

Salvatore Giuffrida¹,
Giovanni Casamassima²,
Maria Rosa Trovato¹

Le Norme EMAS-ISO nella valutazione della qualità del Servizio Idrico Integrato

¹ *Dipartimento di Ingegneria Civile
e Ambientale dell'Università di
Catania, Italia*

*sgiufrida@dica.unict.it, mrtrovato@
dica.unict.it*

² *Caltaqua S.p.A., gjiiovannij@yahoo.it*

Keywords: *environmental protocols,
environmental management,
multicriteria analysis, axiological
approach.*

Parole chiave: *protocolli ambientali,
gestione ambientale, analisi
multicriteri, approccio assiologico.*

JEL: *O32, L8, Q2, R5*

This contribution proposes a theoretical model to support the environmental assessment for the organizations aiming at implementing an EMAS-ISO auditing process in the ground of the water services industry. The model tries to combine a new theory of value – based on natural, biogeochemical and semantic surplus – with the cycle *input - output - re-input* characterizing namely the most critical area of the integrated waters service, the waste water treatment plants. A multidimensional pattern based on the Multi-Attribute Value Theory has been assumed as an effective operational framework connecting the contents of the treatment process, as defined by the scientific and technological tools supporting the *judges of fact*, and the issues of sustainability, supporting the *value judgements*.

1. Introduzione

Il Sistema Idrico Integrato (SII) costituisce uno dei fronti della relazione socio-sistema/ambiente a più elevato contenuto di criticità, non solo e non tanto per l'universalità della risorsa e la precarietà dell'equilibrio tra il supporto naturale e l'infrastruttura artificiale che lo rendono possibile, ma anche e soprattutto per la complessità delle forme di gestione che si impegnano nel renderlo efficiente, efficace, equo, economico e sostenibile. Tra i due sistemi si segnalano i seguenti differenti caratteri: quello artificiale ha un certo grado di reversibilità, riproducibilità e manutenibilità, capacità di adattamento alla domanda e di miglioramento tecnologico, in base ai tempi della tecnologia e dell'economia; quello naturale è soggetto a una deriva entropica che ne riduce la capacità di carico, a fluttuazioni e asintonie climatiche e meteorologiche che l'apparato tecnologico tenta di stabilizzare e regolare nei limiti di una politica territoriale che guarda all'opportunità delle scelte e alla responsabilità che nel merito si è in grado di assumere.

In tal senso, le valutazioni ambientali sono oggi protagoniste nella scena dell'organizzazione dei servizi quanto alle garanzie che sono orientate a offrire ai diversi soggetti di riferimento, attraverso la riconfigurazione del progetto industriale che ottimizza l'erogazione delle prestazioni. Le evidenze scientifiche circa gli impatti delle attività di produzione e consumo sul territorio da un lato, e dall'altro il rincorrersi delle innovazioni tecnologiche, gli effetti della cui implementazione saranno verificati nel tempo, impegnano la valutazione nella forma-

zione del consenso in merito alla gestione sostenibile dei servizi a rete.

L'ampiezza e la genericità dei concetti di *ambiente* e *valore ambientale*, incidono sulla significatività e generalità stessa degli effetti delle relative politiche quanto alle garanzie circa la dimensione spaziale dei loro effetti, la qualità dei soggetti interessati e coinvolti, le risorse sacrificate e attivate. La necessità di strutturare la conoscenza dei processi produttivi a fini valutativi ha dovuto tenere conto di diverse e concomitanti circostanze, tra cui:

- l'allargamento del soggetto portatore degli interessi in merito alla qualità del processo produttivo, in quanto destinatario diretto di prestazioni e indiretto di impatti;
- il conseguente ampliamento del concetto di qualità che, con l'introduzione negli anni ottanta del concetto di "qualità totale", supera i confini del prodotto coinvolgendo l'intero processo nella sua estensione spazio-temporale e socio-ambientale;
- il progressivo affermarsi del concetto di valore ad integrazione di quello di qualità;
- la consapevolezza della dimensione transfrontaliera degli impatti dei processi produttivi;
- le interdipendenze strutturali tra il settore ambientale e gli altri settori industriali;
- la conseguente individuazione e potenziale internalizzazione delle esternalità ambientali.

Le difficoltà che il tradizionale apparato *command and control* incontra nel regolamentare una vastità di attività rappresentando costi e benefici esterni in termini generalmente validi ha dato spazio al principio di sussidiarietà; al modello dirigitico, basato sulla norma, si sostituisce quello sussidiario, basato sulla *due diligence*, puntando quindi sulla motivazione dal basso piuttosto che sulla imposizione dall'alto, in vista di una maggiore responsabilizzazione dell'intero apparato produttivo nei confronti della questione ambientale.

Il sistema di accreditamento ambientale EMAS-ISO intende rendere socialmente rilevante il processo economico-produttivo, quanto alle garanzie che l'autorità ambientale offre alla comunità in merito al grado di sostenibilità dell'intera catena del valore associata a ogni filiera. Si tratta di una prassi concertata a livello sia europeo (EMAS) sia internazionale (ISO), standardizzata in un complesso di procedure che si avvalgono di osservazioni e valutazioni volta a ristabilire il nesso comunicativo interno al sistema sociale, cioè tra i diversi sotto-sistemi che lo compongono, ed esterno, tra il sistema sociale e l'ambiente (Stevrer, 2013).

L'ambito di interesse di questo studio è un segmento del *SII*, quello della *Depurazione*, entro cui si affronta il tema della valutazione del processo di produzione di "sicurezza ambientale" combinando indicazioni afferenti alle competenze di tre sfere – tecnica, economica e ambientale – con riguardo all'interazione fisica tra sistema antropico e naturale, evidenziando le relazioni che il sistema sociale stabilisce con l'ambiente a mezzo dei due sub-sistemi ingegneristico-sanitario ed economico-aziendale.

L'esplicitazione di questi legami e le indicazioni valutative e progettuali che ne emergono danno corpo alle finalità di questo studio su un modello di valutazione multidimensionale del processo depurativo, il quale:

1. definisce il *pattern* assiologico che legittima le politiche ambientali attraverso:
 - a. l'individuazione dello strato dei valori e della sostanza valorizzante che supportano le scelte;
 - b. l'identificazione delle esigenze, prestazioni e requisiti con il derivato insieme di indicatori che consentono misurazioni e confronti;
2. individua le componenti salienti del processo depurativo quanto a:
 - a. l'azione dell'organizzazione (il soggetto imprenditoriale);
 - b. le esigenze degli utenti;
 - c. il funzionamento dell'apparato tecnologico;
 - d. le componenti ambientali interessate;
3. rappresenta secondo un'interpretazione socio-sistemica (Luhmann, 1990) l'interazione tra:
 - a. le attività dell'organizzazione, in quanto componente del sub-sistema economico;
 - b. l'insieme dei sub-sistemi "a contatto" con l'organizzazione, in quanto rappresentativi del sistema sociale nel suo complesso;
 - c. l'ambiente:
 - i. naturale, con riferimento alla tutela della risorsa suolo-acqua-aria e della relativa capacità di carico dell'ecosistema;
 - ii. artificiale, con riferimento al patrimonio costruito nelle sue componenti dirette (l'infrastruttura) e indirette (componenti territoriali-urbane interessate dal SII);
 - iii. umano, con riferimento alle condizioni di accessibilità al SII – quanto a qualità, disponibilità, prezzo – da parte della popolazione inclusa nel bacino di utenza.

2. Materiali

2.1. Eco Management and Audit Scheme (EMAS)

EMAS, nasce con il Regolamento n. 1836/93, viene sostituito nel 2001 dal Regolamento n. 761 che, a sua volta sottoposto a revisione, è sostituito nel 2009 dal nuovo Regolamento n. 1221 (Commissione Europea 2009). EMAS è uno strumento di politica ambientale a carattere volontario volto a promuovere costanti miglioramenti dell'efficienza ambientale delle attività industriali. La crescente pressione del sistema antropico sull'assetto eco-socio-sistemico e le interazioni tra tutte le attività del sistema socio-economico, ha esteso l'orizzonte EMAS anche al terziario e alle Pubbliche amministrazioni. In prospettiva, EMAS stimola la competitività delle organizzazioni aderenti, su quei mercati ove elevate prestazioni ambientali e trasparenza favoriscono posizioni dominanti come effetto della sensibilità e della cultura ambientale dell'utenza e degli stakeholder.

EMAS contribuisce direttamente o indirettamente a:

- la riorganizzazione interna e conseguente crescita dell'efficienza delle organizzazioni;

- la riduzione dei costi a seguito di una razionalizzazione nell'uso delle risorse e nell'adozione di tecnologie più pulite;
- la crescita della motivazione e della partecipazione del personale, con conseguente riduzione della conflittualità interna;
- la crescita della fiducia da parte degli organismi di controllo e certificazione ambientale;
- la riduzione delle probabilità di eventi che possono arrecare danno all'ambiente;
- l'aumento delle garanzie in termini di certezza del rispetto delle normative ambientali;
- la crescita e disseminazione delle conoscenze in materia di prestazioni ambientali;
- la riduzione del carico burocratico per le organizzazioni aderenti;
- l'aumento delle garanzie di accesso ai finanziamenti per le piccole imprese;
- l'incremento del valore patrimoniale del capitale aziendale (Schaltgger et al., 2008).

2.2 Iter di registrazione EMAS per le aziende

Il percorso che conduce alla registrazione EMAS (Regolamento CE n. 1221/09 e ISO 14001:2015), segue sei fasi che seguono la Decisione Iniziale da parte dell'alta direzione:

1. definizione della *Politica Ambientale*, intrapresa dall'organizzazione e del successivo *Programma Ambientale* ove sono definiti gli obiettivi di miglioramento ambientale;
2. analisi Ambientale Iniziale (AAI) (All. I);
3. formazione del Sistema di Gestione Ambientale (SGA) (All. II) che consenta il raggiungimento dei suddetti obiettivi;
4. realizzazione dell'Audit Interno (AI) (All. III) e riesame della direzione. Viene valutata la conformità e l'efficienza del SGA al fine di adottare misure correttive, se necessarie, del programma di gestione;
5. Audit Esterno, da parte di un Verificatore Ambientale Accreditato (VAA);
6. Dichiarazione Ambientale (DA) (All. IV), che fornisce le informazioni sulle prestazioni ambientali dell'organizzazione da convalidarsi da parte del VAA (All. VII).

