

IL SISTEMA DI GESTIONE DEI RAEE IN LOMBARDIA. PARTE II – VALUTAZIONE DEL CICLO DI VITA

Alida Falbo*, Laura Biganzoli, Federica Forte, Lucia Rigamonti, Mario Grosso

Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale - sezione ambientale

Ricevuto il 1-12-2014; Correzioni richieste il 31-12-2014; Accettazione finale il 4-3-2015.

ABBREVIAZIONI

ABS: Acrilnitrile Butadiene Stirene
AMM: Metilmetacrilato
BAT: Best Available Techniques
CED: Cumulative Energy Demand
CFC: Clorofluorocarburi
CRT: Cathode Ray Tubes (monitor a tubo catodico)
DE: Germania
FPD: Flat Panel Displays (monitor a schermo piatto)
IT: Italia
JRC: Joint Research Centre
LCA: Life Cycle Assessment
LCI: Life Cycle Inventory
O.R.SO.: Osservatorio Rifiuti Sovraregionale
PEF: Product Environmental Footprint
PET: Polietilene Tereftalato
PMMA: Polimetilmetacrilato
PS: Polistirene
RAEE: Rifiuti da Apparecchiature Elettriche ed Elettroniche
RER: Europa
R1: freddo e clima
R2: grandi bianchi
R3: tv e monitor
R4: piccoli elettrodomestici
R5: sorgenti luminose
UTCE: Union for the Coordination of the Transmission of Electricity

1. INTRODUZIONE

L'analisi del ciclo di vita (LCA – Life Cycle Assessment) è una metodologia di valutazione sempre più applicata a servizi quali la gestione dei rifiuti (Laurent et al., 2014a e 2014b). Relativamente ai RAEE (Rifiuti da Apparecchiature Elettriche ed Elettroniche), la maggior parte degli studi già esistenti focalizza l'attenzione su una specifica tipologia di apparecchiatura (Lu et al., 2006; Park et al., 2006; Johansson and Bjorklund, 2009; Andrea and Andersen, 2010) e solo pochi studi estendono la valutazione all'intero sistema di raccolta e recupero in una determinata area geografica

* Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano.
Tel. 02.23996415. alida.falbo@polimi.it

(Wäger et al., 2011).

Questo lavoro si propone di valutare se i benefici ottenibili dal recupero di materia e di energia dai RAEE generati in Lombardia giustificano l'elevata complessità delle filiere di raccolta e recupero, individuando anche gli eventuali elementi di criticità del sistema. La valutazione è stata condotta a partire dai risultati di uno studio preliminare che ha consentito di ricostruire il bilancio di materia del sistema di gestione dei RAEE in Lombardia (Falbo et al., 2015).

2. MATERIALI E METODI

La metodologia LCA è stata applicata al sistema di gestione dei RAEE in Regione Lombardia all'anno 2011 in accordo con i principi e i requisiti indicati dalla normativa tecnica attualmente in vigore, rappresentata dagli standard ISO 14040 e ISO 14044 (ISO 2006a, b) e con il supporto del software SimaPro 7.3.3.

In accordo con quanto riportato dalle suddette norme ISO, la struttura di una LCA è sintetizzabile in quattro momenti principali: la definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione, l'analisi di inventario, la valutazione degli impatti e l'interpretazione dei risultati. Ciascuna di queste fasi è descritta, con riferimento specifico al presente lavoro, nei successivi paragrafi.

2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

Lo scopo dello studio è quello di valutare i benefici e i carichi ambientali associati all'intero sistema di gestione dei RAEE in Regione Lombardia nell'anno 2011, con l'obiettivo di identificare eventuali situazioni di criticità gestionale, nonché di valutare se la complessità della filiera di trattamento sia effettivamente giustificata dai benefici ottenibili dal recupero di materiali ed energia.

L'unità funzionale adottata nell'analisi è definita come il trattamento di 1 tonnellata di RAEE afferenti a ciascuna categoria, raccolti in Regione Lombardia nel 2011.

I confini del sistema includono tutti i processi di trattamento, dal momento in cui i rifiuti vengono raccolti ("zero burden approach", Ekvall et al., 2007) fino alla loro uscita dal sistema come emissione (solida, liquida o gassosa) o come materia prima secondaria. Si tratta dell'approccio tradizionalmente utilizzato per la valutazione di sistemi di gestione di rifiuti laddove non si intendano includere eventuali attività di preven-

zione. Queste ultime esulano infatti dall'analisi oggetto del presente lavoro. Per risolvere i casi di multi-funzionalità l'approccio utilizzato consiste nell'espansione dei confini del sistema, includendo al loro interno le produzioni primarie evitate grazie al recupero di materia e energia dai rifiuti (EC JRC-IES 2010; Finnveden et al., 2009). I processi inclusi nei confini sono quindi: la raccolta e il conferimento alle piattaforme di raccolta, il trasporto dalla piattaforma all'impianto di primo trattamento, l'eventuale successivo trattamento delle frazioni separate presso specifici impianti e quindi le attività negli impianti di riciclaggio/smaltimento finali.

Sono state considerate tredici categorie di impatto sull'ambiente e sulla salute umana, selezionate con l'intento di prendere in considerazione il più ampio spettro di problematiche ambientali potenzialmente causate dalle attività analizzate: Cambiamento climatico; Riduzione dello strato d'ozono; Formazione fotochimica di ozono; Acidificazione; Eutrofizzazione terrestre; Eutrofizzazione (acqua dolce); Eutrofizzazione (acqua marina); Ecotossicità (acqua dolce); Tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni); Tossicità per l'uomo (effetti non cancerogeni); Assunzione di materiale particolato; Impoverimento delle risorse idriche; Impoverimento delle risorse minerali e fossili. Gli indicatori di impatto considerati per queste categorie e i metodi di caratterizzazione utilizzati per il loro calcolo sono quelli raccomandati dalla Guida sull'impronta ambientale dei prodotti (Product Environmental Footprint - PEF) sviluppata per la Commissione Europea dal Joint Research Centre (JRC) e incorporata nella Raccomandazione europea relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni (Commissione Europea, 2013). Per la categoria "Impoverimento delle risorse minerali e fossili", non sono stati tuttavia utilizzati i fattori di caratterizzazione suggeriti dalla PEF (calcolati in funzione delle "riserve base" di ciascuna risorsa), ma quelli calcolati in funzione delle "riserve ultime" di tali risorse, riportati in Van Oers et al. (2002). Tali fattori sono stati infatti considerati più appropriati dal momento che, nella loro stima, non vengono introdotte ulteriori incertezze associate a considerazioni sulla disponibilità tecnica ed economica delle risorse (Nessi et al., 2010). Al fine di valutare le prestazioni energetiche delle attività esaminate, è stato infine calcolato l'indicatore Cumulative Energy Demand (CED), in accordo con il metodo descritto da Hischier et al. (2010).

2.2. Analisi di inventario

L'analisi di inventario si basa sulle informazioni acquisite in merito alla raccolta e al trasporto dei RAEE, nonché sui risultati ottenuti dalla valutazione delle attuali pratiche di trattamento in Regione Lombardia nell'anno 2011 e quindi sul bilancio di materia del sistema (Falbo et al., 2015).

Sulla base di tali dati, per ogni unità di processo inclusa nei confini del sistema è stato creato un modulo all'interno del software SimaPro. Ciascun modulo comprende sia i consumi di energia e materiali e le emissioni dirette, sia i prodotti evitati (materiali ed energia) secondo lo stesso approccio utilizzato in studi precedenti (Rigamonti et al., 2010; Rigamonti et al., 2013).

Nel presente studio sono state considerate tutte e cinque le categorie di RAEE: freddo e clima (R1); grandi bianchi (R2); tv e monitor (R3); piccoli elettrodomestici (R4) e sorgenti luminose (R5).

2.2.1. Fasi di raccolta e trasporto

L'analisi del ciclo di vita del sistema di gestione dei RAEE in Regione Lombardia include la valutazione degli impatti dovuti al trasporto da una fase all'altra della filiera di recupero. Sono state considerate, quindi, le attività di trasporto necessarie per le operazioni di raccolta, per il trasferimento del materiale raccolto in area attrezzata agli impianti di stoccaggio intermedio (qualora previsti) e, infine, da questi ultimi all'impianto di trattamento. È inoltre stato considerato il trasporto dei materiali e delle componenti separate dai RAEE presso gli appositi impianti di riciclaggio/trattamento.

La raccolta dei RAEE avviene principalmente tramite l'operatore locale mediante il servizio a chiamata, oppure attraverso il conferimento diretto da parte del singolo cittadino o di un'utenza in aree attrezzate (database O.R.SO. - Osservatorio Rifiuti Sovraregionale). Le categorie R1 e R3 sono state raccolte per il 18% con modalità a chiamata e per l'82% in area attrezzata; gli R2 e gli R4 sono stati raccolti per il 15% con modalità di raccolta a chiamata e per l'85% in area attrezzata mentre la pressoché totalità degli R5 (96,5%) è stata conferita direttamente in area attrezzata.

