

La gestione dei veicoli a fine vita per il recupero di materia ed energia

Luciano Morselli, Luca Ciacci, Alessandro Santini

Riciclare veicoli che stanno terminando il loro ciclo di vita (ELV) è un problema che richiede l'adozione di tecnologie mirate a un recupero quantitativo di materia ed energia dagli ELV. Questa è una filiera che coinvolge mediamente il 90% di questi veicoli. In Europa ne sono prodotti circa 10 milioni di tonnellate. In Italia sono presenti circa 20 impianti per la frantumazione degli autoveicoli con taglia uguale o superiore a 3.000 CV, in particolare concentrati al nord, che alimentano l'industria siderurgica con circa 1 Mt di ferro da rottame. Un interessante caso di studio è un impianto in provincia di Bologna.

Produzione e gestione dei veicoli a fine vita

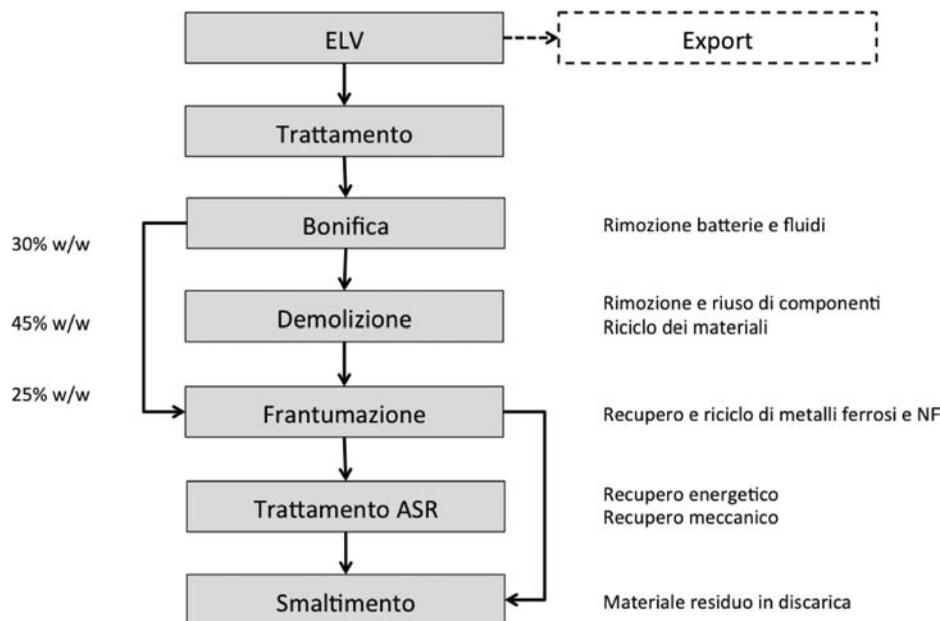
Ogni anno, in Europa sono prodotti circa 10 Mt di veicoli a fine vita (*End of Life Vehicles*, ELV), con cinque Stati Membri (Germania, Italia, Inghilterra, Spagna e Francia) che producono circa l'80-95% degli ELV. In Italia, nel 2011, sono stati demoliti circa 1,7 M di veicoli, di cui quasi il 35% è stato esportato [1]. Questo fattore, unito alla crisi economica che ha diminuito notevolmente il numero delle nuove immatricolazioni, ha provocato una diminuzione del numero di ELV avviati al riciclo.

La Direttiva 2000/53/CE [2] stabilisce precisi target di riuso, riciclo e recupero degli ELV ed esorta la produzione di nuovi veicoli a integrare pratiche e procedure per un miglioramento della riciclabilità a fine vita. Nel 2010 l'Italia ha raggiunto una percentuale di riciclo e riuso pari all'83,2%, cui si affianca una percentuale dell'85,4% per il recupero e riuso totale [1]. I risultati, sebbene ottemperino ai target previsti, denotano un ritardo nell'adozione di tecnologie mirate a un recupero quantitativo di materia ed energia dagli ELV e pongono interrogativi sul raggiungimento dei target al 2015, corrispondenti a percentuali del 85% e 95% rispettivamente.

La gestione degli ELV segue pratiche di smontaggio e frantumazione co-

munemente adottate in tutto il mondo, sebbene differenze persistano in termini di composizione merceologica dei veicoli, normative specifiche e considerazioni di carattere energetico, che possono influenzare sensibilmente le performance ambientali e il recupero di materia. Generalmente, circa 80-95% degli ELV entra nella filiera di fine vita, comprendente le fasi di bonifica ovvero il drenaggio dei fluidi e la rimozione di batterie e sostanze pericolose, e lo smontaggio per il recupero di materiale e componenti commercializzabili per un riuso, come vetri, paraurti e parti per la trasmissione. Il veicolo così risultante è pressato e inviato all'impianto di frantumazione per la riduzione in frammenti con dimensioni fruibili per processi di selezione e recupero. In particolare, rottami metallici ferrosi e non (prevalentemente alluminio e rame) costituiscono la principale frazione di recupero grazie alla relativa facilità di separazione, ad esempio mediante tecnologie ferromagnetiche o a correnti indotte, e all'alto valore aggiunto che ne consente la fattibilità economica sul mercato. In Italia sono presenti circa 20 impianti per la frantumazione degli autoveicoli con taglia uguale o superiore a 3.000 CV, in particolare concentrati al nord, che alimentano l'industria siderurgica con circa 1 Mt di ferro da rottame e producono circa 250.000 tonnellate di fluff [3].

Figura 1. Schema riepilogativo per la filiera di gestione a fine vita degli ELV (ELV = End of Life Vehicles; ASR = Automotive Shredder Residue).