Per la registrazione, l'organizzazione presenta istanza (contenente le informazioni di cui all'All. VI) al Comitato – Sezione EMAS Italia che la trasmette all'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) il quale interpellava l'ARPA/APPA (Agenzia Regionale/Provinciale per la Protezione dell'Ambiente), in merito a eventuali violazioni da parte dell'organizzazione degli obblighi in materia di ambiente (art. 13), e provvede a ulteriori verifiche della compatibilità ambientale dell'organizzazione. L'ISPRA segnala all'Ente Nazionale di Accreditemento (ACCREDIA) e al VAA eventuali carenze attribuibili alla operazione di convalida della dichiarazione ambientale e alla fine trasmette al Comitato i risultati dell'analisi e le richieste di integrazione e di chiarimento inoltrate al richiedente

(Comitato Ecolabel ed Ecoaudit Sezione Emas Italia, 2016). Il Comitato, analizzati i dati, esprimendo parere favorevole adotta la relativa delibera di approvazione, comunicando di conseguenza la registrazione all'organizzazione, al VAA e all'ARPA/APPA; infine, incarica l'ISPRA di inserire l'organizzazione nel registro nazionale EMAS. Ogni anno il VAA effettua un audit presso l'Organizzazione registrata (All. III) per verificare la coerenza dell'operato dell'organizzazione con i contenuti della DA. L'ISPRA, secondo le direttive del Comitato provvede a comunicare periodicamente alla Commissione UE l'aggiornamento della lista delle organizzazioni registrate e l'eventuale sospensione o cancellazione di un'organizzazione (ISPRA, 2012a, 2012b). Ai fini del rinnovamento della registrazione l'organizzazione deve trasmettere ogni anno la DA aggiornata e convalidata e, al massimo ogni tre anni, la nuova versione convalidata.

Il modello di valutazione multicriteri qui proposto riguarda le fasi 2 (AAI), 3 (SGA) e 4 (AI). In particolare definisce gli aspetti e le prestazioni ambientali con i relativi indicatori e sotto-indicatori individuandone di ulteriori alla luce di uno specifico approccio alla questione ecologica-ambientale (par 3.1).

2.3. La depurazione delle acque reflue: schema generale di processo di un impianto tipo

Gli impianti di depurazione sono l'unico sistema di abbattimento del carico inquinante contenuto nei reflui urbani e industriali (European Parliament and Council, 2000). I trattamenti che interessano il refluo sono in genere di tipo fisico, biologico e chimico e variano in funzione dell'origine del refluo (civile o industriale) (European Parliament and Council, 2008; ISPRA, 2013). Ogni impianto, in funzione della qualità e della quantità del refluo trattato, si avvale di un certo numero di trattamenti e, eventualmente, anche di più linee di trattamento in parallelo, dovendo adeguare la capacità depurativa ai limiti di legge o aumentarla ai fini EMAS-ISO (Guinee Jeroen, 2004). Per ogni impianto sussistono due diverse linee di processo, la *linea acque* e la *linea fanghi*. All'interno di queste, trovano spazio le varie tipologie di trattamento.

1. Linea acque: si articola in quattro tipologie di trattamento:

- a. *preliminari*: sono trattamenti di tipo fisico, in due diverse unità disposte in serie:
 - i. *grigliatura*, per separare i corpi grossolani, smaltiti in discarica come rifiuto solido urbano;
 - ii. *dissabbiatura*, ed eventuale disoleatura, per la separazione di corpi come sabbie e ghiaie, che essiccate vengono anch'esse smaltite in discarica, e per la eliminazione di grassi e olii attraverso l'insufflazione nel refluo di bolle d'aria a diametro fine;
- b. *primari*, anch'essi fisici, per decantazione del carico organico in vasche (sedimentatori) che separano l'acqua dal fango primario avviato alla *linea fanghi*;
- c. *secondari*: sono trattamenti di tipo biologico-fisico e si realizzano nelle fasi di:

- i. *ossidazione* a contatto con una massa batterica che aggredisce il carico inquinante presente nel refluo convertendolo in biomassa e anidride carbonica
 - ii. *sedimentazione secondaria* della biomassa che si avvia alla *linea fanghi*;
 - iii. *terziari o di affinamento*, di tipo chimico: *clorazione; ozonizzazione; raggi UV; filtrazione*.
2. *Linea fanghi*: i trattamenti ne inibiscono le attività batteriche e ne riducono peso e volume:
- *ispessimento*: è un'ulteriore decantazione che permette la separazione fisica tra fango e acqua, consentendo lo spillamento del surnatante e una prima riduzione di volume;
 - *digestione o stabilizzazione*: priva il fango di nutrimento in condizione endogena; oltre a una riduzione dell'attività biologica e all'abbattimento del livello di putrescibilità, la massa fangosa si riduce grazie alle reazioni di "cannibalismo" tra batteri e alla conseguente conversione di una quota parte di biomassa in anidride carbonica. Può essere di tipo aerobico o anaerobico (con produzione di biogas).
 - *disidratazione*: può avvenire su letti d'essiccamento con drenaggio di acqua, per esposizione al sole, con filtropresse, nastropresse, centrifughe etc.

Il fango, stabilizzato ed essiccato può essere smaltito in discarica o, ai fini del miglioramento delle prestazioni ambientali dell'impianto, riutilizzato come esito del processo di digestione anaerobica dei fanghi a seguito dell'estrazione di biogas; l'istituzione del comparto di digestione anaerobica è opportuna per insediamenti superiori a 20.000 Abitanti Equivalenti, diversamente il valore del biogas prodotto non compensa l'investimento e i costi operativi.

3. Metodi

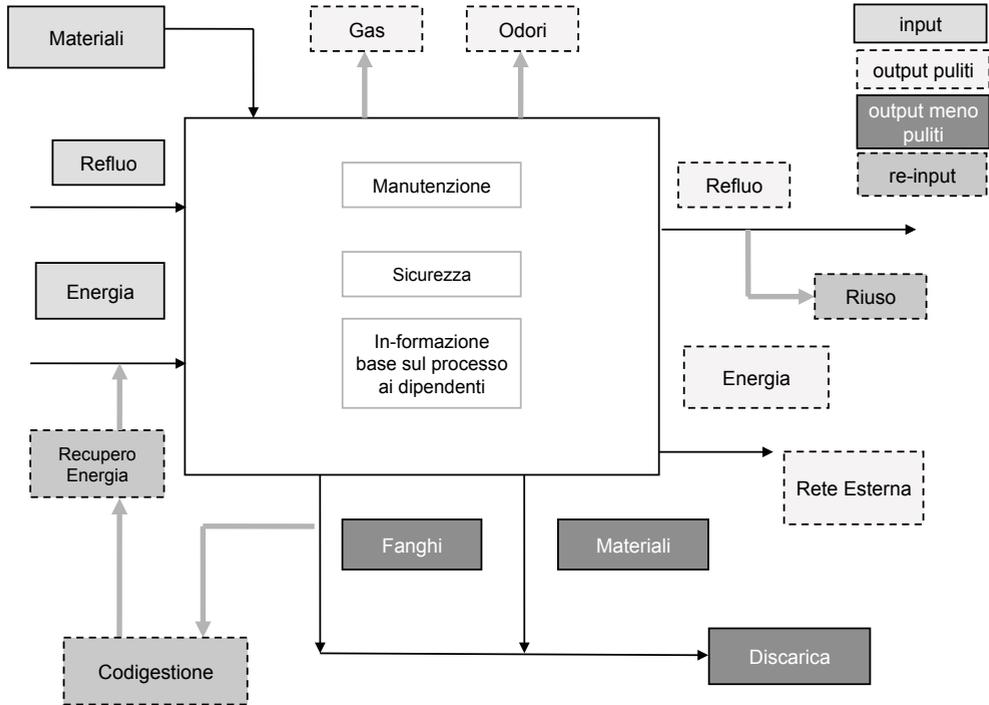
3.1 Aspetti generali

Nello spirito di un approccio di tipo energetico-entropico alla questione ambientale, la depurazione va vista come un processo di produzione di "ordine dal disordine", volto cioè a ridurre l'irreversibilità del processo di erogazione del SII nel suo complesso; in generale, il grado di irreversibilità del SII può essere misurato come rapporto tra l'acqua in uscita (riutilizzabile) e quella entrata; di quest'ultima può essere considerato il volume totale (captato) o parziale, a seconda dell'area del SII di cui si vuole calcolare il contributo in termini di efficienza complessiva, oppure il volume potabilizzato, immesso, fatturato, recapitato al depuratore etc.

Un ulteriore calcolo del livello neg-entropico del SII relativo alle interazioni del sub-sistema sanitario-ambientale con gli altri sub-sistemi, riguarda la "reversibilità congiunta", rappresentabile nei contributi positivi che in particolare il segmento della depurazione fornisce in termini di *materia* (ad es., fanghi essiccati da avviare alla produzione di componenti in edilizia), *energia* (ad es., biogas prodotto) e *informazione* (ad es., armonia eco-socio-sistemica del ciclo naturale/artificiale dell'acqua).

In tal senso, la depurazione può essere sinteticamente schematizzata come processo di input-output-reinput (Fig. 1).

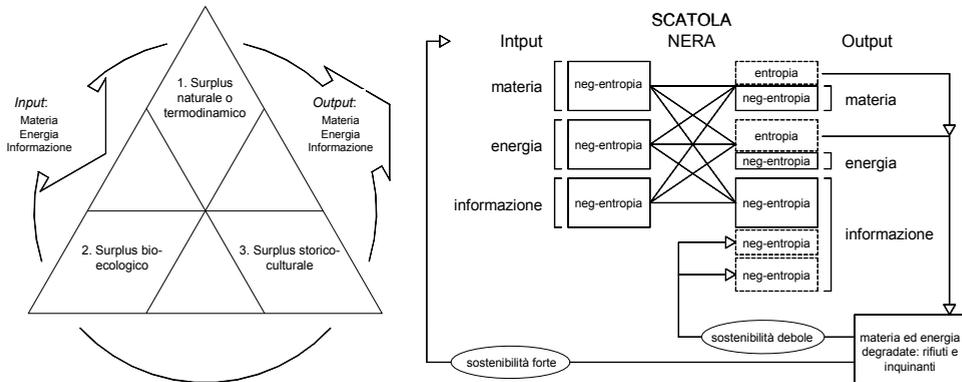
Figura 1. Schematizzazione del processo di depurazione.



