. *npj clean water*.
- Alessandrini, C. (2008). La risalita del cuneo salino nel delta del Po, impatto e monitoraggio. *ResearchGate*.
- Amy, G., Chakraborty, A., Youngdeuk, K., Thu, K., & Choon, K. (2013). Adsorption desalination: An emerging low-cost thermal desalination method. *Elsevier*.
- ARPAV Veneto. (2020). *Open Data Idrosfera*. Tratto da <https://www.arpa.veneto.it/dati-ambientali/open-data/idrosfera>
- Baker, R., & Wijmans, J. (1995). The solution-diffusion model: a review. *Elsevier*.
- Bonton, A., Bouchard, C., Barbeau, B., & Jedrzejak, S. (2012). Comparative life cycle assessment of water treatment plants. *Elsevier*.
- Bornak, B. (2014). Desalination by Ion Exchange. *ResearchGate*.
- Bozzola, M., & Swanson, T. (2014). Policy implications of climate variability on agriculture: Water management in the Po river basin, Italy. *Elsevier*.
- C.Darre, N., & Toor, G. (2018). Desalination of Water: a Review. *Springer Nature*.
- Cacciamani, C., Tibaldi, S., & Pecora, S. (2008). Quanto il clima pesa sul bacino del Po. *ARPA*.
- Chaoui, I., Abderafi, S., & Vaudreuil, S. (2019). Water desalination by forward osmosis: draw solutes and recovery methods-review. *Tandfonline*.

- Chen, J., Chian, E., & Ping, X. (2011). Desalination of seawater by reverse osmosis. *Membrane Desalination Technology*.
- Ciccarelli, N., Von Hardenberg, J., Provenzale, A., Ronchi, C., Vargiu, A., & Pelosini, R. (2008). Climate variability in north-western Italy during the second half of the 20th century. *Global and Planetary Change*.
- Curto, D., Franzitta, V., & Guercio, A. (2021). A Review of the Water Desalination Technologies. *MDPI*.
- Dahiya, P., & Nupur, S. (2022). Development in Wastewater Treatment Research and Process. Elsevier.
- Damkjaer, S., & Taylor, R. (2017). The measurement of water scarcity: defining a meaningful indicator. *Springer*.
- De Paula*, E., & Santos Amaral, M. (2018). Environmental and economic evaluation of end-of-life reverse osmosis membranes recycling by means of chemical conversion. *Elsevier*.
- Dell'Osso, G. (2018-2019). *Valutazioni di sostenibilità con procedure Life Cycle Assessment*. Corso di Sostenibilità dei Sistemi Edilizi.
- EEA. (2019). (EEA, <https://www.eea.europa.eu/downloads/fcb237c3b24646758866f8e02d68d506/1620729315/uso-dell2019acqua-in-europa-2014.pdf>, 2019). Tratto da (EEA, <https://www.eea.europa.eu/downloads/fcb237c3b24646758866f8e02d68d506/1620729315/uso-dell2019acqua-in-europa-2014.pdf>, 2019).
- El-Dessouky, H., & Ettouney, H. (2002). *Fundamental of salt water desalination*. Amsterdam, Netherlands: Elsevier.
- Elsaid, K., Sayed, E., Abdelkareem, M., S.Mahmoud, M., Ramadan, M., & Olabi, A. (2020). Environmental impact of emerging desalination technologies: A preliminary evaluation. *Elsevier*.
- El-Saied, H., Basta, A., & Barsoum, N. (2003). Cellulose membranes for reverse osmosis Part I. RO cellulose acetate membranes including a composite with polypropylene. *Elsevier*.
- Environmental European Agency. (2019). *European Environmental Agency*. Tratto da <https://www.eea.europa.eu/it/segnali/segnali-2018/articoli/uso-dell2019acqua-in-europa-2014>
- Esmailion, F. (2020). Hybrid renewable energy systems for desalination. *Applied Water Science*.
- European Commission. (2018). *Product Environmental Footprint Category Rules Guidance*.