Merceologia e analisi chimico-fisiche del car fluff

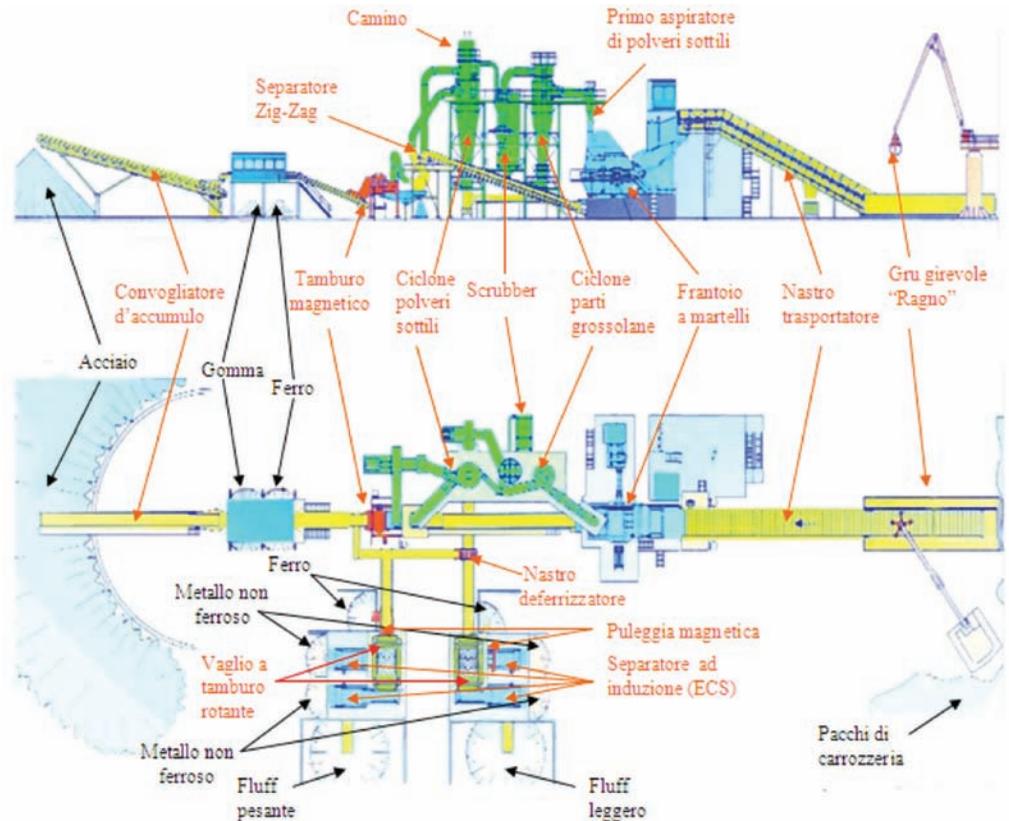
La frazione residua del rifiuto da ELV, chiamata anche *car fluff* o *Automotive Shredder Residue* (ASR), è costituito da un agglomerato eterogeneo di materiali polimerici (20-30%), gomme (15-20%), fibre e materiale tessile (10-40%), legno, metalli e materiali fini sotto i 10 mm, riconducibili a ruggine, polvere, vetro e terra. La composizione può variare considerevolmente a seconda del rifiuto in ingresso al frantumatore, essendo influenzata dall'eventuale presenza di rifiuti da apparecchiature elettriche ed elettroniche (RAEE), in particolare lavatrici, e dall'avanzamento delle operazioni di smontaggio e rimozione componenti eseguite in precedenza.

Circa i tre quarti del car fluff sono quindi costituiti da materiale combustibile come poliuretano, polipropilene e fibre, e mediamente il potere calorifico inferiore è stimabile in circa 13-15 MJ/kg, superando combustibili convenzionali come lignite o biomasse e ponendo le basi per una valorizzazione energetica

del rifiuto. Al fine di caratterizzare la composizione media dell'ASR in uscita da un impianto di frantumazione nazionale, è stata condotta una campagna di analisi mirata. L'impianto scelto è situato nel nord-Italia, in provincia di Bologna, e il layout è riportato in Figura 2. L'impianto ha una capacità di trattare 250.000 tonnellate annue di ELV, producendo circa 180.000 t/a di rottame ferroso, 6.000 t/a di non ferrosi (prevalentemente alluminio) e 64.000 t/a di car fluff. L'impianto di frantumazione presenta una linea dedicata alla frantumazione dei rottami ferrosi: generalmente, il flusso in entrata all'impianto è costituito per il 70% circa da ELV e il restante 30% da rottami ferrosiprovenienti da raccolta differenziata, disposizioni industriali e demolizione di opere civili in ferro come ponti e capannoni.

La campagna di campionamento è stata condotta per cinque giorni lavorativi durante i quali sono stati prelevati cinque campioni di 130 kg ciascuno dal flusso di fluff in uscita. I campioni sono stati raggruppati e stoccati in un'area dedicata per la quartatura (Figura 3). Il cu-

Figura 2. Layout dell'impianto preso in esame.



mulo di fluff è stato coperto per evitare l'esposizione a possibili precipitazioni meteorologiche.

La procedura di quartatura adottata ha permesso l'ottenimento di un campione rappresentativo di circa 16-18 kg attraverso step progressivi di selezione e rimescolamento. Il campione finale è stato suddiviso in cinque categorie granulometriche, rispettivamente: $\varphi < 20$ mm, $20 < \varphi < 50$ mm, $50 < \varphi < 100$ mm e $\varphi > 100$ mm. La frazione $\varphi < 20$ mm è stata considerata come "materiale fine" per la difficoltà oggettiva di collocare ciascun frammento in ognuna delle categorie adottate.

