



**UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
DI BRESCIA**

Dipartimento di Ingegneria Civile Ambiente Territorio Architettura e Matematica

**DOTTORATO DI RICERCA IN INGEGNERIA CIVILE, AMBIENTALE, DELLA
COOPERAZIONE INTERNAZIONALE E DI MATEMATICA**

Settore Scientifico Disciplinare ICAR 03

CICLO XXXVII

**Strumenti e Metodologie per la Valutazione della Compatibilità
Ambientale di Materiali Prodotti da Rifiuti Industriali per Utilizzi nel
Settore delle Costruzioni**

DOTTORANDO:

Ing. Flavio Cioli

RELATORE:

Prof.ssa Sabrina Sorlini

CO-RELATORE:

Prof. Mentore Vaccari

ABSTRACT

La crescente attenzione verso la sostenibilità ambientale ha reso l'economia circolare un paradigma essenziale per la riduzione degli sprechi e la valorizzazione dei materiali derivanti da processi produttivi. In particolare, il riutilizzo di prodotti da rifiuti industriali nel settore delle costruzioni rappresenta una strategia chiave per minimizzare l'impatto ambientale. Tuttavia, la loro compatibilità ambientale deve essere rigorosamente valutata per garantire l'assenza di effetti negativi su suolo, acque sotterranee e salute umana.

Questa tesi analizza le caratteristiche ambientali e tecniche di tre tipologie di materiali derivati da processi di recupero di rifiuti industriali: Aggregati Riciclati (AR) da rifiuti da costruzione e demolizione (CDW), aggregati artificiali da scorie di acciaieria con forni ad arco elettrico (EAFS) e Sabbie derivanti dalle fonderie (WFS). L'obiettivo principale della ricerca è definire strumenti e metodologie per la valutazione della compatibilità ambientale di questi materiali, con particolare attenzione alle applicazioni non legate, ossia prive di leganti come cemento o bitume. L'analisi si basa su test 1) chimici e di cessione per identificare la composizione dei materiali e il loro potenziale rilascio di contaminanti, 2) studi di ecotossicità per valutare gli effetti delle sostanze rilasciate sugli ecosistemi e 3) analisi di rischio sito-specifica per stimare l'impatto su risorse ambientali attraverso modelli predittivi.

La ricerca si sviluppa attraverso un'analisi approfondita della letteratura e un confronto tra le normative europee e italiane, con particolare attenzione ai criteri di End of Waste e alla qualificazione dei materiali come sottoprodotti. Inoltre, i risultati sperimentali derivano da studi di caso concreti, tra cui il progetto Cariplo - New Recycling Process for Foundry Sands, e indagini condotte su scorie di acciaieria e aggregati riciclati provenienti da diversi siti produttivi.

I risultati ottenuti forniscono un quadro dettagliato delle caratteristiche chimico-fisiche e ambientali dei materiali analizzati, offrendo indicazioni operative per il loro utilizzo sicuro ed efficace nel settore edilizio. L'integrazione delle metodologie proposte rappresenta un passo avanti verso una gestione sostenibile dei rifiuti industriali, contribuendo alla transizione ecologica del comparto delle costruzioni. Inoltre, un approccio integrato potrebbe offrire un valido supporto per una valutazione più approfondita dell'impiego di questi materiali, soprattutto nei casi in cui si riscontri una variabilità significativa nelle loro caratteristiche, emergano criticità nella caratterizzazione di base, oppure si preveda un utilizzo in applicazioni diverse da quelle indicate nei decreti End of Waste.

SOMMARIO

Introduzione.....	i
Struttura della tesi.....	ii
1 Contesto Normativo.....	1
1.1 Normativa Europea.....	1
1.1.1 DIRETTIVA 2008/98/CE - “DIRETTIVA QUADRO RIFIUTI”	2
1.1.2 DIRETTIVA 2018/851/UE.....	3
1.2 Normativa a livello nazionale	4
1.2.1 DECRETO LEGISLATIVO N. 152 DEL 5 FEBBRAIO 1997 - “DECRETO RONCHI” [10]	5
1.2.2 DECRETO MINISTERIALE 5 FEBBRAIO 1998 E S.M.I. [11].....	5
1.2.3 DECRETO LEGISLATIVO N. 152 DEL 3 APRILE 2006 - “TESTO UNICO AMBIENTALE” E S.M.I.	7
1.2.4 EOW INERTI - DECRETO MINISTERIALE 28 GIUGNO 2024 N.127 [17]	7
1.2.5 NORMATIVA SCORIE DI ACCIAIERIA	12
1.2.6 NORMATIVA SABBIE ESAUSTE DA FONDERIA.....	14
1.3 Altri riferimenti normativi Internazionali	14
1.3.1 EOW SUI CDW IN ALTRI STATI	14
1.3.2 REGOLAMENTO REACH PER I SOTTOPRODOTTI DA EAFS	22
1.3.3 LINEE GUIDA FRANCESI SUL RIUTILIZZO DELLE WFS	25
2 Compatibilità ambientale.....	27
2.1 Caratterizzazione chimica.....	27
2.2 Test di cessione	29
2.4.1 UNI EN 12457	31
2.4.2 UNI EN 12457-2 [15].....	31
2.4.3 UNI EN 14429 [36].....	33
2.4.3 UNI EN 16637-3 [44].....	33
2.4.4 UNI EN 16637-2 [43].....	35
2.4.5 UNI EN 1744-3 [45].....	37
2.3 Test di ecotossicità.....	38
2.4 Analisi di Rischio.....	39
2.4.1 ANALISI DI RISCHIO SANITARIO E AMBIENTALE.....	39
2.4.2 MODELLO CONCETTUALE DEL SITO (MCS)	41
2.4.3 CALCOLO DEL RISCHIO	58

2.5	Scenari di recupero.....	61
2.5.1	SCENARI DI RECUPERO CONSIDERATI	63
3	Rifiuti industriali	67
3.1	CDW.....	67
3.1.1	PRODUZIONE E CARATTERISTICHE QUALITATIVE	69
3.1.2	TRATTAMENTO DEI CDW	72
3.1.3	AGGREGATI RICICLATI	73
3.1.4	RILASCIO DI INQUINANTI.....	74
3.1.5	ASPETTI ECOTOSSICOLOGICI	77
3.1.6	RIUTILIZZI DEGLI AR	77
3.2	Scorie di acciaieria.....	85
3.2.1	PRODUZIONE E CARATTERISTICHE QUALITATIVE	86
3.2.3	RILASCIO DI INQUINANTI.....	92
3.2.4	ASPETTI ECOTOSSICOLOGICI DELLE SCORIE EAF.....	96
3.2.5	RIUTILIZZI DELLE SCORIE DI ACCIAIERIA.....	98
3.3	Sabbie esauste di fonderia.....	109
3.3.1	PRODUZIONE E CARATTERISTICHE QUALITATIVE	111
3.3.2	RILASCIO DI INQUINANTI DELLE WFS.....	113
3.3.3	ASPETTI ECOTOSSICOLOGICI DELLE WFS	116
3.3.4	RIUTILIZZI DELLE WFS	117
4	Analisi statistica dei dati	122
4.1	AR da CDW.....	122
4.1.1	COMPOSIZIONE CHIMICA DEI CDW	127
4.1.2	COMPOSIZIONE MERCEOLOGICA AR.....	129
4.1.3	COMPOSIZIONE CHIMICA AR	132
4.1.4	TEST DI CESSIONE SUGLI AR.....	133
4.2	Scorie di Acciaieria.....	136
4.2.1	COMPOSIZIONE CHIMICA.....	136
4.2.2	TEST DI CESSIONE	138
4.3	Sabbie di fonderia.....	141
4.2.1	COMPOSIZIONE CHIMICA.....	141
4.2.2	TEST DI CESSIONE	142
4.4	Calcolo dell'UCL	144

5 CAMPAGNE SPERIMENTALI E APPLICAZIONE DI ANALISI DI RISCHIO SITO-SPECIFICA A CASI STUDIO	145
5.1 Campagna sperimentale 1: Progetto Cariplo – New recycling process for foundry sands.....	145
5.1.1 TEST DI CESSIONE	146
5.1.2 TEST DI IMMOBILIZZAZIONE DI <i>DAPHNIA MAGNA</i>	148
5.1.3 TEST DI INIBIZIONE DELLA CRESCITA DI <i>PSEUDOKIRCHNERIELLA SUBCAPITATA</i>	150
5.1.4 SAGGIO DI INIBIZIONE DELLA BIOLUMINESCENZA DI <i>ALIIVIBRIO FISCHERI</i> ..	152
5.1.5 SISTEMI DI CLASSIFICAZIONE DELL’ECOTOSSICITÀ	152
5.1.5.1 SISTEMA DI CLASSIFICAZIONE DELLA TOSSICITÀ	152
5.1.6 RISULTATI	153
5.2 Campagna sperimentale 2: Scorie di acciaieria	163
5.2.1 CAMPIONAMENTI	163
5.2.2 ANALISI EFFETTUATE	164
5.2.3 RISULTATI DEI TEST DI CESSIONE ESEGUITO CON UNI EN 12457-2	164
5.2.4 RISULTATI DEI TEST DI CESSIONE ESEGUITO CON UNI EN 12457-1	165
5.2.5 TEST DI ECOTOSSICITÀ SU SCORIA DI ACCIAIERIA	165
5.3 Applicazioni dell’analisi di rischio sito specifica a un caso studio	169
5.3.1 DATI SITO-SPECIFICI.....	169
5.3.2 SCENARIO 1 - RECUPERO AMBIENTALE.....	176
5.3.3 SCENARIO 2 - SOTTOFONDO DI UNA PAVIMENTAZIONE INDUSTRIALE.....	181
5.3.4 SCENARIO 3 - RILEVATO STRADALE	186
5.3.4 CONFRONTO TRA I DIVERSI SCENARI	187
Conclusioni.....	189
Considerazioni Conclusive e Sviluppi Futuri	194
Bibliografia	195
ALLEGATO I: NEW RECYCLING PROCESS FOR THE FOUNDRY SANDS: INNOVATION AIMED TO GET MATERIALS WITH HIGH ADDED VALUE	213
ALLEGATO II: Database caratterizzazione chimica CDW	233
ALLEGATO III: Database caratterizzazione merceologica CDW	233
ALLEGATO IV: Database caratterizzazione chimica AR.....	233
ALLEGATO V: Database test di cessione AR	233
ALLEGATO VI: Database caratterizzazione chimica EAFS.....	233
ALLEGATO VII: Database test di cessione EAFS.....	233

ALLEGATO VIII: Database caratterizzazione chimica WFS	233
ALLEGATO IX: Database test di cessione WFS.....	233
ALLEGATO X: Sintesi dei risultati di Ecotossicità.....	234

Elenco delle figure

Figura 1.1 - Mappa delle aziende che hanno registrato la scoria EAF secondo il regolamento

Figura 1.2 - Scenari di utilizzo delle sabbie esauste di fonderia

Figura 2.1 - Esempio di agitatore a rotazione (ROTAX)

Figura 2.2 - Apparato per l'estrazione dell'eluato

Figura 2.3 - Apparecchiatura per l'esecuzione di un test di percolazione

Figura 2.4 - Esempio di provino sottoposto a test di lisciviazione superficiale

Figura 2.5 - Esempio di apparecchiatura per l'esecuzione del test di cessione ai sensi della UNI EN 1744-3

Figura 2.5 - Modello concettuale del sito

Figura 2.6 - Fasi dell'Analisi di Rischio

Figura 2.7 - Possibili modalità di applicazione dell'analisi di rischio

Figura 2.8 - Sorgente di contaminazione in zona satura

Figura 2.9 - Sorgente di contaminazione nel suolo insaturo

Figura 2.10 - Criterio per la selezione della concentrazione rappresentativa alla sorgente Cs

Figura 2.11 - Procedura per l'identificazione degli inquinanti indicatori

Figura 2.12 - Lisciviazione e dispersione in falda

Figura 2.13 - Caratterizzazione dei diversi livelli di analisi di rischio previsti dalla procedura

Figura 2.14 - Criterio di calcolo del rischio individuale per la risorsa idrica

Figura 2.15 - Esempio di utilizzo di materiale riciclato in recuperi ambientali

Figura 2.16 - Esempio di utilizzo di materiale riciclato in sottofondo di pavimentazioni industriali

Figura 2.17 - Sezione stradale tipica

Figura 3.1 - Tasso di recupero dei CDW

Figura 3.2 - Confronto tra i dati ANPAR e ORSO riguardanti le percentuali di EER gestiti negli impianti di trattamento CDW

Figura 3.3 - Impianto di trattamento fisso (sinistra) e impianto di trattamento mobile (destra)

Figura 3.4 - Cumuli di diversi AR

Figura 3.5 – Schema di rilascio e trasporto dei contaminanti in campo e simulazione mediante test in laboratorio

Figura 3.6 - (a) costruzione di strade, (b) riempimenti, (c) riempimenti di scavi, (d) blocchi di calcestruzzo

Figure 3.7 - Strati di una pavimentazione stradale

Figura 3.8 – Principali applicazioni di AR nelle costruzioni civili

Figura 3.9 – Esempio di pista ciclabile

Figura 3.10 – Costruzione dello Juventus Stadium e del Palazzetto del ghiaccio di Torino

Figura 3.11 – Ricostruzione di un edificio a Ginevra (sinistra) e dell'Università di Friburgo (destra)

Figura 3.12 - Produzione dell'industria siderurgica e scorie generate

Figura 3.13 - Produzione mondiale di acciaio grezzo dal 1950 al 2022

Figura 3.14 - Siti produttivi in Italia

Figura 3.15 - Generazione tipica di scorie specifica per tonnellata di acciaio grezzo prodotto

Figure 3.16 – Confronto tra la distribuzione delle concentrazioni e il limite legale secondo il DM italiano 186/2006

Figura 3.17 - Flussi delle scorie di acciaio in settori sinergici

Figura 3.18 – Riutilizzo delle scorie in Giappone, Europa, USA e China

Figura 3.19 – Utilizzo delle scorie da forno d'acciaio (SFS) in Europa

Figura 3.20 – Pubblicazioni scientifiche sulle scorie EAF (1973-2023)

Figura 3.21 – Molo di Bilbao e individuazione di dove son state utilizzate le scorie

Figura 3.22 – Cumulo di sabbie esauste di fonderia

Figura 4.1 - Illustrazione della rappresentazione grafica e legenda

Figura 4.2 - Processo di trattamento dei CDW implementato dall'azienda

Figura 4.3 – Suddivisione percentuale di rifiuti in ingresso in impianto divisi per EER

Figura 4.4 – Suddivisione percentuale di rifiuti lavorati in impianto divisi per EER

Figura 4.5 – Concentrazioni di Cromo VI e Idrocarburi nei CDW

Figura 4.6 – Distribuzione percentuali delle principali componenti (Rc, Ru e Rb) nel periodo 2022-2024

Figura 4.7 - Concentrazione di Idrocarburi C12-C40 negli AR nel triennio 2022-2024

Figura 4.8 - Concentrazione Rame negli eluati da AR nel triennio 2022-2024

Figura 4.9 - Concentrazione di Selenio negli eluati e rispettivo limite stabilito dal D.M. 127/2024

Figura 4.10 - Concentrazione di Fluoruri, Nitrati, Cromo e Vanadio negli eluati e rispettivo limite stabilito dal D.M. 127/2024

Figura 4.11 - Valori di pH e concentrazioni di COD negli eluati e rispettivo limite stabilito dal D.M. 127/2024

Figura 4.12 - Percentuali dei principali ossidi costituenti nella scoria di acciaieria

Figura 4.13 - Concentrazione di Fluoruri, Bario Vanadio e COD negli eluati e rispettivi stabiliti dal D.M. 186/2006

Figura 4.8 - Concentrazione di Fluoruri, Rame, COD e Nickel negli eluati e rispettivi stabiliti dal D.M. 186/2006

Figura 5.1 - A sinistra dispositivo di centrifugazione, a destra precipitazione dei solidi (evidenziati in giallo)

Figura 5.2 - Eluati

Figura 5.4 - Lavaggio degli efippi

Figura 5.5 - Esempio di una piastra multipozzetto con eluati

Figura 5.6 - Pseudokirchneriella subcapitata

Figura 5.7 - Rappresentazione schematica dei risultati ottenuti dai test

Figura 5.8 - A sinistra l'area ATEg 14; a destra dettaglio dell'area studio

Figura 5.9 - Ubicazione dei piezometri nell'area ATEg 14

Figura 5.10 -1 Livelli di oscillazione della falda negli anni 2019-2020-2021-2022-2023-2024

Figura 5.11 - Ricostruzione curve di livello e indicazione della direzione di falda

Figura 5.12 - Precipitazione cumulata mensile e annuale presso la stazione di Chiari (2005-2024)

Figura 5.13 - Planimetria del progetto di riempimento per il ripristino dell'attività agricola a piano campagna

Figura 5.14 - Sezione di riempimento longitudinale

Figura 5.15 - Sezioni di riempimento trasversali

Figura 5.16 - Sezioni longitudinali e trasversali dell'area oggetto di studio

Figura 5.17 - Sezione stradale

Elenco delle tabelle

Tabella 1.1 - Sostanze monitorate, unità di misura e valori delle concentrazioni limite stabiliti dal D.M. 5 febbraio 1998

Tabella 1.2 -Rifiuti inerti dalle attività di costruzione e demolizione (Capitolo 17 dell'elenco europeo dei rifiuti)

Tabella 1.3 - Altri rifiuti inerti di origine minerale (non appartenenti al Capitolo 17 dell'elenco europeo dei rifiuti)

Tabella 1.4 - Parametri da ricercare e valori limite D.M. 127/24

Tabella 1.5 - Sostanze monitorate, unità di misura e valori delle concentrazioni limite nell'eluato. Confronto tra D.M. 186/06 e D.M. 127/24

Tabella 1.6 - Normative da rispettare per la compatibilità tecnica

Tabella 1.7 - Criteri e metodiche adottate nei paesi membri dell'UE

Tabella 1.7 - Famiglie di scorie e corrispondenti numeri EINECS e CAS

Tabella 1.8 - Metodi applicabili per la valutazione della tossicità acquatica

Tabella 1.9 - Valori limiti in funzione del tipo di utilizzo

Tabella 2.1 - Norme che descrivono procedure per l'esecuzione di test di cessione sui rifiuti

Tabella 2.2 - Norme che descrivono procedure per l'esecuzione di test di cessione sui prodotti da costruzione

Tabella 2.3 - Principali condizioni di prova per l'esecuzione del test di cessione ai sensi della UNI EN 12457

Tabella 2.4 - Step di estrazione degli eluati ai sensi della norma UNI EN 16637:3-2024

Tabella 2.5- Step di estrazione degli eluati ai sensi della norma UNI EN 16637:3-2024