- European Environmental Agency. (1999). Tratto da <https://www.eea.europa.eu/help/glossary/eea-glossary/water-stress>
- European Environmental Agency. (2022). Tratto da <https://www.eea.europa.eu/ims/global-and-european-sea-level-rise#:~:text=The%20global%20mean%20sea%20level,rate%20of%201.7%20mm%2Fyear%20.>
- Fane, A., Chang, V.-C., & Zhou, J. (2011). Environmental life cycle assessment of reverse osmosis desalination: The influence of different life cycle impact assesment methods on the characterization results. *Elsevier*.
- Feria-Diaz, J., Lopez-Mendez, M., Rodriguez-Miranda, J., Sandoval-Herazo, L., & Correa-Maheca, F. (2021). Commercial Thermal Technologies for Desalination of Water from Renewable energies: A State of the Arte Review. *MDPI*.
- Giorgetti, L., & Cappella, P. (2012-2013). *Studio di impatto ambientale di un grande impianto di dissalazione ad osmosi inversa: focus su recupero energetico, scarichi a mare e LCA*. Politecnico di Milano.
- González, D., Amigoa, J., & Suá, F. (2017). Membrane distillation: Perspectives for sustainable and improved desalination. *Elsevier*.
- Hadley Centre for Climate Prediction and Research. (2018). Tratto da <https://www.metoffice.gov.uk/binaries/content/assets/metofficegovuk/pdf/research/ukcp/ukcp18-guidance---representative-concentration-pathways.pdf>
- Hailemariam, R., ChulWoo, Y., Damtie, M., Kim, B., Park, K.-D., & Choi, J.-S. (2020). Reverse osmosis membrane fabrication and modification technologies and future trends: A review. *Elsevier*.
- Hanafiah, M., & Aziz, N. (2021). *Application of life cycle assessment for desalination: Progress, challenges and future directions*. Elsevier.
- Hanshik, C., Jeong, H., Jeong, K.-W., & Choi, S.-H. (2016). Improved productivity of the MSF (multi-stage flashing) desalination plant by increasing the TBT (top brine temperature). *Elsevier*.
- Hua, W., Xu, H., & Xie, W. (2022). Review on adsorption materials and system configurations of the adsorption desalination applications. *Elsevier*.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (2019). Tratto da <https://www.ipcc.ch/srocc/chapter/chapter-4-sea-level-rise-and-implications-for-low-lying-islands-coasts-and-communities/>

- International Standard Organization. (2015). *Environmental management systems - Requirements with guidance for use (BS EN ISO 14001:2015)*. BSI Standards Publication.
- International Standard Organization. (2015). *Quality Management System (ISO 9001:2015)*. BSI British Standard Organization.
- Ioannidis, G., Barkas , D., & Psomopoulos, C. (2018). The Recycling Potential of Submersible Sewage Pumps in the EU. *MDPI*.
- ISTAT. (2021). Tratto da <https://www.istat.it/it/files/2021/03/Report-Giornata-mondiale-acqua.pdf>
- Istat. (2021). *Le statistiche dell'ISTAT sull'acqua*.
- Kalista, B., Shin, H., Cho, J., & Jang, A. (2018). Current development and future prospect review of freeze desalination. *Elsevier*.
- Kalogirou, S. (2013). *Solar Energy Engineering*. Elsevier.
- Kargari, A., & Shirazi, M. (2015). A Review on Applications of Membrane Distillation (MD) Process for Wastewater Treatment. *Journal of Membrane Science and Research*.
- Kennedy, M., Schippers, J., & Salinas-Rodriguez, S. (2021). Process design of reverse osmosis systems. *ResearchGate*.
- Khan, M., Peters, C., & Koh, C. (2019). Desalination using gas hydrates: The role of crystal nucleation, growth and separation. *Elsevier*.
- Khoiruddin, & Wenten, I. (2016). Reverse osmosis applications: Prospect and challenges. *Elsevier*.
- Krvavica, N., & Ruzic, I. (2020). Assessment of Sea-Level Rise Impacts on Salt-Wedge Intrusion in Idealized and Neretva River Estuary. *Elsevier*.
- Kucera, J. (2014). *Desalination: water from water*. Beverly, MA 01915-6106: WILEY.
- Laurin, L. (2019). *Handling Recycling in Life Cycle Assessment*. Tratto da Earth Shift Global: <https://www.earthshiftglobal.com/>
- Lee, K., & Jepson, W. (2021). *Environmental impact of desalination: A systematic review of Life Cycle Assessment*. Elsevier.
- Lenntech. (2022). Tratto da <https://www.lenntech.com/replacement-cartridge.htm>
- Lenntech. (2022). Tratto da <https://www.lenntech.com/products/Lenntech-membranes/LEN-SW30-440-HRLE/LEN-SW30-440-HRLE-Sea-Water-Element/index.html>