Questo *pattern* è analogo al modello de *La scatola nera* proposto da F. Rizzo (1999, 2002): ogni processo produttivo, trasformativo e conservativo è una “scatola nera” che trasforma *input* in *output*, entrambi rappresentati nei termini di una sostanza valorizzante composita e trasversale, la combinazione creativa della Materia, dell’Energia e dell’Informazione che entrano nel processo di tras-in-formazione, e ne escono in quantità, forma e qualità diverse. Il confronto tra *input* e *output* consente di misurare il: 1. *Surplus naturale o termodinamico*; 2. *Surplus Bio-genealogico, economico ed ecologico*; 3. *Surplus storico-culturale, semiotico-ermeneutico* (Fig. 2 sx) del processo.

L’assunzione di un approccio energetico-neg-entropico, semiotico-ermeneutico e bio-tecnologico consente anche di fondare il concetto di sostenibilità – forte e debole (Fig. 2 dx) – sulla base di bilanci *energetici* e *informativi*: i primi usano gli indici di efficienza energetica, ex-ergetica, entropica, neg-entropica (Rizzo, 1999, pp. 464-470), con cui si misura l’irreversibilità di un processo di trasformazione di energia e materia; i secondi, distinguendo tra la *misura statistica* dell’informazione

Figura 2. Il processo di tras-in-formazione e il modello generale di sostenibilità.



matematica di una fonte (o *in entrata*), e il *valore semantico* dell'informazione codificata, trasmessa e assimilata (o *in uscita*) (ib., 611-615), consentono di misurare il grado di organizzazione del processo, la sua capacità di perdurare, la sua relazione al contesto socio-ambientale in termini di coerenza e novità.

Inevitabilmente ogni processo produttivo è s'inscrive nel decorso dissipativo – un divenire generale – che vede aumentare l'entropia del sistema nel suo complesso ma all'interno di questa deriva, e coerentemente con le leggi che regolano il decorso del progressivo decadimento energetico-entropico, è possibile che si realizzino forme organizzate in ambito locale, le forme del "divenire singolare o complesso tipico delle strutture dissipative" (Prigogine e Stengers, 1981, pp. 144-150). Queste strutture possono formarsi spontaneamente in natura, ma i sistemi sociali, di cui le organizzazioni come il SII costituiscono specifici sub-sistemi, sono chiamati a metterli in atto intenzionalmente nella prospettiva condivisa della attenuazione dei flussi entropici connessi a tutte le attività ad alto tasso di trasformazione.

Questo approccio si inserisce nell'alveo del rapido dispiegarsi della questione ambientale, sorta all'attenzione della teoria economica solo agli inizi dello scorso secolo e in diverse fasi, dall'economia del benessere di A. C. Pigou (1920), all'economia ecologica di N. Georgescu Roegen (1971) che introduce l'approccio termodinamico, alle posizioni neomalthusiane del Club di Roma negli anni '50, fino alle punte radicali del fisiocentrismo di J. Lovelock e E. Goldsmith (1997). Il panorama attuale è dominato dal concetto di sostenibilità (Commissione Brundland, 1987-1992) la cui ampia declinazione ha progressivamente esteso lo spettro dalla sostenibilità da forte a debole. La sostenibilità debole, l'unica forse possibile, può essere praticata solo in termini di valore, relativamente al (la misura del) quale definisce le diverse relazioni di sostituzione e le relative misure compensative. La parte destra della figura 2, rappresenta le due opzioni, sostenibilità forte e debole, collegate dalla misura del valore in termini di neg-entropia energetico-informazionale.

3.2 Forma e contenuti del modello multidimensionale generale

Il modello di valutazione proposto rappresenta gli *input*, le *attività* di depurazione (“scatola nera”), gli *output* e i risultati o *outcome* in termini di *surplus* del processo di depurazione.

Nello schema di Figura 3 si distinguono: il macro-sistema sociale (3) articolato in sub-sistemi (politico-amministrativo, economico, paesaggistico e sanitario ambientale) il quale, in risposta alle fluttuazioni ambientali (impatti) seleziona impone taluni “vincoli” all’impiego degli *input* del processo di depurazione, che possono rappresentarsi in termini di *materia* (suolo e acqua), *energia* (distinta per fonti quantità e qualità) e *informazione* (relativa al rischio ambientale attuale, al know-how immesso, alla organizzazione e alla gestione); il processo produce *output* anch’essi in termini di *materia* (acqua e suolo bonificati, insieme ai prodotti da avviare a riuso agricolo, industriale etc.), *energia* (come prodotto congiunto dei processi di digestione), *informazione* (in negativo in termini di impatti probabili ed effettivi, e in positivo in termini di effetti neg-entropici dovuti ai reimpieghi e ai risultati di gestione). Questi *output* vengono tradotti in misure di prestazione in funzione degli indirizzi che il sistema sociale fornisce attraverso, ad es., il protocollo EMAS-ISO; questi indirizzi riproducono la combinazione dei codici (valori/programmi) dei diversi sub-sistemi, in ragione dei quali le prestazioni vengono valutate quanto alla capacità di produrre *surplus* nelle tre forme. Il confronto tra i surplus prodotti e le richieste del sistema sociale, variabili in ragione del prevalere di alcuni di essi sugli altri, riattiva il circuito di progressivo adattamento del servizio alle nuove esigenze.

Il modello di valutazione tiene conto della trasformazione degli *input* richiesti dalle diverse attività della depurazione, in *output* (sicurezza ambientale e reversibilità del SII). Gli indici di efficienza (differenza o rapporto tra *output* e *input*) misurano il surplus in termini adimensionali attraverso funzioni di utilità appositamente definite per ciascun indicatore. Queste misure vengono elaborate dall’algoritmo (MAUT) con cui si valuta il miglioramento della prestazione complessiva del sistema di depurazione.

Gli indicatori sono selezionati, definiti e organizzati in un framework esigenziale-prestazionale, un dendrogramma ad albero (Fig. 4) che specifica i tre *surplus* – intesi come *esigenze* condivise – in *requisiti* e *prestazioni*; l’importanza delle prestazioni è misurata da fattori di ponderazione che ne riferiscono la relazione ai *soggetti*, *stockholder* e *stakeholder*, (ISPRA, 2014) specificati in modo da riprodurre “l’unità/differenza sistema-ambiente” (Rizzo, 1999, pp. 316-320). La quantità di celle campite nella parte destra dello schema indicano la relazione tra prestazione (riga) e soggetto (colonna): le prestazioni che interessano più soggetti sono più importanti.

Figura 3. Schema del modello di analisi e valutazione del processo di depurazione.

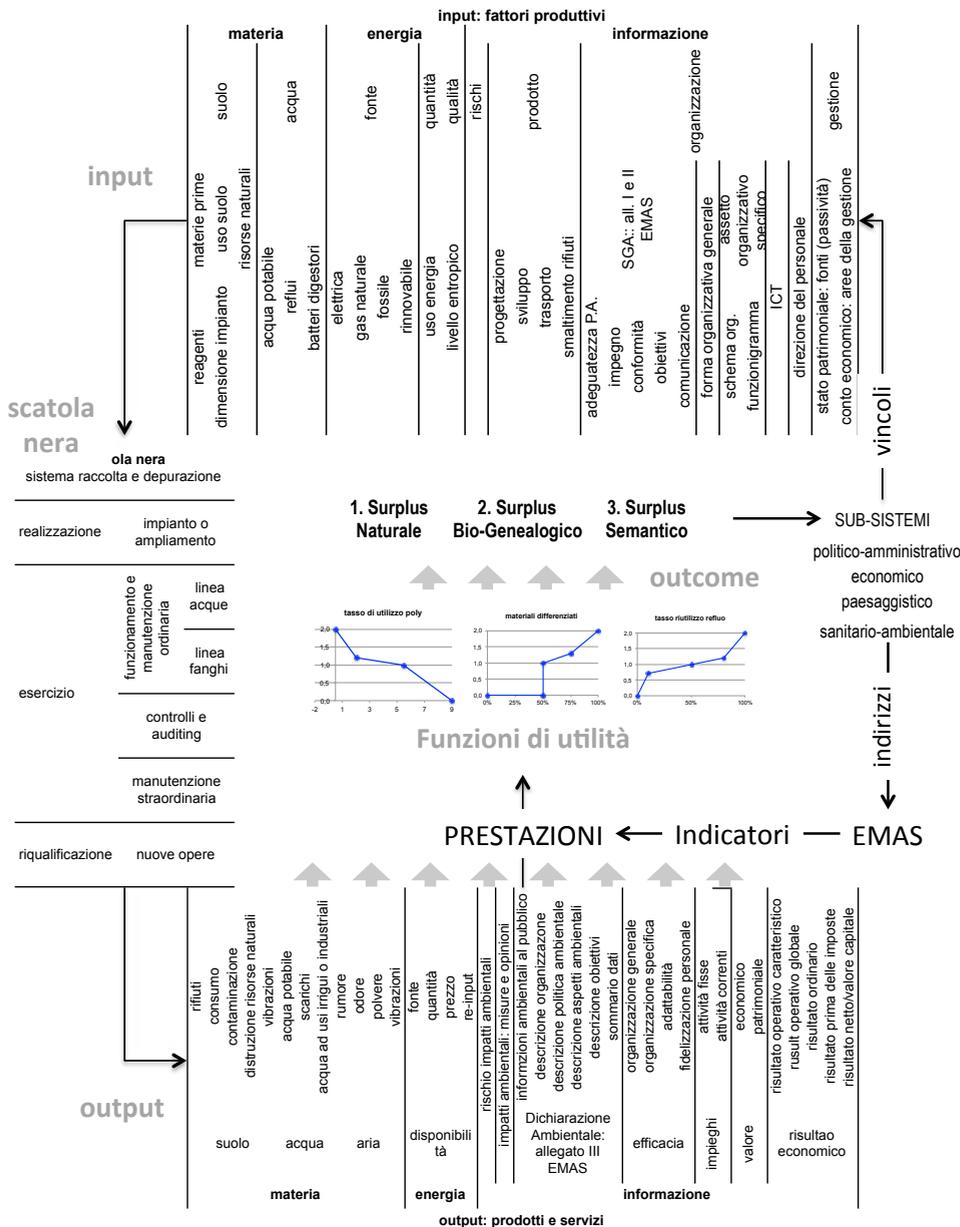


Figura 4. Dendrogramma e check-list degli indicatori e soggetti coinvolti (omessa colonna degli indicatori prestazionali).