Il chilometraggio medio stimato è pari a 20 km per la modalità di raccolta a chiamata e 4,2 km per il conferimento diretto da parte del cittadino in area attrezzata. Si è ipotizzato, inoltre, che per entrambe le modalità di raccolta il conferimento del rifiuto in area attrezzata avvenga con automezzi di piccola dimensione (modulo ecoinvent *Transport, van <3,5t/REER*).

Il trasporto dei rifiuti dalle aree comunali attrezzate agli impianti di stoccaggio intermedio o a quelli di trattamento è stato valutato a partire dai dati riportati in O.R.SO.. Si è proceduto innanzitutto alla stima dei chilometri percorsi a livello provinciale e successivamente, mediante una media pesata sui flussi di RAEE raccolti in ciascuna Provincia, si sono ottenuti i chilometri percorsi a livello regionale separatamente per le cinque categorie: 96 km per gli R1; 79,4 km per gli R2; 51,6 km per gli R3; 58,7 per gli R4 e 79,4 km per gli R5.

Per quanto riguarda i veicoli utilizzati, si è ipotizzato che il rifiuto sia trasportato su automezzi di 3,5-7,5 tonnellate, di cui il 50% Euro 3 e il 50% Euro 4 (moduli ecoinvent *Transport, lorry 3.5-7.5 t/EURO3* e *Transport, lorry 3.5-7.5 t/EURO4*).

Come specificato in precedenza, è stata considerata nell'analisi anche la fase di trasporto di ogni componente separata presso gli impianti di primo trattamento dei RAEE e destinata a trattamento presso altri impianti specializzati, nonché la fase di trasporto dei materiali da avviare a riciclo.

Per la definizione dei trasporti si è tenuto conto delle informazioni primarie acquisite direttamente presso gli impianti considerati.

In molte situazioni è stato difficile definire il destino esatto, e quindi il corrispondente chilometraggio e la tipologia di mezzi di trasporto utilizzati, a cui sono avviate le componenti separate dai RAEE, poiché questo risulta particolarmente influenzato dal mercato. Una stessa componente potrà essere inviata ad impianti di trattamento esteri, localizzati ad esempio in Cina, o italiani a seconda delle condizioni di mercato del momento. Ricadono in questa casistica i cavi elettrici, gli alimentatori, i motori, gli hard disk, i gioghi di deflessione, i cannoni ad elettroni e i trasformatori. Per ovviare a questa situazione, si è assunto che il loro trattamento avvenga in impianti italiani situati ad una distanza media di 100 km.

In Tab. 1 si riportano, per ciascuna frazione separata dai RAEE, la corrispondente destinazione e la distanza di conferimento.

Questa fase di trasporto è stata modellizzata mediante il modulo ecoinvent *Transport, lorry > 16t, fleet average/REER*.

2.2.2. Modellizzazione degli impianti di primo trattamento dei RAEE

La modellizzazione degli impianti di primo trattamento dei RAEE è stata effettuata basandosi sui dati raccolti presso gli impianti visitati e/o contattati telefonicamente.

Tabella 1 - Destino delle frazioni separate dai RAEE

Frazione	Destino	Distanza (km)	Note
Rottami ferrosi Rottami non ferrosi Plastica ABS Plastica PS +metalli Plastica mista Legno Lampade fluorescenti Rifiuto generico Vetro cono Cartucce e toner Polveri fluorescenti Polvere fosforica contenente mercurio Cemento Carta/cartone	Impianti italiani situati in Regione Lombardia o comunque nelle vicinanze	50	Media tra la situazione in cui l'impianto di trattamento dei RAEE presenta una linea ad esse dedicata (e perciò la fase di trasporto sarebbe assente) e le situazioni in cui le lampade separate vengono avviate presso altri impianti situati sia in regione che fuori regione
Batterie al piombo	Impianti situati in Italia	100	Distanza media tra due impianti
CFC Olio compressore Poliuretano	Impianti situati in Italia	100	Destinazione esatta non nota
Batterie al nichel e a litio	Impianti situati all'estero: Francia o Svizzera	500	
Vetro pannello Vetro da lampade fluorescenti	Impianti situati in Emilia Romagna	250	
Condensatori	Impianto situato a Ravenna	300	
Cavi Motori Hard disk Gioghi di deflessione Cannoni ad elettroni Trasformatori Compressori	Impianti situati in Italia	100	Destinazione esatta non nota
Schede elettroniche Plastica PMMA	Impianti situati all'estero: Germania; Belgio e Svizzera	1000	Distanza media

Tabella 2 - Componenti separate dai RAEE e consumi energetici del primo trattamento

Componente	R1	R2	R3 – CRT	R3 – FPD	R4	R5
Acciaio cromo		2,8 %				
Acciaio e metalli ferrosi	41,5 %	71,2 %	11,0 %	38,4 %	50,1 %	5,0 %
Acciaio inox		0,8 %				
Alimentatori					1,8 %	
Alluminio	5,0 %	0,4 %	0,5 %	10,2 %	1,4 %	4 %
Altre batterie ed accumulatori					0,1 %	
Batterie al piombo					0,2 %	
Calcestruzzo		9,6 %				
Carta/cartone						1,5 %
Cartucce e toner					0,2 %	
Cannoni ad elettroni			0,2 %			
Cavi	0,4 %	0,6 %	1,3 %	1,4 %	2,8 %	
CFC 11	0,3 %					
CFC 12	0,1 %					
Compressori	13,2 %					
Condensatori		0,2 %	0,1 %	0,3 %	0,2 %	
Foglio di vetro				3,4 %		
Gioghi di deflessione			3,1 %			
Hard disk					0,2 %	
Lampade fluorescenti				0,4 %		
Legno	1,8 %	0,1 %	1,7 %		0,1 %	
Motori		4,5 %			7,1 %	
Olio compressore	0,3 %					
Ottone					0,2 %	
Pannello LCD				7,9 %		
Plastica ABS (Acrilonitrile butadiene stirene)			14,9 %	20,7 %		
Plastica mista					2,3 %	
Plastica PS + metalli	17,6 %	9,5 %				
Plastica PMMA (Polimetilmetacrilato)				4,7 %		
Polvere fluorescente			5,4 %			
Polvere fosforica contenente mercurio						8,0 %
Poliuretano	17,5 %					
Rifiuto generico	2,1 %	0,3 %	0,2 %	4,4 %	1,0 %	1,5 %
Schede elettroniche			9,3 %	8,3 %	3,0 %	
Trasformatori			0,3 %			
Vetro						80,0 %
Vetro cono			16,5 %			
Vetro pannello			35,5 %			
Consumo di energia elettrica (kWh/t)	100	66	30	26,5	66	96

In generale si è constatato che il trattamento di questa tipologia di rifiuti è costituito principalmente dalle seguenti operazioni: smontaggio, lavorazioni meccaniche (triturazione), cernita manuale e separazione automatica attraverso processi fisici (separatori magnetici e correnti parassite). Una descrizione dettagliata del primo trattamento di ciascuna categoria di RAEE è presente in Falbo et al., 2015.

In Tab. 2 sono riportate, in percentuale in peso, le componenti separate dal primo trattamento di ciascuna categoria di RAEE, nonché il consumo di energia elettrica degli impianti riferito ad 1 tonnellata di rifiuto trattata. Entrando più nel dettaglio, le frazioni metalliche separate dopo il primo trattamento (principalmente acciaio, metalli ferrosi e alluminio) sono classificate come materie prime secondarie e inviate direttamente a fonderie per il recupero finale.

2.2.3. Modellizzazione dei trattamenti successivi delle componenti separate dai RAEE

La modellizzazione degli impianti di recupero/smaltimento delle frazioni separate dai RAEE è stata effettuata in generale sulla base delle indicazioni, riportate in Hischier e Gallen (2007), integrate dove possibile con dati primari ottenuti anch'essi visitando gli impianti di trattamento delle frazioni e contattando direttamente aziende che effettuano tali trattamenti.

Le altre componenti principali subiscono un successivo trattamento per il recupero di svariati materiali quali argento, oro, palladio, rame, plastica ecc.:

- Il trattamento delle schede elettroniche è stato modellizzato sulla base delle indicazioni riportate in Classen et al. (2007). Il processo prevede una fase di triturazione e separazione meccanica a cui segue il recupero metallurgico caratterizzato da fasi di fusione e raffinazione elettrolitica e catalitica delle frazioni metalliche. Si recuperano da tale processo materiali quali piombo, rame e metalli preziosi (oro, argento e palladio).
- Cavi, motori e compressori subiscono una triturazione (modulo ecoinvent *Disposal, treatment of cables/GLO* modificato con dati primari differenti per ciascuna componente) con successiva separazione delle frazioni quali metalli ferrosi, alluminio, rame, plastica. Quest'ultima viene avviata a recupero energetico in impianti di incenerimento (modulo di ecoinvent *Disposal, plastics, mixture, 15.3% water; to municipal incineration/CH* modificato per la realtà lombarda) mentre gli altri materiali sono avviati a recupero di ma-

teria in fonderia.