Tabella 2.6 - Geometria della zona insatura

Tabella 2.7 - Geometria della sorgente di contaminazione in zona satura

Tabella 2.8 - Geometria della sorgente di contaminazione in zona insatura

Tabella 2.9 - Parametri del terreno in zona satura

Tabella 2.10 - Parametri del terreno in zona insatura

Tabella 2.11 - Parametri degli ambienti aperti

Tabella 2.12 - Parametri degli ambienti confinati

Tabella 2.13 - Fattori di esposizione utilizzati

Tabella 2.14 – Metodiche utilizzabili per i test di cessione in funzione dello scenario di utilizzo

Tabella 3.1 – Descrizione e componenti dei CDW

Tabella 3.2 – Composizione media dei CDW in EU27 e in Italia

Tabella 3.3 – Principali studi ecotossicologici eseguiti su CDW e AR

Tabella 3.4 - Strati della Pavimentazione Stradale, Funzione e Materiali Costituenti

Tabella 3.5 – Principali paesi produttori di acciaio nel 2021 e 2022

Tabella 3.6 – Valore medio, massimo e minimo della composizione chimica delle scorie EAF da diversi studi in letteratura

Tabella 3.7 – Proprietà fisiche delle scorie EAF

Tabella 3.8 – Valore medio, massimo e minimo della composizione chimica delle scorie LF da diversi studi in letteratura

Tabella 3.9 – Proprietà fisiche delle scorie EAF

Tabella 3.10 – Produzione di scorie di acciaio stimata assumendo valori specifici tipici di produzione

Tabella 3.11 – Concentrazioni riscontrate su eluati ottenuti mediante test di cessione eseguito secondo la metodica EN 12457-2

Tabella 3.12 – Tossicità acuta sui pesci

Tabella 3.13 – Tossicità acuta su invertebrati acquatici

Tabella 3.14 – Tossicità sulle alghe e cianobatteri

Tabella 3.15 – Confronto tra aggregati e valore di C.S.A. (Capitolato Speciale d'Appalto)

Tabella 3.16– Percentuale di sostituzione di score nella base NATO di Ederle

Tabella 3.17 – Produzione rifiuti prodotti dalla fusione di metalli ferrosi, Lombardia 2018 (Elaborazione dati PRGR Regione Lombardia)

Tabella 3.18 - Composizione chimica (espressa in %) delle sabbie di fonderia vergini (VFS) e delle sabbie esauste (WFS)

Tabella 3.19 - Intervallo di concentrazioni dei metalli pesanti nelle WFS (mg/kg di peso secco)

Tabella 3.20 - Risultati del test di lisciviazione effettuato su WFS secondo TCLP (mg/L)

Tabella 3.21 - Concentrazione dei contaminanti nell'eluato utilizzando EN 12457-4 e i limiti EULFD (valore in mg/kg)

Tabella 4.1 – Quantità di CDW in ingresso in impianto e lavoratori

Tabella 4.2 – Analisi chimica CDW – Risultati delle elaborazioni relative al triennio 2022-2024

Tabella 4.3 – Percentuali minime, massime e medie delle diverse componenti nel triennio 2022-2024

Figura 4.6 – Distribuzione percentuali delle principali componenti (Rc, Ru e Rb) nel periodo 2022-2024

Tabella 4.4 – Concentrazioni minime, massime e medie dei parametri ricercati nel triennio 2022-2024 (misure espresse in mg/kg_{ss})

Tabella 4.3 – Concentrazioni minime, massime e medie riscontrate nell'eluato relative al triennio 2022-2024

Tabella 4.4 – Composizione minima, massima e media dei principali ossidi presenti nella scoria nel periodo 2017-2021 (misure espresse in %)

Tabella 4.5 – Concentrazioni minime, massime e medie riscontrate nell'eluato ottenuto da scorie di acciaieria

Tabella 4.6 – Numero di dati e intervallo di concentrazioni riscontrate (concentrazionespresse in mg/kg_{ss})

Tabella 4.7 – Concentrazioni minime, massime e medie riscontrate nell'eluato ottenuto da sabbie di fonderia

Tabella 4.8 – UCL 95% calcolato per i tre materiali considerati

Tabella 5.1 – Caratteristiche dei materiali utilizzati dalle fonderie coinvolte nello studio

Tabella 5.2 – Dettaglio dei processi per l'attivazione di forme e anime

Tabella 5.3- Peso secco e umidità dei campioni di terra esausta

Tabella 5.4 - Analisi di pH e conducibilità degli eluati

Tabella 5.5 – Sintesi dei risultati dei test di tossicità

Tabella 5.6 – Concentrazioni dei parametri Alluminio, Bario, Vanadio e Cromo esavalente, negli eluati ottenuti con la metodica UNI EN 12457-2

Tabella 5.7 – Concentrazioni dei parametri Alluminio, Bario, Vanadio e Cromo esavalente, negli eluati ottenuti con la metodica UNI EN 12457-1

Tabella 5.8 – Risultati dei test di ecotossicità sulla scoria di acciaieria per REACH (anni 2017-2022)

Tabella 5.9 – Condizioni operative impiegate per ottenere l'eluato

Tabella 5.10a – Risultati dei test di ecotossicità relativi a tre cumuli di scoria espressi in percentuale dell'eluato ottenuto con metodica 12457-1

Tabella 5.10b – Risultati dei test di ecotossicità relativi a tre cumuli di scoria espressi in concentrazione equivalente dell'eluato ottenuto con metodica 12457-1

Tabella 5.11a – Risultati dei test di ecotossicità relativi a tre cumuli di scoria espressi in concentrazione equivalente dell'eluato ottenuto con metodica 12457-2

Tabella 5.11b – Risultati dei test di ecotossicità relativi a tre cumuli di scoria espressi in concentrazione equivalente dell'eluato ottenuto con metodica 12457-2

Tabella 5.12 – Concentrazione limite per l'assegnazione della caratteristica HP14

Tabella 5.13 – Confronto tra i risultati dei test di ecotossicità sugli eluati ottenuti con la metodica EN 12457-2 e le concentrazioni limite proposte da Hennerbert

Tabella 5.14 – UCL95% calcolato per gli eluati di AR, EAFS, WFS

Tabella 5.15 - Concentrazioni ammissibili in falda secondo D.lgs. 152/2006 Parte IV, Titolo V, Allegato 5, Tabella 2

Tabella 5.16 - Concentrazioni ammissibili in falda dei parametri non presenti all'interno del D.lgs. 152/2006

Tabella 5.17 - Caratteristiche plano-altimetriche dell'area e geometriche dell'intervento

Tabella 5.18 - Caratteristiche falda acquifera

Tabella 5.19 - Caratteristiche pluviometriche e di infiltrazione

Tabella 5.20 – Valori ottenuti dal calcolo di SAM, LDF e LF

Tabella 5.21 – Concentrazioni nell'eluato (UCL 95%) e le concentrazioni attese al punto di conformità

Tabella 5.22 – Valori di Rischio calcolato per la falda sotterranea

Tabella 5.23 – Confronto tra valori di rischio ottenuti utilizzando diversi materiali di riempimento

Tabella 5.24 – Valori ottenuti dal calcolo di SAM, LDF e LF nello scenario che prevede la pavimentazione con cls (condizione 1)

Tabella 5.25 – Valori ottenuti dal calcolo di SAM, LDF e LF nello scenario che non prevede la pavimentazione con cls (condizione 2)

Tabella 5.26 – Valori delle concentrazioni nella sorgente (C_s) attese al punto di conformità (C_{poc}^{GW}) nei due scenari considerati

Tabella 5.27 – Rischio calcolato per la falda sotterranea nei 2 scenari considerati

Tabella 5.28 – Concentrazioni utilizzate nel modello

Tabella 5.29a – Rischio calcolato con le concentrazioni ottenute con la metodica UNI EN 12457-2 (condizione 1)

Tabella 5.29b – Rischio calcolato con le concentrazioni ottenute con la metodica UNI EN 12457-2 (condizione 1)

Tabella 5.30a – Rischio calcolato con le concentrazioni ottenute con la metodica UNI EN 12457-2 (condizione 2)

Tabella 5.30b – Rischio calcolato con le concentrazioni ottenute con la metodica UNI EN 12457-1 (condizione 1)

Tabella 5.31 – Valori ottenuti dal calcolo di SAM, LDF e LF nello scenario

Tabella 5.32 – Valori delle concentrazioni attese al punto di conformità e Rischio calcolato

Tabella 5.33 – Confronto tra i valori di Rischio derivanti dai diversi scenari considerati

Tabella 5.34 – Valori di LF ottenuti nei diversi scenari

INTRODUZIONE

L'attenzione verso la sostenibilità ambientale ha assunto un ruolo centrale nella definizione delle politiche industriali e delle strategie di sviluppo a livello globale. In tale contesto, l'economia circolare rappresenta un modello di riferimento capace di promuovere la riduzione degli sprechi, il recupero delle risorse e la valorizzazione di materiali derivanti da processi produttivi.

Nel contesto della transizione ecologica, il riutilizzo di materiali industriali si configura come una soluzione chiave per ridurre l'impatto ambientale delle attività edilizie. Tuttavia, la compatibilità ambientale di questi materiali deve essere rigorosamente valutata al fine di prevenire possibili effetti negativi sul suolo, sulle acque sotterranee e sull'ambiente circostante.

L'introduzione del concetto di End of Waste, introdotto dalla Direttiva Europea 2008/98/CE, rappresenta un punto di svolta nell'approccio alla gestione dei materiali di scarto, permettendo a determinati rifiuti di cessare tale qualifica e acquisire lo status di prodotto, purché siano rispettati precisi criteri di qualità e sicurezza. Allo stesso tempo, la qualificazione di materiali come sottoprodotti, conformemente all'articolo 184-bis del D.Lgs. 152/2006, offre un ulteriore strumento per favorire l'utilizzo responsabile di risorse derivanti da processi produttivi. La gestione di tali materiali nel settore delle costruzioni, tuttavia, richiede un approccio sistematico che integri valutazioni ambientali, tecniche ed economiche. Dal punto di vista della compatibilità ambientale questi requisiti non sono delineati in maniera chiara; infatti viene richiesto che "l'utilizzo della sostanza o dell'oggetto non porterà a impatti complessivi negativi sull'ambiente o sulla salute umana" nei requisiti degli EoW o che "l'ulteriore utilizzo è legale, ossia la sostanza o l'oggetto soddisfa, per l'utilizzo specifico, tutti i requisiti pertinenti riguardanti i prodotti e la protezione della salute e dell'ambiente e non porterà a impatti complessivi negativi sull'ambiente o la salute umana" in quelli dei sottoprodotti.

La presente tesi di dottorato analizza le caratteristiche di tre tipologie di materiali:

- **Aggregati Riciclati (AR) da rifiuti da costruzione e demolizione (CDW):** materiali inerti derivati dal trattamento e dal recupero di scarti generati durante le attività di costruzione, ristrutturazione e demolizione di edifici, infrastrutture e altre opere. Questi materiali includono principalmente calcestruzzo, mattoni, ceramiche, malte, pietre e asfalti, i quali vengono sottoposti a processi di frantumazione, vagliatura e separazione per rimuovere impurità e ottenere prodotti riutilizzabili.

- Scorie di acciaieria con forni ad arco elettrico (EAFS): Attualmente, le acciaierie impiegano procedure consolidate e standardizzate per la produzione di ghisa e acciaio. Questi processi variano in termini di materie prime utilizzate, dimensioni del forno, tempi e gestione del processo, nonché prodotti in uscita risultanti. In particolare, accanto alle materie prime (ghisa o acciaio), da questi metodi di produzione si generano sottoprodotti come le scorie siderurgiche.
- Sabbie esauste di fonderia (WFS): Le fonderie acquistano ogni anno centinaia di milioni di sabbie silicee per creare stampi e anime che conferiscono forma ai getti. Queste sabbie, dopo diversi utilizzi, diventano rifiuti che devono essere adeguatamente recuperati o smaltiti.

Il presente elaborato si propone quindi di analizzare strumenti e metodologie finalizzati alla valutazione della compatibilità ambientale di materiali derivati da processi di recupero e riutilizzo, con l'obiettivo di consentirne l'impiego sicuro ed efficace nel settore delle costruzioni, con particolare attenzione alle applicazioni non legate (in cui non è presente legante, come cemento o bitume). Per farlo, esistono metodologie consolidate come le analisi chimiche, che permettono di identificare e quantificare le sostanze presenti nei rifiuti e i test di cessione, utilizzati per determinare il rilascio di contaminanti dai materiali e valutarne la pericolosità. Altri strumenti includono studi di ecotossicità per valutare gli effetti sugli ecosistemi e modelli come l'analisi di rischio, che partendo dai valori ottenuti con le metodologie consolidate e da dati sito specifici, consentono di valutare l'impatto generato su diversi target come le acque sotterranee e la salute umana.

STRUTTURA DELLA TESI

Questa tesi è strutturata in 5 capitoli, i cui contenuti sono riassunti di seguito.

Il Capitolo 1 descrive le principali normative sul tema del recupero dei rifiuti oggetto d'interesse, partendo dalle leggi Europee fino ad arrivare alle leggi vigenti in Italia. Un particolare focus è stato fatto sui diversi decreti End of Waste dei singoli paesi europei riguardanti i CDW, con particolare attenzione alle metodologie adottate per verificare la compatibilità ambientale degli AR. Inoltre, vengono presentati altri riferimenti normativi internazionali che prevedono un approccio innovativo sul tema del recupero.

Il Capitolo 2 descrive le procedure necessarie per garantire il rispetto delle normative e la compatibilità ambientale dei prodotti utilizzati; inoltre presenta ulteriori metodologie come i test di ecotossicità e l'analisi di rischio. Con particolare riferimento a quest'ultima viene presentata la metodologia applicata

ai siti contaminati che può trovare applicazione al recupero dei rifiuti e i diversi scenari in cui questi vengono impiegati con alcuni esempi tratti dalla letteratura.

Nel Capitolo 3 viene presentata un'approfondita analisi della letteratura, nella quale vengono riportate le caratteristiche chimiche, fisiche e tecniche dei rifiuti oggetto d'indagine. In particolare, l'indagine è stata sviluppata in termini di analisi della composizione chimica dei materiali, possibile rilascio di contaminanti da parte del materiale granulare e caratteristiche ecotossicologiche. Nel presente capitolo vengono inoltre esaminate, a livello bibliografico, i possibili riutilizzi a cui vanno incontro gli AR, le EAFS e le WFS.

Il Capitolo 4 riporta le elaborazioni e i risultati delle analisi quantitative e statistiche condotte principalmente sulla composizione chimica e sul comportamento a cessione dei rifiuti e prodotti da costruzione oggetto d'indagine.

Il capitolo 5 è diviso in tre parti. La prima parte descrive i risultati di una campagna sperimentale effettuata nell'ambito del progetto Cariplo - New Recycling process for foundry sands con particolare attenzione ai risultati ottenuti mediante l'esecuzione di saggi di ecotossicità. La seconda parte la campagna sperimentale riguardante le scorie di acciaieria, e i risultati ottenuti sottoponendole a diversi test di cessione e saggi di ecotossicità. Infine, la terza parte descrive l'applicazione dell'analisi del rischio sito-specifica in casi studio concreti relativi al recupero di rifiuti industriali in diversi scenari.

1 CONTESTO NORMATIVO

La gestione e il recupero dei rifiuti rappresentano una delle principali sfide ambientali ed economiche dell'Unione Europea e dell'Italia, in linea con i principi dell'economia circolare. La crescente necessità di ridurre il consumo di risorse naturali, minimizzare gli impatti ambientali e promuovere il riutilizzo dei materiali di scarto ha portato allo sviluppo di un quadro normativo complesso e articolato. In questo contesto, i rifiuti da costruzione e demolizione (CDW), le scorie di acciaieria da forno ad arco elettrico (EAF), e le sabbie esauste di fonderia (WFS) e si collocano come categorie prioritarie per le loro caratteristiche di volume, potenziale di recupero e criticità ambientale.

L'Unione Europea ha emanato una serie di direttive e regolamenti volti a disciplinare la gestione dei rifiuti e a promuovere il loro recupero, tra cui la Direttiva 2008/98/CE, nota come Direttiva Quadro sui Rifiuti, che introduce il concetto di End-of-Waste (EoW), ovvero la cessazione della qualifica di rifiuto. A livello italiano, questa direttiva è stata recepita nel Decreto Legislativo 152/2006, che costituisce il riferimento normativo principale per la gestione dei rifiuti, integrato da disposizioni specifiche riguardanti i materiali da costruzione e demolizione, le scorie industriali e i residui delle attività metallurgiche.

Il presente capitolo si propone di analizzare il quadro normativo vigente sia a livello europeo sia nazionale, con particolare riferimento ai criteri e alle procedure di recupero dei CDW, delle scorie EAF e delle WFS. Saranno esplorati i criteri End-of-Waste vigenti in altri stati membri dell'Unione Europea, confrontandoli con le normative italiane e identificando le migliori pratiche per il riutilizzo e il recupero di tali materiali. Inoltre verranno presentate pratiche e linee guida ritenute di interesse adottate da altri stati.

1.1 NORMATIVA EUROPEA

A livello europeo l'attenzione sulla tematica relativa alla gestione dei rifiuti risale alla seconda metà degli anni '70 quando fu emanata la prima Direttiva generale in materia di rifiuti: Direttiva 75/442/CEE [1] che fu succeduta da numerose direttive fino alla sua completa abrogazione con l'entrata in vigore della Direttiva 2006/12/CE [2]. Il nuovo documento forniva agli Stati membri una serie di misure atte a limitare la produzione dei rifiuti, invitandoli a favorire il recupero per preservare le risorse naturali e provvedere allo smaltimento in maniera responsabile.

Agli inizi degli anni 2000 risale anche la Direttiva 2000/532/CE [3], di particolare importanza per l'introduzione del catalogo europeo dei rifiuti (CER) successivamente rinominato elenco europeo dei rifiuti (EER). Il documento istituisce un elenco di rifiuti conformemente a quanto definito nella direttiva 75/442/CEE [1] e nella 91/689/CEE [4] relativa ai rifiuti pericolosi. I diversi tipi

di rifiuti inclusi nell'elenco sono definiti specificatamente mediante un codice a sei cifre di cui:

- le prime due cifre indicano i titoli dei capitoli ossia il settore produttivo di provenienza;
- le seconde due cifre indicano il sotto capitolo ossia il processo che ha originato il rifiuto;
- la terza coppia individua la singola tipologia di rifiuto.

All'interno dell'elenco (aggiornato nel 2021) possono essere presenti anche i codici EER che terminano in 99, in tal caso, si riferiscono a rifiuti la cui identificazione non va oltre un certo grado di specificazione oppure i codici contrassegnati con un "*" che indicano i rifiuti pericolosi.

Oggi, in Europa è attualmente in vigore la Direttiva 2008/98/CE [5], meglio conosciuta come "Direttiva Quadro Rifiuti" recentemente modificata dalla Direttiva 2018/851/UE[6].