esigenze	requisiti	prestazioni	soggetti																
			naturale	stock-holders	stake-holders	ambiente	organizzazione	utenti	istituzioni	costruito	umano	azienda	impresa	finanziatori	fornitori	diretti	indiretti	amministr.	enti di controllo
surplus naturale	controllo delle acque superficiali e sotterranee	controllo della qualità dei corpi idrici																	
		controllo dei fenomeni di contaminazione falde																	
		controllo del bilancio idrico																	
	qualità dell'aria	idoneità e compatibilità ambientale delle reti fognarie																	
		controllo della purezza dell'aria																	
		controllo emissioni nocive di odori																	
		fruibilità olfattiva di componenti qualitative del paesaggio																	
comfort olfattivo	controllo della pressione sonora																		
comfort acustico	entità della produzione di fanghi																		
controllo dello smaltimento dei rifiuti solidi	condizioni di smaltimento																		
surplus eco-biologico	ecologico: controllo della rigenerazione degli ecosistemi	limitazione fonti energetiche tradizionali																	
		uso fonti energetiche rinnovabili																	
	economico: produzione di bio-masse	fornitura energia																	
surplus semantico	percezione	controllo delle vocazioni botaniche dei contesti paesaggistici																	
		salvaguardia della vegetazione esistente e dei suoi caratteri storici																	
	conoscenza	salvaguardia dei biotopi e controllo della diversificazione biologica																	
		fornitura di acqua ad usi irrigui																	
	identità	economico: produzione di bio-masse	fornitura fertilizzanti																
		valori simbolici	miglioramento della produttività agricola																
			percezione	opinioni/informazioni															
		efficienza	conoscenza	tariffe canonici di depurazione e fognatura															
			efficacia	organizzazione															
		economicità	identità	accessibilità (tempi allacci) e diffusione (%ab. allacciate) servizio															
equità			valori simbolici	motivazione utenti															
equità		efficienza	coscienza ambientale																
	comportamenti																		
	efficacia	reddittività del capitale proprio																	
		reddittività del capitale investito																	
economicità	equità	soddisfazione utenti																	
		indebitamento																	
equità	equità	leva finanziaria																	
		stabilità del rapporto tra reddito netto e flusso di cassa																	
equità	equità	liquidità																	
		saggio di rendimento del capitale aziendale																	
equità	equità	inquadramento dipendenti																	
		composizione quadri																	

3.3 La teoria dell'utilità multi-attributo (MAUT)

3.2.1 Aspetti generali

Il percorso per la registrazione e il mantenimento della certificazione EMAS (Regolamento CE n. 1221/09 e ISO 14001:2015) malgrado al momento la normativa di riferimento non lo preveda, e a maggior ragione con l'introduzione della ISO 14001:2015, ha la necessità di trovare supporto, in un approccio multicriteriale, vista la natura delle questioni, per l'individuazione delle Politiche Ambientali, Programma Ambientale, ma ancor più per la definizione ed il monitoraggio e/o revisione del Sistema di Gestione Ambientale. Tra gli approcci proposti in letteratura per supportare la scelta dei decisori è possibile ricordare il MAUT-Multi-attribute Utility Theory.

La principale ipotesi di tale teoria è l'esistenza di una funzione a valori reali, chiamata funzione di utilità o funzione, che associa ad ogni azione ammissibile un valore (numero reale) che rappresenta il suo grado di preferibilità.

Le preferenze sulle azioni/alternative possono, quindi, essere rappresentate utilizzando tale funzione di utilità: per ogni coppia di azioni, l'utilità dell'azione preferita è più elevata dell'utilità dall'altra, mentre l'utilità di due azioni ha lo stesso valore se e solo se esse sono indifferenti (Dyer, 2005, Ishizaka et al., 2013).

Da un punto di vista formale, la funzione di $U: A \rightarrow R$ aggrega tutti i criteri di G cioè $\forall a \in A$:

$$U(a) = V(g_1(a), g_2(a), \dots, g_m(a))$$

dove V una funzione di m crescente in tutti i suoi argomenti (utilità marginali); ovvero, in altri $\forall a, b \in A$,

$$[g_j(a) \geq g_j(b) \forall g_j \in G] \leftrightarrow U(a) \geq U(b)$$

La raccomandazione è basata sui confronti globali delle azioni ottenuta per mezzo della funzione di utilità U stabilisce, $\forall a, b \in A$:

$$aSb \leftrightarrow U(a) \geq U(b)$$

cioè:

$$aPb \leftrightarrow U(a) > U(b),$$

$$aIb \leftrightarrow U(a) = U(b)$$

La più semplice forma di una funzione di utilità è la rappresentazione additiva, in cui la valutazione complessiva di una data azione/alternativa è vista come la somma delle utilità (marginali) di ogni criterio considerato, cioè:

$$U(a) = \sum_{j \in F} v_j(g_j(a))$$

dove, per ogni $j \in F$, $v_j(\cdot)$ è una funzione non decrescente e $v_j(g_j(a))$ è l'utilità marginale. Molto spesso si considera un caso particolare della funzione di utilità, ottenuto ponendo

$$v_j(g_j(a)) = \lambda_j g_j(a), \lambda_j \geq 0$$

per ogni $j \in F$ in tal modo si ottiene una funzione di utilità espressa in termini di somma ponderata dei valori dei singoli criteri, cioè:

$$U(a) = \sum_{j \in F} \lambda_j g_j(a)$$

Una funzione di utilità additiva risponde ad una logica compensatoria, costituendo in particolare un modello totalmente compensatorio: ossia, in esso è sempre possibile compensare una valutazione “bassa” su un criterio g_i con una valutazione “alta” su uno o più altri criteri. g_j Il rapporto tra i pesi dei criteri considerati, a meno del segno, costituisce il trade-off (tasso marginale di sostituzione) tra le utilità di tali criteri; in questo approccio tale tasso è costante, ossia non dipende dai valori assunti in concreto da $g_i(x)$ da $g_j(x)$.

$$\sum_{j=1}^g \lambda_j = 1$$

Quando si utilizzano funzioni di tipo additivo, deve essere rispettata la condizione di indipendenza preferenziale tra i criteri (Figueira, et al., 2005).

Nel caso oggetto di studio, il MAUT nel quale la funzione di utilità ha una rappresentazione additiva, consente di pervenire a una valutazione complessiva di una data azione/alternativa, come somma ponderata delle utilità (marginali) di ogni criterio considerato.

3.2.2 Aspetti specifici

Il modello MAUT è dunque lo strumento valutativo che consente di definire la configurazione del SGA che massimizza la funzione di utilità connessa alla prestazione ambientale espressa nei termini dei tre surplus. In tal senso, i contenuti delle funzioni di utilità e il pattern che le coordina, interpretano la complementarità tra l'organizzazione e il contesto: 1. competitivo del mercato di riferimento; 2. normativo-istituzionale; 3, scientifico-tecnologico; 4. territoriale-ambientale; 5. sociale e culturale, descritto in sede di Analisi di Contesto.

Inoltre, il modello MAUT può essere utilizzato nelle tre successive fasi del *Ciclo di Deming “Plan-Do-Check-Act”* (ISO 14001:2015):

- la fase *Plan-Do* risultante dalla Politica Ambientale, Programma Ambientale e Processo di Pianificazione SGA);
- la fase *Check* che valuta la distanza tra le prestazioni effettive e quelle di progetto finalizzate ad ottenere la certificazione, a conclusione del primo ciclo operativo;
- la fase *Act* include le integrazioni e modifiche del SGA per il mantenimento della conformità normativa e delle compliance obligation fissate dall'organizzazione.

Definito il set di criteri come declinazione dei tre surplus, e il sistema di pesi rappresentativo delle istanze dei soggetti che compongono il contesto, interpretate da un gruppo tecnico in accordo con i contenuti della teoria del valore, il modello interviene: nella fase *Plan-Do* scegliendo la configurazione ideale del SGA di progetto che costituisce il *benchmark* della *performance* alla fine del primo ciclo operativo; nella fase *Check*, per misurare la distanza tra il SGA di progetto e quello effettivo; nella Fase *Act* per introdurre eventuali modifiche e integrazioni al fine di raggiungere almeno il livello di *compliance obligation* – cioè la conformità ai requisiti (tra quelli normativi e legislativi *mandatori*, e quelli ambientali *volontari*) da rispettare perché l'organizzazione possa considerarsi conforme alla norma e quindi meritevole di mantenere la certificazione ambientale.

Il flusso di materia, energia e informazione in input attraversa la “scatola nera” generando un nuovo flusso di materia, energia ed informazione in output caratterizzato da un diverso livello della combinazione dei surplus naturale-termodinamico, bio-ecologico, semantico e quindi di valore per il SGA.

È possibile pervenire alla valutazione delle alternative/azioni con il MAUT sulla base di una funzione di utilità che aggrega le preferenze su di esse per ciascun criterio, ossia tutte le utilità marginali.