- I gioghi di deflessione, i trasformatori, i cannoni ad elettroni in uscita dal trattamento degli R3 e gli alimentatori e gli hard disk ottenuti dal trattamento degli R4 subiscono una triturazione con successiva separazione dei diversi materiali. I consumi della fase di triturazione sono stati inclusi nell'analisi mentre la fase di separazione e quindi il successivo recupero dei materiali da essi separati non sono stati inclusi per mancanza di dati. Tale processo è stato modellizzato a partire dal modulo ecoinvent *Disposal, treatment of cables/GLO*.
- Le batterie estratte dal trattamento degli R4, essendo di diversa natura (al piombo, al litio e al nickel), vengono sottoposte a differenti trattamenti di recupero di materia ed energia. Le batterie al piombo subiscono una fase di triturazione seguita da una fusione dell'acido di piombo in forno al fine di ottenere piombo secondario (modulo ecoinvent *Lead, secondary, at plant/RER* aggiornato con dati primari). Le batterie al litio, invece, vengono sottoposte ad un processo di tipo pirometallurgico dal quale la plastica ottenuta viene avviata a recupero energetico mentre i residui di nickel, cobalto e ferro sono avviati a recupero di materia (Fischer et al., 2006). Il recupero di questi ultimi non è stato modellizzato per mancanza di dati. Le batterie al nickel subiscono un processo meccanico con recupero di metalli ferrosi e non ferrosi inviati successivamente in fonderia, di plastica avviata a recupero energetico in impianti di incenerimento e di polveri di cobalto e manganese classificate come materie prime secondarie andando a sostituire rispettivamente il cobalto primario e il biossido di manganese (Fischer et al., 2006). Nel caso specifico delle batterie al litio i dati riportati in Hischier e Gallen (2007) non sono completi e si è dunque fatto ricorso all'elaborazione dei dati presenti nei corrispettivi moduli del nuovo database ecoinvent 3.

Dal trattamento dei RAEE si ottengono anche varie tipologie di plastica: dagli R1 e R2 plastica PS (Polistirene) mischiata a metalli, da quello degli R3 (sia CRT che FPD) plastica ABS (Acrilonitrile butadiene stirene), dai soli FPD plastica PMMA (Polimetilmetacrilato) e dagli R4 plastica mista. La plastica PS mischiata a metalli subisce prima una fase di selezione, modellizzata con modulo costruito ad hoc (fonte dati: Ecodom), dal quale si ottiene plastica PS inviata successivamente a riciclo di materia, alluminio e rame avviati a recupero di materia in fonderia e plasmix (scarti di plastica) inviato a cementificio in sostituzione del petcoke. La plastica

ABS e la PMMA in uscita dal trattamento degli R3 vengono avviate direttamente a riciclo di materia attraverso processi, rispettivamente, di tipo meccanico e pirometallurgico (Kikuchi et al., 2014). I processi di riciclo della plastica PS e di quella ABS sono stati assimilati, per mancanza di dati, al processo di riciclo del PET (Rigamonti et al., 2013). La plastica mista ottenuta dal trattamento degli R4, invece, viene inviata ad impianti di incenerimento con recupero energetico modellizzati con lo stesso modulo ecoinvent utilizzato per la plastica dai cavi. Una componente importante separata dagli R3 (principalmente dai CRT, ma anche dagli FPD) e dagli R5 è il vetro. Il vetro pannello ottenuto dal trattamento delle tv e monitor CRT, il foglio di vetro estratto dai FPDs e il vetro delle lampade fluorescenti costituiscono, una volta tritirati, materia prima secondaria e vanno a sostituire la fritta nella produzione dello smalto delle piastrelle in industrie di ceramica. Per la modellizzazione del processo di produzione della fritta è stato costruito un modulo ad hoc, basandosi sulle informazioni riportate da Andreola et al. (2007) e dal documento sulle migliori tecniche disponibili (BAT) nel settore della manifattura del vetro (JRC, 2013). Il vetro cono estratto dai CRT, invece, viene smaltito in discarica per rifiuti pericolosi (modulo ecoinvent *Disposal, hazardous waste, 0% water, to underground deposit/DE*) in quanto contiene piombo e ad oggi non esistono processi su scala reale di estrazione del piombo dal vetro cono in modo da poter inviare anch'esso a recupero di materia. Dal trattamento dei CRT contenuti nelle categorie R2 e R4 si recuperano anche piccoli quantitativi di legno. Quest'ultimo subisce una fase di selezione con eliminazione delle impurità, seguita da una fase di riciclo con produzione del pannello compensato che va ad evitare la produzione del pannello truciolare da materie prime vergini. Il processo di selezione e riciclo del legno è stato modellizzato a partire dai moduli utilizzati in Rigamonti et al. (2013). Dal trattamento, invece, dei soli R1 viene recuperato il calcestruzzo utilizzato come zavorra nelle lavatrici che, dopo esser tritirato, viene classificato come materia prima secondaria andando a sostituire la ghiaia. In questo caso è stato creato un modulo ad hoc, secondo quanto descritto in Bressi (1999). Le componenti pericolose quali toner, cartucce, condensatori sono principalmente incenerite con recupero di energia, perché nessun processo di riciclaggio è ad oggi disponibile. La polvere fluorescente e quella fosforica contenente mercurio, derivanti rispettivamente dal trattamento dei CRT

e degli R5, vengono smaltite in discariche per rifiuti pericolosi. Non essendo presente in ecoinvent un modulo di discarica adatto a modellizzare lo smaltimento della polvere fosforica, si è utilizzato il modulo *Disposal Hazardous waste, 0% water, to underground deposit/DE* che descrive lo smaltimento sotterraneo in miniere di sale.

Il poliuretano, il rifiuto generico e la carta e il cartone sono smaltiti in discarica per rifiuti non pericolosi.

Il CFC 11 e il CFC 12 estratti dai frigoriferi vengono smaltiti in impianti di incenerimento per rifiuti non pericolosi.

Il trattamento e il recupero dall'olio e dall'ottone ottenuti rispettivamente dagli R1 e R4 non sono stati inclusi nell'analisi per mancanza di dati utili alla loro modellizzazione.

In Tab. 3 vengono riportati i quantitativi di materiale e/o energia evitati grazie al recupero dei RAEE suddivisi per categoria e riferiti ad 1 t di rifiuto trattato.

Per la modellizzazione dei prodotti evitati e dei sottoprocessi secondari, si sono utilizzati generalmente i moduli del database ecoinvent v. 2.2 (Swiss Center for Life Cycle Inventories, 2010). In particolare, per la modellizzazione dell'energia evitata, la cui produzione ricade nel territorio nazionale italiano, si è assunto che l'energia termica venga prodotta da caldaie domestiche alimentate a gas naturale con rendimento pari all'87% (Rigamonti et al., 2013), e quella elettrica si è considerata prodotta dal mix energetico nazionale. Quest'ultima è stata modellizzata con il modulo ecoinvent *Electricity, medium voltage, at grid/IT*. Per la modellizzazione dell'energia evitata la cui produzione avviene invece all'estero (nello specifico dall'incenerimento delle plastiche derivanti dal trattamento delle batterie al litio e nichel), si è deciso di riprodurre la situazione media europea. L'energia elettrica evitata, in questo caso, si assume quindi vada a sostituire un quantitativo analogo di energia elettrica prodotta secondo il mix energetico elettrico europeo, facente riferimento ai Paesi dell'UTCE (Union for the Coordination of the Transmission of Electricity). Il modulo ecoinvent utilizzato in questo caso è *Electricity, medium voltage, production UTCE/ at grid*. Per l'energia termica sostituita si è invece costruito un modulo apposito in cui si assume che il 50% del calore venga prodotto da caldaie a gas naturale (modulo ecoinvent *Heat, natural gas, at boiler atmospheric non-modulating < 100 kW/RER*) e il restante 50% da caldaie a carbone (modulo ecoinvent *Heat, hard-coke, at stove 5-15 kW/RER*) (elaborazione dati IEA, 2010).

Tabella 3 - Materie prime ed energia evitate grazie al recupero di 1 tonnellata di R1, R2, CRT, FPD, R4 e R5.