1.1.1 DIRETTIVA 2008/98/CE - "DIRETTIVA QUADRO RIFIUTI"

La Direttiva 2008/98/CE nota come "Direttiva Quadro Rifiuti", abroga la 2006/12/CE e stabilisce il quadro giuridico per il trattamento dei rifiuti nell'UE. La Direttiva è stata concepita per proteggere l'ambiente e la salute umana sottolineando l'importanza di adeguate tecniche di gestione, riutilizzo e riciclaggio dei rifiuti, volti a ridurre le pressioni sulle risorse ed a migliorarne l'uso.

I punti chiave della direttiva sono molteplici, quelli sicuramente più interessanti sono: la distinzione tra rifiuto e sottoprodotto, la definizione di una gerarchia dei rifiuti, la cessazione della qualifica di rifiuto e l'introduzione degli obiettivi di riciclaggio e di recupero da raggiungere entro il 2020.

Per distinguere un rifiuto da un sottoprodotto, la direttiva fornisce le rispettive definizioni:

- **Rifiuto:** *"qualsiasi sostanza od oggetto di cui il detentore si disfi o abbia l'intenzione o l'obbligo di disfarsi"* (art.3);
- **Sottoprodotto:** *"una sostanza od oggetto derivante da un processo di produzione il cui scopo primario non è la produzione di tale articolo può non essere considerato rifiuto ..., bensì sottoprodotto soltanto se sono soddisfatte le seguenti condizioni"* (art.5):
 - è certo che la sostanza o l'oggetto sarà ulteriormente utilizzata/o;
 - la sostanza o l'oggetto può essere utilizzata/o direttamente senza alcun ulteriore trattamento diverso dalla normale pratica industriale;

- la sostanza o l'oggetto è prodotta/o come parte integrante di un processo di produzione;
- l'ulteriore utilizzo è legale, ossia la sostanza o l'oggetto soddisfa, per l'utilizzo specifico, tutti i requisiti pertinenti riguardanti i prodotti e la protezione della salute e dell'ambiente e non porterà a impatti complessivi negativi sull'ambiente o la salute umana.

All'articolo 4, nell'ottica della politica in materia di prevenzione e gestione dei rifiuti, viene introdotto il concetto di Gerarchia dei rifiuti:

- prevenzione;
- preparazione per il riutilizzo;
- riciclaggio;
- recupero di altro tipo, per esempio il recupero di energia;
- smaltimento.

La gerarchia dei rifiuti si traduce in un ordine di priorità nella legislazione e nella politica di prevenzione e gestione dei rifiuti ed ha il duplice obiettivo di ridurre al minimo gli impatti negativi legati alla produzione nonché alla gestione dei rifiuti e migliorare l'efficienza delle risorse.

Mentre, all'articolo 6 viene specificato cosa si intende per Cessazione della qualifica di rifiuto: *“Taluni rifiuti specifici cessano di essere tali ..., quando siano sottoposti a un'operazione di recupero, incluso il riciclaggio, e soddisfino criteri specifici da elaborare conformemente alle seguenti condizioni”*:

- la sostanza o l'oggetto è comunemente utilizzata/o per scopi specifici;
- esiste un mercato o una domanda per tale sostanza od oggetto;
- la sostanza o l'oggetto soddisfa i requisiti tecnici per gli scopi specifici e rispetta la normativa e gli standard esistenti applicabili ai prodotti;
- l'utilizzo della sostanza o dell'oggetto non porterà a impatti complessivi negativi sull'ambiente o sulla salute umana.

L'articolo 11 riporta inoltre alcuni target in termini di riutilizzo e riciclaggio da conseguire entro il 2020; in particolare, introduce l'obiettivo di recupero e riciclaggio del 50% dei rifiuti domestici e del 70% dei rifiuti da costruzione e demolizione non pericolosi (esclusi i rifiuti in ferro e acciaio EER 170405).

1.1.2 DIRETTIVA 2018/851/UE

La Direttiva 2018/851/UE, che modifica la 2008/98/CE, viene introdotta nell'ambito del pacchetto di misure sull'economia circolare. Le modifiche apportate da questo documento sono molteplici, tra cui: l'introduzione della definizione di rifiuto non pericoloso, rifiuto da costruzione e demolizione e di preparazione al riutilizzo e riciclaggio. Nella Direttiva, gli Stati membri vengono incoraggiati ad adottare una serie di misure per incentivare modelli di

produzione e consumo sostenibili e promuovere la riduzione del contenuto di sostanze pericolose nei materiali e nei prodotti. Vengono infine promossi una serie di incentivi per applicare la gerarchia dei rifiuti quali, ad esempio, gli oneri per il conferimento in discarica e l'incenerimento e i sistemi di pagamento in base al consumo.

All'articolo 11 "Riutilizzo e riciclaggio" viene sostituito con "Preparazione al riutilizzo e riciclaggio" e vengono incoraggiati gli Stati membri a promuovere la demolizione selettiva per permettere la rimozione di sostanze pericolose ed un riciclaggio di qualità.

Inoltre, per quanto riguarda la produzione dei rifiuti, gli Stati membri dell'Unione devono adottare misure per:

- sostenere modelli di produzione e consumo sostenibili;
- incoraggiare la progettazione, la produzione e l'uso di prodotti che siano efficienti nell'utilizzo delle risorse, durevoli, riparabili, riutilizzabili e che possano essere aggiornati;
- concentrarsi sui prodotti contenenti materie prime essenziali per evitare che tali materiali diventino rifiuti;
- incoraggiare la disponibilità di parti di ricambio, manuali di istruzioni, informazioni tecniche o altri mezzi che consentano la riparazione e il riutilizzo dei prodotti senza comprometterne la qualità e la sicurezza;
- promuovere la riduzione del contenuto di sostanze pericolose nei materiali e nei prodotti.

La Direttiva conferma gli obiettivi di riciclaggio per i rifiuti da costruzione e demolizione (70%) previsti per il 2020, e stabilisce anche dei nuovi obiettivi per il riciclaggio dei rifiuti urbani: entro il 2025 dovrà essere riciclato almeno il 55 % dei rifiuti urbani in peso. Tale obiettivo salirà al 60 % entro il 2030 e al 65 % entro il 2035.

1.2 NORMATIVA A LIVELLO NAZIONALE

A livello nazionale la prima legge risalente alla gestione dei rifiuti è il DPR 915/82 [7] che recepisce le Direttive europee emanate a metà del XX secolo. Il sistema introdotto da questo decreto prevedeva la gestione del rifiuto mediante la sola attività di smaltimento senza alcuna possibilità di valorizzazione tramite riutilizzo o riciclo. La materia ambientale e la disciplina relativa alla gestione dei rifiuti viene riconosciuta alla fine degli anni '90 con il D.lgs. n. 22 del 5 febbraio 1997 noto come "Decreto Ronchi" [8]. Questo decreto ha rappresentato una svolta nella gestione dei rifiuti in Italia ed è stato modificato e integrato più volte fino alla sua abrogazione. È bene anche sottolineare che in riferimento al Decreto Ronchi, sono stati poi pubblicati altri due Decreti Ministeriali che sono rispettivamente il D.M. 5 febbraio 1998 [9] ed il D.M. 5 aprile 2006 n.186 [10] che disciplinano i recuperi di rifiuti non pericolosi in procedura semplificata.

Oggi, in Italia la gestione dei rifiuti è disciplinata dal D.lgs. n.152 del 3 aprile 2006 "Testo Unico Ambientale" alla parte IV e successive modifiche e integrazioni [11].

1.2.1 DECRETO LEGISLATIVO N. 152 DEL 5 FEBBRAIO 1997 - "DECRETO RONCHI" [8]

Il D.lgs. 152/97 ha rappresentato, per l'Italia, il documento cardine per la gestione dei rifiuti che fino a quel momento risultava essere carente e piuttosto frammentata. Il testo recepisce 3 normative europee: la 91/156/CEE sui rifiuti; la 91/689/CEE sui rifiuti pericolosi; la 94/62/CE sugli imballaggi e sui rifiuti di imballaggio.

Il presente documento, piuttosto vasto e articolato, stabilisce al suo interno una serie di norme e di allegati che sono in grado di garantire un'elevata protezione nei confronti dell'uomo e dell'ambiente. Tra le priorità stabilite dal decreto troviamo: la riduzione della quantità di rifiuti prodotti (art.3) prevenzione della produzione dei rifiuti; il recupero dei rifiuti (art. 4) e lo smaltimento (art. 5). Tra gli allegati sono presenti numerose informazioni quelle più pertinenti a questo lavoro sono contenute negli:

- Allegato A: Categorie di rifiuti e Catalogo Europeo dei Rifiuti;
- Allegato B: Operazioni di smaltimento indicate con la lettera D e un numero che va da 1 a 15 a seconda della tipologia di smaltimento effettuata;
- Allegato C: Operazioni di recupero indicate con la lettera R e un numero che va da 1 a 13 che indica la tipologia di recupero effettuata;
- Allegato E: Obiettivi di riciclaggio da raggiungere entro 5 anni;
- Allegato I: Caratteristiche di pericolo dei rifiuti indicate con la lettera H ed un numero che va da 1 a 14.
-

1.2.2 DECRETO MINISTERIALE 5 FEBBRAIO 1998 E S.M.I. [9]

Il presente decreto riguarda l'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).

Dal punto di vista della compatibilità ambientale, il presente decreto recita: *"Le attività, i procedimenti e i metodi di recupero di ciascuna delle tipologie di rifiuti individuati dal presente decreto non devono costituire un pericolo per la salute dell'uomo e recare pregiudizio all'ambiente..."*(art.1). Vengono inoltre indicate le attività di recupero di energia, recupero ambientale e le attività, i procedimenti e i metodi per il recupero di materia. Proprio in relazione alle attività di recupero, all'articolo 9 e nell'allegato 3 vengono spiegate le metodologie e i criteri per effettuare il test di cessione.

Viene specificato che il test deve essere effettuato su un campione di rifiuti rappresentativo; il campionamento deve essere manuale con preparazione ed analisi degli eluati; il test deve essere effettuato almeno ad ogni inizio attività e successivamente ogni 12 mesi salvo diverse prescrizioni delle autorità competenti; la caratterizzazione dell'eluato deve essere fatta secondo quanto specificato nell'allegato 3. L'allegato 3 riporta il principio del metodo, il materiale da sottoporre ad analisi, i reagenti da utilizzare, le attrezzature e la determinazione dei componenti eluiti dai campioni. Il test effettuato ha una durata di 16 giorni con estrazioni prestabilite. Di seguito, in Tabella 1.1 sono riportati i valori limite che devono essere rispettati, affinché il rifiuto sia ammissibile al recupero in procedura semplificata.

Tabella 1.1 - Sostanze monitorate, unità di misura e valori delle concentrazioni limite stabiliti dal D.M. 5 febbraio 1998

Parametri	Unità di misura	Concentrazioni limite
Nitrati (NO ₃ ⁻)	mg/l	50
Fluoruri (F ⁻)	mg/l	1,5
Solfati (SO ₄ ²⁻)	mg/l	250
Cloruri (Cl ⁻)	mg/l	100
Cianuri (CN ⁻)	µg/l	50
Bario (Ba)	mg/l	1
Rame (Cu)	mg/l	0,05
Zinco (Zn)	mg/l	3
Berillio (Be)	µg/l	10
Cobalto (Co)	µg/l	250
Nichel (Ni)	µg/l	10
Vanadio (V)	µg/l	250
Arsenico (As)	µg/l	50
Cadmio (Cd)	µg/l	5
Cromo totale (Cr)	µg/l	50
Piombo (Pb)	µg/l	50
Selenio (Se)	µg/l	10
Mercurio (Hg)	µg/l	1
Amianto	mg/l	30
COD	mg/l	30
pH	-	5,5<>12,0

In riferimento ai rifiuti non pericolosi, è stato successivamente pubblicato il D.M. 5 aprile 2006 n.186: "Regolamento recante modifiche al decreto ministeriale 5 febbraio 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". Il D.M. 186/2006 ha introdotto la lista dei possibili recuperi in forma semplificata per diverse tipologie di rifiuti (non pericolosi) identificati tramite i codici EER dando così la possibilità al gestore di effettuare il test di cessione per il recupero in forma semplificata. I limiti rimangono invariati, cambia la metodologia: il test viene effettuato secondo l'appendice A alla norma

UNI 10802 [12] secondo la metodica prevista dalla norma UNI EN 12457-2 [13], che prevede una durata più breve (24 ore).

1.2.3 DECRETO LEGISLATIVO N. 152 DEL 3 APRILE 2006 - “TESTO UNICO AMBIENTALE” E S.M.I.

Il decreto recita: *“Il presente decreto legislativo ha come obiettivo primario la promozione dei livelli di qualità della vita umana, da realizzare attraverso la salvaguardia ed il miglioramento delle condizioni dell'ambiente e l'utilizzazione accorta e razionale delle risorse naturali”*.

Emanato nel 2006, il Codice suddiviso in VI parti, rappresenta il caposaldo della legislazione italiana per quanto riguarda la tematica ambientale. La parte IV del codice contiene le norme in materia di gestione dei rifiuti e di bonifica dei siti contaminati. Modificato e integrato con il D.lgs. n.205 del 3 dicembre 2010, l'ordinamento italiano ha recepito la Direttiva europea 2008/98/CE. I principi di riferimento sono quelli di precauzione, prevenzione, sostenibilità, proporzionalità, responsabilizzazione, cooperazione tra i soggetti coinvolti nella filiera gestionale dei rifiuti e del principio del “chi inquina paga”; a tal fine la gestione è effettuata secondo criteri di efficacia, efficienza, economicità, trasparenza, fattibilità tecnica ed economica, nonché nel rispetto delle norme in materia di partecipazione e di accesso alle informazioni ambientali (art. 178). Viene confermato il criterio di priorità nella gestione dei rifiuti e vengono introdotti gli articoli 184-bis e 184-ter che riguardano rispettivamente la definizione di sottoprodotto e la cessazione della qualifica del rifiuto, in conformità con quanto definito nella legislazione europea.

Il testo è stato poi ulteriormente modificato e integrato con il D.lgs. n.116 del 3 settembre 2020 “Attuazione della Direttiva 2018/852/UE”. Tra le numerose modifiche, la parte IV ne è interessata all'articolo 205 dove viene specificato che: *“ Il Ministero... promuove, previa consultazione con le associazioni di categoria, la demolizione selettiva, onde consentire la rimozione e il trattamento sicuro delle sostanze pericolose facilitare il riutilizzo e il riciclaggio di alta qualità, di quanto residua dalle attività di costruzione e demolizione tramite la rimozione selettiva dei materiali, nonché garantire l'istituzione di sistemi di selezione dei rifiuti da costruzione e demolizione almeno per legno, frazioni minerali (cemento, mattoni, piastrelle e ceramica, pietre), metalli, vetro, plastica e gesso”*[14].

1.2.4 EoW INERTI - DECRETO MINISTERIALE 28 GIUGNO 2024 N.127 [15]

Il decreto sostituisce il precedente DM 152/2022, superando diverse criticità che ne ostacolavano la piena applicazione; l'iter che ha portato all'adozione di questo decreto è stato caratterizzato da un processo di revisione normativa volto a migliorare la gestione dei rifiuti inerti e a promuovere l'economia circolare. Il Decreto Milleproroghe 2023 aveva previsto l'adozione di un nuovo regolamento EoW entro il 4 maggio 2024, indicando la necessità di aggiornare le disposizioni esistenti per facilitare il recupero e il riutilizzo dei materiali inerti.

Il Decreto Ministeriale n. 127 del 28 giugno 2024 disciplina la cessazione della qualifica di rifiuto per i materiali inerti derivanti da attività di costruzione e demolizione, nonché per altri rifiuti inerti di origine minerale. Questo regolamento, emanato ai sensi dell'articolo 184-ter, comma 2, del Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152, stabilisce i criteri specifici affinché tali rifiuti, una volta sottoposti a operazioni di recupero, possano essere considerati AR e quindi riutilizzati in ambiti specifici.

Tale regolamento stabilisce che per la produzione di AR sono utilizzabili esclusivamente i rifiuti inerti derivanti dalle attività di costruzione e di demolizione non pericolosi elencati nella Tabella 1.2, e altri rifiuti inerti non pericolosi di origine minerale elencati nella Tabella 1.3. Non sono ammessi alla produzione di aggregato recuperato i rifiuti interrati e i rifiuti identificati dal codice EER 170504 provenienti da siti contaminati sottoposti a procedimento di bonifica.

Tabella 1.2 -Rifiuti inerti dalle attività di costruzione e demolizione (Capitolo 17 dell'elenco europeo dei rifiuti)

Codice	Descrizione
170101	Cemento
170102	Mattoni
170103	Mattonelle e ceramiche
170107	Miscugli o scorie di cemento, mattoni, mattonelle e ceramiche, diverse da quelle di cui alla voce 170106
170302	Miscele bituminose diverse da quelle di cui alla voce 170301
170504	Terre e rocce da scavo, diverse da quelle di cui alla voce 170503, escluse quelle provenienti da siti contaminati oggetto di bonifica
170508	Pietrisco per massicciate ferroviarie, diverso da quello di cui alla voce 170507
170904	Rifiuti misti dell'attività di costruzione e demolizione, diversi da quelli di cui alle voci 170901, 170902 e 170903

Sui rifiuti in ingresso all'impianto devono essere eseguite le seguenti verifiche: i) esame della documentazione a corredo dei rifiuti in ingresso, ii) controllo visivo, iii) eventuali controlli supplementari. A tal fine, il produttore dell'aggregato recuperato deve dotarsi di una procedura di accettazione dei rifiuti idonea a verificare che gli stessi corrispondano alle caratteristiche previste dal regolamento EoW.

Per quanto riguarda la lavorazione dei rifiuti in ingresso viene indicata una filiera tipica di trattamento che comprende frantumazione, vagliatura/selezione granulometrica e separazione della frazione metallica e delle frazioni indesiderate. Tuttavia il processo di recupero, a seconda del tipo di materiale, può consistere semplicemente nel controllare i rifiuti per verificare se soddisfano i criteri riguardanti la composizione chimica e le concentrazioni sugli eluati di seguito dettagliate.