Ciascuna frazione granulometrica è stata sottoposta ad analisi chimico-fisica secondo le metodiche riportate dall'Agenzia Nazionale di Protezione dell'Ambiente [4, 5]. Per l'analisi chimico-fisica, alcuni chilogrammi di

campione sono stati macinati finemente, omogenizzati e sottoposti a ulteriore quartatura fino all'ottenimento di aliquote di circa 500 g. In Tabella 1 sono riportate schematicamente le metodiche seguite per la determinazione dei diversi parametri chimico-fisici.

In Figura 4 è riportata la distribuzione granulometrica del campione analizzato, mentre nelle Figure 5 e 6 sono mostrate le composizioni merceologiche delle frazioni > 20 mm e cumulative. Più dei tre quarti del rifiuto sembra essere composto da materiale avente dimensioni inferiori a 50 mm, mentre solo il 2% presenta dimensioni maggiori di 100 mm, ed è prevalentemente costituita da blocchi poliuretanic e plastiche. In particolare, la frazione < 20 mm rappresenta il 45% del campione analizzato, mentre la componente polimerica costituisce circa il 40% del rifiuto tal

Parametro	Metodica	Note
Umidità	UNI 9903-7/2004	Determinato dalla perdita di peso, rispetto al campione iniziale, dopo essiccamento a 105 °C
Ceneri	UNI 9903-9/2004	Determinato come residuo di calcinazione a 575 ±25 °C rispetto al peso iniziale
PCI	UNI 9903-5/2004	Determinato mediante bomba calorimetrica
Metalli pesanti	UNI 9903-13/2004	As, Cr, Mn, Pb, Cu, Cd e Se: determinati mediante spettrometria ad assorbimento atomico dopo digestione acida (HCl/HNO ₃ /HF) Hg: determinato mediante tecnica a vapori freddi Pb volatile: determinato come differenza tra il Pb totale e quello contenuto nelle ceneri
Solfuri e cloruri	CEN/TS 15408/2006	Determinati mediante due step: (i) combustione del campione in presenza di ossigeno e sotto pressione, e raccolta degli analiti in soluzione; (ii) analisi di solfuri e cloruri mediante cromatografia ionica
Oli minerali	CNR-IRSA/1985	Determinati mediante (i) trattamento del campione con Freon 113; (ii) eluizione dell'estratto attraverso colonna con Florisil quale adsorbente; (iii) raccolta ed evaporazione; (iv) calcolo del contenuto per analisi gravimetrica
PCB e IPA	US EPA/2007	Determinati mediante cromatografia a gas e spettrometria di massa, dopo estrazione con miscela n-esano/acetone e purificazione cromatografica con silica gel e allumina

Tabella 1. Riepilogo dei principali parametri investigati e delle metodiche di analisi adottate (PCI = Potere Calorifico Inferiore; PCB = Policlorobifenili; IPA = Idrocarburi Policiclici Aromatici).

quale, seguita da tessili, cellulose e metalli, con questi ultimi, tuttavia, che sembrano concentrarsi nella frazione più fine. La presenza di tessili e schiume poliuretaniche è strettamente correlata alla tappezzeria dell'auto: la rimozione e il riciclo di questi materiali, ad esempio come supporto di filtrazione nel caso delle fibre, può pertanto determinare una riduzione di peso intorno al 30%. I risultati sono consistenti con quanto riportato nella letteratura internazionale [7-9].

Le frazioni 20-50 mm e 50-100 mm sono ricche di materiale polimerico, con plastiche, gomme e schiume ammontanti a più del 70% del totale. Residui tessili e cellulose rientrano in prevalenza tra 50 e 100 mm. I metalli presentano una distribuzione tale per cui la frazione intermedia ha una concentrazione quattro volte superiore rispetto alle altre. L'informazione può suggerire lo sviluppo di macchinari per separazioni avanzate: nonostante il contenuto sia inferiore alle altre tipologie di materiale, infatti, l'alto valore aggiunto di rame e alluminio rende economicamente proficuo l'adozione di tecnologie mirate al recupero di tali metalli. La frazione > 100 mm è costituita, invece, da grossolani pezzi in plastica e materiale poliuretanic, che non sono stati adeguatamente ridotti durante il processo di frantumazione. La minor eterogeneità di composizione, l'alto potere calorifico e il basso contenuto di ceneri rendono tale frazione la



Figura 3. Immagine del campione stoccato per la fase di quartatura [6].

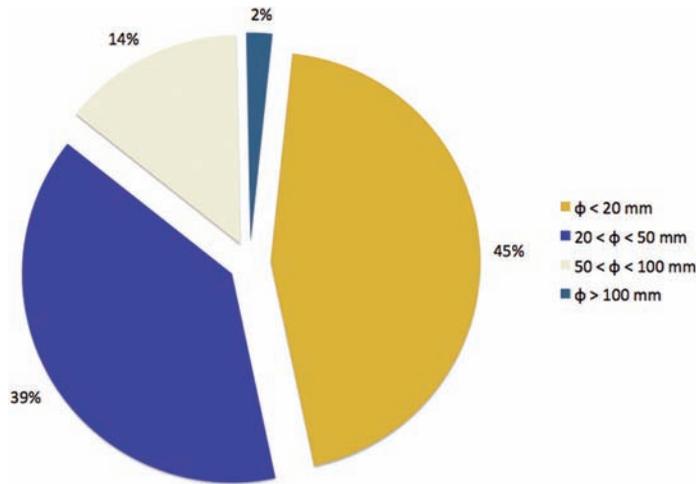


Figura 4. Ripartizione percentuale in massa delle frazioni granulometriche considerate (mod. da [6]).

più interessante ai fini di un recupero di energia. Tuttavia, la grande variabilità di composizione del car fluff, unita alla mancanza di metodi standardizzati di classificazione limitano l'univocità di determinazione delle frazioni plastiche e fini del rifiuto [10].