Materie prime ed energia evitate	U.M.	Trattamento R1	Trattamento R2	Trattamento CRT	Trattamento FPD	Trattamento R4	Trattamento R5
ABS	kg	-		91	127	-	-
Acciaio	kg	471,43	664,98	97	384,2	490	44,05
Acciaio cromo		-	24,76*	-	-	-	-
Alluminio	kg	45,79	6,86	4	102,2	15	33,4
Argento	kg	-	0,004	0,53	0,48	0,18	-
Cobalto	kg	-	-	-	-	0,1	-
Fritta ceramica	kg	-	-	355	37,2	-	800
Ghiaia		-	96	-	-	-	-
Manganese	kg	-	-	-	-	0,005	-
MMA	kg	-	-	-	33	-	-
Nickel	kg	-	0,022	3	2,8	1	-
Oro	kg	-	0,00011	0,02	0,02	0,005	-
Palladio	kg	-	0,00022	0,03	0,03	0,01	-
Pannello di legno vergine	m ³	0,0096	0,0005	0,009	-	0,0005	-
Petcoke	kg	31,57	17,08	-	-	-	-
Piombo	kg	-	0,011	1,5	1,3	1,7	-
PS		73,19	39,50	-	-	-	-
Rame	kg	11,54	8,56	30	27	29	-
Energia elettrica	kWh	2,08	14,61	11,4	21,5	675	-
Energia termica	MJ	4,67	15,9	16,4	20,2	1504	-

* Si tratta del quantitativo di rottami di acciaio cromo derivanti dal trattamento degli R2. Per produrre 1 kg di acciaio cromo secondario occorrono 0,52 kg di rottami di acciaio cromo; 0,26 di acciaio ferrocromo primario e 0,32 di acciaio ferro-nickel primario.

Le materie prime secondarie derivanti dal trattamento dei RAEE si ipotizza vadano a sostituire materie prime vergini derivanti da tecnologie medie o globali. In questi casi si considera, attraverso l'utilizzo di appositi rapporti di sostituzione, l'eventuale scadimento qualitativo associato alle operazioni di riciclo (Rigamonti et al, 2009; Rigamonti et al., 2010). Si è utilizzato un rapporto di sostituzione unitario per tutti i materiali ad eccezione del legno (1:0,6), della plastica ABS (1:0,81), della plastica PS (1:0,81) e del Plasmix (1:0,62). Per quanto riguarda il legno, il rapporto è stato calcolato sulla base delle differenti prestazioni di resistenza meccanica dei pannelli vergine e riciclato, per la plastica (ABS e PS) sulla base del rapporto tra il valore economico della materia prima secondaria e di quella vergine, mentre per il Plasmix sulla base del suo potere calorifico rispetto a quello

del petcoke (Rigamonti et al., 2013).

3. VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI

La Tab. 4 mostra i valori dei diversi indicatori di impatto ambientale e sulla salute umana, nonché dell'indicatore energetico, relativi al trattamento di 1 tonnellata di RAEE afferenti a ciascuna categoria. Si distinguono i contributi di raccolta e trasporto all'impianto di trattamento da tutti gli altri (trattamento vero e proprio, inclusi il recupero delle componenti e il beneficio derivante dagli impatti evitati). Per gli R3, i valori degli indicatori vengono riportati distinguendo tra l'impianto di trattamento degli FPD e quello dei CRT (che rappresentano rispettivamente il 2,4% e il 97,6% del totale degli R3).

Tabella 4 – Valori degli indicatori di impatto associati al recupero di 1 t di R1, 1 t di R2, 1 t di R3, 1 t di R4 e 1 t di R5

Categoria di impatto	UM	R1			R2			R3			R4			R5			
		trasporto	impianto	totale	trasporto	impianto	totale	trasporto	impianto	totale	trasporto	impianto	totale	trasporto	impianto	totale	
Cambiamento climatico	kg CO ₂ eq	58,96	-1.022	-963	50,36	-836	-785	38	-75	-2149	-2187	50	-788	-737	36,95	-863	-826
Riduzione dello strato d'ozono	kg CFC-11 eq	8,83E-06	8,12E-05	9,00E-05	7,53E-06	3,52E-05	4,27E-05	5,62E-06	-2,76E-06	-1,36E-04	-1,33E-04	7,53E-06	-5,39E-05	-4,64E-05	5,53E-06	-9,40E-05	-8,85E-05
Tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni)	CTUh	3,63E-06	1,68E-05	1,69E-05	3,09E-06	2,72E-03	2,72E-03	2,31E-06	1,51E-05	-1,074E-04	-8,70E-05	3,09E-06	1,70E-03	1,71E-03	2,27E-06	4,64E-05	4,86E-05
Tossicità per l'uomo (effetti non cancerogeni)	CTUh	4,99E-06	1,71E-04	1,76E-04	4,24E-06	1,91E-04	1,95E-04	3,12E-06	-3,17E-05	-1,86E-03	-1,89E-03	4,24E-06	-4,49E-04	-4,44E-04	3,12E-06	-4,71E-04	-4,68E-04
Assunzione di materiale particolato	kg PM2.5 eq	0,03	-0,81	-0,78	0,02	-0,91	-0,89	0,02	-0,42	-18,37	-18,77	0,02	-6,94	-6,91	0,02	-0,77	-0,75
Formazione fotochimica di ozono	kg NM-VOC eq	0,38	-4,68	-4,30	0,33	-3,41	-3,09	0,24	-0,95	-36,95	-37,66	0,33	-15,64	-15,32	0,24	-3,22	-2,98
Acidificazione	moli H ⁺ eq	0,32	-5,89	-5,58	0,27	-6,63	-6,36	0,20	-8,24	-368,71	-376,76	0,27	-131,86	-131,59	0,20	-6,54	-6,34
Eutrofizzazione terrestre	moli N eq	1,29	-10,17	-8,87	1,10	-9,33	-8,23	0,81	-1,63	-63,06	-63,88	1,10	-30,66	-29,56	0,81	-6,75	-5,94
Eutrofizzazione (acqua dolce)	kg P eq	0,01	-1,21	-1,20	0,01	-1,39	-1,38	0,01	-0,19	-7,78	-7,96	0,01	-4,01	-4,00	0,01	-0,44	-0,43
Eutrofizzazione (acqua marina)	kg N eq	0,12	9,66	9,78	0,10	-0,85	-0,75	0,07	-0,15	-5,60	-5,68	0,10	-2,71	-2,61	0,07	-0,65	-0,58
Ecotossicità (acqua dolce)	CTUe	57,21	16,198	16,255	49	26,323	26,371	36	-168	-15,278	-15,410	49	13,757	13,806	36	-258	-222
Impoverimento delle risorse idriche	m ³ acqua eq	0,08	-1,31	-1,23	0,07	0,73	0,80	0,05	-0,29	-11,16	-11,40	0,07	-3,75	-3,68	0,05	-4,31	-4,26
Impoverimento delle risorse minerali e fossili	kg Sb eq	0,17	-4,23	-4,06	0,14	-3,67	-3,53	0,11	-0,28	-8,89	-9,06	0,14	-5,59	-5,44	0,10	-3,43	-3,33
Cumulative Energy Demand (CED)	MJ eq	1.010	-21.683	-20.673	863	-14.371	-13.508	649	-1360	-39.103	-39.812	863	-24.102	-23.239	633	-20.506	-19.873

Tabella 5 – Valori degli indicatori di impatto associati al trattamento di 1 t di FPD e di 1 t di CRT (è esclusa la fase di raccolta e trasporto preso l'impianto di trattamento)

Categoria di impatto	UM	FPD	CRT
Cambiamento climatico	kg CO ₂ eq	-3.116	-2.202
Riduzione dello strato d' ozono	kg CFC-11 eq	-1,15E-04	-1,39E-04
Tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni)	CTUh	6,29E-04	-1,07E-04
Tossicità per l'uomo (effetti non cancerogeni)	CTUh	-1,32E-03	-1,91E-03
Assunzione di materiale particolato	kg PM2.5 eq	-17,41	-18,82
Formazione fotochimica di ozono	kgNMVOC eq	-39,76	-37,86
Acidificazione	moli H ⁺ eq	-343,54	-377,78
Eutrofizzazione terrestre	moli N eq	-67,76	-64,61
Eutrofizzazione (acqua dolce)	kg P eq	-7,78	-7,97
Eutrofizzazione (acqua marina)	kg N eq	-6,18	-5,74
Ecotossicità (acqua dolce)	CTUe	-7.019	-15.653
Impoverimento delle risorse idriche	m ³ water eq	-12,16	-11,43
Impoverimento delle risorse minerali e fossili	kg Sb eq	-11,60	-9,11
Cumulative Energy Demand (CED)	MJ	-56.656	-40.064

I valori degli indicatori di impatto relativi agli impianti di trattamento di FPD e CRT (esclusa quindi la fase di raccolta e trasporto del rifiuto all'impianto di trattamento) riferiti ad 1 tonnellata di materiale sono invece riportati in Tab. 5.

In generale, i benefici derivanti dal recupero di materia ed energia più che compensano gli impatti della filiera di trattamento di ciascuna categoria di RAEE.