Tabella 1.3 - Altri rifiuti inerti di origine minerale (non appartenenti al Capitolo 17 dell'elenco europeo dei rifiuti)

Codice	Descrizione
010408	Scarti di ghiaia e pietrisco, diversi da quelli di cui alla voce 010407
010409	Scarti di sabbia e argilla
010410	Polveri e residui affini, diversi da quelli di cui alla voce 010407
010413	Rifiuti prodotti dal taglio e dalla segagione della pietra, diversi da quelli di cui alla voce 010407
120101	Residui di miscela di preparazione non sottoposti a trattamento termico
101206	Stampi di scarto costituiti esclusivamente da sfidi e scarti di prodotti ceramici crudi smaltati e cotti o da sfidi di laterizio cotto e argilla espansa eventualmente ricoperti con smalto crudo in concentrazione <10% in peso
101208	Scarti di ceramica, mattoni, mattonelle e materiali da costruzione (sottoposti a trattamento termico)
101311	Rifiuti della produzione di materiali compositi a base di cemento, diversi da quelli di cui alle voci 101309 e 101310
120117	Residui di materiale di sabbiatura, diversi da quelli di cui alla voce 120116 costituiti esclusivamente da sabbie abrasive di scarto
191209	Minerali (ad esempio, sabbia, rocce, inerti)
200301	Rifiuti urbani non differenziati, limitatamente alla frazione inerte dei rifiuti abbandonati provenienti da attività di costruzione e demolizione

Ai sensi del DM, l'AR può essere utilizzato per:

- a) realizzazione di recuperi ambientali, riempimenti e colmate;
- b) realizzazione del corpo dei rilevati di opere in terra dell'ingegneria civile;
- c) realizzazione di miscele bituminose e sottofondi stradali, ferroviari, aeroportuali e di piazzali civili ed industriali;
- d) realizzazione di strati di fondazione delle infrastrutture di trasporto e di piazzali civili ed industriali;
- e) realizzazione di strati accessori aventi, a titolo esemplificativo, funzione anticapillare, antigelo, drenante;
- f) confezionamento di miscele legate con leganti idraulici (quali, a titolo esemplificativo, misti cementati, miscele betonabili);
- g) confezionamento di calcestruzzi;
- h) produzione di clinker per cemento;
- i) produzione di cemento.

Per definire i requisiti di qualità, il nuovo decreto End of Waste (EoW) non si limita a richiedere la verifica sugli AR del rilascio di inquinanti tramite test di cessione, già previsti dal D.M. 186/06, ma introduce anche l'obbligo di eseguire un'analisi chimica su ogni lotto di AR prodotto. I lotti recuperati devono garantire una concentrazione limite in relazione all'impiego finale dell'AR riportate in Tabella 1.4.

Tabella 1.4 - Parametri da ricercare e valori limite D.M. 127/24

Parametri	Unità di misura	Concentrazioni limite di utilizzo		
		Utilizzo di cui alla lettera a)	Utilizzi di cui alle lettere da b) a g)	Utilizzi di cui alle lettere h) e i)
Amianto (IDROCARBURI AROMATICI)	[mg/kg _{ss}]	100	100	100
Benzene	[mg/kg _{ss}]	0,1	2	-
Etilbenzene	[mg/kg _{ss}]	0,5	50	-
Stirene	[mg/kg _{ss}]	0,5	50	-
Toluene	[mg/kg _{ss}]	0,5	50	-
Xilene	[mg/kg _{ss}]	0,5	50	-
Sommatoria organici aromatici (da 20 a 23) (IDROCARBURI AROMATICI POLICICLICI)	[mg/kg _{ss}]	1	100	-
Benzo(a)antracene	[mg/kg _{ss}]	0,5	10	-
Benzo(a)pirene	[mg/kg _{ss}]	0,1	10	-
Benzo(b)fluorantene	[mg/kg _{ss}]	0,5	10	-
Benzo(k)fluorantene	[mg/kg _{ss}]	0,5	10	-
Benzo(g, h, i) perilene	[mg/kg _{ss}]	0,1	10	-
Crisene	[mg/kg _{ss}]	5	50	-
Dibenzo(a,e)pirene	[mg/kg _{ss}]	0,1	10	-
Dibenzo(a,l)pirene	[mg/kg _{ss}]	0,1	10	-
Dibenzo(a,i)pirene	[mg/kg _{ss}]	0,1	10	-
Dibenzo(a,h)pirene	[mg/kg _{ss}]	0,1	10	-
Dibenzo(a,h) antracene	[mg/kg _{ss}]	0,1	10	-
Indenopirene	[mg/kg _{ss}]	0,1	5	-
Pirene	[mg/kg _{ss}]	5	50	-
Sommatoria policiclici aromatici (da 25 a 34)	[mg/kg _{ss}]	10	100	-
Fenolo	[mg/kg _{ss}]	1	60	-
PCB	[mg/kg _{ss}]	0,06	5	-
C>12	[mg/kg _{ss}]	50	750	-
Cr VI	[mg/kg _{ss}]	2	15	-
Materiali galleggianti	cm ³ / kg	<5	<5	-
Frazioni estranee	% in peso	<1%	<1%	-

Ogni lotto di AR prodotto deve essere sottoposto all'esecuzione del test di cessione per valutare il rispetto delle concentrazioni limite dei parametri individuati in Tabella 1.5. Sono esclusi dal test di cessione i lotti di aggregato recuperato prodotto destinati al confezionamento di calcestruzzi con classe di resistenza maggiore o uguale di C 12/15. Sono altresì esclusi i lotti di aggregato recuperati prodotti destinati alla produzione di clinker per cemento e di quelli destinati alla produzione di cemento. Per la determinazione del test di cessione si applica l'appendice A alla norma UNI 10802 e la metodica prevista dalla norma UNI EN 12457-2. I limiti previsti differiscono dal DM 186/2006 per i parametri Solfati e Cloruri per i quali è richiesta una concentrazione massima nell'eluato di 750 mg/l.

Tabella 1.5 - Sostanze monitorate, unità di misura e valori delle concentrazioni limite nell'eluato. Confronto tra D.M. 186/06 e D.M. 127/24

Parametri	Unità di misura	Concentrazioni limite (D.M. 186/06)	Concentrazioni limite (D.M. 127/24)
Nitrati (NO ₃ ⁻)	mg/l	50	50
Fluoruri (F ⁻)	mg/l	1,5	1,5
Solfati (SO ₄ ²⁻)	mg/l	250	750
Cloruri (Cl ⁻)	mg/l	100	750
Cianuri (CN ⁻)	µg/l	50	50
Bario (Ba)	mg/l	1	1
Rame (Cu)	mg/l	0,05	0,05
Zinco (Zn)	mg/l	3	3
Berillio (Be)	µg/l	10	10
Cobalto (Co)	µg/l	250	250
Nichel (Ni)	µg/l	10	10
Vanadio (V)	µg/l	250	250
Arsenico (As)	µg/l	50	50
Cadmio (Cd)	µg/l	5	5
Cromo totale (Cr)	µg/l	50	50
Piombo (Pb)	µg/l	50	50
Selenio (Se)	µg/l	10	10
Mercurio (Hg)	µg/l	1	1
Amianto	mg/l	30	30
COD	mg/l	30	30
pH	-	5,5 < >12,0	5,5 < >12,0

Gli aggregati riciclati devono essere inoltre sottoposti a marcatura CE e le destinazioni d'uso possono essere molteplici: calcestruzzi, costruzioni stradali, misti cementati etc.. Nel D.M. 127/24 vengono riportate norme tecniche di riferimento per la certificazione CE dell'aggregato recuperato (Tabella 1.6).

Tabella 1.6 - Normative da rispettare per la compatibilità tecnica

Norma	Titolo
UNI EN 13242	Aggregati per materiali non legati e legati con leganti idraulici per l'impiego in opere di ingegneria civile e nella costruzione di strade
UNI EN 12620	Aggregati per calcestruzzo
UNI EN 13139	Aggregati per malta
UNI EN 13043	Aggregati per miscele bituminose e trattamenti superficiali per strade, aeroporti e altre aree soggette a traffico
UNI EN 13055	Aggregati leggeri
UNI EN 13450	Aggregati per massicciate per ferrovie
UNI EN 13383-1	Aggregati per opere di protezione (armourstone) - Specifiche

1.2.5 NORMATIVA SCORIE DI ACCIAIERIA

Ai sensi della normativa attualmente in vigore in Italia, le scorie di acciaieria possono uscire dall'impianto con due diverse classificazioni:

- A. Scorie classificate come **Rifiuti** (definizione: D.Lgs. 152/2006, art. 183, comma 1, lettera a) e destinate ad operazioni di recupero o smaltimento (rispettivamente, D.Lgs. 152/2006, artt. 184-ter e 182).
- B. Scorie classificate come **Sottoprodotto** (definizione: D.Lgs. 152/2006, art. 183, comma 1, lettera qq) e relative condizioni affinché ad un residuo di produzione sia attribuito lo status di sottoprodotto (D.Lgs. 152/2006, art. 184-bis).

Se la scoria non soddisfa una o più delle condizioni previste per esser classificata come sottoprodotto dovrà seguire la procedura per i residui classificati come "rifiuto". Una volta completati i trattamenti e la caratterizzazione, per poter commercializzare l'aggregato derivato da scorie EAF è necessario registrarlo presso l'Agenzia Chimica Europea ("ECHA"), in conformità con il regolamento REACH [16] e la marcatura CE [17].

Se classificate come rifiuti, le scorie sono classificate con i seguenti codici dell'EER:

- 1. 100201 Rifiuti del trattamento delle scorie;
- 2. 100202 Scorie non trasformate;
- 3. 100903 Scorie di fusione.

In quanto rifiuti, le scorie possono essere recuperate ai sensi dell'art. 208 del D.Lgs. 152/2006 (Procedura ordinaria) o ai sensi del D.M. 05/02/98 aggiornato con il D.M. n. 186/2006, che disciplina il riutilizzo dei rifiuti non pericolosi in procedure semplificate di recupero. Questo regolamento riporta una serie di possibili opzioni di riutilizzo delle scorie quali:

- 4. Cementificio [R5¹];
- 5. Produzione di miscele cementizie e bituminose per l'edilizia e laterizi [R5];
- 6. Industria del vetro [R5];
- 7. Acciaierie e fonderie primarie e secondarie per il recupero di materiali ferrosi e non ferrosi [R4²];

¹ Riciclo/recupero di altre sostanze inorganiche

² Riciclo/recupero dei metalli o dei componenti metallici

8. Formazione di rilevati, sottofondi stradali e massicciata ferroviaria [R5];
9. Utilizzo per il recupero ambientale [R10³];
10. Utilizzo per la copertura di discariche di RSU (la percentuale di rifiuti che possono essere miscelati con la materia prima non deve superare il 30% in peso [R5]).

Tale decreto prevede inoltre standard ambientali che devono rispettare per gli utilizzi non legati (lettere e, f e g dell'elenco precedente); in particolare, la prova di lisciviazione per valutare il rilascio di inquinanti dal materiale deve essere effettuata secondo la norma UNI EN 12457-2:2004 e il rispetto dei valori limite stabiliti dal DM 186/2006.

Linee Guida per la gestione scorie nere di acciaieria a forno elettrico

Ad oggi non esistono regolamenti specifici di tipo End of Waste per le scorie di acciaieria; tuttavia, la Regione Lombardia ha adottato Linee Guida per la loro gestione (approvate con la Delibera n. XI/5224 del 13 settembre 2021) [18], che forniscono un quadro tecnico-normativo dettagliato per la gestione sostenibile delle scorie nere provenienti dalla produzione di acciaio al carbonio mediante forno ad arco elettrico.

Le linee guida si focalizzano su due principali modalità di gestione:

- **Gestione come “sottoprodotto”**: definisce i criteri attraverso i quali le scorie nere possono essere considerate sottoprodotti ai sensi dell’articolo 184-bis del D.Lgs. 152/2006, favorendo il loro utilizzo diretto nei processi produttivi senza essere classificate come rifiuti.
- **Cessazione della qualifica di rifiuto (“End of Waste”)**: stabilisce le condizioni necessarie affinché le scorie nere cessino di essere considerate rifiuti, in conformità all’articolo 184-ter del D.Lgs. 152/2006, consentendone il reimpiego in specifici settori industriali.

L’obiettivo principale delle Linee Guida è incentivare l’economia circolare, riducendo lo smaltimento in discarica e promuovendo il riutilizzo delle scorie EAF in applicazioni quali:

- Materiali per costruzioni edili e stradali;
- Aggregati per calcestruzzi e miscele bituminose;
- Strati di fondazione e sottofondi stradali.

Le Linee Guida includono inoltre indicazioni dettagliate sulle procedure per la caratterizzazione chimico-fisica delle scorie, i requisiti ambientali da rispettare e

³ Spandimento sul suolo a beneficio dell’agricoltura

le metodologie per la verifica della conformità, al fine di garantire la sicurezza e l'efficacia del loro impiego.

1.2.6 NORMATIVA SABBIE ESAUSTE DA FONDERIA

Un importante passo avanti per la valorizzazione dei residui dei processi di fonderia e la piena realizzazione della transizione all'economia circolare è stato ottenuto con l'approvazione, da parte della Giunta regionale lombarda (con la DGR n° XI/6071 del 07/03/2022, pubblicata sul Bollettino Ufficiale n. 10 del 11/03/2022), delle "Linee guida regionali per la gestione delle terre di fonderia"[19]. Tali linee guida rappresentano un valido strumento di supporto per la gestione delle terre esauste prodotte dalle fonderie italiane che utilizzano la formatura in sabbia all'interno del loro ciclo produttivo, indipendentemente dal tipo di lega lavorata (ferrosa o non ferrosa).

L'obiettivo principale di tali linee guida, è promuovere l'economia circolare, favorendo il riutilizzo delle terre di fonderia in sostituzione di materiali inerti naturali, riducendo così la necessità di smaltimento in discarica e l'estrazione di nuove risorse.

Redatte sulla base del documento riguardante le scorie di acciaieria descritto nel paragrafo 1.2.5, le linee guida delineano due principali modalità di gestione:

- **Gestione come sottoprodotto:** vengono definiti i criteri per cui le terre di fonderia possono essere considerate sottoprodotti ai sensi dell'articolo 184-bis del D.Lgs. 152/2006, permettendone l'utilizzo diretto in altri processi produttivi senza essere classificate come rifiuti.
- **Cessazione della qualifica di rifiuto (End of Waste):** vengono stabilite le condizioni per cui le terre di fonderia cessano di essere considerate rifiuti, in conformità all'articolo 184-ter del D.Lgs. 152/2006, consentendone il reimpiego in specifici settori industriali.

Le linee guida forniscono inoltre indicazioni sulle procedure di caratterizzazione chimico-fisica delle terre, sui requisiti ambientali da rispettare e sulle metodologie di verifica della conformità, garantendo la sicurezza e l'efficacia del loro impiego.

1.3 ALTRI RIFERIMENTI NORMATIVI INTERNAZIONALI

Di seguito verranno presentate altre normative internazionali di interesse per i rifiuti in oggetto.

1.3.1 EoW SUI CDW IN ALTRI STATI

Per quanto riguarda i CDW, i criteri di EoW non sono ancora stati definiti a livello europeo. Tuttavia, nel 2022 è nato il progetto "Background Data Collection for Future EU End-of-Waste (EoW) Criteria of Construction and Demolition Waste (CDW)" - GROW/2022/OP/0015 [20], commissionato dalla Commissione Europea. L'obiettivo del progetto è preparare un elenco di flussi di rifiuti per lo

sviluppo futuro dei criteri di End of Waste per gli aggregati riciclati a livello europeo.

Il progetto si concentra sulla raccolta e l'analisi di dati di base e informazioni sui flussi di rifiuti e sottoprodotti derivanti dalle attività di costruzione e demolizione. Inoltre, questo progetto consente l'analisi di eventuali benefici associati ai materiali secondari derivanti dai flussi CDW e incoraggia la collaborazione tra il settore delle costruzioni, la Commissione Europea e gli Stati membri. I dati e le informazioni raccolti da vari impianti europei di trattamento CDW saranno utilizzati per generare una lista di priorità per i criteri EoW. Al centro di questo progetto vi è il coinvolgimento degli stakeholder a un'indagine su scala europea. L'indagine pubblica è stata lanciata durante lo Stakeholder Kick-Off Meeting del 10 maggio 2023, e le informazioni raccolte verranno utilizzate come input per ulteriori analisi nello sviluppo della lista di priorità [21].

Attualmente, il riciclo di alcuni rifiuti è spesso ostacolato da diversi fattori, superabili determinando quando un rifiuto cessa di essere tale e diventa un prodotto secondario. In alcuni Paesi, come in Italia, il riciclo dei CDW è fortemente limitato dalla legislazione e dalle preoccupazioni degli utenti finali riguardo alle proprietà chimiche, fisiche e meccaniche dei materiali, considerate variabili e difficili da quantificare a causa della forte eterogeneità dei rifiuti in oggetto. Per queste ragioni, i criteri di End of Waste possono promuovere la produzione di AR di qualità superiore definendo requisiti tecnici e ambientali minimi che i materiali devono soddisfare. Ciò porterebbe a un aumento della domanda di mercato per tali prodotti e a un incremento dei tassi di riciclo.

Sfortunatamente, sebbene la ricerca abbia compiuto molti passi avanti per promuovere l'uso di AR in applicazioni più "nobili", come la produzione di calcestruzzo, le carenze normative relative all'EoW rimangono un limite al pieno raggiungimento di un'economia circolare completa. In Europa, attualmente solo sette Stati hanno adottato criteri di End of Waste per gli AR nella loro normativa. Questi Paesi sono: Italia, Austria, Francia, Paesi Bassi, Belgio, Regno Unito e Irlanda. Alcuni Stati membri che non dispongono dei criteri di End of Waste hanno comunque adottato criteri per quantificare la cessione mediante metodiche di lisciviazione standard europee; tra questi vi sono Danimarca, Finlandia, Repubblica Ceca, Germania, Spagna e Svezia, come mostrato nella Tabella 1.7.

I criteri EoW adottati da questi Stati membri europei sono strettamente correlati in termini di obiettivo e qualità. Tuttavia, esistono differenze nell'ambito dei materiali accettati per il recupero (in termini di codici EER), nei criteri di qualità e nei rispettivi metodi di valutazione.

Tabella 1.7 – Criteri e metodiche adottate nei paesi membri dell’UE

Nazione	Criteri EoW?	Regolamentazione sull'uso di aggregati da rifiuti?	Criteri sulla lisciviazione?	Tipologia di test di lisciviazione richiesto
Austria	Sì	Sì	Sì	EN 12457-4 (L/S=10 l/Kg)
Belgio (Vallonia)	Sì	Sì	Sì	DIN 38414 - S4
Repubblica Ceca	No	Sì	Sì	EN 12457-4 (L/S=10 l/Kg)
Danimarca	No	Sì	Sì	EN 12457-1
Finlandia	No	Sì	Sì	EN 14405 (L/S=10 l/Kg)
Francia	Sì	Sì	Sì	EN 12457-2 e 4 (L/S=10 l/Kg)
Germania	No	Sì	Sì	EN 12457-2 (L/S=10 l/Kg) e DIN 19528 (nuova legislazione)
Ungheria	No	Alcuni	Sì	Non noto
Italia	Sì	Sì	Sì	EN 12457-2 (L/S=10 l/Kg)
Irlanda	Sì	Sì	Sì	EN 12457-2 (L/S=10 l/Kg)
Paesi Bassi	Sì	Sì	Sì	EN 14405 (L/S=10 l/Kg)
Polonia	No	No	No	-
Portogallo	No	Sì	No	-
Slovacchia	No	No	No	-
Spagna	No	Sì	Sì	EN 12457-4 (L/S=10 l/Kg)
Svezia	No	Sì	Sì	EN 14405 (L/S=10 l/Kg)
Regno Unito	Sì	Sì	No	Variabile, nessun test di routine

Vengono di seguito dettagliati i criteri EoW riguardanti i CDW di diversi stati europei.