In Tabella 2 sono invece riportati i risultati dell'analisi chimico-fisica, distinti sia in funzione della ripartizione granulometrica, sia del campione tal quale. Complessivamente, la frazione più fine presenta il contenuto maggiore di ceneri e oli minerali; il potere calorifico inferiore aumenta con la granulo-

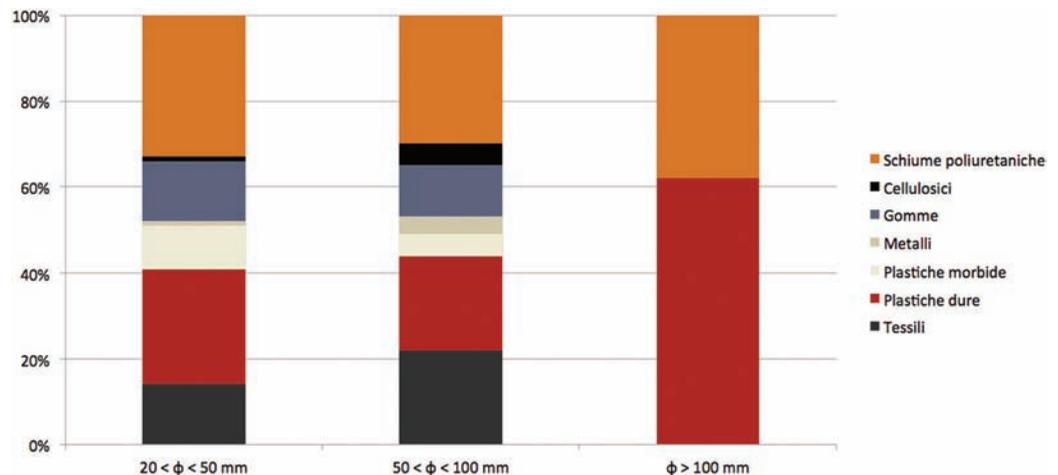
metria mentre le ceneri presentano un andamento opposto. Ragioni possono essere ricercate nella presenza di polveri, inerti come metalli e vetro, sabbie e altri incombustibili, che rendono tale frazione inadatta per processi di recupero energetico. Anche la concentrazione dei metalli pesanti si registra prevalentemente nel materiale fine, mentre i PCB mostrano una maggior affinità per le frazioni più grossolane.

Il confronto con i limiti normativi per l'annessione di un rifiuto alla categoria Combustibile Solido Secondario (CSS), (D.M. 05/02/1998, [11]) evidenzia il mancato adempimento ai valori limite per diversi parametri, confermando quanto riportato in [12] e [13]. Miglioramenti in termini di contenuto delle ceneri e potere calorifico inferiore potrebbero essere raggiunti mediante separazione di frazioni granulometriche specifiche.

Confronto tra scenari alternativi di gestione del car fluff con analisi LCA

Diversi scenari di trattamento del car fluff sono stati confrontati al fine di indagare possibili alternative di recupero di materia ed energia [14, 15].

Figura 5. Composizione merceologica per le frazioni granulometriche $> 20\text{ mm}$ (mod. da [6]).



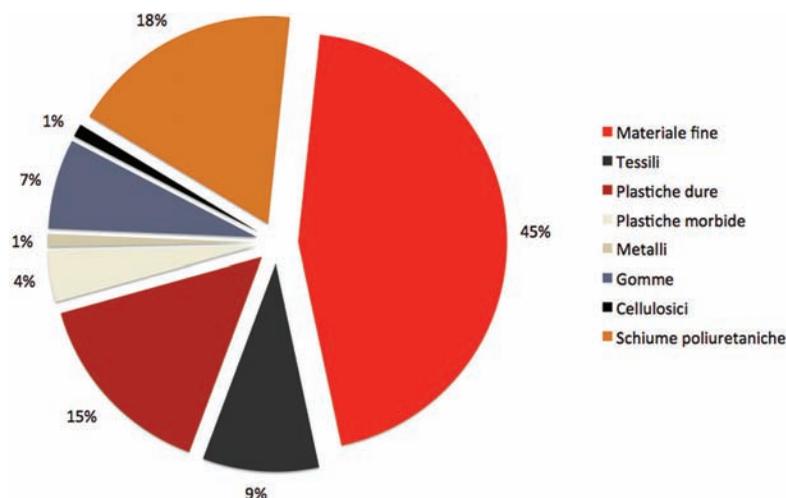


Figura 6. Composizione merceologica cumulativa (mod. da [6]).

L'analisi di Valutazione del Ciclo di Vita o *Life Cycle Assessment* (LCA) è stata applicata quale metodologia per la quantificazione degli impatti ambientali associati al trattamento di una tonnellata di car fluff. L'analisi LCA è definita dalle serie ISO 14040 [16] e 14044 [17] come un

insieme di procedure volte a esaminare gli input e output di materia ed energia e i relativi impatti ambientali associati a un prodotto, processo o servizio lungo tutto il suo ciclo di vita. Per ciclo di vita si intendono le fasi di estrazione delle materie prime, trasporto, fabbricazione e lavorazione, imballaggio e uso, trattamento a fine vita e smaltimento. Per le potenzialità di supporto in fase decisionale, la valutazione del ciclo di vita è tra gli strumenti indicati dalla Direttiva 2008/98/CE [18] sui rifiuti quale approccio sistemico per confermare o meno l'ordine di priorità della gerarchia europea di gestione dei rifiuti. La struttura concettuale in cui è suddivisa l'analisi LCA comprende quattro fasi: (i) definizione degli obiettivi e degli scopi, (ii) analisi di inventario, (iii) valutazione degli impatti, e (iv) interpretazione [16, 17]. I quattro scenari di trattamento del car fluff confrontati consistono in: (1)

Tabella 2. Risultati dell'analisi chimico-fisica sul car fluff. Dettaglio per campione tal quale e singole frazioni granulometriche (mod. da [6]) (PCI = Potere Calorifico Inferiore; PCS = Potere Calorifico Superiore; PCB = Policlorobifenili; IPA = Idrocarburi Policiclici Aromatici).