Gli impatti legati alla fase di raccolta e trasporto all'impianto di trattamento risultano trascurabili rispetto ai benefici derivanti dal recupero di materia ed energia. Si osservano tuttavia alcune eccezioni, elencate qui di seguito:

- R1: riduzione dello strato di ozono, tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni e non cancerogeni), ecotossicità (acqua dolce), eutrofizzazione marina;
- R2: riduzione dello strato di ozono, tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni e non cancerogeni), ecotossicità (acqua dolce), impoverimento delle risorse idriche.
- R4: tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni) e ecotossicità (acqua dolce),
- R5: tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni).
- Effettuando un confronto tra le diverse categorie di R, la filiera di trattamento degli R3 appare complessivamente la più vantaggiosa.

3.1. Analisi dei contributi

3.1.1. Trattamento degli R1

Il recupero dei RAEE afferenti al raggruppamento R1 (freddo e clima) risulta vantaggioso per l'ambiente e la salute umana per la maggior parte delle categorie di impatto considerate. Come si osserva in Fig. 1, i principali benefici sono associati generalmente al riciclo di rottami ferrosi e alluminio e al recupero della plastica PS. La selezione e il recupero della plastica PS + metalli, permettendo un significativo recupero di materia e di energia, genera benefici ambientali soprattutto per le categorie d'impatto impoverimento delle risorse idriche, impoverimento delle risorse minerali e fossili e Cumulative Energy Demand. Il riciclo dei rottami ferrosi è invece quello che, oltre a determinare benefici per gran parte delle categorie d'impatto, genera i maggiori impatti associati alle categorie di tossicità; in particolare, per quanto riguarda la tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni) il contributo principale all'impatto del riciclo dei rottami ferrosi è lo smaltimento delle scorie saline, dovuto all'emissione diretta in acqua di cromo VI, mentre per le altre categorie l'impatto è associato alle emissioni dirette in aria e al consumo di energia del processo di riciclo. Un contributo importante alla categoria di tossicità per

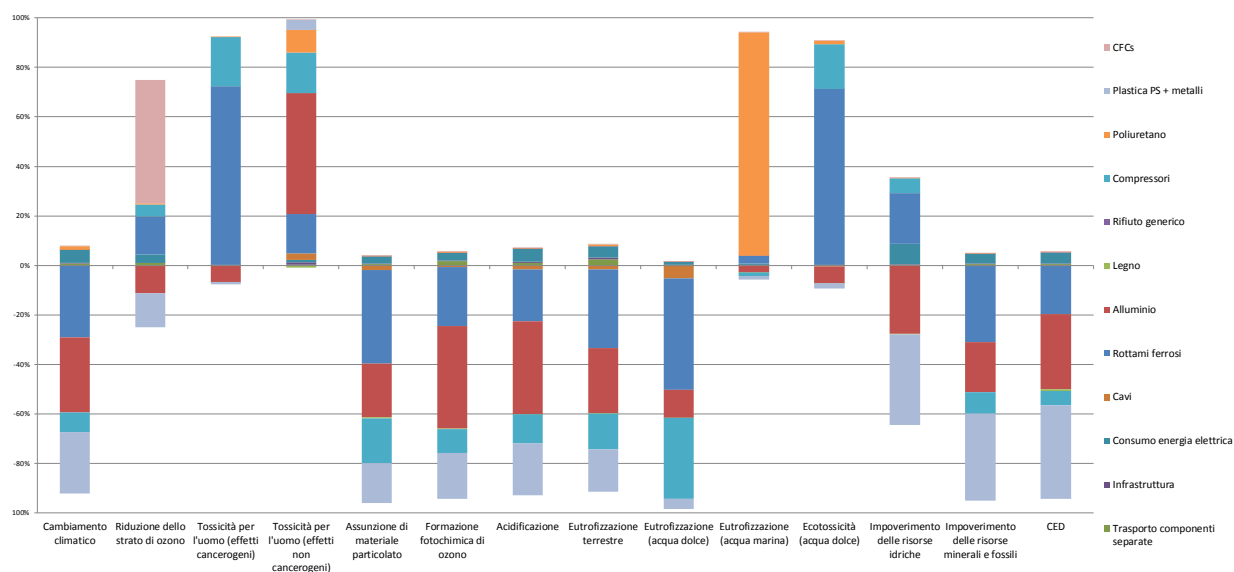


Figura 1– Suddivisione percentuale per contributi degli impatti associati al sistema di gestione di 1 tonnellata di R1

l'uomo (effetti non cancerogeni) è dato, invece, dal riciclo di alluminio: l'impatto è dovuto per più del 95% alla produzione di zinco, utilizzato come additivo legante nella produzione secondaria di alluminio.

Per quanto riguarda la riduzione dello strato d'ozono, lo svantaggio per l'ambiente è dovuto alla termodistruzione di CFC in impianti di incenerimento. Per la categoria d'impatto eutrofizzazione marina, invece, il contributo all'impatto in segno positivo di questa categoria è dovuto pressoché esclusivamente allo smaltimento in discarica del poliuretano, in particolare alle emissioni dirette in acqua.

3.1.2. Trattamento degli R2

Il recupero degli R2 (grandi bianchi) risulta vantaggioso per l'ambiente e per la salute umana per gran parte delle categorie di impatto, ad eccezione delle tre categorie di tossicità, dell'impoverimento delle risorse idriche e della riduzione dello strato d'ozono (Fig. 2). Per tutte queste categorie, il contributo principale all'impatto è dovuto al riciclo dei ferrosi, che in alcuni casi supera addirittura il 90%. In particolare, per quanto riguarda la tossicità umana (effetti cancerogeni), vale lo stesso discorso fatto per il trattamento degli R1: il riciclo dei rottami ferrosi impatta principalmente per via dello smaltimento delle scorie saline di fusione. Solo per la categoria di tossicità umana relativa agli effetti

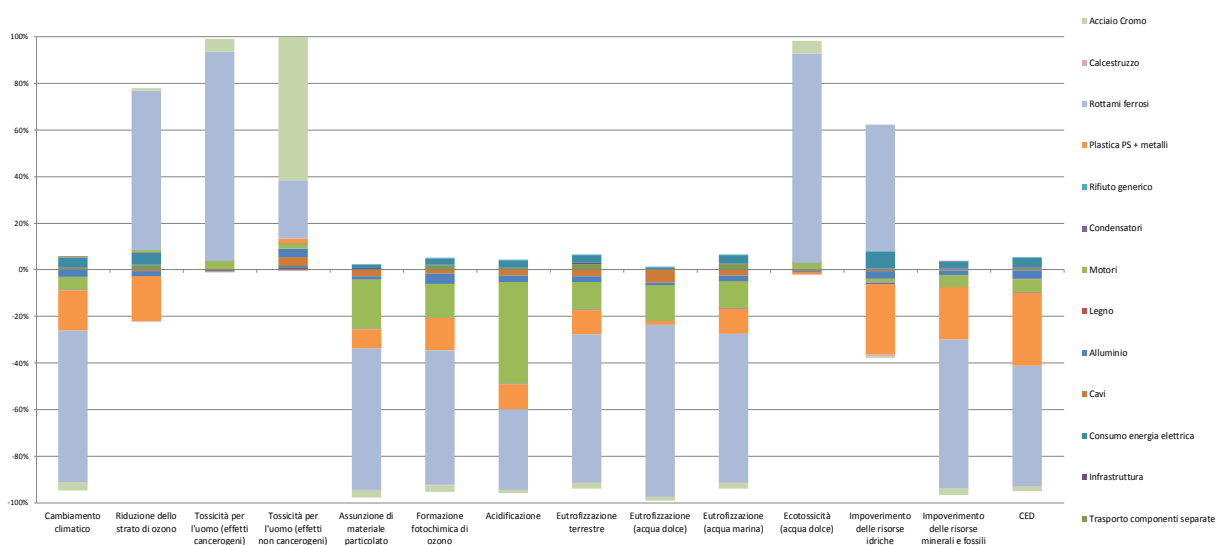


Figura 2 - Suddivisione percentuale per contributi degli impatti associati al sistema di gestione di 1 tonnellata di R2

non cancerogeni risulta significativo il contributo del riciclo dell'acciaio cromo, selezionato dai cestelli delle lavatrici. Nello specifico tale contributo è legato a due emissioni di aria: da un lato quelle di mercurio direttamente dal forno fusorio dell'impianto di riciclo, dall'altro quelle di zinco durante il processo di produzione del ferronickel utilizzato come legante. Per quanto riguarda invece i benefici del trattamento, i principali sono associati al recupero delle frazioni metalliche (rottami ferrosi, rottami in alluminio e motori) e al recupero del flusso plastica PS + metalli. Il processo di selezione e recupero delle plastiche, analogamente al caso degli R1, garantisce anche notevoli benefici dal punto di vista energetico, per via dell'alto potere calorifico, come si evince dall'indicatore Cumulative Energy Demand.