Austria

Le prime tracce del regolamento End of Waste (EoW) in Austria risalgono al 2014, con la regolamentazione per i CDW per la produzione e classificazione di materiali da costruzione riciclati come non più rifiuti. I CDW trattabili si riferiscono solo al codice 17 dell’EER e includono:

- 170101 "Cemento";
- 170102 "mattoni";
- 170103 "mattonelle e ceramiche";
- 170107 "miscugli di cemento, mattoni, mattonelle e ceramiche, diversi da quelle di cui alla voce 170106";

- 170302 "miscele bituminose diverse da quelle di cui alla voce 170301";
- 170504 "terre e rocce, diverse da quelle indicate alla voce 170503";
- 170508 "Pietrisco per massicciate ferroviarie, diverso da quello di cui alla voce 170507".

Non è richiesto un controllo sulla composizione per il materiale in ingresso. Per quanto riguarda il test di cessione sugli aggregati riciclati, la norma applicata per il test di conformità è la EN 12457-4. Per il controllo di qualità, l'aggregato riciclato deve essere assegnato a una delle otto classi di qualità in conformità alla proposta della norma ONORM B 3140.

Francia

La Francia ha introdotto un regolamento sull'End of Waste nel 2015 per gli aggregati prodotti dai lavori di costruzione e pubblica utilità, destinati all'utilizzo nella costruzione di strade. I codici EER accettati dal regolamento, che si riferiscono al codice 17 della Lista Europea dei Rifiuti, sono i seguenti:

- 170101 "cemento";
- 170102 "mattoni";
- 170103 "mattonelle e ceramiche";
- 170107 "miscele di calcestruzzo, mattoni, tegole e ceramiche diverse da quelle di cui alla voce 170106";
- 170202 "vetro";
- 170302 "miscele bituminose diverse da quelle di cui alla voce 170301";
- 170504 "terre e rocce diverse da quelle di cui alla voce 170503".

Dopo il processo di produzione, ogni aggregato riciclato è classificato in base alla sua origine, per facilitarne il riutilizzo. Attualmente, in Francia, gli aggregati riciclati sono sottoposti a test di composizione, lisciviazione e controllo qualità.

- Test di composizione: eseguito secondo la norma EN 933-11 per definire la classificazione dei costituenti principali dell'aggregato riciclato (plastica, gomma, ecc.).
- Test di lisciviazione: il test di conformità viene effettuato in base alle norme EN 12457-2 e EN 12457-4.
- Controllo di qualità: i risultati determinano il tipo di utilizzo possibile, seguendo standard specifici:
 - EN 13285: per l'uso nella costruzione di substrati stradali;
 - EN 13242+A1: per materiali non legati e legati idraulicamente destinati alla costruzione stradale;
 - P 11-300: costruzione di rilevati per infrastrutture stradali;
 - P 18-545: costruzione di strade;
 - EN 13108-8: aggregati per miscele bituminose, miscele idrocarburiche e rivestimenti stradali.

Paesi Bassi

I Paesi Bassi hanno pubblicato nel 2015 una regolamentazione sull'End of Waste per i "rifiuti lapidei" generati durante la costruzione, ristrutturazione e demolizione di edifici, strade e altri rifiuti equivalenti in termini di composizione. I rifiuti lapidei sono identificati dai seguenti codici EER:

- 170101 "cemento";
- 170102 "mattoni";
- 170107 "miscele di calcestruzzo, mattoni, tegole e ceramiche diverse da quelle di cui alla voce 170106".

I CDW in ingresso devono essere classificati come rifiuti non pericolosi e non devono contenere amianto, asfalto contenente catrame (IPA), materiali per coperture, rifiuti domestici, gesso, terra, fuliggine e legno in quantità tali da compromettere la qualità degli aggregati riciclati. Gli AR devono successivamente essere analizzati per rilevare la presenza di amianto.

Attualmente, nei Paesi Bassi, gli aggregati riciclati sono sottoposti a test di composizione, lisciviazione e controllo qualità.

- Test di composizione: condotto secondo la norma EN 933-11, utilizzata anche in Francia.
- Test di lisciviazione: il Percolation Test è eseguito secondo la norma EN 14405:2017.
- Controllo di qualità: standard applicabili:
 - EN 13242+A1: materiali non legati e legati idraulicamente per la costruzione stradale;
 - EN 12620: aggregati per calcestruzzo;
 - EN 16236: valutazione di conformità degli aggregati.

Regno Unito

Il Regno Unito dispone di una regolamentazione Eow per la produzione e l'utilizzo di AR da rifiuti inerti. Questo protocollo di qualità è applicabile in Inghilterra, Galles e Irlanda del Nord. I materiali inerti non devono essere contaminati con sostanze pericolose, come descritto nella Lista dei Rifiuti dei rispettivi paesi ed eventuali contaminanti presenti devono essere rimossi durante il trattamento dei rifiuti. Il Regno Unito non prevede criteri per la lisciviazione, poiché non richiede la verifica del rilascio di contaminanti.

Il trattamento, il campionamento e i test sugli aggregati riciclati devono essere conformi agli standard EN approvati per l'uso previsto degli aggregati. Gli aggregati non devono richiedere ulteriori lavorazioni, compresa la riduzione delle dimensioni. Per il controllo di qualità, vengono applicati diversi test:

- BS EN 13242: aggregati per materiali non legati e legati idraulicamente utilizzati in opere di ingegneria civile e costruzioni stradali;
- BS EN 12620: aggregati per calcestruzzo;

- BS EN 13043: aggregati per miscele bituminose e trattamenti superficiali per strade, aeroporti e altre aree trafficate;
- BS EN 13108-8: miscele bituminose – specifiche del materiale – Parte 8: asfalto riciclato;
- BS EN 16236: valutazione di conformità degli aggregati – test di tipo iniziale e controllo della produzione in fabbrica.

Quando l'aggregato riciclato soddisfa il protocollo di qualità, cessa di essere considerato un rifiuto e diventa un prodotto disponibile sul mercato.

Irlanda

La Decisione Nazionale EoW-N001/2023 del 23 maggio 2023 stabilisce i criteri per determinare quando un aggregato riciclato cessa di essere un rifiuto ai sensi del Regolamento 28 delle normative europee (Direttiva Rifiuti) 2011 – 2020.

Nella Sezione 3 sono indicati i criteri: un aggregato riciclato cessa di essere un rifiuto se si dimostra che tutte le seguenti condizioni sono soddisfatte:

- L'aggregato riciclato è il risultato di un'operazione di recupero effettuata con un permesso per i rifiuti appropriato;
- I rifiuti utilizzati come input per l'operazione di recupero rispettano i criteri indicati nella Parte 1 dell'Allegato I;
- I rifiuti utilizzati come materiale per l'operazione di recupero sono stati trattati in conformità ai criteri stabiliti nella Parte 2 dell'Allegato I;
- La qualità dell'aggregato riciclato soddisfa i criteri stabiliti nella Parte 3 dell'Allegato I, compresi i limiti per inquinanti e contaminanti fisici;
- Il produttore ha rispettato i requisiti di campionamento e analisi indicati nella Parte 4 dell'Allegato I;
- Il produttore ha rispettato i requisiti di stoccaggio indicati nella Parte 5 dell'Allegato I;
- Il produttore ha rispettato i requisiti indicati nelle sezioni da 4 a 7;
- Il produttore ha rispettato le linee guida emesse dall'Agenzia in relazione a tali criteri.

Il test di lisciviazione richiesto dai criteri EoW in Irlanda è il test di conformità, conforme alla norma **EN 12457-2**, come in Italia.

Belgio

In Belgio, le responsabilità ambientali sono suddivise tra il governo federale, i governi regionali e le regioni. Le tre regioni principali sono: la Regione Fiamminga, la Regione di Bruxelles-Capitale e la Regione Vallonia ed hanno quasi completamente in carico la gestione dei rifiuti.

I. Regione Fiamminga

Con il **Decreto Materiali del 2012**, relativo alla gestione dei cicli di materiali e rifiuti, e attraverso il sistema di gestione delle demolizioni denominato

VLAREMA, la Regione Fiamminga mira a garantire la qualità e la tracciabilità degli aggregati riciclati. Inoltre, pone le basi per una migliore chiusura dei cicli dei materiali nelle Fiandre. Insieme al cosiddetto "eenheidsreglement", un regolamento progettato per assicurare la qualità degli AR, vengono previste disposizioni specifiche per i CDW.

Alcuni criteri specifici sono stabiliti per i materiali che possono essere utilizzati come risorse per la costruzione e non sono più considerati rifiuti (VLAREMA art. 2.3.2, allegato 2.2 e art. 5.3.3). Inoltre, le operazioni di discarica sono vietate per i materiali raccolti in modo selettivo o per quelli che, in base alla loro natura, quantità e omogeneità, dovrebbero essere destinati al riutilizzo o al riciclaggio secondo le migliori tecniche disponibili (VLAREMA art. 4.5.1). Questa regione vieta il conferimento diretto in discarica della frazione mista di CDW.

II. Regione di Bruxelles-Capitale

La Direttiva 2008/98/CE è stata recepita nell'Ordinanza sui Rifiuti del 14 giugno 2012 (Art. 2) e nel Decreto del Governo della Regione di Bruxelles-Capitale del 12 giugno 2012. Il quadro legislativo per la gestione dei CDW stabilisce che qualsiasi appaltatore incaricato dall'autorità appaltante di eseguire lavori che generano detriti è obbligato a fornire o organizzare il riciclaggio di tali detriti. In particolare, è obbligatorio riciclare la frazione lapidea e sabbiosa dei CDW, e i detriti devono essere trattati per essere utilizzati come materie prime secondarie.

III. Regione Vallonia

Nel 1996, è stato approvato il Decreto sui Rifiuti, che fin dalla sua prima stesura e con le successive implementazioni, stabilisce i criteri EoW e gli obiettivi da raggiungere entro il 2020, oltre a fornire le definizioni per i CDW non pericolosi. Il 14 giugno 2001, la regione ha elencato le categorie e i possibili recuperi per ciascun rifiuto, descrivendo le condizioni necessarie per consentirne il riutilizzo. Ha inoltre introdotto la possibilità di riempimenti, che prima non erano consentiti. Negli anni successivi, con decreti successivi, la Regione ha stabilito le condizioni per lo stoccaggio dei rifiuti nei cantieri, il progressivo divieto di conferire i CDW in discarica e i criteri per lo smaltimento dei rifiuti inerti in discarica.

Solo i rifiuti finali risultanti da selezione e successivo trattamento possono essere ammessi in discarica. Infine, la Regione Vallonia è l'unica regione in Belgio ad aver adottato i criteri di End of Waste per gli aggregati riciclati da CDW.

Germania

In Germania, il governo federale è responsabile della regolamentazione dello smaltimento dei rifiuti. La legge principale che regola la gestione dei rifiuti e promuove l'economia circolare è il Circular Economy Act (*Kreislaufwirtschaftsgesetz – KrWVG*), entrato in vigore il 1° giugno 2012. Questa legge definisce anche quando una sostanza non è più considerata un rifiuto. La

legge sulla gestione dei rifiuti urbani (*Gewerbeabfallverordnung*) descrive le modalità di separazione e pretrattamento dei rifiuti da costruzione e demolizione (CDW).

Le tariffe per il conferimento in discarica dei CDW in Germania variano da regione a regione e, purtroppo, non esistono altri strumenti economici per incentivare il riciclo dei CDW. Inoltre, la Germania non prevede un regime legale di responsabilità estesa del produttore per i materiali da costruzione.

Il Circular Economy Act (KrWG) è integrato da altre normative, come il regolamento *Abfallverzeichnis-Verordnung* (AVV), che elenca i tipi di rifiuti classificati come pericolosi o non pericolosi. Questo regolamento dettaglia anche le disposizioni di monitoraggio previste dall'Articolo 47 e seguenti del KrWG.

In Germania sono previste diverse normative in materia di valutazione dell'impatto ambientale dei materiali da costruzione riciclati. Nel 2006, il Ministero Federale dell'Ambiente, della Conservazione della Natura, delle Costruzioni e della Sicurezza Nucleare (BMUB) ha introdotto un quadro normativo nazionale generale per le acque sotterranee, i materiali da costruzione sostitutivi, le discariche e la protezione del suolo, noto come *Mantelverordnung*. L'Ordinanza sui Materiali da Costruzione Sostitutivi (*Ersatzbaustoffverordnung*) rientra in questo quadro generale (in particolare nell'Articolo 2) e ha i seguenti obiettivi principali:

- Stabilire standard nazionali, uniformi e legalmente vincolanti per garantire l'uso sicuro di materiali da costruzione sostitutivi minerali per scopi tecnici e di recupero;
- Eliminare le incertezze nell'uso e nello sfruttamento dei materiali minerali sostitutivi per tutti i partecipanti;
- Ridurre le procedure amministrative per l'installazione o l'uso di materiali minerali sostitutivi per scopi tecnici;
- Aumentare le possibilità di competizione a livello nazionale per la costruzione e la fornitura di materiali eliminando le regolamentazioni specifiche di ciascun paese.

Oltre a ciò, il quadro normativo comprende anche il Federal Soil Protection Act (*BBodSchG*), la Federal Ordinance on Soil Protection (*Bundesbodenschutzverordnung*), il Circular Economy Act (KrWG), la Waste Classification Ordinance (*Abfallverzeichnis-Verordnung*) e la Landfill Directive (*Deponieverordnung*).

Lo status di EoW è definito dal Circular Economy Act tedesco (*Kreislaufwirtschaftsgesetz*, § 5 KrWG - Ende der Abfalleigenschaft, 2012). In una sentenza del 5 dicembre 2012, il Tribunale Amministrativo Federale ha stabilito che lo status di EoW si applica anche ai CDW e che lo status di rifiuto di una

sostanza termina solo quando la tecnica di recupero o riciclo è completata in conformità ai requisiti pertinenti stabiliti dal regolamento sui rifiuti.

Dal 2006, è in preparazione un'ordinanza quadro più completa (Mantelverordnung), che costituisce un approccio coordinato e coerente per l'uso corretto e sicuro dei materiali da costruzione riciclati e per l'applicazione di materiali al suolo. Nel terzo progetto del luglio 2015, in particolare l'Articolo 4, viene stabilita una regolamentazione sullo status di End of Waste per i materiali da costruzione riciclati appartenenti alla classe di qualità ecologica più elevata, denominata RC-1.

Danimarca

Le regole danesi per il riciclo dei rifiuti da costruzione e demolizione sono definite nei seguenti tre documenti legislativi:

- Environmental Protection Act No. 879 del 26/06/2010, che richiede un'autorizzazione per il riciclo dei CDW che potrebbero contaminare l'ambiente. È obbligatorio riciclare i CDW che possono contaminare le acque sotterranee, il suolo e il sottosuolo.
- Statutory Order No. 1309/2012 sui rifiuti, che stabilisce che le aziende produttrici di rifiuti devono sempre separare i rifiuti pericolosi, quelli contenenti PCB e il vetro doppio dai loro CDW, e che i CDW devono essere separati in loco o presso impianti di smistamento autorizzati.
- Statutory Order No. 1662/2010 sul riciclo dei residui e del suolo nei lavori di costruzione e sul riciclo dei CDW ordinati e non inquinati.

La Danimarca applica una tassa sui rifiuti che copre non solo le discariche, ma anche l'incenerimento con e senza recupero energetico. Una tassazione elevata sulle discariche e sull'incenerimento dei rifiuti senza recupero energetico ha incentivato lo sviluppo di tecnologie di riciclo e ridotto le quantità conferite in discarica.

La Danimarca non dispone di un regime legale di responsabilità estesa del produttore per i materiali da costruzione. Tuttavia, dal 2011 è stato introdotto un sistema di certificazione per gli edifici sostenibili, denominato DGNB, gestito dal Danish Green Building Council, che copre la valutazione dell'intero ciclo di vita degli edifici, inclusa la produzione di CDW.

1.3.2 REGOLAMENTO REACH PER I SOTTOPRODOTTI DA EAFS

Il regolamento REACH (CE n. 1907/2006, "Registrazione, valutazione, autorizzazione e restrizioni delle sostanze chimiche") è entrato in vigore il 1° giugno 2007, con l'obiettivo di migliorare la salute umana e la sicurezza ambientale affrontando i potenziali rischi posti dalle sostanze chimiche. Questo regolamento comprende i processi di registrazione, valutazione, autorizzazione e restrizione delle sostanze chimiche, obbligando i produttori e gli importatori

europei a condurre studi completi sulle proprietà chimiche, fisiche, tossicologiche ed ecotossicologiche delle sostanze che producono o importano.

Per ogni tipologia di scorie siderurgiche, il Consorzio RFSC ("REACH Ferrous Slag Consortium"), guidato dall'istituto tedesco FEhS ("Research Institute for Iron and Steel Slags"), ha definito i parametri qualitativi e quantitativi delle sostanze tal quali e del loro lisciviato. L'obiettivo è quello di rendere inequivocabile la caratterizzazione delle scorie, sulla base della quale sono stati sviluppati gli studi per il regolamento REACH. La Tabella 2.7 mostra le cinque famiglie di scorie, il loro numero EINECS e il loro numero CAS (Chemical Abstract Service). L'acciaieria deve quindi dimostrare che gli studi condotti sulle scorie prodotte, come indicato nel fascicolo di registrazione, sono rappresentativi della produzione effettiva. L'analisi di tutte le scorie di acciaio immesse sul mercato costituisce un'area del diagramma ternario in cui vengono identificati i valori medi e la composizione prescelta per l'esecuzione delle prove ecotossicologiche e tossicologiche.

Tabella 1.7 – Famiglie di scorie e corrispondenti numeri EINECS⁴ e CAS⁵ [22]

	Sostanza per registrazione	Nome EINECS	Nome comune	N. EINECS / CAS no.
1	GBS	Scoria, metallo ferroso, altoforno (granulata)	Scoria granulata d'altoforno	266-002-0 / 65996-69-2
	ABS	Scoria, metallo ferroso, altoforno (raffreddata ad aria)	Scoria raffreddata ad aria d'altoforno	266-002-0 / 65996-69-2
2	BOS	Scoria, acciaieria, convertitore	Scoria del convertitore ad ossigeno basico	294-409-3 / 91722-09-7
3	EAF C	Scoria, acciaieria, forno elettrico (acciaio al carbonio)	Scoria del forno ad arco elettrico da acciaio al carbonio	932-275-6 / -
4	EAF S	Scoria, acciaieria, forno elettrico (acciaio inox / leghe speciali)	Scoria del forno ad arco elettrico da acciaio inossidabile	932-476-9 / -
5	SMS	Scoria, acciaieria	Scoria della metallurgia secondaria	266-004-1 / 65996-71-6

GBS: Scoria granulata d'altoforno; ABS: Scoria raffreddata ad aria d'altoforno; BOS: Scoria del convertitore ad ossigeno basico; EAF C: Scoria del forno ad arco elettrico da acciaio al carbonio; EAF S: Scoria del forno ad arco elettrico da acciaio inossidabile; SMS: Scoria della metallurgia secondaria.