Nell’ambito dell’approccio alla teoria del valore considerata e di quello multicriteriale o MCDA scelto, la funzione di utilità strumentale per valutare il Sistema di Gestione Ambientale potrà essere espressa nel seguente modo:

$$U(SGA) = V(g_{SN}(SGA), g_{SB}(SGA), g_{SS}(SAG))$$

o se volessimo considerando la formulazione della funzione di utilità in termini di somma ponderata dei valori dei singoli criteri, potrà essere espressa come:

$$U(SGA) = \lambda_{SN} \cdot \sum_{i=1}^k \lambda_{i_{SN}} \cdot g_{i_{SN}}(SGA) + \lambda_{SB} \cdot \sum_{j=1}^s \lambda_{j_{SB}} \cdot g_{j_{SB}}(SGA) + \lambda_{SS} \cdot \sum_{w=1}^t \lambda_{w_{SS}} \cdot g_{w_{SS}}(SGA)$$

Dove: $g_{i_{SN}}$ e $\lambda_{i_{SN}}$ rappresentano rispettivamente l’*i-esimo* sub criterio ($g_{1_{SN}}, \dots, g_{k_{SN}} \in G_{SN}$) e il ($\lambda_{1_{SN}}, \dots, \lambda_{k_{SN}} \in P_{SN}$) per il Surplus Naturale (SN); $g_{j_{SB}}$ e $\lambda_{j_{SB}}$ rappresentano rispettivamente il *j-esimo* sub criterio ($g_{1_{SB}}, \dots, g_{s_{SB}} \in G_{SB}$) e il peso ($\lambda_{1_{SB}}, \dots, \lambda_{s_{SB}} \in P_{SB}$) per il Surplus Bio-ecologico; $g_{w_{SS}}$ e $\lambda_{w_{SS}}$ rappresentano rispettivamente il *w-esimo* sub criterio ($g_{1_{SS}}, \dots, g_{t_{SS}} \in G_{SS}$) e il peso ($\lambda_{1_{SS}}, \dots, \lambda_{t_{SS}} \in P_{SS}$) per il Surplus Semantico (SS); $\lambda_{SN}, \lambda_{SS} \in P$ dove $P = P_{SN} \cup P_{SB} \cup P_{SS}$

4. Aspetti applicativi

L’interpretazione degli aspetti salienti di un servizio ambientale specifico, alla luce di un approccio ispirato alla più generale e trasversale delle sostanze valorizzanti ha, per converso, condotto alla contestualizzazione del modello della “Scatola nera”, in particolare con riferimento alla definizione degli indicatori.

4.1 Indicatori ambientali: aspetti, prestazioni e impatti nella registrazione EMAS

Il Regolamento CE n. 1221/2009 definisce:

- *Prestazione ambientale* il risultato della gestione di un aspetto ambientale.
- *Aspetto ambientale* l’elemento delle attività, dei prodotti o dei servizi di un’organizzazione che può interagire con l’ambiente.
- *Impatto ambientale* la modificazione dell’ambiente causata da un aspetto ambientale.

Nel campo della depurazione delle acque reflue si possono individuare una molteplicità di aspetti ambientali cui associare i relativi contenuti e reparti di origine (Tab. 1).

Tabella 1. Aspetti ambientali del segmento della depurazione.

Aspetto ambientale	Contenuto	Reparto origine
Produzione fanghi biologici	Composti organici, acqua, metalli, agenti patogeni, ecc	Sedimentazione-Ossidazione-Digestione
Emissione refluo	Macronutrienti, frazione carboniosa, carico patogeno, ecc	
Presenza-Assenza di recupero energetico	Biogas (energia)	Digestione anaerobica
Produzione di sabbie e altri inerti	Sabbie, detriti di asfalto, ghiaie, ecc;	Dissabbiatura
Produzione di vaglio	Composti organici, plastici, acqua, etc;	Grigliatura
Emissione di gas-aereosol	SO _x , NO _x , CO _x , COV, micropolveri, ecc;	Ossidazione, Torcia e/o Codigestione
Emissione di odori molesti		Disidratazione fanghi
Produzione di rifiuti da ufficio, spogliatoi e laboratorio	Carta, cartone, vetro, plastica	Uffici, laboratori, spogliatoi
Produzione rifiuti speciali da officina elettromeccanica	Oli esausti, benzine, diluenti, collanti, carta, ecc;	Officine
Smaltimento pezzi elettromeccanici usurati	Ferro, rame, piombo, batterie usate, ecc;	Officine

Gli indicatori quantificano gli aspetti ambientali in termini di prestazione al fine di misurarne l'impatto. È possibile distinguere tra indicatori *intensivi* ed *estensivi*: i primi sono ricavabili e applicabili a misure puntuali, utili soprattutto per la verifica del rispetto normativo di un generico processo; i secondi, rappresentano il funzionamento di un determinato requisito, e ne consentono la verifica nello spazio e nel tempo (Lema et al., 2017).

Dato un determinato processo schematizzabile come un sistema interessato da flussi entranti (input) e uscenti (output), un indicatore può essere: $i = Output / Input$; $i = Output$; $i = Input / Output$.

Rinviando alla manualistica e alla qualificata letteratura nel campo dell'ingegneria sanitaria e ambientale la descrizione della ortoprassi della depurazione, si mostrano esemplificativamente nelle figure seguenti le funzioni di utilità dei più significativi indicatori come sopra classificati (Fig. 5).

4.2 Indicatori Input

4.2.1 Refluo in ingresso

1. *Portata giornaliera in ingresso* Q_{tot} può essere ricavato "da lettura" o dal prodotto della "dotazione idrica in acquedotto", per il numero di abitanti per il coef-

ficiente di restituzione in fogna (80%); note le quantità si possono rilevare le variazioni di portata all'interno dell'anno.

2. *Portata oraria media in ingresso* Q_{med} misura giornaliera che si associa ai dati di portata massima e minima.
3. *Portata oraria massima in ingresso* $Q_{i\max}$ è misurata in m^3/h , in un orario del mattino dipendente dal periodo dell'anno e dello stile di vita della comunità servita.
4. *Portata oraria minima in ingresso* $Q_{i\min}$ il giudizio valutativo in questo caso riguarda l'effettivo monitoraggio delle portate e ammette il valore di sufficienza come valore massimo o di accettabilità.
5. *Numero settimanale di analisi su campioni in ingresso*: dalla conoscenza di ciò che entra all'impianto è possibile effettuare previsioni sul processo (eventuale riduzione momentanea di rendimento depurativo, aumento della concentrazione di biomassa, etc.). Il giudizio di merito, può essere attribuito in funzione del numero di analisi settimanali effettuate.

4.2.2 Materiali in ingresso

1. *Quantità di prodotti cartacei e plastici utilizzati.*
2. *Quantità di reagenti utilizzati*: Per reagenti si intendono tutti i prodotti chimici che vengono utilizzati durante il processo depurativo, ma l'elemento più incidente è il "polielettrolita".

4.2.3 Energia in ingresso

1. *Consumo energia elettrica mensile*: l'indicatore è importante riguardo all'implementazione del ciclo di re-input e il giudizio di valutazione si basa proprio sul rapporto re-input/input energetico.
2. *Rapporti specifici di consumo*: è il rapporto tra l'energia richiesta dalla singola apparecchiatura elettrica sul consumo energetico totale dell'impianto.

4.2.4 Informazione in ingresso

1. *Presenza di manodopera specializzata*: la disponibilità in loco di manodopera specializzata costituisce un'externalità positiva per l'intera filiera. Il giudizio di valore viene attribuito in maniera sintetica in base alla presenza e adeguatezza della manodopera specializzata e con un'opzione binaria (sufficiente/insufficiente):
2. *Organizzazione di corsi di formazione per il personale.*
3. *Rispetto delle norme relative alla sicurezza.*

4.3 Indicatori Output

4.3.1. Materiali in uscita

1. Quantità di prodotti cartacei e plastici smaltiti come rifiuti differenziati.

4.3.2 Energia in uscita

1. *Rapporto entropico di autoproduzione energetica da biogas*: da un punto di vista puramente quantitativo, con il termine “rapporto entropico di autoproduzione energetica da biogas” si può intendere la seguente quantità:
$$R_{\text{entropico}} = \text{Energia}_{\text{bruciata in torcia}} / \text{Energia}_{\text{prodotta}}$$
2. *Energia ceduta all'esterno*: ha senso usare questo indicatore quando esiste la possibilità tecnica e legale di cedere all'esterno la quantità di energia prodotta in eccesso. Se ciò non è fattibile, il *Rapporto entropico di autoproduzione* perde molta forza.

4.3.3 Fanghi biologici in uscita

I fanghi biologici sono il prodotto di scarto della depurazione delle acque reflue. I principali costituenti sono: Sostanza organica (in termini di solidi volatili); Macronutrienti (Azoto, Fosforo); Agenti patogeni (coliformi, salmonella, ecc); Metalli; Composti organici tossici.

1. *Quantità di fanghi prodotti*: varia in funzione dei trattamenti effettuati dall'impianto; vengono prodotti in due compartimenti: sedimentazione primaria e sedimentazione secondaria. In generale, qualità e composizione dei fanghi primari sono molto diverse se paragonate a quelli secondari. L'elevata produzione di fango, indica un buon rendimento depurativo.
2. *Numero analisi settimanali sui fanghi*: le analisi standard effettuate sui fanghi riguardano: SST (Solidi Sospesi Totali); SSV (solidi Sospesi Volatili); SSF (Solidi Sospesi Fissi), le “ceneri”, cioè che rimane dopo detta combustione.
3. *Smaltimento fanghi*: la procedura di smaltimento dei fanghi biologici deve garantire al 100% la rintracciabilità della quantità e della qualità smaltite che solitamente vengono conferiti in discariche controllate.
4. *Qualità dei fanghi in uscita*: in funzione dell'accettabilità dei fanghi stessi nelle discariche, secondo la Tabella 5 del decreto 201/2005 “Definizione dei criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica”, con riferimento al contenuto di secco *c* (fissato al minimo del 25%).

4.3.4 Refluo in uscita

Questi indicatori hanno un'origine tanto fisico-materica, quanto simbolica in vista della fidelizzazione dell'utenza circa l'affidabilità dello scarico. L'Allegato 5 del DLgs 152/2006 alla parte III tratta i limiti di scarico il numero minimo di controlli da effettuarsi a cura dell'autorità di controllo e del gestore, che sono funzione degli abitanti equivalenti serviti.

1. *Numero di campioni analizzati.*
2. *Numero di campioni fuori norma: il TU Ambiente fissa anche il numero massimo di campioni fuori norma in funzione del numero di analisi.*

4.3.5 Emissioni olfattive

Sono legati molto spesso alla presenza di composti dello zolfo e alla formazione di biogas e caratterizzano gli impianti obsoleti; le principali fonti sono:

- Sedimentatori primari, a causa dell'elevata putrescibilità del fango primario.
 - Locali o spazi adibiti alla disidratazione, specie se ricevono fanghi provenienti dalla digestione anaerobica.
 - Ispessitori, a causa di eventuali tempi di detenzione troppo lunghi.
1. *Presenza comparto di deodorizzazione e capacità di abbattimento odori:* la valutazione è fatta a valle e sui risultati, quindi sulla base di questionari somministrati alla popolazione residente nel raggio di influenza opportunamente demarcato.
 2. *Fattore di copertura:* data dal rapporto Superficie coperta dalla deodorizzazione/Superficie totale deodorizzabile; la scheda di valutazione varia in ragione dei risultati del test precedente che fornisce l'entità e l'estensione dell'impatto.