3.1.3. Trattamento degli R3 - CRT

Il recupero degli schermi a tubo catodico risulta essere vantaggioso per l'ambiente e per la salute umana per tutte le categorie d'impatto esaminate. Come si osserva dalla Fig. 3, è evidente che gli impatti del processo di trattamento sono più che compensati dai benefici associati ai prodotti evitati. I principali benefici derivano dal recupero delle frazioni metalliche presenti nel rifiuto, in particolare delle schede elettroniche, il cui contributo supera il 90% per molte categorie di impatto (sebbene in termini massici rappresentino solamente il 10% delle uscite del trattamento dei CRT). Significativi benefici ambientali sono, inoltre, associati al riciclo delle plastiche ABS e al recupero del vetro pannello, soprattutto per le categorie d'impatto

cambiamento climatico, riduzione dello strato d'ozono, impoverimento delle risorse idriche, impoverimento delle risorse minerali e fossili e per l'indicatore energetico Cumulative Energy Demand.

3.1.4. Trattamento degli R3 - FPD

In Fig. 4 è riportata la suddivisione percentuale per contributi degli impatti ambientali e sulla salute umana associati al recupero dei pannelli a schermo piatto. Il recupero di tali rifiuti risulta vantaggioso per l'ambiente e per la salute umana per tutte le categorie di impatto esaminate, con l'unica eccezione dell'indicatore di tossicità per l'uomo relativo agli effetti cancerogeni. Ciò è principalmente dovuto al recupero dei rottami ferrosi, che risulta essere vantaggioso per quasi tutti gli indicatori di impatto eccetto quelli associati alle categorie di tossicità, riduzione dello strato d'ozono e impoverimento delle risorse idriche. In particolare, per quanto riguarda la tossicità per l'uomo, è lo smaltimento delle scorie saline a determinare il principale impatto ambientale, come già specificato per le altre categorie di RAEE.

I principali benefici sono associati, invece, al riciclo delle frazioni metalliche (rottami ferrosi, rottami in alluminio e schede elettroniche) e della plastica ABS e del PMMA, come si può osservare dal grafico di Fig. 4.

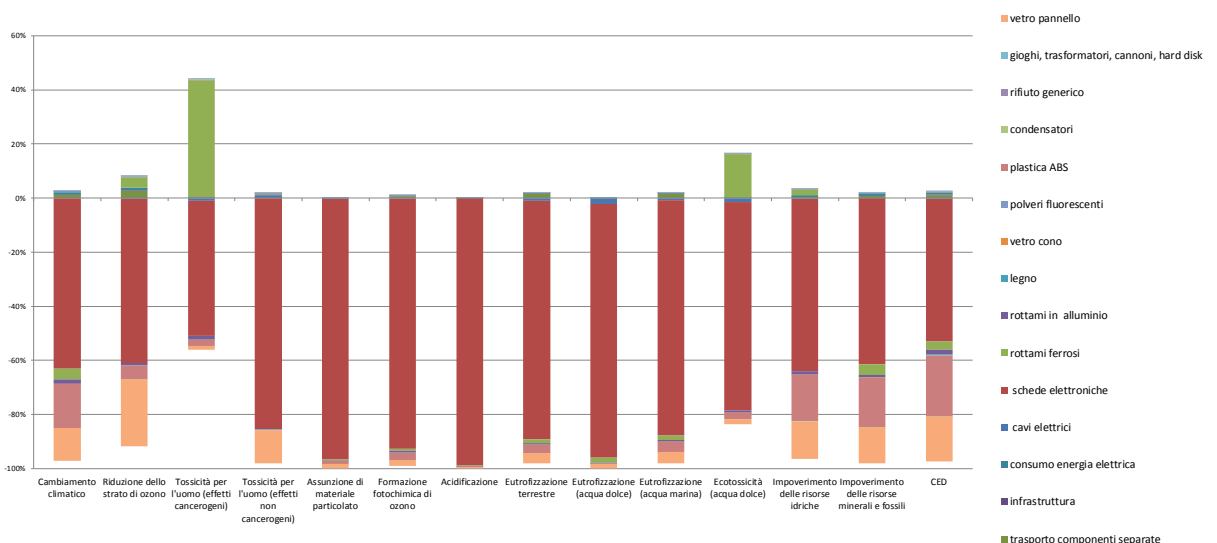


Figura 3 - Suddivisione percentuale per contributi degli impatti associati al sistema di gestione di 1 tonnellata di R3 – CRT

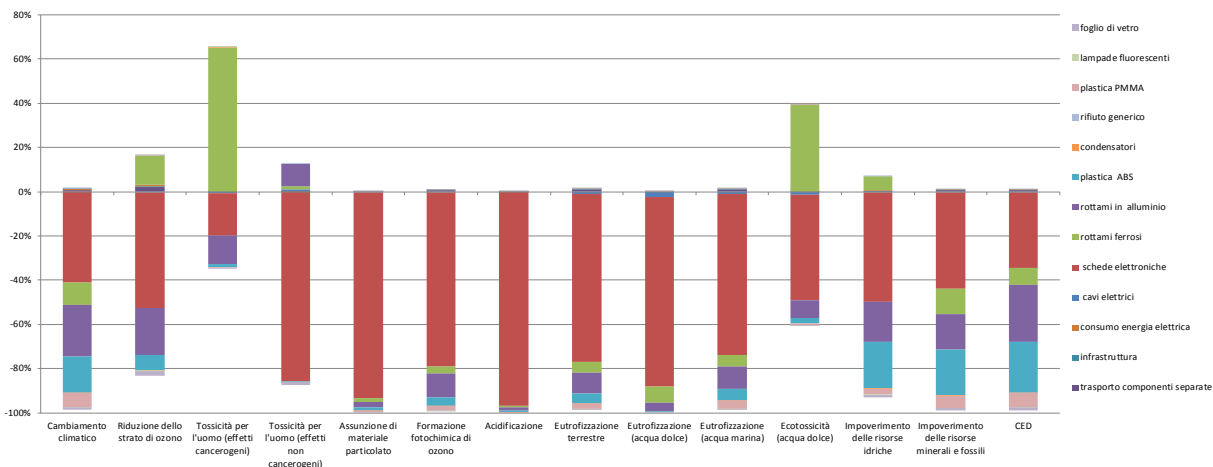


Figura 4 - Suddivisione percentuale per contributi degli impatti associati al sistema di gestione di 1 tonnellata di R3 – FPD

3.1.5. Trattamento degli R4

In Fig. 5 è riportata la suddivisione percentuale per contributi degli impatti ambientali e sulla salute umana associati al recupero dei piccoli elettrodomestici. Questo risulta vantaggioso per l'ambiente per tutte le categorie di impatto, ad eccezione delle categorie di tossicità per l'uomo relativa agli effetti cancerogeni e di ecotossicità (acqua dolce). Ciò è principalmente legato ancora una volta al recupero dei rottami ferrosi, il cui riciclo, come già detto, risulta impattante per tutte le categorie relative alla tossicità.

I principali contributi agli indicatori valutati sono quelli delle componenti contenenti frazioni metalliche: schede elettroniche e rottami ferrosi in primo luogo, ma anche cavi e motori elettrici, contenenti

a loro volta ferro, rame e schede elettroniche.

Un ruolo importante nella gestione degli R4 è giocato anche dal recupero energetico delle plastiche. In particolare, il trattamento delle plastiche in termovalorizzatori con recupero energetico comporta uno svantaggio all'ambiente per quanto riguarda la categoria di Cambiamento climatico a causa della presenza elevata di carbonio fossile nelle stesse. Grazie invece al recupero di energia elettrica, la loro termovalorizzazione apporta un beneficio all'ambiente per le categorie di Riduzione dello strato d'ozono, Impoverimento delle risorse idriche, Impoverimento delle risorse minerali e fossili e Cumulative Energy Demand.