Una mappa delle 81 aziende che hanno registrato le loro scorie EAF al REACH è riportata nella Figura 1.1 (dati elaborati dal database [23]).

Ad oggi 10 aziende italiane hanno iscritto le loro scorie al REACH.

⁴ Registro Europeo delle Sostanze chimiche in Commercio

⁵ Chemical Abstract Service

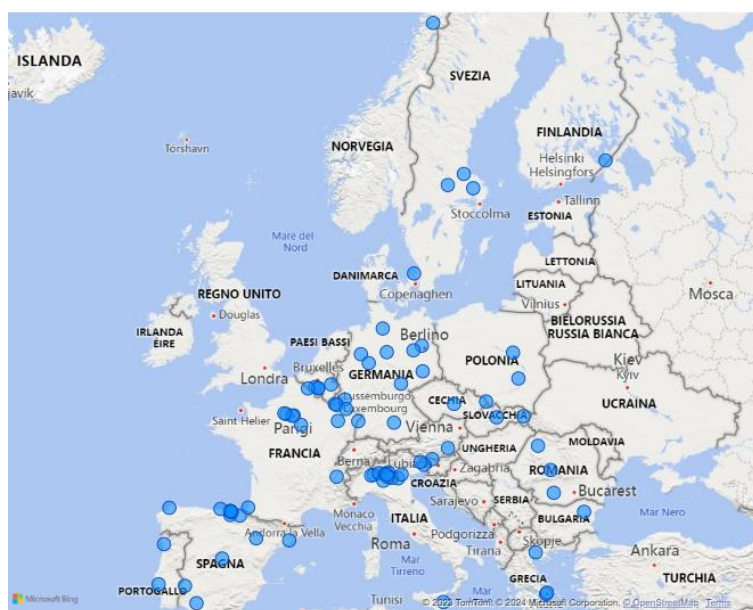


Figura 1.1 - Mappa delle aziende che hanno registrato la scoria EAF secondo il regolamento [23]

L'Allegato al Regolamento 2017/997/UE riporta le condizioni affinché qualsiasi rifiuto possano essere classificati come rifiuti pericolosi per la caratteristica HP14 "Ecotossico". Generalmente, gli studi per i requisiti informativi del regolamento REACH in merito a ecotossicità, tossicità e proprietà fisico-chimiche vengono condotti seguendo linee guida per i test. I test tossicologici effettuati sulle scorie rispettano i protocolli sviluppati dall'Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo Economico ("OCSE"), riportati in linee guida aggiornate periodicamente. Secondo le "Linee guida sulla classificazione dei rifiuti", ai fini della valutazione della tossicità acquatica di un rifiuto, sono applicabili i metodi riportati nella Tabella 1.8 e selezionati tra quelli indicati nel REGOLAMENTO (CE) N. 440/2008 [24].

Tabella 1.8 - Metodi applicabili per la valutazione della tossicità acquatica [25]

CE 440/2008	Linee guida dell'OCSE	TEST
C.1 - Tossicità acuta per pesci	OECD 203 LC50 96 ore sul pesce	Tossicità acuta
C.2 - <i>Daphnia sp.</i> Test di immobilizzazione acuta	OECD 202 EC50 48 ore	Tossicità acuta
C.3 - Alghe d'acqua dolce e cianobatteri, test di inibizione della crescita o:	OECD 201 EC5/NOEC 72 o 96 ore	Tossicità acuta/cronica
C.26 - Test di inibizione della crescita su <i>Lemna sp.</i>	OECD 221 (<i>Lemna sp.</i> Test di inibizione della crescita)	Tossicità acuta
oppure, se necessario:	oppure, se necessario:	
C.20 - Test di riproduzione della <i>Daphnia magna</i>	OECD 211 NOEC (Test di riproduzione della <i>Daphnia magna</i>)	Tossicità cronica

1.3.3 LINEE GUIDA FRANCESI SUL RIUTILIZZO DELLE WFS

Un lavoro francese, che adotta un approccio diverso, definisce le linee guida per il riutilizzo delle sabbie di fonderia esauste (*Waste Foundry Sands, WFS*) nella costruzione stradale; nel biennio 2014-2015, un programma nazionale di caratterizzazione ambientale delle sabbie di fonderia ha consentito di acquisire numerose conoscenze sul comportamento ambientale di questi materiali. Per essere riciclate come materiali destinati all'uso stradale, le sabbie di fonderia devono subire una serie di trattamenti per ottenere un prodotto controllato e privo di elementi indesiderati. A tal fine, è necessario applicare una metodologia specifica per caratterizzarne le proprietà dal punto di vista ambientale. Questi materiali possono quindi essere utilizzati singolarmente come materiali stradali o miscelati per ampliare il loro campo di applicazione.

Questo documento tecnico inizia presentando le sabbie di fonderia e il loro processo di produzione. Descrive in dettaglio il deposito, le caratteristiche fisiche e chimiche delle sabbie di fonderia, oltre al processo di elaborazione dei materiali alternativi destinati alla tecnica stradale. Una sezione è dedicata ai campi di applicazione e alle limitazioni d'uso in base al livello di esposizione alle acque meteoriche (acque di laghi, fiumi e falde acquifere), mentre un'altra tratta il tema dell'Assicurazione della Qualità Ambientale.

In particolare vengono individuati tre scenari di utilizzo, che dipendono principalmente dallo spessore dello strato, riportati in Figura 1.2.

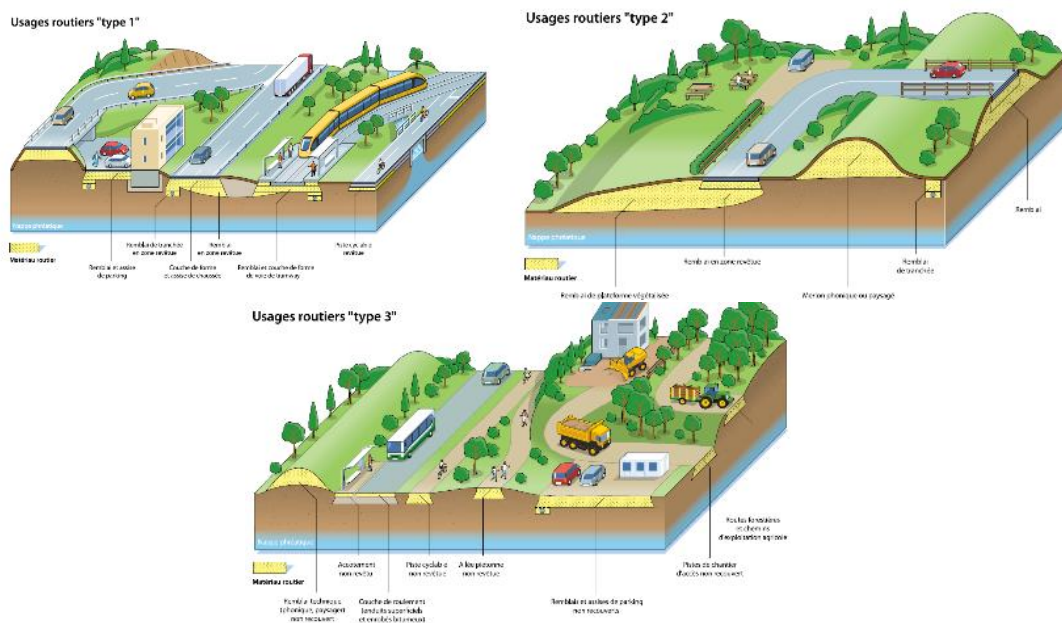


Figura 1.2 – Scenari di utilizzo delle sabbie esauste di fonderia

Il riutilizzo delle WFS è consentito solo a determinate distanze dai corsi d'acqua e da altri corpi idrici superficiali ed è vietato nei parchi nazionali. Per ciascuno scenario vengono definiti diversi valori soglia per i test di lisciviazione, riportati in Tabella 1.9.

Come si può notare per molti parametri, prevalentemente metalli, sono previsti limiti uguali mentre cambiano i limiti per alcuni ioni e per la frazione solubile in funzione dello scenario di impiego.

Tabella 1.9 - Valori limiti in funzione del tipo di utilizzo

Parametri	Usi di tipo 1	Usi di tipo 2	Usi di tipo 3
Test di cessione ai sensi della EN 12457-2; concentrazioni espresse in mg/kg di sostanza secca			
Arsenico (As)	0,6	0,6	0,6
Bario (Ba)	25	25	25
Cadmio (Cd)	0,05	0,05	0,05
Cromo totale (Cr)	0,8	0,6	0,6
Rame (Cu)	3	3	3
Mercurio (Hg)	0,01	0,01	0,01
Molibdeno (Mo)	0,6	0,6	0,6
Nichel (Ni)	4	2	0,5
Piombo (Pb)	0,6	0,6	0,6
Antimonio (Sb)	0,7	0,4	0,08
Selenio (Se)	0,1	0,1	0,1
Zinco (Zn)	20	10	5
Fluoruri	60	30	13
Cloruri	1.000	1.000	1.000
Solfati	10.000	5.000	1.300
Indice fenolo	2	2	1
Frazione solubile	/	/	5.000
Analisi di caratterizzazione chimica eseguite sul rifiuto tal quale; concentrazioni espresse in mg/kg di sostanza secca			
TOC	30,000	30,000	30,000
BTEX	6	6	6
PCB	1	1	1
Idrocarburi C10-C40	500	500	500
IPA	50	50	50

2 COMPATIBILITÀ AMBIENTALE

Il recupero di rifiuti nel settore delle costruzioni rappresenta un'importante opportunità per promuovere la sostenibilità ambientale e ridurre l'impatto ambientale dovuto allo smaltimento in discarica. Tuttavia, affinché il riutilizzo di questi materiali recuperati sia compatibile con l'ambiente in cui saranno impiegati è necessario adottare un approccio rigoroso basato su metodologie standardizzate e validate a livello internazionale. In questo contesto, la valutazione della compatibilità ambientale diventa essenziale per garantire che i materiali derivati da rifiuti non costituiscano una fonte di contaminazione per il suolo, le acque superficiali e sotterranee, e non comportino rischi per la salute umana e gli ecosistemi. Questo capitolo descrive le procedure necessarie per garantire il rispetto delle normative e la compatibilità ambientale dei prodotti utilizzati. In particolare, verranno analizzati i seguenti aspetti chiave:

- **Caratterizzazione chimica:** un'analisi della composizione chimica del materiale per identificare i costituenti principali e le eventuali sostanze pericolose presenti. Tale caratterizzazione fornisce informazioni di base indispensabili per comprendere il comportamento chimico del materiale.
- **Test di cessione:** utilizzati per simulare il rilascio di sostanze potenzialmente inquinanti in condizioni controllate. Questi test consentono di valutare la lisciviabilità di elementi critici in scenari che simulano la realtà, tenendo conto di parametri come il pH, il rapporto liquido/solido (L/S), il tempo di contatto ecc.
- **Test di ecotossicità:** indagini finalizzate a valutare gli effetti tossici di sostanze chimiche, miscele o materiali sugli organismi viventi. Questi test integrano le informazioni chimiche e forniscono una valutazione più completa dei potenziali impatti ecologici e sulla salute umana.
- **Analisi di rischio:** una valutazione quantitativa e qualitativa dei rischi ambientali e sanitari associati al riutilizzo del materiale in condizioni sito-specifiche. Questo passaggio combina i risultati dei test precedenti con modelli previsionali per stimare l'esposizione e le conseguenze sugli organismi recettori

L'obiettivo di queste procedure è garantire che i materiali recuperati soddisfino i requisiti normativi e siano idonei per un utilizzo sicuro nel settore delle costruzioni, promuovendo al contempo l'economia circolare e la tutela ambientale.

2.1 CARATTERIZZAZIONE CHIMICA

La caratterizzazione chimica di un materiale o di un rifiuto è il processo mediante il quale si analizzano le proprietà chimiche, fisiche e, in alcuni casi, biologiche, al fine di determinare la sua composizione e le sue potenziali implicazioni

ambientali e sanitarie. Questa procedura è essenziale per classificare correttamente il rifiuto, definire le modalità di gestione, trattamento, recupero o smaltimento e garantire la conformità alle normative vigenti.

Tale caratterizzazione permette di stabilire il grado e la tipologia di pericolosità, per esempio, quando si ha a che fare con un rifiuto pericoloso attraverso la caratterizzazione vengono individuate le caratteristiche di pericolo e le classi di pericolosità HP, previste dalla normativa [5] e riportate di seguito:

- HP 1 - Esplosivo;
- HP 2 - Comburente;
- HP 3 - Infiammabile;
- HP 4 - Irritante;
- HP 5 - Nocivo;
- HP 6 - Tossico;
- HP 7 - Cancerogeno;
- HP 8 - Corrosivo;
- HP 9 - Infettivo;
- HP 10 - Teratogeno;
- HP 11 - Mutageno;
- HP 12 - Liberazione di gas a tossicità acuta;
- HP 13 - Sensibilizzante;
- HP 14 - Ecotossico;
- HP 15 - Rifiuto che non possiede direttamente una delle caratteristiche di pericolo summenzionate ma può manifestarla successivamente.

Per garantire l'affidabilità delle analisi è fondamentale conoscere in dettaglio il ciclo produttivo che genera il rifiuto, al fine di individuare con precisione le sostanze da ricercare. Un elemento cruciale nella caratterizzazione è il campionamento del rifiuto [26] o del materiale, che consiste nel prelevare un campione rappresentativo dell'intera massa. Tale campione deve riflettere fedelmente le caratteristiche della totalità del materiale da cui proviene. Infine, è necessario redigere una scheda di caratterizzazione del rifiuto, da conservare e presentare su richiesta. Questa scheda deve includere i seguenti elementi:

- Descrizione dettagliata del ciclo produttivo;
- Elenco delle sostanze che compongono il rifiuto, derivanti dal ciclo produttivo, corredato dalle Schede di Sicurezza dei materiali utilizzati;
- Risultati delle analisi di classificazione, volte a determinare l'effettiva concentrazione delle sostanze identificate o a escluderne la presenza.

Inoltre, la caratterizzazione chimica e il rispetto di concentrazioni limite, descritti nel capitolo 1.3.1, è previsto per la cessazione della qualifica di rifiuto dei CDW.

2.2 TEST DI CESSIONE

I test di cessione sono procedure analitiche utilizzate per determinare la capacità di un materiale (ad esempio, rifiuti solidi, suoli contaminati o materiali riciclati) di rilasciare sostanze potenzialmente inquinanti nell'ambiente, in particolare nelle matrici acquose come le acque superficiali e sotterranee. Tali test avvengono mettendo in contatto, per un tempo definito e in condizioni prestabilite, il materiale/rifiuto da testare con un liquido lisciviante in modo da ottenere un eluato; su cui vengono poi misurate le concentrazioni di determinati analiti in modo da determinare la compatibilità ambientale, l'eventuale ammissibilità al recupero o l'eventuale ammissibilità in determinate discariche per lo smaltimento.

Le metodiche per l'esecuzione dei test di cessione sono standardizzate e regolate da normative comunitarie armonizzate e dai recepimenti dei singoli stati. Tali norme sono studiate e redatte da comitati tecnici (TC) del Comitato europeo di normazione (CEN) i quali includono esperti provenienti dagli enti nazionali di normazione. In particolare i due gruppi di lavoro attivi sul tema della caratterizzazione ambientale dei rifiuti e dei materiali da costruzione sono:

- CEN/TC 444 - Caratterizzazione ambientale di matrici solide;
- CEN/TC 351 - Prodotti da Costruzione - Valutazione del rilascio di sostanze pericolose.

Non tutti gli aspetti rilevanti del comportamento di lisciviazione possono essere affrontati in un unico standard. Ad esempio, i test per caratterizzare i rifiuti e il loro comportamento possono essere generalmente suddivisi in tre categorie:

- Test di "Caratterizzazione di Base": utilizzati per ottenere informazioni sul comportamento di lisciviazione a breve e lungo termine e sulle proprietà caratteristiche dei materiali di rifiuto. In questi test vengono analizzati i rapporti liquido/solido (L/S), la composizione del lisciviante, i fattori che controllano la lisciviabilità, come il pH, il potenziale redox, la capacità complessante e i parametri fisici;
- Test di "Conformità": utilizzati per determinare se i rifiuti rispettano valori di riferimento specifici. Questi test si concentrano sulle variabili chiave e sul comportamento di lisciviazione identificati dai test di caratterizzazione di base;
- Test di "Verifica in Situ": utilizzati come controllo rapido per confermare che i rifiuti sono gli stessi sottoposti ai test di conformità.

Nelle Tabella 2.1 e 2.2 sono riportate le principali norme europee e i relativi recepimenti italiani che descrivono metodiche per eseguire test di cessione rispettivamente sui rifiuti e sui materiali da costruzione.

Tabella 2.1 – Norme che descrivono procedure per l'esecuzione di test di cessione sui rifiuti

NORMA	TITOLO
UNI EN 12457-1:2004 [27]	Prova a singolo stadio, con un rapporto liquido/solido di 2 l/kg, per materiali con elevato contenuto di solidi e con particelle di dimensioni minori di 4 mm
UNI EN 12457-2:2004 [28]	Prova a singolo stadio, con un rapporto liquido/solido di 10 l/kg, per materiali con particelle di dimensioni minori di 4 mm (con o senza riduzione delle dimensioni)
UNI EN 12457-3:2004 [29]	Lisciviazione - Prova di conformità per la lisciviazione di rifiuti granulari e di fanghi Prova a doppio stadio, con rapporti liquido/solido di 2 l/kg e 8 l/kg, per materiali con elevato contenuto di solidi e con particelle di dimensioni minori di 4 mm (con o senza riduzione delle dimensioni)
UNI EN 12457-4:2004 [30]	Prova a singolo stadio, con un rapporto liquido/solido di 10 l/kg, per materiali con particelle di dimensioni minori di 10 mm (con o senza riduzione delle dimensioni)
UNI CEN/TS 15862:2012 [31]	Prova di conformità per la lisciviazione- Prova di lisciviazione a singolo stadio per rifiuti monolitici con un rapporto liquido superficie (L/A) fisso per porzioni di prova con dimensioni minime fissate
UNI EN 15863:2015 [32]	Prova di comportamento alla lisciviazione per caratterizzazione di base. Test di lisciviazione dinamica su monolite con rinnovo periodico di lisciviante in condizioni sperimentali definite
UNI EN 12920:2009 [33]	Metodologia per la determinazione del comportamento alla lisciviazione dei rifiuti in condizioni specificate
UNI EN 14405:2017 [34]	Caratterizzazione dei rifiuti- Prove di comportamento alla lisciviazione- Prova di percolazione a flusso ascendente (nelle condizioni specificate)
UNI EN 14429:2015 [35]	Caratterizzazione dei rifiuti - Prove di comportamento alla lisciviazione - Influenza del pH sulla lisciviazione con aggiunta iniziale di acido/base
UNI EN 14997:2015 [36]	Prove di comportamento alla lisciviazione - Influenza del pH sulla lisciviazione con controllo continuo del pH
UNI CEN/TS 15364:2006 [37]	Caratterizzazione dei rifiuti - Prove di comportamento alla lisciviazione - Prova di capacità di neutralizzazione acida e basica
UNI CEN/TS 16660:2015 [38]	Caratterizzazione dei rifiuti - Prova di comportamento alla lisciviazione - Determinazione del carattere riducente e della capacità riducente

Tabella 2.2 – Norme che descrivono procedure per l’esecuzione di test di cessione sui prodotti da costruzione

NORMA	TITOLO
UNI EN 17195:2024 [39]	Valutazione di rilascio di sostanze pericolose- Analisi delle sostanze inorganiche in eluati
UNI EN 17087:2019 [40]	Valutazione di rilascio di sostanze pericolose-Preparazione di porzioni di prova dal campione di laboratorio per la prova di rilascio e l’analisi del contenuto
UNI EN 16637-1:2023 [41]	Guida per la determinazione delle prove di lisciviazioni e ulteriori fasi di prova
UNI EN 16637-2:2023 [42]	Valutazione del rilascio di sostanze pericolose Prova di lisciviazione dinamica superficiale (DSLIT)
UNI EN 16637-3:2024 [43]	Prova di percolazione a flusso ascendente orizzontale
UNI EN 1744-3:2003 [44]	Prove per determinare le proprietà chimiche degli aggregati- Preparazione di eluati per dilavamento di aggregati

Di seguito verranno descritte nel dettaglio le principali metodiche di interesse; quando la stessa metodica è applicata sia ai rifiuti che ai prodotti da costruzione, verrà analizzata nel dettaglio quella riferita ai prodotti da costruzione.