Parametro	Unità	Tal quale	< 20 mm	20-50 mm	50-100 mm	> 100 mm
Umidità	%	10	13,8	4,4	13,9	1,3
Ceneri	% s.s.	28,2	40,4	16,4	24	2,5
PCI	kJ/kg	13800	10700	15200	18700	23800
PCS	kJ/kg	15000	11700	16400	20000	25900
Oli minerali	mg/kg	26800	32800	23000	18000	22100
Cl	%	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
S	%	0,12	0,15	0,10	0,09	0,08
As	mg/kg s.s.	16	16	20	9	11
Cr	mg/kg s.s.	300	270	390	170	360
Mn	mg/kg s.s.	880	1220	660	460	500
Ni	mg/kg s.s.	210	230	210	140	170
Pb	mg/kg s.s.	4000	3800	5000	2000	2000
Pb volatile	mg/kg s.s.	3700	3500	5000	1100	1900
Cu	mg/kg s.s.	27	34	16	30	42
Cd	mg/kg s.s.	6,0	6,7	7,0	5,6	4,6
Hg	mg/kg s.s.	0,80	0,65	0,90	1,02	0,87
Cd + Hg	mg/kg s.s.	6,6	7,4	7,9	5,7	5,5
Se	mg/kg s.s.	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
PCB	mg/kg s.s.	5,3	2,5	7,7	7,3	8,4
IPA	mg/kg s.s.	4,4	3,6	4,8	5,6	4,4

smaltimento in discarica del car fluff dopo un recupero avanzato dei metalli non ferrosi; (2) co-combustione del car fluff con rifiuto solido urbano in impianto di termovalorizzazione per il recupero di energia; (3) trattamento del car fluff per il recupero quantitativo di materiali polimerici e co-combustione del residuo; (4) trattamento termico di piro-gassificazione del car fluff per la produzione di *syngas*, convertito a metanolo. La scelta degli scenari è stata condotta modellando un avanzamento progressivo delle tecnologie impiegate: in particolare, gli ultimi due processi fanno riferimento a impianti pilota non esistenti in Italia, per i quali la raccolta dati è stata condotta da fonti di letteratura [14, 15].

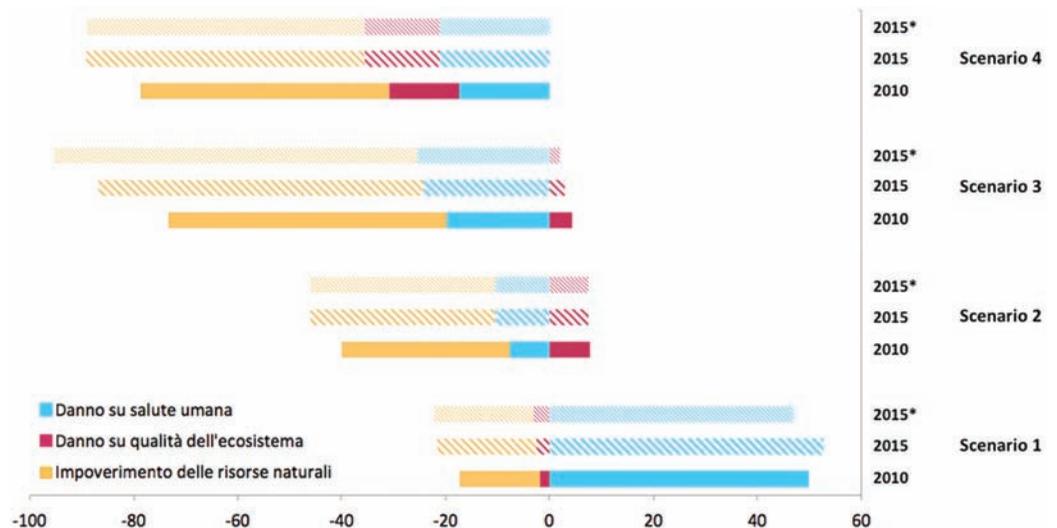
In accordo con le serie ISO, dai confini di sistema sono stati esclusi i processi equivalenti per ciascun scenario; ovvero, un criterio di cut-off è stato applicato per le fasi a monte dell'uscita di 1 tonnellata di car fluff dall'impianto di frantumazione e, pertanto, i confini di sistema iniziano con il limite fisico e geografico di ogni trattamento cui è sottoposto il car fluff e terminano con lo smaltimento in discarica per rifiuti

e residui, o con i benefici risultanti dai processi di recupero e riciclo per energia e materia.

La valutazione degli impatti è stata eseguita mediante il metodo *ecoindicator '99*, integrato nel software Simapro 7.1. Le categorie di impatto considerate dal metodo comprendono il contributo al riscaldamento globale, la produzione di agenti cancerogeni, l'emissione di sostanze organiche e inorganiche che possono creare problemi respiratori, effetti di acidificazione ed eutrofizzazione, ecotossicità, consumo di minerali e combustibili fossili e sfruttamento del suolo. Ciascuna di queste categorie è stata raggruppata in base ai principali danni che, potenzialmente, possono causare sulla salute umana, sulla qualità dell'ecosistema e sull'impoverimento delle risorse naturali. I risultati sono riportati in Figura 7.