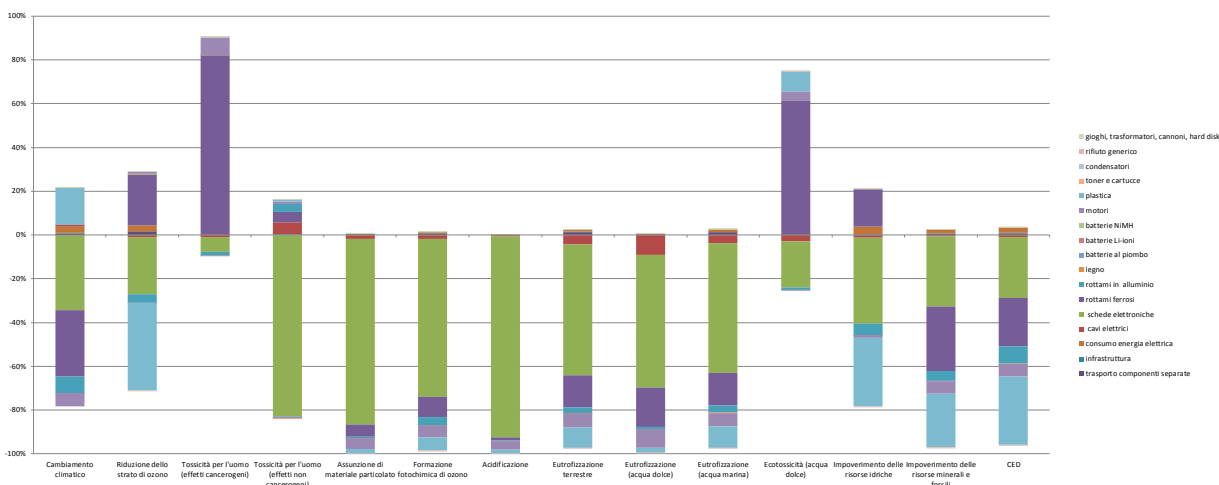


Figura 5 - Suddivisione percentuale per contributi degli impatti associati al sistema di gestione di 1 tonnellata di R4

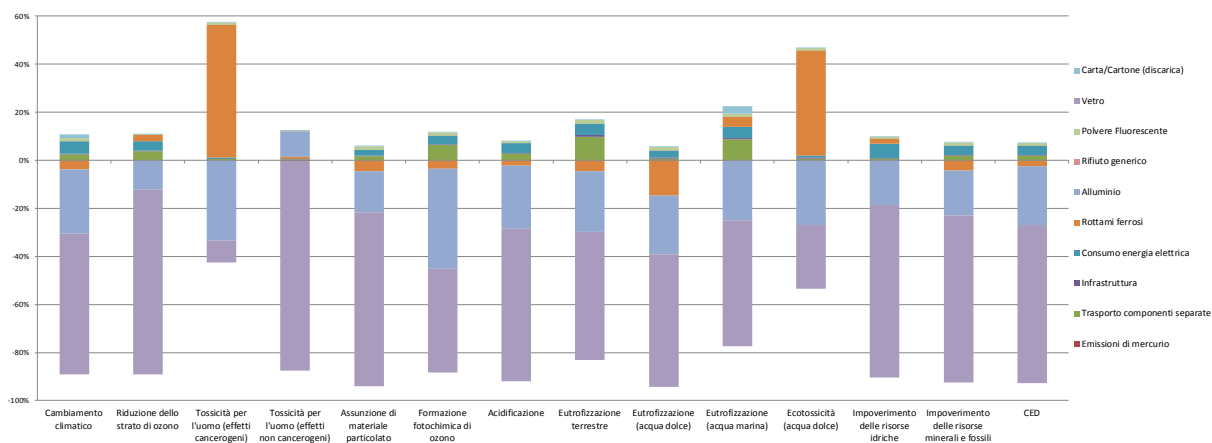


Figura 6 - Suddivisione percentuale per contributi degli impatti associati al sistema di gestione di 1 tonnellata di R5

3.1.6. Trattamento degli R5

Il recupero degli R5 (sorgenti luminose) risulta vantaggioso per tutte le categorie d'impatto ad eccezione della categoria di tossicità per l'uomo relativa agli effetti cancerogeni. Ciò è dovuto principalmente al riciclo dei rottami ferrosi, che risulta generalmente impattante nei confronti dell'ambiente per tutte le categorie relative alla tossicità (Fig. 6).

Contrariamente a quanto osservato per R1, R2 e R4, il recupero degli R5 risulta benefico per la categoria di ecotossicità (acqua dolce). In questo caso, infatti, gli impatti dovuti al riciclo dei rottami ferrosi sono più che compensati dai benefici generati dal recupero di alluminio e vetro. Osservando il grafico in Fig. 6, si può affermare che i processi di riciclo dell'alluminio, e soprattutto del vetro, rendono sostenibile l'intera filiera di raccolta e gestione di questo tipo di rifiuto, generando benefici in pressoché tutte le categorie d'impatto analizzate.

3.2. Impatti e benefici della gestione dei RAEE in Regione Lombardia

In Tab. 6 sono riportati i risultati complessivi dello studio LCA, relativi ai RAEE di ciascuna categoria raccolti e trattati in Lombardia nell'anno 2011 (pari a 8.837 t di R1, 7.282 t di R2, 20.069 t di R3 di cui 19.587 t di CRT e 482 t di FPD, 9.849 t di R4 e 333 t di R5).

Dalla Tab. 6 si nota come il recupero dei RAEE in regione Lombardia generi dei benefici ambientali consistenti per quasi tutte le categorie d'impatto esaminate. La raccolta e il recupero dei RAEE ha infatti permesso nel 2011 di evitare l'emissione di

65.652 t di CO₂ eq e di risparmiare 1.316 TJ di energia.

Per le categorie di tossicità umana (effetti cancerogeni) ed ecotossicità (acqua dolce) si osservano invece valori complessivi degli impatti non compensati. Tuttavia tali impatti non sono causati da una non corretta gestione dei RAEE in Regione, ma sono determinati principalmente dal processo di riciclo dei rottami ferrosi, su cui si potrebbe intervenire con una più oculata gestione delle scorie di fusione.

Confrontando le diverse categorie di RAEE si può affermare che il contributo maggiore in termini di benefici ambientali al sistema di gestione complessivo è dato dalla filiera di raccolta e recupero degli R3, grazie ai quantitativi raccolti che risultano circa il 37% del totale. Grazie al contributo degli R3, infatti, gli impatti aggiunti sull'ambiente e sulla salute umana dovuti alla gestione degli altri RAEE in riferimento ad alcune categorie d'impatto risultano compensati.

4. LIMITI DELLO STUDIO

L'analisi LCA illustrata in questo studio ha mostrato alcune criticità dovute alla complessità della filiera di gestione dei RAEE, ma soprattutto alla difficoltà di ottenere dati primari relativi ai bilanci di massa e di energia dei processi di trattamento delle componenti separate. Ciò ha costretto ad effettuare alcune assunzioni semplificative, quali la mancata modellizzazione del trattamento di rigenerazione dell'olio lubrificante presente nel circuito refrigerante dei frigoriferi e del trattamento di recupero di materia dell'ottone, oppure l'esclusione dei prodotti evitati derivanti dal trattamento di hard

Tabella 6 – Risultati dello studio LCA applicati ai RAEE afferenti a ciascuna categoria raccolti e recuperati in Regione Lombardia nel 2011

Categorie d'impatto	Unità di misura	Recupero R1	Recupero R2	Recupero R3	Recupero R4	Recupero R5	TOTALE
Cambiamento climatico	kg CO2 eq	-8.511.296	-5.722.026	-43.880.405	-7.262.524	-275.303	-65.651.554
Riduzione dello strato d'ozono	kg CFC-11 eq	1	0,3	-3	-0,5	-0,03	-2
Tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni)	CTUh	15	20	-2	17	0,02	50
Tossicità per l'uomo (effetti non cancerogeni)	CTUh	2	1	-38	-4	-0,16	-39
Assunzione di materiale particolato	kg PM2.5 eq	-6.951	-6.464	-376.601	-68.083	-253	-458.352
Formazione fotochimica d'ozono	kg NMVOC eq	-38.019	-22.475	-755.805	-150.865	-994	-968.158
Acidificazione	mol H+ eq	-49.296	-46.339	-7.560.998	-1.296.017	-2.114	-8.954.764
Eutrofizzazione terrestre	mol N eq	-78.431	-59.970	-1.282.017	-291.157	-1.981	-1.713.556
Eutrofizzazione (acqua dolce)	kg P eq	-10.611	-10.055	-159.773	-39.400	-145	-219.984
Eutrofizzazione (acqua marina)	kg N eq	86.405	-5.440	-113.901	-25.748	-192	-58.876
Ecotossicità (acqua dolce)	CTUe	143.644.962	192.039.916	-309.250.333	135.975.587	-74.147	162.335.985
Impoverimento delle risorse idriche	m³ acqua eq	-10860	5.851	-228.683	-36.254	-1.420	-271.366
Impoverimento delle risorse minerali e fossili	kg Sb eq	-35.870	-25.675	-181.810	-53.624	-1.110	-298.089
Cumulative Energy Demand	MJ	-182.689.242	-98.370.330	-798.998.073	-228.879.881	-6.623.092	-1.315.560.618

disk, cannoni ad elettroni, gioghi, trasformatori e alimentatori, nonché l'esclusione del recupero energetico dalla termovalorizzazione dei CFC. Si pone dunque la necessità in futuro di reperire informazioni sul recupero di queste componenti, in modo da integrare e completare lo studio.