2.4.1 UNI EN 12457

I test di conformità normati dagli standard UNI EN 12457-1,2,3 e 4 si basano rispettivamente su diversi rapporti liquido/solido e su diverse dimensioni dei grani (oltre che il numero di estrazioni), poiché tra gli altri, svolgono un ruolo nel processo di lisciviazione. In Tabella 2.3 sono riportate le principali condizioni dei 4 standard.

Tabella 2.3 – Principali condizioni di prova per l’esecuzione del test di cessione ai sensi della UNI EN 12457

Standard	N° di estrazioni	Rapporto liquido/solido	Granulometria
UNI EN 12457-1:2004	1	2 l/Kg	<4mm
UNI EN 12457-2:2004	1	10 l/Kg	<4mm
UNI EN 12457-3:2004	2	2 l/Kg e 8 l/Kg	<4mm
UNI EN 12457-4:2004	1	2 l/Kg	<10mm

In particolare norma UNI EN 12457-2 è quella richiesta per il recupero di rifiuti in procedura semplificata dalla normativa italiana (DM 186/2006) ed è utilizzata per stabilire l’ammissibilità in discarica di un rifiuto.

2.4.2 UNI EN 12457-2 [13]

La presente norma specifica una prova di conformità che fornisce informazioni sulla lisciviazione di rifiuti granulari e fanghi con un rapporto liquido/solido di 10 l/kg di sostanza secca.

Il campione di rifiuto raccolto, subisce un primo trattamento di frantumazione granulometrica, in modo che le particelle che saranno analizzate avranno una dimensione massima pari a 4 mm, importante sottolineare che la (parte polverulenta generata da questa frantumazione viene separata). A questo punto si determina il peso e il contenuto d'acqua da fornire per preparare poi il campione che sarà soggetto d'analisi. Per quanto riguarda il materiale inserito in appositi contenitori è posto a contatto con acqua distillata (o demineralizzata, deionizzata o acqua di purezza equivalente) avente un pH compreso tra 5 e 7,5 e con una conduttività $<0,5$ mS/m, in modo da ottenere un rapporto liquido/solido di 10 l/kg. I contenitori poi sono posti in un miscelatore a rovesciamento o un agitatore a rotazione (Figura 2.1) ed agitati per 24 h.



Figura 2.1 - Esempio di agitatore a rotazione (ROTAX)

Finito il periodo di agitazione, e dopo un periodo di decantazione della sospensione di 15 minuti, l'eluato ottenuto viene filtrato su una membrana da $0,45 \mu\text{m}$, utilizzando un dispositivo di filtrazione sotto vuoto (Figura 2.2) o a pressione in modo da separare la fase liquida dalla fase solida.



Figura 2.2 - Apparato per l'estrazione dell'eluato

2.4.3 UNI EN 14429 [35]

Il pH è tra le principali variabile che controlla la lisciviabilità degli inquinanti della maggior parte degli aggregati [45]. Cambiamenti relativamente piccoli nel pH possono aumentare o diminuire le concentrazioni liscivate per molte sostanze, tra cui metalli cationici e ossianioni. L'influenza del pH si basa sulla forte dipendenza di questo parametro dalla solubilità di minerali importanti che possono essere presenti negli aggregati, come ossidi, idrossidi e carbonati [45].

Campioni di prova distinti vengono sottoposti a lisciviazione con un rapporto L/S fisso utilizzando liscivianti contenenti quantità predefinite di acido o base, in modo da raggiungere valori di pH stazionari al termine del periodo di estrazione. Ogni liscivante viene aggiunto in tre fasi all'inizio del test. È necessario ottenere almeno 8 valori finali di pH, coprendo un intervallo minimo compreso tra 2 e 12 (inclusi, ossia il valore più basso ≤ 2 e il valore più alto ≥ 12).

Le quantità di acido o base necessarie per coprire l'intervallo di pH possono essere determinate dai risultati di una titolazione preliminare, da dati sperimentali disponibili sul materiale in prova, oppure da una suddivisione arbitraria del consumo massimo predeterminato di acido e base.

I test vengono condotti per un tempo di contatto fisso, sufficiente a garantire un avvicinamento all'equilibrio per la maggior parte dei costituenti presenti nella maggior parte dei materiali di scarto oggetto di caratterizzazione. L'approssimazione all'equilibrio, come definita nella norma, viene verificata al termine del periodo di estrazione.

2.4.3 UNI EN 16637-3 [43]

Questo standard specifica un test di percolazione a flusso ascendente (PT) applicabile per determinare il comportamento di lisciviazione di sostanze inorganiche e organiche non volatili da prodotti da costruzione granulari. I prodotti da costruzione vengono sottoposti a percolazione con acqua in funzione del rapporto liquido-solido, secondo condizioni di percolazione specificate. Il metodo consiste in un test di lisciviazione a colonna a flusso continuo; una rappresentazione dell'apparecchiatura è riportata in Figura 2.3.

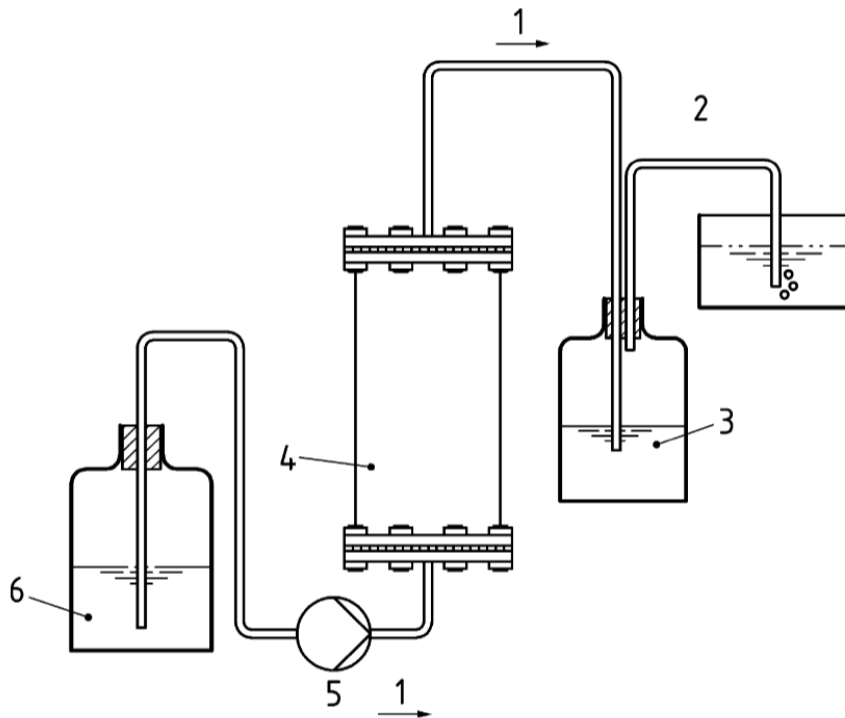


Figura 2.3 – Apparecchiatura per l'esecuzione di un test di percolazione

Il test richiede l'uso di una colonna in vetro o plastica con un diametro interno compreso tra 5 cm e 10 cm, un'altezza di riempimento di 30 cm e dotata di filtri nelle sezioni inferiore e superiore, per garantire un corretto flusso dell'acqua. La colonna deve essere riempita in modo il più possibile omogeneo e uniforme, evitando la segregazione delle diverse dimensioni delle particelle: per far questo è preferibile riempire in diversi step la colonna.

Le seguenti condizioni di prova sono fissate:

- a) il tipo di agente lisciviante (acqua demineralizzata pH-neutra standard);
- b) la temperatura (da 19 a 25 °C);
- c) portata di lisciviante fissato: $\phi = V_L * d_i^2 * 10,4 * 10^{-6}$

dove:

- ϕ è la portata dell'agente lisciviante [ml/ora];
 - V_L è la velocità lineare dell'agente lisciviante attraverso la colonna vuota [mm/giorno];
 - d_i è il diametro interno della colonna [mm].
- d) il numero di eluati da raccogliere a intervalli di tempo fissi (Tabella 2.4).

Tabella 2.4 – Step di estrazione degli eluati ai sensi della norma UNI EN 16637:3-2024

Step	Volume del lisciviante	Rapporto cumulativo L/S (l/kg)
1	$(0,1 \pm 0,02) \times m_d$	0,1
2	$(0,1 \pm 0,02) \times m_d$	0,2
3	$(0,3 \pm 0,05) \times m_d$	0,5
4	$(0,5 \pm 0,05) \times m_d$	1
5	$(1,0 \pm 0,05) \times m_d$	2
6	$(3,0 \pm 0,1) \times m_d$	5
7	$(5,0 \pm 0,2) \times m_d$	10

Il test di percolazione richiede l'analisi di sette eluati a partire da un rapporto L/S di 0,1 fino a 10. I risultati ottenuti consentono di determinare il meccanismo di rilascio.

Per scenari specifici, diversi dalla caratterizzazione, può essere utile combinare gli eluati o adottare altri schemi di prova basati su quello descritto in questo documento. Esempi di tali scenari includono:

- a) Rilascio a un rapporto L/S specifico. Se è sufficiente conoscere il rilascio cumulativo a un rapporto L/S predeterminato, ad esempio L/S = 2, il test può essere interrotto dopo la raccolta della quinta frazione di eluato.
- b) Monitoraggio a lungo termine. Nei casi in cui le descrizioni degli scenari richiedono valori del rapporto L/S molto più alti rispetto a L/S = 10 (ad esempio, per prodotti da costruzione che fungono da drenaggi non legati), possono essere raccolte frazioni aggiuntive fino a coprire l'intervallo rilevante di rapporto L/S. Inoltre, per specifici scenari di monitoraggio o attività di ricerca, può essere applicata una frequenza di campionamento più ravvicinata in un determinato intervallo di rapporti L/S.
- c) Controllo della produzione in fabbrica. Nel caso del controllo della produzione in fabbrica, si verifica se il prodotto è conforme alle caratteristiche precedentemente determinate. Nel caso di prove conformi alla norma, è sufficiente controllare il rilascio per il rapporto L/S specificato e raccogliere e combinare gli eluati successivi in proporzione ai volumi, ad esempio L/S (0 a 2) l/kg o L/S (0 a 10) l/kg.

2.4.4 UNI EN 16637-2 [42]

Questa norma specifica un metodo di lisciviazione dinamica superficiale (DSL) per determinare il rilascio per unità di area superficiale in funzione del tempo di sostanze inorganiche e/o organiche non volatili da prodotto di forma monolitica, quando in contatto con una soluzione acquosa.

Le seguenti condizioni di prova sono fissate:

- a) il tipo di agente lisciviante (acqua demineralizzata pH-neutra standard);
- b) la temperatura (da 19 a 25 °C);
- c) il rapporto L/ A (80 ± 10 l/m²);
- d) la durata totale della prova (28 giorni \pm 12 h);
- e) il numero di eluati da raccogliere a intervalli di tempo fissi (Tabella 2.5).

Tabella 2.5- Step di estrazione degli eluati ai sensi della norma UNI EN 16637:3-2024

Step	Durata della fase specifica	Durata dal momento iniziale del test (t ₀)
1	6 h \pm 15 min	6 h
2	18 h \pm 15 min	1 giorno
3	1 giorno e 6 h \pm 45 min	2 giorni e 6 h
4	1 giorno e 18 h \pm 75 min	4 giorni
5	5 giorni \pm 75 min	9 giorni
6	7 giorni \pm 75 min	16 giorni
7	20 giorni \pm 7 h	36 giorni
8	28 giorni \pm 12 h	64 giorni

La porzione di prova viene collocata nel contenitore di lisciviazione utilizzando un supporto, in modo da impedire che la porzione di prova entri in contatto con le pareti interne del contenitore di lisciviazione (Figura 2.4. In alternativa, la porzione di prova può essere sospesa con fili di un materiale adeguato fissati al coperchio del contenitore di lisciviazione. Se la porzione di prova è composta da più campioni, il supporto deve essere utilizzato in modo tale da garantire uno spazio di almeno 20 mm tra i vari campioni. Il contenitore viene riempito con il volume calcolato di agente lisciviante, in modo che la parte superiore della porzione di prova sia sommersa di almeno 20 mm e poi chiuso. L'area superficiale esposta (A) viene calcolata come la parte sommersa della parete.

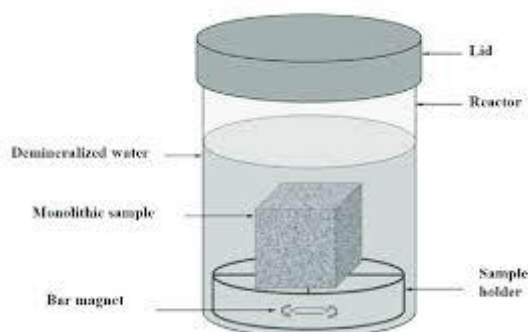


Figura 2.4 - Esempio di provino sottoposto a test di lisciviazione superficiale

Alla fine della prima fase, viene rimosso l'eluato dal contenitore, evitando di rimuovere eventuali piccoli frammenti di materiale che potrebbero essersi

staccati dalla porzione di prova. Se il campione è posizionato su un supporto, potrebbe essere necessario sollevarlo mentre il contenitore di lisciviazione viene svuotato. In alternativa, il contenitore può essere dotato di un rubinetto sul fondo o di un sistema per rimuovere l'eluato utilizzando la pressione idrostatica.

Se il campione è sospeso dal coperchio, verrà automaticamente rimosso dal contenitore quando il coperchio viene sollevato. Il coperchio e il campione possono essere posizionati su un contenitore simile a quello di prova durante il cambio dell'agente lisciviante.

2.4.5 UNI EN 1744-3 [44]

La presente norma europea specifica un metodo per la preparazione di eluati per dilavamento di aggregati per il successivo studio delle proprietà fisiche e chimiche in base ai metodi normalizzati esistenti ai fini della prova di conformità. Essa si applica ad aggregati non legati che presentano una dimensione dei granuli minore di 32 mm con o senza riduzione della dimensione.

L'aggregato da esaminare è collocato su un cestello e dilavato in un contenitore (Figura 2.5). Il rapporto liquido-solido è di 10:1 (in massa) e il tempo di dilavamento è 24 h. L'acqua è agitata da un agitatore meccanico a immersione.

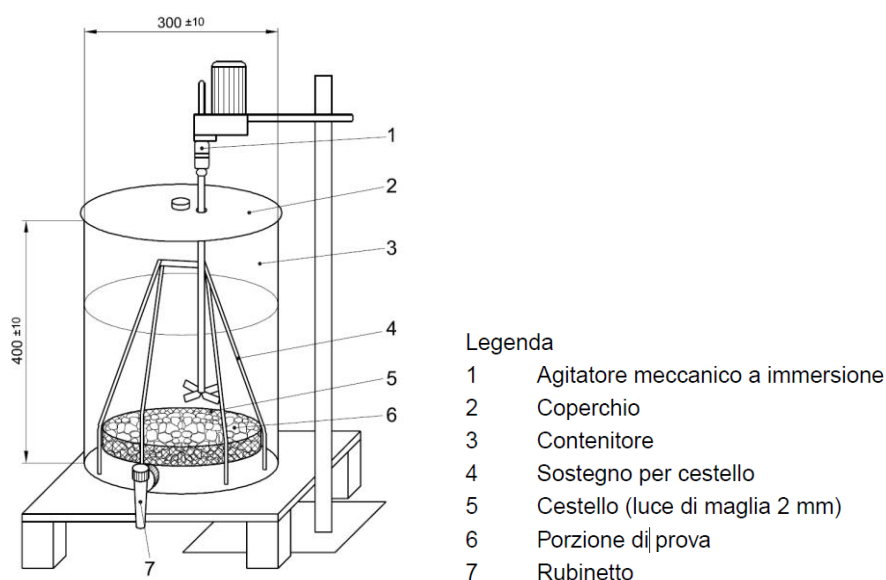


Figura 2.5 - Esempio di apparecchiatura per l'esecuzione del test di cessione ai sensi della UNI EN 1744-3 [44]

Dopo aver riempito il contenitore con una quantità di liquido dilavante pari a 10 volte la massa secca della porzione di prova, l'apposito cestello viene posizionato nel contenitore in modo che sia completamente immerso nell'acqua. Di seguito, la porzione di prova viene versare lentamente e in modo uniforme sul cestello, assicurandosi che lo strato di copertura d'acqua sia di almeno 20 mm. Il cestello viene poi calato fino al fondo del contenitore, mantenendolo equidistante dalle pareti del contenitore di dilavamento. Infine viene chiuso il contenitore e introdotto l'agitatore meccanico a immersione attraverso il foro presente nel

coperchio. L'elica dell'agitatore viene posta direttamente sopra la porzione di prova e impostata ad una velocità di rotazione di $(500 \pm 20) \text{ min}^{-1}$.

Dopo $24 \text{ h} \pm 10 \text{ min}$, si spegne l'agitatore e dopo aver lasciato decantare le particelle grossolane per 10 minuti viene estratto l'eluato nella quantità richiesta, per procedere alla filtrazione su filtri a membrana da $0,45 \text{ um}$. Sulla fase liquida separata verranno poi eseguite le analisi degli analiti richiesti.