Gli istogrammi tratteggiati in Figura 7, in corrispondenza degli anni 2015 e 2015*, mostrano la potenziale evoluzione degli impatti ambientali in *ecoindicator '99 point* alla luce, rispettivamente, delle aspettative di composizione per gli ELV al 2015 [19] e con l'applicazione di procedure di progettazione orienta-

Figura 7. Risultati ottenuti dall'analisi LCA (Life Cycle Assessment) per gli scenari di trattamento del car fluff (mod. da [15]). Nota: I valori sono espressi in *ecoindicator '99 point* per le categorie di danno su salute umana, qualità dell'ecosistema e impoverimento delle risorse naturali. I valori negativi indicano un beneficio ambientale in termini di impatto evitato grazie al riciclo di materia e al recupero di energia.



te all'ambiente (es. *ecodesign* e *Design for Environment*, DfE). Più in dettaglio, le prime stimano un aumento di materiali polimerici e metalli non ferrosi, a discapito di quelli ferromagnetici, in seguito a iniziative di riduzione del peso complessivo dei veicoli per diminuire consumi ed emissioni durante la fase di utilizzo. Le proiezioni al 2015*, in aggiunta, modellano l'adozione di metodiche volte sia a ridurre l'eterogeneità dei materiali impiegati nella produzione di nuovi veicoli, sia a semplificare le operazioni di smontaggio al fine di favorirne le attività di recupero e riciclo a fine vita [20, 21].

Complessivamente, il recupero e successivo riciclo di materiali polimerici e metalli non ferrosi determina gli impatti evitati più rilevanti, così come il mancato smaltimento del car fluff tal quale permette una notevole riduzione degli impatti associati al danno su salute umana. Gli scenari più avanzati di trattamento del car fluff mostrano interessanti potenziali di miglioramento: sebbene la fattibilità tecnica sia indagata in impianti pilota e casi studio in letteratura, una loro effettiva realizzazione non sembra poter prescindere, tuttavia, da un'adeguata analisi riguardante la creazione di mercati per materiale riciclato, specialmente nel caso di polimeri, e la possibilità di opportuni incentivi per garantirne la sostenibilità economica. Mentre, infatti, nel caso di metalli ferrosi e non ferrosi, il valore di mercato permetta l'adozione di tecnologie mirate a un loro recupero, nel caso delle frazioni polimeriche, l'elevata eterogeneità ed entropia delle plastiche presenti, unitamente a basse efficienze energetiche dei sistemi di separazione, sono tra i principali fattori che ne limitano un recupero quantitativo.

Se l'applicazione di strategie di *ecodesign* e DfE permetterà nel lungo periodo la produzione di veicoli orientati al loro recupero e riciclo a fine vita, nel

breve termine trattamenti del car fluff volti a un recupero di energia potrebbero essere un'interessante soluzione in un'ottica di chiusura dei cicli di materia ed energia, laddove parte di questa energia potrebbe essere impiegata per alimentare veicoli ibridi ed elettrici di nuova generazione. Come visto, tuttavia, processi di trattamento e selezione post-frantumazione sono necessari per concentrare la frazione di materiale con migliori caratteristiche per una valorizzazione energetica.

Prove termochimiche di valorizzazione del car fluff

Con l'intento di verificare la fattibilità tecnica per una conversione termochimica del car fluff, sono state eseguite una serie di test di pirolisi sulla frazione leggera del rifiuto [22]. Anche in questo caso, il campionamento ha seguito le norme di quartatura, condotte su un campione iniziale di *light fluff* del peso di 360 kg e fino all'ottenimento di un campione di laboratorio di 10 kg. Il campione è stato sottoposto a vagliatura meccanica con granulometria pari a 20 mm: le frazioni fine e grossolana sono state quindi suddivise ulteriormente mediante step consequenziali di separazione gravimetrica in soluzione con diminuzione progressiva di densità (Figura 8). Al termine di queste operazioni, un totale di dieci frazioni più un campione del car fluff tal quale del peso di 10-15 g l'una sono state processate mediante un reattore di pirolisi da banco con capacità pari a 100 ml. Il layout del reattore è riportato in Figura 9. Le condizioni operative includono un flusso continuo di azoto per la rimozione dell'ossigeno e un successivo riscaldamento della camera del reattore a circa 500 °C: temperatura e durata della reazione sono state definite attraverso un'analisi termo-gravimetrica mediante

TGA e in accordo con studi di letteratura [10, 23, 24]. Inoltre, una serie di esperimenti di cracking catalitico sono stati condotti su alcuni dei campioni più ricchi in polimeri mediante l'aggiunta di un catalizzatore zeolite HZSM-5. Al termine della reazione, i prodotti gassosi e liquidi di pirolisi sono stati raccolti e analizzati mediante metodiche cromatografiche e spettrometriche.

In sintesi, i risultati mostrano che una separazione della frazione leggera del car fluff permette un miglioramento della conversione termochimica delle frazioni polimeriche, passando da una resa in olio di pirolisi e gas del 20% per il campione tal quale a percentuali superiori al 90% per i campioni ricchi in poliolefine. Una valutazione qualitativa mediante cromatografia ha mostrato che gli oli di pirolisi ottenuti nei diversi campioni sono costituiti prevalentemente da molecole con catene di almeno 14 atomi di carbonio, ad eccezione del campione con maggior concentrazione di poliolefine: quest'ultimo potrebbe

pertanto costituire un punto di partenza per la produzione di combustibili simili a benzine e gasolio in seguito a opportuni processi di raffinazione. In alternativa, e con l'obiettivo di innalzare le percentuali di recupero e riciclo in accordo con la Direttiva 2000/53/CE [2] per i veicoli a fine vita, la frazione contenente poliolefine potrebbe essere impiegata per la produzione di *building block* nell'industria chimica, come olefine e idrocarburi.