- Lenntech. (2022). Tratto da <https://www.lenntech.com/antiscalants.htm>
- Lenntech. (2022). *Improving the Reverse Osmosis Recovery Rate*. Tratto da <https://www.lenntech.com/systems/reverse-osmosis/ro/reverse-osmosis-recovery-rate.htm>
- Lenntech. (2023). *Lenntech*. Tratto da <https://www.lenntech.com/systems/reverse-osmosis/ro/rosmosis.htm>
- Li , D., & Wang, H. (2010). Recent developments in reverse osmosis desalination membranes. *Journal of Material Chemistry*.
- Lim, Y., Goh, K., Kurihara, M., & Wang, R. (2021). Seawater desalination by reverse osmosis: Current development and future challenges in membrane fabrication. *Elsevier*.
- Lind, M., Suk, D., Nguyen, T.-V., & V.Hoek, E. (2010). Tailoring the Structure of Thin Film Nanocomposite Membranes to Achieve Seawater RO Membrane Performance. *Environmental Science Technology*.
- Liu , S., Hu , L., Zhang, W., & Ma, H. (2019). Cellulose Acetate Reverse Osmosis Membranes for Desalination: A Short Review. *BILINGUAL PUBLISHING CO*.
- Mannana, M., Alhaja, M., & Ma, A. (2019). *Examining the life-cycle environmental impacts of desalination: A case study in the state of Qatar*. Elsevier.
- Mazzi, A. (2020). Life Cycle Sustainability Assesment for Decision Making -Chapter 1. *Elsevier*.
- Montanari, A. (2012). Hydrology of the Po river: looking for changing patterns in river discharge. *Hydrology and Earth System Sciences*.
- Munoz, I., & Fernandez Alba, A. (2008). Reducing the environmental impacts of reverse osmosis desalination by using brackish groundwater resources. *Elsevier*.
- Nair, M., & Kumar, D. (2014). Water desalination and challenges: The Middle East perspective. *Taylor & Francis*.
- Najjar , E., Al-Hindi , M., & Massou, M. (2022). Life cycle assessment and cost of a seawater reverse osmosis plant operated with different energy sources. *Elsevier*.
- Najjar, E., Al-Hindi, M., Saad, W., & Massoud, M. (2022). Life cycle assessment and cost of a seawater reverse osmosis plant operated with different energy sources. *Elsevier*.
- Nassrullaha, H., Shaheen, F., Hashaikeha, R., & Nidal, H. (2020). Energy for desalination: A state-of-the-art review. *Elsevier*.
- PRé. (2020). *SimaPro database manual*.

- Pure aqua. (2022). Tratto da <https://pureaqua.com/>
- Qasima, M., Badrelzamana, M., Noora , N., Darwish, N., & Hilal, N. (2019). Reverse osmosis desalination: A state-of-the-art review. *Elsevier*.
- Rabiee, H., Khalilpour, K., Betts, J., & Tapper, N. (2019). Polygeneration with Polystorage. Elsevier.
- Riaz, N., Sultan, M., Miyazaki, T., Wakil Shahzad, M., Farooq, M., Sajjad, U., & Niaz, Y. (2021). A review of recent advances in adsorption desalination technologies. *Elsevier*.
- Serra, L., Valero, A., Raully, R., & Uche, J. (2019). Life-cycle assessment of desalination technologies integrated with energy production systems. *ResearchGate*.
- Simeoni, U., & Corbau, C. (2009). A review of the delta Po evolution (Italy) related to climate change and human impacts. *Elsevier*.
- Simonescu, C. (2018). Nanocrystals and Nanostructures. *Intechopen*.
- Sirkar, K., & Winston, W. (1992). Membrane Handbook. SpringerLink.
- Subramani, A., & Jacangelo, J. (2015). Emerging desalination technologies for water treatment: A critical review. *Elsevier*.
- Toreti, A., Fioravanti, G., Perconti, W., & Desiato, F. (2009). Annual and seasonal precipitation over Italy from 1961 to 2006. *International Journal of Climatology*.
- United Nations. (2003). *Water for People Water for Life*. Tratto da <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000129726>
- World Meteorological Organization. (2021). *State of Climate Services Water*. Tratto da https://library.wmo.int/index.php?lvl=notice_display&id=21963#.Y94ntHbMJPZ
- Wu, L., Wang , H., Xu , T., & Xu, Z. (2017). Polymeric Membranes. *Elsevier*.
- Yokozeki, A. (2006). Osmotic pressures studied using a simple equation-of-state and its applications. *Elsevier*.
- Younas, M., & Rezakazemi, M. (2015). Introduction to Membrane Technology. *Water Purification*.
- Zakrzewska-Trznadel, G. (2013). Advances in membrane technologies for the treatment of liquid radioactive waste. *Elsevier*.
- Zhao, D., Japip, S., Zhang, Y., Weber, M., Maletzko, C., & Chung, T.-S. (2020). Emerging thin-film nanocomposite (TFN) membranes for reverse osmosis: A review. *Elsevier*.

Zhou , D., Zhua, L., Fua, Y., & Zh, M. (2015). Development of lower cost seawater desalination processes using nanofiltration technologies- A review. *Elsevier*.