Un altro aspetto critico riguarda la modellizzazione del processo di riciclo del PS contenuto negli R1 e negli R2 e dell'ABS estratta dagli R3. Per mancanza di informazioni tali processi sono stati assimilati al processo di riciclo del PET in termini di efficienza di riciclo, rapporto di sostituzione e consumi elettrici. Nonostante sia possibile che i consumi elettrici di tali processi non differiscano molto l'uno dall'altro, essendo i processi di riciclo delle plastiche generalmente basati su una fase di triturazione e una d'estrusione, l'efficienza di riciclo ed il rapporto di sostituzione potrebbero essere molto differenti. Di conseguenza, tenuto conto del ruolo non trascurabile che hanno il recupero di tali plastiche nella definizione degli impatti e dei benefici ambientali, si rende necessario un approfondimento in futuro, con la raccolta di dati primari presso impianti che trattano ABS e PS.

Un altro limite dello studio è rappresentato dalla mancanza nel database ecoinvent di un opportuno modulo per la modellizzazione delle discariche per rifiuti pericolosi. Per mancanza di dati primari utili alla descrizione del trattamento e di un modulo adatto nel database ecoinvent, lo smaltimento della polvere fosforica contenente mercurio, separata durante il trattamento degli R5, è stato assimilato allo smaltimento sotterraneo in miniere di sale. Con questa scelta ci si è posti in una situazione migliore di quella che si potrebbe verificare con le polveri a smaltimento in discarica: il modulo delle miniere di sale, infatti, non prevede alcun tipo di emissione diretta in ambiente.

Per finire, un approfondimento sarà necessario sia in merito al trattamento del poliuretano che delle schede elettroniche. Per quanto riguarda il primo, nel presente studio si è ipotizzato di smaltirlo in discarica, mediante opportuno modulo riportato nel database ecoinvent. Considerando l'elevato potere calorifico del PU, si dovrebbe indagare maggiormente sulle reali possibilità di recuperarlo energeticamente se non addirittura di riciclarlo, acquisendo dati primari. Di conseguenza, la sostenibilità della filiera di gestione potrebbe ulteriormente aumentare, con maggiori benefici soprattutto per gli indicatori delle categorie CED o eutrofizzazione marina. Per quanto riguarda, invece, il processo di recupero delle schede elettroniche, esso è stato modellizzato secondo i dati riportati nel database ecoinvent. Tenuto conto dei risultati dell'LCA

e del contributo prevalente delle schede ai benefici associati al recupero dei RAEE, sarebbe interessante approfondire tale processo mediante l'acquisizione di dati primari.

5. CONCLUSIONI

L'analisi degli impatti associati al trattamento dei RAEE in Regione Lombardia non ha mostrato situazioni di particolare criticità, anzi, l'elevato recupero delle frazioni metalliche, nonché di plastica e vetro, bastano da sole a giustificare la complessità della filiera di trattamento. Le filiere di raccolta e gestione degli R3 e degli R5 garantiscono i risultati migliori, con benefici che caratterizzano in sostanza tutte le categorie, ad eccezione della tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni) per gli R5. Per questi ultimi però i benefici sono quantitativamente meno consistenti rispetto a quelli generati dalla filiera degli R3 a causa delle minori quantità raccolte.

Un aspetto da valutare è il consumo di energia elettrica degli impianti, che rappresenta spesso un contributo importante agli impatti positivi degli indicatori. Nel caso specifico se per la categoria R3 risulta abbastanza contenuto, ciò non si può dire per le altre categorie. Di conseguenza, la progettazione degli impianti dovrebbe essere indirizzata alla massimizzazione dell'efficienza energetica.

Un altro aspetto sul quale soffermarsi è quello dei trasporti. Sebbene il trasporto sia risultato incidere in maniera irrilevante sulle prestazioni complessive della filiera di trattamento dei RAEE, trasportare e recuperare all'estero alcune componenti di pregio come le schede elettroniche rappresenta sicuramente un'occasione persa per il nostro Paese. Sarebbe opportuno favorire lo sviluppo di attività industriali per il recupero delle schede e delle batterie sul territorio italiano, così da ridurre i trasporti lungo tutta la filiera di recupero dei RAEE e mantenere le risorse recuperate all'interno del territorio nazionale.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Andrea A, Andersen O (2010) Life cycle assessment of consumer products- are they consistent? International Journal of Life Cycle Assessment 15, 827-836
- Andreola F, Barbieri L, Corradi A, Ferrari A M, Lancellotti I, Neri P (2007) Recycling of EOL CRT glass into ceramic glaze formulations and its environmental impact by LCA approach. International Journal of Life Cycle Assessment 12: 448-454
- Bressi G (1999) Tecnologie di riciclaggio dei rifiuti da C&D. Convegno "Il riciclaggio dei rifiuti inerti in edilizia". Palermo, 4 Giugno 1999.
- Classen M, Althaus H J, Tuchshhmid M, Blaser S And Jun-

- gbluth N (2007) Lyfe Cycle Inventories of Metals. Final report ecoinvent data v2.0 No 10.
- Commissione Europea (2013). Raccomandazione della Commissione, del 9 aprile 2013, relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni. Gazzetta ufficiale dell'Unione Europea, serie L Numero 124 del 4 maggio 2013.
- European Commission (EC) Joint Research Center (JRC) – Institute for Environment and Sustainability (IES) (eds.) 2010. ILCD Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment e Detailed Guidance, <http://lct.jrc.ec.europa.eu/assessment/publication> (March 15, 2012).
- Ekvall T, Assefa G, Bjorklund A, Erikson O and Finnveden G, 2007. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Management* 27: 989–996.
- Falbo A, Biganzoli L, Forte F, Rigamonti L, Grosso M (2015) Il sistema di gestione dei RAEE in Lombardia. PARTE I: Bilancio di materia. Inviato a IDA – Ingegneria Dell'Ambiente.
- Finnveden G, Hauschild MZ, Ekvall T, Guinée J, Heijungs R, Hellweg S, 2009. Recent developments in life cycle assessment. *Journal of Environmental Management* 91: 1–21.
- Fisher K, Wallen E, Paul P, Collins L, Collins M (2006) Battery waste management Life cycle Assessment. Final Report for publication. http://www.epbaeurope.net/090607_2006_Oct.pdf (ultimo accesso 30 aprile 2014)
- Hischier R, St. Gallen E (2007) Disposal of electric and electronic equipment (e-waste). Report Ecoinvent 2, Part V
- Hischier R, Weidema B, Althaus H J, Bauer C, Doka G, Dones R, Frischknecht R, Hellweg S, Humbert S, Jungbluth N, Köllner T, Loerincik Y, Margni M, Nemecek T (2010) Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Ecoinvent report N. 3, v 2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- ISO (2006a) ISO 14040: Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.
- ISO (2006b) ISO 14044: Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.
- Johansson JG, Bjorklund AE (2009) Reducing life cycle environmental impacts of Waste Electrical and electronic Equipment recycling. *Journal of Industrial Ecology* 14(2), 258-269
- JRC (2013) Best Available Techniques (BAT) reference document for the manufacture of glass. <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu>
- Laurent A, Clavreul J, Bernstad A, Bakas I, Niero M, Gentil E, Christensen T H, Hauschild M Z (2014a) Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Management* 34:
- Laurent A, Clavreul J, Bernstad A, Bakas I, Niero M, Gentil E, Christensen T H, Hauschild M Z (2014b) Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Management* 34:589-606.
- Lu L T, Wernick I K., Hsiao T-Y, Yu Y H, Yang Y M, Ma H-W (2006) Balancing the life cycle impacts of notebook computers: Taiwan's experience, *Resources, Conservation and Recycling* 48: 13-25.
- Nessi S, Rigamonti L, Grosso M (2014) Waste prevention in liquid detergent distribution: A comparison based on life cycle assessment. *Science of the Total Environment*, 499, 373-383.
- Park P J, Tahara K, Jeong I T, Lee K M (2006) Comparison of four methods for integrating environmental and economic aspects in the end-of-life stage of a washing machine, *Resources, Conservation and Recycling* 48: 71-85.
- Rigamonti L, Falbo A, Grosso M (2013) Improving integrated waste management at the regional level: the case of Lombardia. *Waste Management and Research* 31(9): 946-953.
- Rigamonti L, Grosso M, Giugliano M(2010) Life cycle assessment of sub-units composing a MSW management system. *Journal of Cleaner Production* 18: 1652-1662.
- Van Oers L, de Koning A, Guinée J B, Huppes G (2002) Abiotic resource depletion in LCA –Improving characterisation factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook. Road and Hydraulic Engineering Institute.
- Wäger P A, Hischier R, Eugster M (2011) Environmental impacts of the Swiss collection and recovery systems for Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE). A follow-up, *Science of the Total Environment* 409: 1746-1756.

RINGRAZIAMENTI

Questo lavoro è stato finanziato da Finlombarda per conto di Regione Lombardia.

Si ringrazia Marco Ferrari per il suo supporto nell'elaborazione dei dati.

Si ringraziano, inoltre, tutti i gestori degli impianti che hanno fornito dati primari.