La potenzialità di impiego della frazione di liquido di pirolisi con maggior contenuto di poliolefine è stata confermata anche dai risultati catalitici con zeolite HZSM-5. Sebbene la prova catalitica sia stata condotta su diversi campioni, un olio di pirolisi più leggero e meno viscoso nel reattore è stato ottenuto solo con il campione n. 10, che ha inoltre prodotto un maggior volume di gas di pirolisi e un basso contenuto di residuo solido costituito prevalentemente dal catalizzatore e particelle carboniose. L'analisi mediante GC-MS tra il campione n. 10

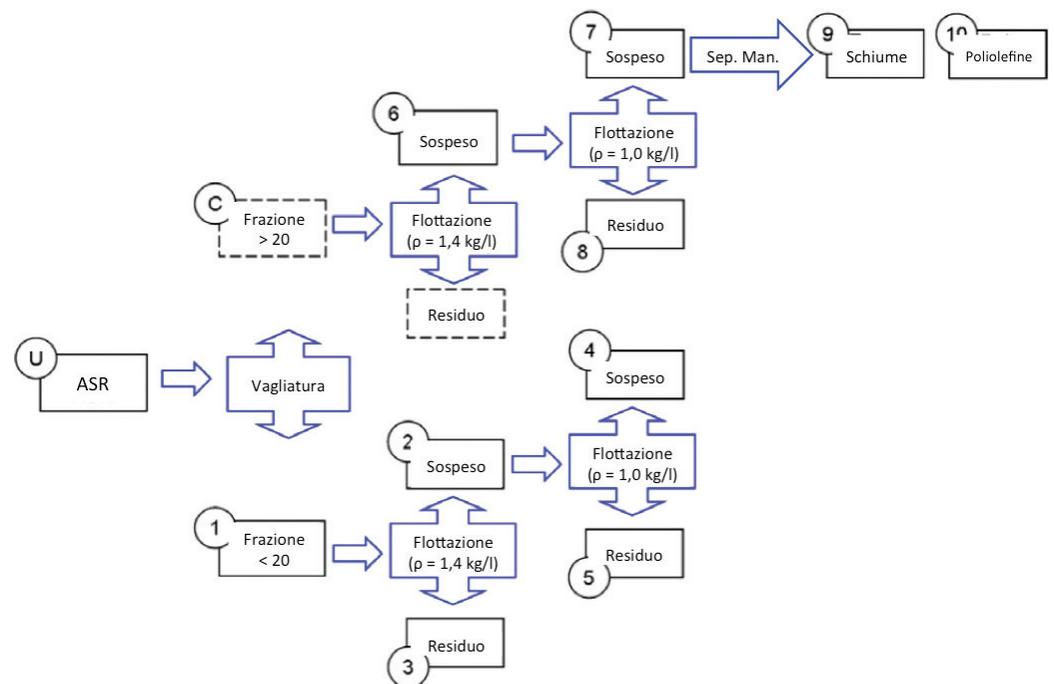
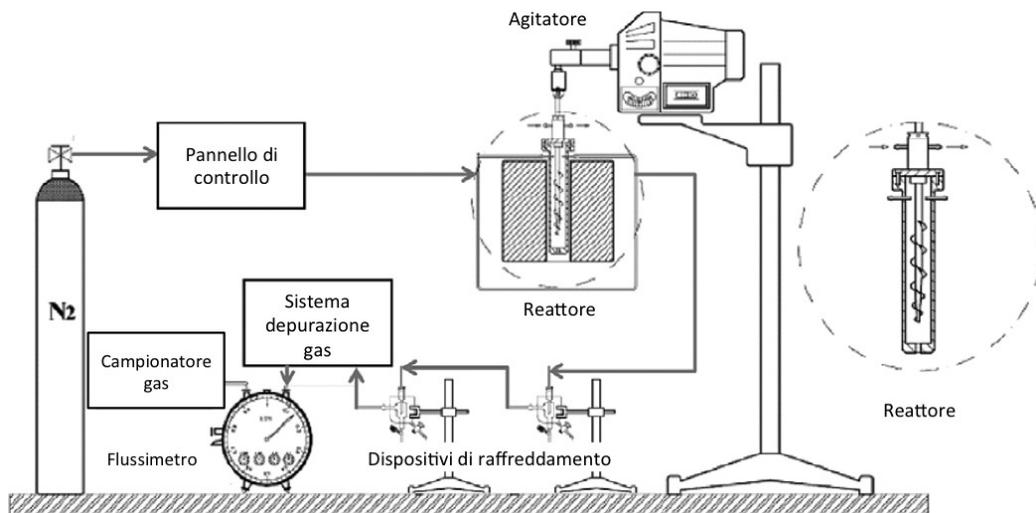


Figura 8. Schema di vagliatura e separazione dei campioni di car fluff (mod. da [22]) (ASR = Automotive Shredder Residue).

Figura 9. Schema del reattore da banco impiegato per il test di pirolisi (mod. da [22]).



con e in assenza di catalizzatore hanno confermato nel secondo caso una riduzione di dieci volte nel peso degli idrocarburi insaturi. L'ottenimento di catene con atomi di carbonio inferiori a venti atomi è particolarmente importante per evitare una solidificazioni degli oli durante stoccaggio e trasporto. Nonostante entrambi i campioni richiedano processi addizionali di raffinazione, la possibilità di ottenere combustibili simili a benzine e gasolio potrebbe consentire una chiusura effettiva dei flussi di materia nel settore dei trasporti: dal car fluff residuo degli ELV alla produzione di combustibile per nuovi veicoli.