4.3.6 Informazione in uscita

1. *Tasso di fidelizzazione clienti:* un indicatore indiretto dell'apprezzamento della gestione dell'infrastruttura è il tasso di riutilizzo del refluo in agricoltura " $T_{RR} = \text{Portata refluo utilizzato} / \text{Portata totale in uscita}$ " sotto le condizioni che: il refluo rispetti i limiti di emissione nel caso di riutilizzo; sia inoltrata all'organo competente la richiesta di utilizzo.

La normativa nazionale vigente prescrive tre possibili usi della risorsa idrica così recuperata:

- civile (ad esempio per il lavaggio delle strade);
- agricolo (a fini irrigui);
- industriale (come acqua antincendio, di processo e/o lavaggio, etc.).

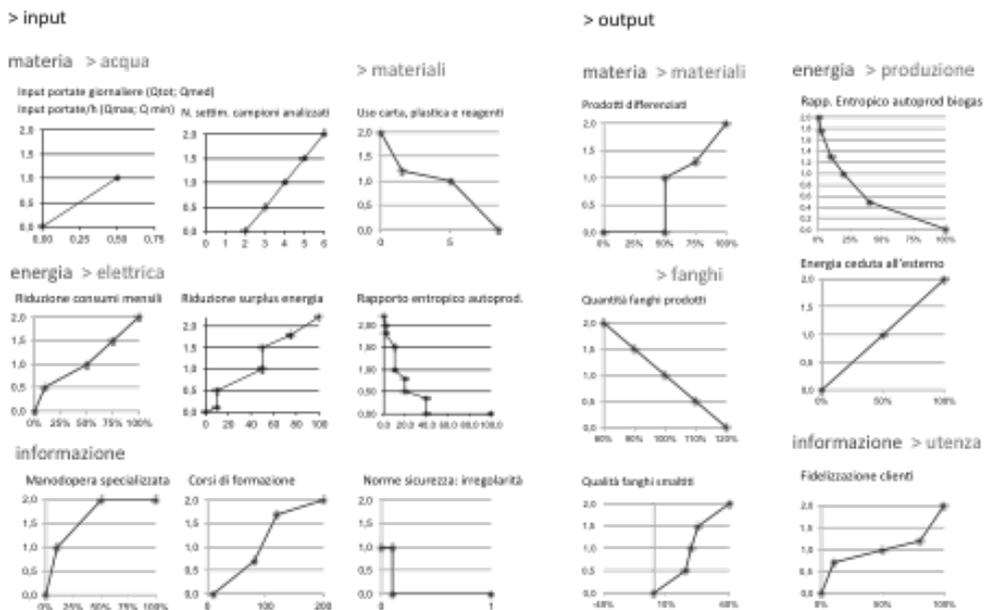
Per ogni forma di utilizzo sarebbe opportuno specificare un singolo *tasso di fidelizzazione* che quantifichi l'utilizzo della risorsa per il dato fine, aggregando il risultato in un apprezzamento complessivo che tiene conto anche della presenza di aree industriali e agricole.

5. Discussione

La finalità principale di questo studio è fondare e integrare lo schema suggerito dalle norme EMAS-ISO (Territorio – Ambiente – Energia, 2015) con i contenuti di un adeguato approccio al valore, e con una strumentazione rigorosa, il MAUT, che possa allo stesso tempo rendere trasparente e ripercorribile il processo valutativo e aumentare la capacità adattiva.

Un primo step nella direzione dell'adattività del modello di valutazione, è

Figura 5. Funzioni di utilità di alcuni degli indicatori di Input.



stato il passaggio da EMAS I a EMAS II: nella Raccomandazione (CE) n. 532/2003 (Commissione Europea 2003) che al punto 3.3 dell'allegato III del regolamento (CE) n. 761/2001 (Commissione Europea 2001) era esplicitato un ampio e dettagliato set di indicatori di prestazioni – operative (OPI), di prestazioni gestionali (MPI), della condizione ambientale (ECI) – che per converso rendevano rigido il modello; in EMAS II, all'All. IV del Regolamento 1221/2009 (Commissione Europea 2009) sono indicati invece solo pochi meta-indicatori che consentono una plurima declinazione e articolazione in base alla interazione tra la tipologia dell'organizzazione, il contesto socio-ambientale, la dialettica tra obiettivi di breve e lungo periodo etc. Questi sono: *Efficienza energetica*, *Efficienza dei materiali*, *Acqua*, *Rifiuti*, *Bio-diversità* ed *Emissioni*.

Questa classificazione risulta ancora poco chiara dal punto di vista lessicale, in quanto pone sullo stesso piano *prestazioni* come l'efficienza, *risorse*, come l'acqua e la bio-diversità, e aspetti ambientali, come i rifiuti e le emissioni.

Nondimeno, considerando questi indicatori come dei *topic* ambientali, questa innovazione accoglie più facilmente la possibilità di produrre criteri e indicatori i cui contenuti non siano di tipo esigenziale-prestazionale, ma, in senso più generale, di tipo assiologico, quindi non solo funzionali e contabili, ma etici, estetici ed economici nel senso più esteso di questa accezione.

Nella stessa direzione, ma in maniera diversa e più strutturata rispetto a EMAS II pare muoversi la norma ISO (Competitività Territoriale Ambiente ed Energia, 2015; Commission Decision n. 1114, 2013), che al punto norma 9 (*Perfor-*

mance Evaluation), proprio a partire da una definizione di prestazione ambientale (*risultato misurabile quantitativamente e qualitativamente della gestione degli aspetti ambientali*) (Gruppo di Lavoro Qualità Ambientale 2012; 2014; Iraldo Melis, 2009), definisce: *cosa, come, quando*, misurare e monitorare, e *quando* analizzare i risultati delle misurazioni e dei monitoraggi.

Il punto norma, inoltre, rimarca le quattro componenti del processo, di cui la prima appare quella più significativa rispetto ai fini di questo studio: la misurazione intesa come “*processo finalizzato a determinare un valore*”, affermando implicitamente la necessità di far ricorso a una sostanza valorizzante da declinarsi attraverso un’articolata struttura di criteri e indicatori. Di particolare interesse appare anche la quarta componente, che individua la valutazione come “*punto di arrivo i cui output vanno ad alimentare il sistema nella prospettiva del miglioramento continuo*”.

Proprio questo approccio basato su *valori* – un *approccio assiologico*, dunque – cui le *misure* siano coerentemente funzionali, esclude la prescrizione di espliciti e specifici indicatori, la elencazione dei quali può essere esemplificativa ma certo non esaustiva o esclusiva di indicatori ulteriori, più adeguati a più attuali ed emergenti problematiche ambientali, a nuove evidenze scientifiche, a più precisi e profondi strumenti di misura e procedure di analisi.

Un aspetto distintivo, infatti, della disciplina estimativa è proprio la differenza concettuale e operativa tra un modello che massimizza il contenuto/attributo di una sostanza valorizzante, misurandone l’entità che può essere associata a un bene o progetto da valutare, il SGA, e un modello che invece, in assenza di una sostanza valorizzante, considera la semplice coerenza tra prestazioni ed eventuali valori tabellari.

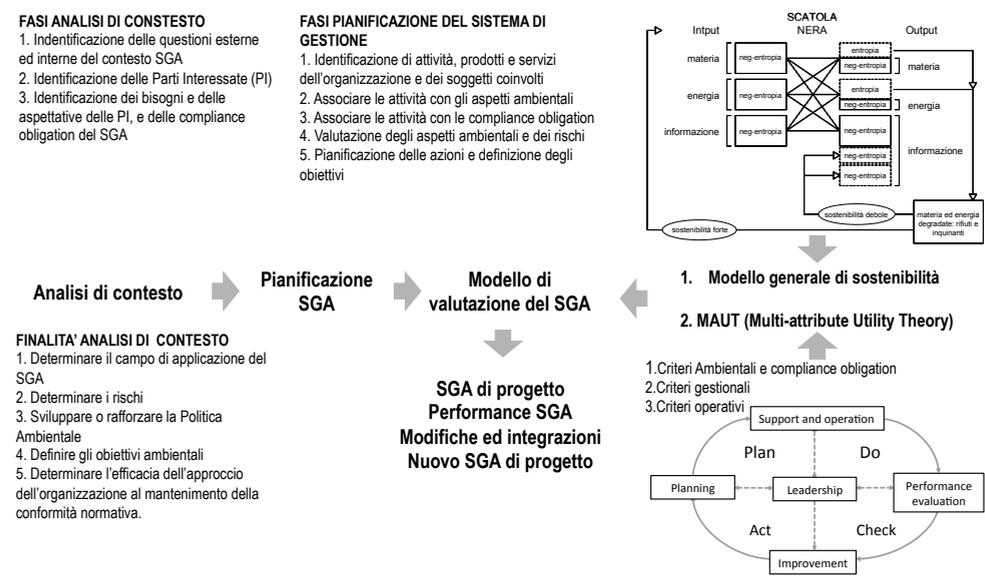
In questa direzione – che è quella della responsabilizzazione delle organizzazioni certificate e, “*per contagio*”, dell’intero sistema produttivo – volge la proposta di integrazione della normativa EMAS-ISO con un modello di sostenibilità basato su una sostanza valorizzante “robusta” (il Triangolo dei tre surplus) e un modello di valutazione (MAUT) agile e facilmente implementabile e ripercorribile.

La sintesi concettuale di figura 6, mette in evidenza la distinzione tra la fase di analisi/pianificazione e quella di valutazione. Si osserva che: nella prima si formano le diverse azioni/alternative del SGA che nella seconda vengono verificate alla luce del surplus generato; di conseguenza il sistema EMAS-ISO (Territorio – Ambiente – Energia, 2015), nella sua veste di protocollo prescrittivo, costituisce l’interfaccia tra l’assetto tecnologico delle organizzazioni (Fig. 6, sx) e gli obiettivi di prestazione ambientale definiti dal modello di sostenibilità e organizzati dal MAUT (Fig. 6, dx).