Conclusioni

Il recupero di materia ed energia dai veicoli a fine vita è tra le priorità nella gestione di particolari tipologie di rifiuti. Le migliori tecniche di riciclo e la raffinazione di oli di pirolisi si possono considerare fattori chiave per il raggiungimento dei target previsti dalla Direttiva sui veicoli a fine vita per il 2015, considerando anche che le implicazioni da una progettazione ecosostenibile dei veicoli mediante pratiche di ecodesign e DfE si avranno solo nel lungo periodo. Sebbene

criticità economiche e tecniche rimangono nell'ottenimento di prodotti di pirolisi per una conversione da rifiuto a building block, la ricerca ha mostrato come il raggiungimento degli obiettivi di riciclo e recupero sia fattibile, ma ulteriori studi dovranno essere fatti in tal senso. Una maggior conoscenza delle problematiche connesse al car fluff, supportata anche da opportune analisi di valutazione degli impatti ambientali mediante strumenti come la metodologia LCA, costituisce pertanto una tema di interesse attuale per la ricerca di soluzioni con sempre migliori performance ambientali nella gestione degli ELV.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Gruppo Fiori per il supporto tecnico ed economico alla ricerca.

Bibliografia

1. Eurostat (2013) *Statistics*. http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/key_waste_streams/end_of_life_vehicles_elvs (visitato in aprile 2013).
2. Direttiva 2000/53/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 18 settembre 2000 relativa ai veicoli fuori uso. L 269/34, 21.10.2000, p. 9.

3. ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (2012) *Rapporto Rifiuti 2012*. <http://www.isprambiente.gov.it/it> (visitato in aprile 2013).
4. ANPA – Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (2002) *La caratterizzazione del fluff di frantumazione dei veicoli. Quadro normativo di riferimento e metodi di analisi*. Roma.
5. APAT – Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici (2008) *Linee guida sul trattamento dei veicoli fuori uso. Aspetti tecnologici e gestionali*. Roma.
6. Morselli L., Santini A., Passarini F., Vassura I. (2010) **Automotive shredder residue (ASR) characterization for a valuable management**. *Waste Management* 30, 2228-2234.
7. Nourredine M. (2007) Recycling of auto shredder residue. *J. Hazard. Mater. A* 139, 481-490.
8. Forton O.T., Harder M.K. (2006) Value from shredder waste: ongoing limitations in the UK, Resources. *Conservation and Recycling* 46, 104-113.
9. Kanari N., Pineau J.L., Shallari S. (2003) End-of-Life Vehicle recycling in the European Union. *Journal of the Minerals Metals and Materials Society* 55, 15-19.
10. Harder M.K., Forton O.T. (2007) A critical review of developments in the pyrolysis of automotive shredder residue. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 79, 387-394.
11. Decreto Ministeriale del 5.2.1998. Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero ai sensi degli articoli 31 e 33 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22, pp. 22.
12. Genon G., Brizio E. (2008) Perspectives and limits for cement kilns as a destination for RDF. *Waste Management* 28, 2375-2385.
13. European Commission, Directorate General Environment (2003) *Refuse Derived Fuels, Current Practice and Perspectives. Final Report*. Brussels.
14. Ciacci L., Morselli L., Santini A., Passarini F., Vassura I. (2010) A comparison among different automotive shredder residue treatment processes. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15 (9), 896-906.
15. Passarini F., Ciacci L., Santini A., Vassura I., Morselli L. (2012) Auto shredder residue LCA: implications of ASR composition evolution. *Journal of Cleaner Production* 23, 28-36.
16. ISO 14040 - INTERNATIONAL STANDARD ISO 14040 (2006) *Environmental management - Life cycle assessment. Principles and framework*. Seconda edizione.
17. ISO 14044 - INTERNATIONAL STANDARD ISO 14044 (2006) *Environmental management - Life cycle assessment. Requirements and guidelines*. Prima edizione.
18. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 Nov 2008 on wastes. OJ L 312, 22.11.2008, 3-30.
19. GHK-Bio Intelligence Service, May 2006, A study to examine the benefits of the End of Life Vehicles Directive and the costs and benefits of a revision of the 2015 targets for recycling, re-use and recovery under the ELV Directive – Final report to DG Environment. “Annex 2: arisings and treatments of end of life vehicles” and “Annex 3: post-shreddertechnologies – review of the technologies and costs”.
20. Luttrupp C., Lagerstedt J. (2006) Ecodesign and The Ten Golden Rules: generic advice for merging environmental aspects into product development. *J. Clean. Prod.* 14, 1396-1408.
21. Santini A., Herrmann C., Passarini F., Vassura I., Luger T., Morselli L. (2010). Assessment of Ecodesign potential in reaching new recycling targets for ELVs. *Resources, Conservation and Recycling* 54 (12), 1128-1134.
22. Santini A., Passarini F., Vassura I., Serrano D., Dufour J., Morselli L. (2012) Auto shredder residue recycling: Mechanical separation and pyrolysis. *Waste Management* 32, 852-858.
23. Day M., Shen Z., Cooney J.D. (1999) Pyrolysis of auto shredder residues: experiments with a laboratory screw kiln reactor. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 51 (1-2), 181-200.
24. López A., de Marco I., Caballero B.M., Laresgoiti M.F., Adrados A. (2010) Pyrolysis of municipal plastic wastes: influence of raw material composition Original Research Article. *Waste Management* 30 (4), 620-627.