In questo senso, il modello proposto suggerisce una deroga a quello prescritto dalla norma ISO su richiamata che invece distingue tra *criteri ambientali* e della compliance obligation, *criteri gestionali*, e *criteri operativi*. Queste tre aree descrittive e valutative, infatti, sembrano occupare sfere assiologiche non compatibili né omogenee, e quindi non aggregabili in un modello di valutazione come quello fin qui descritto, che prevede:

1. L’identificazione delle componenti primarie della sostanza valorizzante (Materia Energia e Informazione) declinate in una pluralità coerente di criteri di valutazione:

Figura 6. L'integrazione delle proposte della ISO 14001:2015 nel modello di valutazione del SGA



2. l'interazione comunicativa tra i sub-sistemi sociali principalmente coinvolti (analisi di contesto), che interviene nel definire:
 - a. i vincoli (disponibilità di input) e gli indirizzi (indicatori per la misura e il monitoraggio degli output, le prestazioni ambientali,) (Fig. 3);
 - b. i fattori di ponderazione (Fig. 4);
3. l'applicazione del MAUT nelle tre fasi $SGA_{Plan-Do}$, SGA_{Check} e SGA_{Act} a sostegno del processo decisionale (Trovato e Giuffrida, 2014) che si dispiega nel *Ciclo di Deming*;
4. la redazione del nuovo layout del SGA_n finalizzato al mantenimento della certificazione, come risultato della modificazione SGA_{Act} apportata al $SGA_{Plan-Do}$ dimensionata per confronto tra il $SGA_{Plan-Do}$ e le prestazioni effettive valutate nel SGA_{Check} .

In termini di valore-utilità, quanto proposto può essere formalizzato come segue:

$$U(SGA_n) = f(U(SGA_{Plan-Do}), U(SGA_{Check}))$$

Indicando con $d_{i_{Act}}$ la differenza per l'*i*-esimo sub-criterio delle utilità marginali dei layout SGA_{Check} (effettivo o finale, valutato in fase di esercizio) e $SGA_{Plan-Do}$ (ideale o iniziale, finalizzato all'ottenimento della certificazione), è possibile definire il valore dell'utilità marginale da integrare come:

$$d_{i_{Act}} = g_i(SGA_{Check}) - g_i(SGA_{Plan-Do})$$

È possibile pervenire alla valutazione globale delle integrazioni attraverso la seguente formula.

$$U(SGA_{Act}) = \lambda_{SN} \sum_{i=1}^k \lambda_{i_{SN}} d_{i_{SNAct}} + \lambda_{SB} \sum_{j=1}^s \lambda_{j_{SB}} d_{j_{SBAct}} + \lambda_{SS} \sum_{w=1}^t \lambda_{w_{SS}} d_{w_{SSAct}}$$

Di conseguenza,

$$U(SGA_n) = U(SGA_{Plan-Do}) + U(SGA_{Act})$$

L'utilità marginale relativa all'*i*-esimo sub criterio per il nuovo ciclo operativo è funzione del valore delle utilità marginali per il medesimo sub criterio valutate nel caso del primo ciclo operativo (*Plan-Do*) e nella verifica (*Check*):

$$g_i(SGA_n) = f(g_i(SGA_{Plan-Do}), g_i(SGA_{Check}))$$

Mentre il valore dell'utilità marginale relativa all'*i*-esimo sub criterio per il nuovo ciclo operativo è dato dalla somma algebrica delle utilità marginali misurate nelle fasi *Plan-Do* e *Act*

$$g_i(SGA_n) = g_i(SGA_{Plan-Do}) + g_i(SGA_{Act})$$

è possibile pervenire alla valutazione globale del SGA per il nuovo ciclo operativo nel modo seguente:

$$U(SGA_n) = \lambda_{SN} \sum_{i=1}^k \lambda_{i_{SN}} g_{i_{SN}}(SGA_n) + \lambda_{SB} \sum_{j=1}^s \lambda_{j_{SB}} g_{j_{SB}}(SGA_n) + \lambda_{SS} \sum_{w=1}^t \lambda_{w_{SS}} g_{w_{SS}}(SGA_n)$$

Il modello fin qui esposto supera la logica che informa genericamente le *check-list* con cui si confrontano le prestazioni interne all'organizzazione con valori di norma, misurandone la distanza per ciascuna prestazione presa come valore in sé. Infatti, l'introduzione di un insieme coordinato e gerarchizzato di criteri (*i* tre Surplus), la considerazione delle relazioni tra essi e le istanze del macro-sistema sociale, e la formalizzazione di queste relazioni attraverso un modello di analisi e valutazione multidimensionale (MAUT) dà forma a uno strumento progettuale adeguato a definire il profilo ambientale della organizzazione (Naselli et al., 2014).

Nella logica della certificazione su base volontaria, infatti, ciascuna organizzazione aderente è interessata a svolgere un ruolo attivo e propositivo in materia ambientale e a comunicare questa determinazione ai sub-sistemi del macro-sistema sociale ad essa contigui condividendone, codici e programmi e captandone le opportunità in termini di valorizzazione del capitale aziendale.

6. Conclusioni

La questione ambientale deriva dalla progressiva trasformazione delle tre principali dimensioni dell'esistenza: *fisica*, dello spazio e della materia; *temporale*, dei

processi e della sostenibilità; *culturale*, del valore e della comunicazione sociale. La questione ambientale, nei tre casi, si pone come esito di processi di colonizzazione e nei diversi sensi che le tre dimensioni implicano.

La *dimensione fisica* attiene alla conflittualità tra l'estensione dello spazio umano e la consistenza, il funzionamento, il dispiegamento degli ecosistemi naturali, la regolarità dei cicli di riproduzione delle risorse quanto a disponibilità, localizzazione distribuzione geografica, in rapporto alle esigenze connesse al pieno sviluppo delle comunità sociali, ponendo la questione ambientale nell'ambito tematico e problematico della quarta legge della termodinamica, l'entropia della materia (Roegen, 1971; Rizzo, 1999), che spiega le modalità della progressiva *colonizzazione dello spazio fisico*.

La *dimensione temporale* attiene al processo di progressiva modificazione del rapporto presente-futuro e alla percezione dall'asintonia tra i tempi della natura e i tempi dell'uomo, che hanno portato alla sostituzione del capitale naturale con il capitale artificiale. La progressiva espansione delle esigenze di comunità sempre più estese ed esigenti circa la "pretesa di futuro" rispetto alle fluttuazioni ambientali, ha portato all'espansione del capitale artificiale – infrastrutturale e culturale – oltre i limiti delle capacità stesse di mantenerlo a vantaggio della generazione successiva (non genericamente di quelle future), senza considerare il gravame di responsabilità circa la relazione tra impieghi presenti e futuri, cioè il valore del capitale tecnologico e il flusso delle sue prestazioni. Di conseguenza, nell'"economia col segno meno" (Rizzo e Giuffrida, 2005), quella dell'inquinamento e dei rifiuti, è cresciuta la dotazione di "inquinamenti *stock*" (Tietenberg, 2006) – siti contaminati, aree industriali dismesse etc. Qui i flussi inquinanti si sovrappongono a quelli prodotti dalle attività di trasformazione, con il conseguente rapido superamento dello spartiacque entropico (Rizzo, 1989), la soglia oltre la quale il sistema sociale rinuncia alla prospettiva di tornare alla "condizione naturale" e propende per le politiche di adattamento. La progressiva espansione del capitale oltre i limiti della sua durata fisica, dovuta principalmente alla "esplosione della liquidità" nel capitalismo finanziario, ha accelerato il processo di concentrazione del capitale monetario, dando corso alla *colonizzazione del tempo* da parte di pochi a danno dei più (flessibilità del lavoro, riduzione dello stato sociale e delle garanzie, privatizzazioni).

La *dimensione culturale* riguarda il processo di progressiva differenziazione sistema-sociale/ambiente (Luhmann, 1990) necessario alla costruzione di un *habitat* favorevole alla vita associata come condizione della progressiva dematerializzazione ed espansione dei bisogni; questo ha espanso la produzione di beni e servizi oltre il limite della sostenibilità dando luogo alla questione ambientale nello specifico delle tre componenti dell'ambiente naturale (serbatoio fisico ed energetico-entropico per il prelievo di risorse e il conferimento di scarti) dell'ambiente costruito (patrimonio immobiliare, urbano, fondiario e infrastrutturale obsoleto e/o dismesso) e dell'ambiente umano (gruppi marginali costituenti i sub-sistemi deboli). Un simile processo ha sovrapposto alla colonizzazione dello spazio e del tempo, la *colonizzazione dell'umanità*, una forma di *auto-colonizzazione* del sistema sociale che fa intravedere negli effetti delle fluttuazioni ambientali seri rischi per la democrazia:

il moltiplicarsi delle emergenze (-idrica, -alluvione, -sisma, -traffico etc.) e i conseguenti commissariamenti comprimono lo spazio del confronto relativamente alle esigenze dei sub-sistemi interferenti.

Di fronte a questo rischio il sistema politico-amministrativo s'impegna nella riduzione della irreversibilità dei processi produttivi, quindi nel ripristino e nel mantenimento della comunicazione sociale sull'ambiente attraverso: 1) modalità dirigiste, tipo *command and control*; 2) protocolli volontari basati sull'*auditing* interno e sulla comunicazione esterna (Territorio – Ambiente – Energia, 2011). L'analisi multicriteri organizza queste forme di comunicazione, attivando indirizzi comportamentali non rigidi ma basati sulla logica della integrazione e della complementarietà degli interessi e dei valori (Giuffrida et al., 2016). In questo modo evidenzia il legame tra i codici dei sub-sistemi e le prestazioni dell'organizzazione rappresentandole in termini di valore (piuttosto che di misura) di modo che esse possano essere confrontate con quelle degli altri sub-sistemi. Questo è possibile per il particolare ruolo che l'analisi multicriteri svolge nel coordinare il processo cognitivo e operativo che integra "i giudizi *di fatto* nei giudizi *di valore* e questi ultimi nei giudizi *di merito*" (Giuffrida 2017).

Questo studio predisponendo un modello di valutazione generale del processo di depurazione sulla base del protocollo EMAS-ISO, ha inteso realizzare una sintesi tra gli elementi tecno-scientifici, economici, politico-amministrativi ed etici che intervengono nell'azione di prevenzione dei rischi ambientali (Territorio – Ambiente – Energia, 2013). Il modello riproduce la logica non prescrittiva, ma più generalmente selettiva o d'indirizzo, del protocollo di accreditamento, integrandola con i contenuti di una sostanza valorizzante robusta all'interno di framework valutativo multidimensionale rappresentativo della complessità e delle esigenze di trasparenza di un processo di auditing interno e di valutazione in tempo reale delle prestazioni ambientali di una organizzazione.

Bibliografia

- Ancarani A. (2003). *Valutazione delle prestazioni nei servizi*. Edizioni Scientifiche Italiane, Napoli.
- Beltrami Z. et al., (2006), UNI EN ISO 14001 ed EMAS negli enti locali, Il Sole 24 ORE;
- Borja Á., Franco J., Valencia V., Bald J., Muxika I., Belzunce M., J. and Solaun O. (2004). Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* 48(3-4): 209-218.
- Calabrese S., Giuffrida S. (2013), Dis-misure e dis-valori del danno all'ambiente fluviale. Un approccio socio-sistemico. *Valori e valutazioni* 10: 133-170
- Canziani R., Perotto E., Vaccari M. (2004), Ecogestione nel servizio idrico integrato: elementi per l'applicazione della norma ISO 14001:04.
- Ceragioli, G. (1984). *La valutazione della qualità globale*, Atti del I Congresso CNR Produzione Edilizia, Roma.
- Ciribini G., (1984) Il sistema normativo, *Recuperare* 13.
- Comitato Ecolabel ed Ecoaudit Sezione EMAS Italia (2016), *Procedura per la registrazione delle organizzazioni aventi sede operanti nel territorio italiano e in paesi extra UE ai sensi del Regolamento CE 1221/2009 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 25 novembre 2009*, Roma.
- Commissione Europea (200i), *Regolamento (CE) n. 761/2001 sull'adesione volontaria delle organizzazioni a un sistema comunitario di ecogestione e audit (EMAS)*, Bruxelles.

- Commissione Europea (2003), Raccomandazione della Commissione n. 532, *Orientamenti per l'applicazione del regolamento (CE) n. 761/2001 del Parlamento europeo e del Consiglio sull'adesione volontaria delle organizzazioni a un sistema comunitario di gestione e audit (EMAS) concernente la scelta e l'uso di indicatori di prestazioni ambientali*, Bruxelles.
- Commissione Europea (2009), *Regolamento (CE) n. 1221/2009 sull'adesione volontaria delle organizzazioni a un sistema comunitario di gestione e audit (EMAS)*, Bruxelles.
- Commission Decision n.1114 (2013), *Establishing the user's guide setting out the steps needed to participate in EMAS, under Regulation (EC) No 1221/2009 of the European Parliament and of the Council on the voluntary participation by organisations in a Community eco-management and audit scheme (EMAS)*, Bruxelles.
- Competitività Territoriale, Ambiente ed Energia (a cura di), (2015), *ISO 14001:2015. I Sistemi di Gestione Ambientale a un punto di svolta. Le novità della norma e le linee guida per l'applicazione dei nuovi requisiti*, Assolombardia, Milano.
- De Carli A., Massarrutto A., Paccagnan V. (2003), *La valutazione economica delle politiche idriche: dall'efficienza alla sostenibilità*. FrancoAngeli, Milano.
- Dyer, J. S. (2005). *MAUT-Multiattribute Utility Theory*. In: Figueira J.R. (et al.) (eds.), *Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys*, 507-563. Springer, Berlin, 265-295.
- European Parliament and Council (2000), *DIRECTIVE 2000/53/EC on end-of life vehicles*.
- European Parliament and Council (2008), *Waste Framework Directive 2008/98/EC*.
- Figueira J., Greco S., Ehrgott M. (Eds.) (2005). *Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys*. Springer, Berlin, International Series in Operations Research & Management Science, Vol. 78.
- Giuffrida S. (2017). *The true value. On understanding something*. In: Stanghellini S., Morano P., Bottero M., Oppio A. (eds.), *Appraisal: From Theory to Practice*. pp. 1-14, Springer, ISBN: 978-3-319-49675-7, DOI: 10.1007/978-3-319-49676-4_1
- Giuffrida S., Napoli G., Trovato M. R. (2016). *Industrial Areas and the City. Equalization and Compensation in a Value-Oriented Allocation Pattern*. In: Gervasi O., Murgante B., Misra S., et al. (eds.), *16th International Conference on Computational Science and Its Applications (ICCSA) Location: Beijing, PEOPLES R CHINA Date: JUL 04-07, 2016, COMPUTATIONAL SCIENCE AND ITS APPLICATIONS - ICCSA 2016, Vol. IV pp. 79-94*, Springer, London.
- Goldsmith E. (1997). *Il tao dell'ecologia*. Padova, Muzzio.
- Georgescu Roegen N. (1971). *The Entropy Law and the Economic Process*. Cambridge, Mass.: Harvard University Press.
- Gruppo di Lavoro Qualità Ambientale (2012). *Linee guida per lo sviluppo di Indicatori sulle Prestazioni del Sistema di Gestione Ambientale*. Assolombardia, Milano.
- Gruppo di lavoro Qualità Ambientale (2014). *Il processo di revisione della norma internazionale ISO 14001e le sue implicazione per le imprese registrate e certificate*. Assolombardia, Milano.
- Gunter P. (2010). *The Blu Economy: 10 years, 100 Innovation, 100 Million Jobs. Report to the Club of Rome*. Paradigm Publications, Taos (NM), traduzione italiana, "Blue Economy. Nuovo rapporto al Club di Roma. 10 anni, 100 innovazioni, 100 milioni di posti di lavoro", Edizioni ambiente, Milano.
- Guinée Jeroen B. (2004). *Handbook on Life Cycle Assessment*. Kluwer Academic Publishers New York, Boston, Dordrecht, London, Moscow.
- Iraldo F., Melis M. (2009). *Linee guida per l'identificazione, la valutazione e la gestione degli Aspetti ambientale indiretti*. Assolombardia, Milano.
- Ishizaka A., Nemery P. (2013). *Multi-Criteria decision analysis*. Wiley, UK, 81-104.
- Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca sull'Ambiente (2012a), *Analisi degli indicatori di performance ambientale nelle amministrazioni pubbliche di grandi dimensioni registrate Emas: Confronto con i core indicators dell'Allegato IV di EMAS III*, n. 168, ISPRA, Roma.
- Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca sull'Ambiente (2012b), *Utilizzo degli indicatori di prestazione ambientale nelle pubbliche amministrazioni: individuazione degli "altri indicatori" definiti nell'Allegato IV di EMAS III*, n. 169, ISPRA, Roma.
- Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca sull'Ambiente (2013), *EMAS e gli indicatori di prestazione ambientale nel settore della produzione di energia da fonti rinnovabili*, n. 187, ISPRA, Roma.

- Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca sull'Ambiente (2014), *Indagine conoscitiva sull'attuazione di EMAS nei Distretti italiani. L'analisi del coinvolgimento degli stakeholder*, n. 166, ISPRA, Roma.
- Lema J.M., Suarez Martinez S. (2017). *Innovative Wastewater Treatment & Resource Recovery Technologies: Impacts on Energy, Economy and Environment*. IWA Publishing.
- Luciani R. et al. (1999). *Il progetto Impremas, progetto pilota per l'eco-gestione delle piccole e medie imprese classificate a rischio per l'uso e lo stoccaggio di sostanze pericolose previste*, da DPR n. 175/88, ENEA Dipartimento ambiente.
- Metcalf & Eddy (2006). *Ingegneria delle acque reflue, trattamento e riuso*. McGraw-Hill.
- Naselli F., Trovato M. R., Castello G. (2014). *An Evaluation Model for the Actions in Supporting of the Environmental and Landscaping Rehabilitation of the Pasquasia's Site Mining (EN)*. In: Murgante et al. (eds.), 14th International Conference on Computational Science and Its Applications (ICCSA) Location: Guimaraes, PORTUGAL Date: JUN 30-JUL 03, 2014 COMPUTATIONAL SCIENCE AND ITS APPLICATIONS - ICCSA 2014, Vol. III, pp. 26-41, Springer, London, DOI: 10.1007/978-3-319-09150-1.
- Pigou A.C. (1920). *The economics of welfare*. Macmillan and Co, London.
- Prigogine I., Stengers I. (1981). *La nuova alleanza. Metamorfosi della scienza*. Einaudi, Torino.
- Rizzo F. (1999). *Valore e valutazioni, la scienza dell'economia o l'economia della scienza*. Milano, Franco Angeli.
- Rizzo F. (1989). *Economia del patrimonio architettonico ambientale*. Milano, Franco Angeli.
- Rizzo F. (2002). *Dalla rivoluzione keynesiana alla nuova economia. Dis-equilibrio, tras-informazione e co-efficiente di capitalizzazione*. Milano, Franco Angeli.
- Rizzo F. (2004). *Etica dei valori economici o economia de valori etici*. Milano, Franco Angeli.
- Rizzo F., Giuffrida S. (2005). *Il dis-valore ambientale: proposta di integrazione*. *Estimo e territorio* 9: 19-28.
- Schaltegger S., Bennett M., Burritt R. L., Jasch C.M. (a cura di) (2008), *Environmental Management Accounting for Cleaner Production*. Springer.
- Steyrer T. (2013). *EMAS in Germany Evaluation 2012*. Federal Environment Agency (UBA).
- Territorio - Ambiente - Energia (a cura di) (2011), *Linee guida per il marketing e la comunicazione ambientale*. Assolombardia, Milano.
- Territorio - Ambiente - Energia (a cura di) (2013). *Il Sistema di Gestione Ambientale ISO 14001 ed EMAS nella prevenzione dei reati ambientali ex d. Lgs.n. 231/2001*. Assolombardia, Milano.
- Territorio - Ambiente - Energia (a cura di) (2015), *ISO 14001:2015. I Sistemi di Gestione Ambientale. Le novità della norma e le linee guida per l'applicazione dei nuovi requisiti*. Assolombardia, Milano.
- Tietenberg T. (2006). *Economia dell'ambiente*. McGraw-Hill, Milano.
- Trovato M.R., Giuffrida S. (2014). *A DSS to Assess and Manage the Urban Performances in the Regeneration Plan: The Case Study of Pachino*. In: Murgante B. et al., (eds.), *Computational Science and its Applications - ICCSA 2014*. vol. 8581, p. 224-239, Chaim (ZG): Springer International Publishing Switzerland, ISBN: 9783319091495, DOI: 10.1007/978-3-319-09150-1.