2.3 TEST DI ECOTOSSICITÀ

I test di ecotossicità sono progettati per valutare i potenziali effetti nocivi di sostanze sugli ecosistemi e sui loro componenti, inclusi organismi come alghe, crostacei, pesci e piante. Questi test aiutano ricercatori e agenzie regolatorie a esaminare l'impatto di sostanze chimiche e inquinanti sulle matrici ambientali e sugli esseri viventi. I test di ecotossicità possono variare notevolmente in base all'organismo studiato e agli specifici parametri analizzati. Tra i principali test di ecotossicità si annoverano i test di tossicità acuta, tossicità cronica e tossicità riproduttiva. I risultati di tali test forniscono informazioni fondamentali per la valutazione del rischio ambientale e per lo sviluppo di normative volte a proteggere gli ecosistemi e la salute umana.

Alcuni test di ecotossicità comunemente utilizzati includono:

- **Test di Tossicità Acuta sui Pesci:** Misura la concentrazione letale di una sostanza che causa mortalità in una percentuale specifica di pesci in un breve periodo di esposizione.
- **Test di Tossicità Acuta su *Daphnia*:** Utilizza le pulci d'acqua (*Daphnia*) per valutare la tossicità a breve termine di una sostanza. Le *Daphnia* sono organismi sensibili ai cambiamenti ambientali e vengono comunemente impiegate nei test di tossicità per le acque dolci.
- **Test di Inibizione della Crescita delle Alghe:** Valuta l'impatto di una sostanza sulla crescita delle alghe. Le alghe rivestono un ruolo cruciale negli ecosistemi acquatici e rappresentano indicatori sensibili della qualità dell'acqua.

Per questo tipo di test, si definiscono diversi parametri, tra cui:

- **EC_x:** Concentrazione dell'elemento testato o percentuale di diluizione dello stesso (ad esempio, effluenti, rifiuti, suolo, estratto di suolo, estratto di rifiuti) stimata per ridurre un parametro selezionato del x% rispetto al controllo alla fine del periodo di test (dove x è la percentuale di riduzione desiderata, ad esempio 10, 20, 25 o 50).
- **NOEC (No-Observed Effect Concentration):** La massima concentrazione testata dell'elemento o della sostanza che non produce effetti statisticamente significativi rispetto al controllo.
- **LC_x:** Concentrazione letale stimata per uccidere una percentuale specifica (x) di una popolazione testata.

- **ICx**: Concentrazione di inibizione stimata per ridurre il tasso di crescita di una popolazione di una percentuale specifica (x).

D'altra parte, i **test di fitotossicità** sono progettati per valutare i potenziali effetti negativi di sostanze sulle piante. Questi test sono fondamentali per analizzare l'impatto delle sostanze chimiche sulla crescita, sullo sviluppo e sulla salute generale di diverse specie vegetali. Uno dei tipi più comuni di test di fitotossicità è il **Test di Allungamento delle Radici**, che misura l'effetto delle sostanze sull'allungamento delle radici delle piante. Questo test fornisce indicazioni sull'impatto potenziale sulla crescita radicale, fondamentale per l'assorbimento dei nutrienti e la salute generale delle piante.

Infine, i **test tossicologici sull'uomo** includono vari metodi e studi per valutare la potenziale tossicità delle sostanze e i loro effetti sulla salute umana. Due aspetti rilevanti di tali test sono la **genotossicità** e la **mutagenicità**, che riguardano rispettivamente la capacità di una sostanza di danneggiare il materiale genetico e di indurre mutazioni nei sistemi viventi.

2.4 ANALISI DI RISCHIO

L'Analisi di Rischio sanitario-ambientale (AdR) è attualmente lo strumento più avanzato di supporto alle decisioni nella gestione dei siti contaminati che consente di valutare, in via quantitativa, i rischi per la salute umana connessi alla presenza di inquinanti nelle matrici ambientali [46]. L'AdR può anche essere considerata una scienza che produce conoscenza sui mezzi per valutare, caratterizzare, comunicare e gestire il rischio [47]. Alcuni studi hanno effettuato un'analisi di rischio riguardante il recupero di rifiuti industriali [48–52].

Verrà fatto un inquadramento generale relativo all'analisi di rischio sanitario e ambientale, verranno approfonditi i diversi step che portano alla conduzione di una corretta AdR, gli obiettivi che si vogliono perseguire con essa e verrà illustrata la metodologia attualmente impiegata per l'applicazione dell'analisi di rischio ai siti contaminati.

2.4.1 ANALISI DI RISCHIO SANITARIO E AMBIENTALE

La Valutazione del Rischio (Risk Assessment) viene definita come *“processo sistematico per la stima di tutti i fattori di rischio significativi che intervengono in uno scenario di esposizione causato dalla presenza di pericoli”* [46].

Il punto di partenza per l'applicazione è la definizione di un modello concettuale (Figura 2.5) della zona di interesse o modello concettuale del sito (MCS) all'interno del quale vengono individuati:

1. sorgente;
2. i percorsi di migrazione degli inquinanti;
3. bersagli o recettori finali della contaminazione.

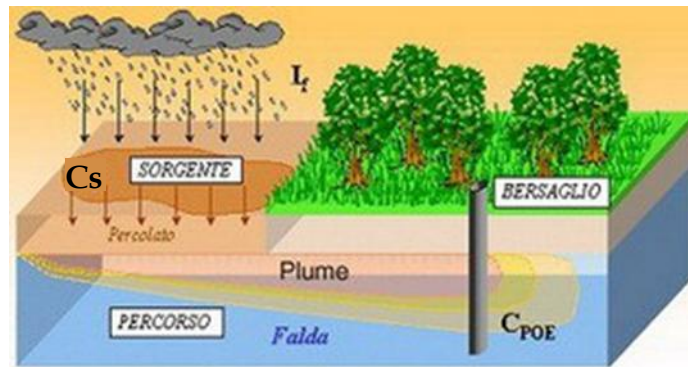


Figura 2.5 - Modello concettuale del sito [46]

L'individuazione delle vie di trasporto permette di identificare la concentrazione al punto di esposizione (C_{POE}) ovvero quella concentrazione a cui saranno esposti i bersagli della contaminazione. La C_{POE} risulta essere minore della concentrazione alla sorgente (C_S) poiché viene moltiplicata per un fattore di trasporto ($0 < FT < 1$) ottenuto da formule analitiche.

Per quanto riguarda i bersagli ed i recettori finali, si osserva che l'analisi di rischio assoluta è rivolta alla valutazione dei rischi cronici o a lungo termine associati alla contaminazione presente nelle matrici ambientali (suolo superficiale, suolo profondo, acque sotterranee, acque superficiali) dovuta a una o più sorgenti identificabili e delimitabili.

Il calcolo del rischio segue quattro fasi ben precise (Figura 2.6):

- Fase I: raccolta dati ed identificazione del pericolo;
- Fase II: valutazione tossicologica;
- Fase III: valutazione dell'esposizione;
- Fase IV: caratterizzazione e stima del rischio.



Figura 2.6 - Fasi dell'Analisi di Rischio

Al termine di queste valutazioni, il valore del rischio stimato viene confrontato con i criteri di accettabilità contenuti all'interno della normativa [11].

Secondo quanto appena illustrato, la valutazione del rischio è un processo scientifico che richiede una grande quantità di dati ricavabili da indagini, prove ed analisi a cui seguono elaborazioni matematiche.

La procedura di analisi assoluta di rischio può avere un duplice obiettivo finale: stimare quantitativamente il rischio per la salute umana connesso ad uno specifico sito, in termini di valutazione delle conseguenze legate alla sua situazione di inquinamento, ed individuare dei valori di concentrazione accettabili nel suolo e nella falda vincolati alle condizioni specifiche del singolo sito che costituiscono gli obiettivi di bonifica sito specifici (Concentrazioni Soglia di Rischio, CSR). Le modalità di analisi che possono essere applicate sono due: modalità diretta e modalità inversa (Figura 2.7).

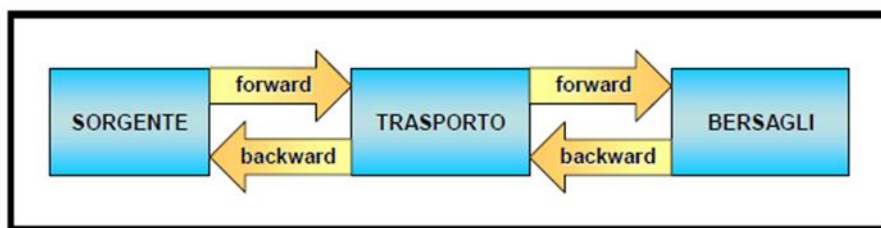


Figura 2.7 - Possibili modalità di applicazione dell'analisi di rischio

La modalità diretta (*forward mode*) permette il calcolo del rischio associato al recettore esposto: nota la concentrazione rappresentativa della sorgente, si stima l'esposizione da parte del recettore.

La modalità inversa (*backward mode*) permette il calcolo della massima concentrazione ammissibile in sorgente compatibile con il livello di rischio ritenuto accettabile per il recettore esposto. Tale concentrazione rappresenta l'obiettivo di bonifica specifico per il sito in esame.

Verranno di seguito approfonditi gli step utilizzati per condurre l'analisi di rischio partendo dalla definizione di modello concettuale del sito, specificando i vari livelli di analisi possibili e approfondendo il calcolo del rischio.

2.4.2 MODELLO CONCETTUALE DEL SITO (MCS)

Un modello concettuale è una rappresentazione testuale o grafica della relazione tra fonte di pericolo, percorso e recettore sviluppata sulla base della formulazione del problema. Lo sviluppo del modello concettuale è fondamentale per il processo di valutazione del rischio, in quanto determina il modo in cui vengono seguite le fasi successive e garantisce che venga valutato ogni collegamento rilevante dell'inquinante.

Per la creazione del modello concettuale, più sono i dati a disposizione (misurati e noti) meno ipotesi vanno fatte e più accurata diventa l'analisi.

La ricostruzione del mondo reale (naturale e antropico) tramite l'individuazione del Modello Concettuale del Sito rappresenta la fase di caratterizzazione del sito ed è di fondamentale importanza per individuare le componenti principali che costituiscono l'Analisi di Rischio [46].

Il modello concettuale di un sito infatti deve riportare al suo interno:

- le sorgenti di contaminazione;
- le vie di trasporto;
- le modalità di esposizione ed i bersagli.

2.4.2.1 SORGENTI DI CONTAMINAZIONE

Le sorgenti di contaminazione si differenziano in sorgente primaria e secondaria.

La sorgente primaria è rappresentata dall'elemento che ha causato l'inquinamento (es: accumulo di rifiuti); la sorgente secondaria è identificata dal settore ambientale oggetto della contaminazione ovvero: acqua, suolo, aria). La sorgente secondaria può trovarsi in due zone distinte che sono:

- zona satura o acqua sotterranea (GW - groundwater);
- zona insatura suddivisa in suolo superficiale (SS) e suolo profondo (SP);

La procedura di analisi di rischio va applicata riferendosi esclusivamente alla sorgente secondaria di contaminazione. Pertanto, tutti i parametri relativi alla sorgente si riferiscono al comparto ambientale (suolo superficiale, suolo profondo o falda) soggetto a contaminazione (ISPRA, rev.2008).

Per procedere alla caratterizzazione del sito sono necessarie una serie di informazioni quali:

- a) la geometria del sito e della zona satura e insatura del suolo;
- b) la sorgente di contaminazione in zona satura ed insatura;
- c) il valore di concentrazione rappresentativo della sorgente di contaminazione C_s ;
- d) la stima delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei contaminanti;
- e) l'identificazione degli inquinanti indicatori.

a) Geometria del sito e della zona satura e insatura del suolo

Per individuare i parametri della geometria del sito vengono utilizzate misure dirette e non. Il miglior criterio è quello di effettuare misure dirette. Nel caso in

cui queste siano disponibili, il calcolo del valore rappresentativo da inserire nella procedura di analisi di rischio è il seguente:

- se il numero di dati disponibili è inferiore a 10 ($N < 10$), va selezionato il valore più conservativo, coincidente con il valore massimo o minimo a seconda del parametro in esame;
- se il numero di dati disponibili è maggiore o uguale a 10 ($N \geq 10$), allora a seconda del valore minimo o massimo maggiormente conservativo, si seleziona come valore rappresentativo il Lower o Upper Confidence Limit al 95% (LCL95% o UCL95%).

Nel caso in cui siano disponibili solo misure indirette, vanno utilizzati dati storici derivanti da bibliografia relativa a studi precedentemente condotti sull'area in esame, a patto che questi siano attendibili oppure, in assenza di dati storici, si applicano i criteri di stima indiretta dei parametri presenti nelle linee guida .

Il parametro necessario per la caratterizzazione della geometria della zona satura è d_a = spessore dell'acquifero [cm] mentre, i parametri per la caratterizzazione della geometria della zona insatura sono riportati nella Tabella 2.6.

Tabella 2.6 - Geometria della zona insatura [46]

Simbolo	Parametro	Unità
L_{GW}	Livello piezometrico dell'acquifero	cm
h_{cap}	Spessore della frangia capillare	cm
h_v	Spessore della zona insatura	cm
D	Spessore di suolo superficiale	cm
η_{out}	Frazione areale di fratture nel pavimento outdoor	adim.

b) Sorgente di contaminazione della zona satura ed insatura

La delimitazione delle sorgenti di contaminazione viene ricavata suddividendo il sito in poligoni di influenza secondo la tipologia di campionamento (ragionato o sistematico); determinando la continuità spaziale delle sorgenti ed analizzando i poligoni vicini con concentrazione $C < CSC$ (Concentrazione soglia di contaminazione).

Ai fini di evitare un'applicazione dell'analisi di rischio "per punti" si ritiene che l'estensione areale della sorgente di contaminazione nel suolo insaturo (superficiale e/o profondo) ed in falda non possa, in generale, avere un valore inferiore all'area minima di esposizione di dimensioni pari a 2500 m² (50 m x 50 m).

La sorgente di contaminazione si suddivide in sorgente secondaria di contaminazione in zona satura e sorgente secondaria di contaminazione in zona insatura.

Per sorgente secondaria di contaminazione in zona satura si intende il volume di acquifero interessato dalla presenza di contaminanti in concentrazione superiore ai valori di riferimento indicati dalla normativa vigente. La definizione della geometria della sorgente in zona satura viene effettuata sulla base delle risultanze analitiche relative alle acque sotterranee campionate nei piezometri realizzati nel sito. La sorgente di contaminazione secondaria (Figura 2.8) viene individuata, a partire dai punti di campionamento, attraverso la massima estensione del plume di contaminazione in falda. Nella Tabella 2.7 sono riportati i parametri utilizzati per la definizione della geometria della sorgente di contaminazione.

Per sorgente secondaria di contaminazione in zona insatura si intende invece il volume di suolo o sottosuolo interessato dalla presenza di contaminanti in concentrazione superiore ai valori di riferimento indicati dalla normativa vigente (D.lgs. 152/06 Parte IV, Titolo V, Allegato 5, tabella 1), in funzione della destinazione d'uso del sito.

Tabella 2.7 - Geometria della sorgente di contaminazione in zona satura [46]

Simbolo	Parametro	Unità
W	Estensione della sorgente in direzione parallela alla direzione del flusso di falda	cm
S_w	Estensione della sorgente in direzione ortogonale alla direzione del flusso di falda	cm
A	Area della sorgente rispetto alla direzione del flusso di falda	cm ²
W'	Estensione della sorgente in direzione parallela alla direzione prevalente del vento	cm
S_w'	Estensione della sorgente in direzione ortogonale alla direzione prevalente del vento	cm
A'	Area della sorgente rispetto alla direzione prevalente del vento	cm ²
δ_{GW}	Spessore della zona di miscelazione in falda	cm

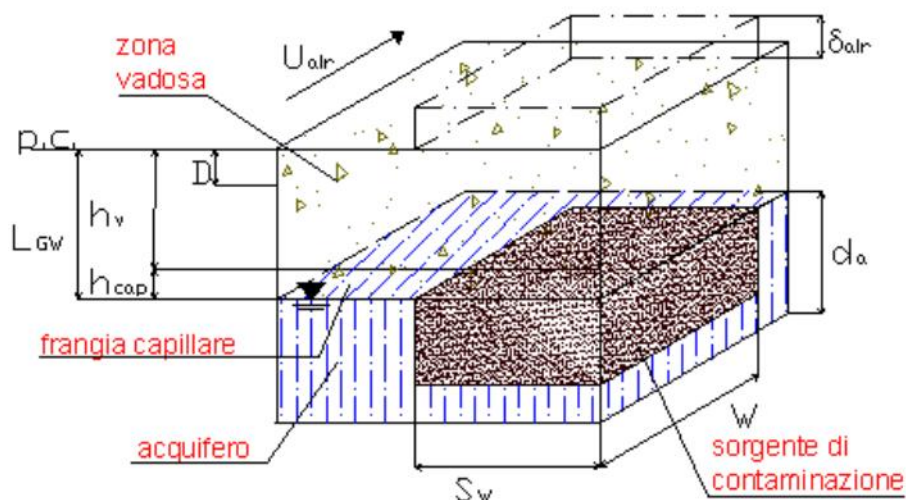


Figura 2.8 - Sorgente di contaminazione in zona satura [46]

Generalmente il volume viene schematizzato come un parallelepipedo e, per definire la lunghezza e larghezza della sorgente in zona insatura bisogna fare riferimento ad un campionamento effettuato secondo una disposizione a griglia. L'estensione è individuata all'area delimitata dalle maglie più esterne contenenti almeno un punto di campionamento con contaminante superiore ai valori di riferimento indicati dalla normativa vigente.

Lo spessore della sorgente di contaminazione viene invece determinato in riferimento al piano campagna ed è pari alla differenza tra la minima e la massima quota alla quale è stata riscontrata la concentrazione almeno di un contaminante superiore ai valori di riferimento indicati dalla normativa vigente [11] o ai limiti proposti da ISS.

Di seguito sono riportati in Tabella 2.8 la geometria della sorgente di contaminazione ed in Figura 2.8 la sorgente di contaminazione secondaria.

Tabella 2.8 - Geometria della sorgente di contaminazione in zona insatura [46]

Simbolo	Parametro	Unità
W	Estensione della sorgente in direzione parallela alla direzione del flusso di falda	cm
S _w	Estensione della sorgente in direzione ortogonale alla direzione del flusso di falda	cm
W'	Estensione della sorgente in direzione parallela alla direzione prevalente del vento	cm
S' _w	Estensione della sorgente in direzione ortogonale alla direzione prevalente del vento	cm
L _s	Profondità del top della sorgente rispetto al piano campagna (p.c.)	cm
L _f	Profondità della base della sorgente rispetto al piano campagna (p.c.)	cm
d _s	Spessore della sorgente nel suolo profondo (insaturo)	cm
D	Spessore della sorgente nel suolo superficiale (insaturo)	cm
L _F	Soggiacenza della falda rispetto al top della sorgente	cm
A	Area della sorgente rispetto alla direzione del flusso di falda	cm ²
A'	Area della sorgente rispetto alla direzione prevalente del vento	cm ²

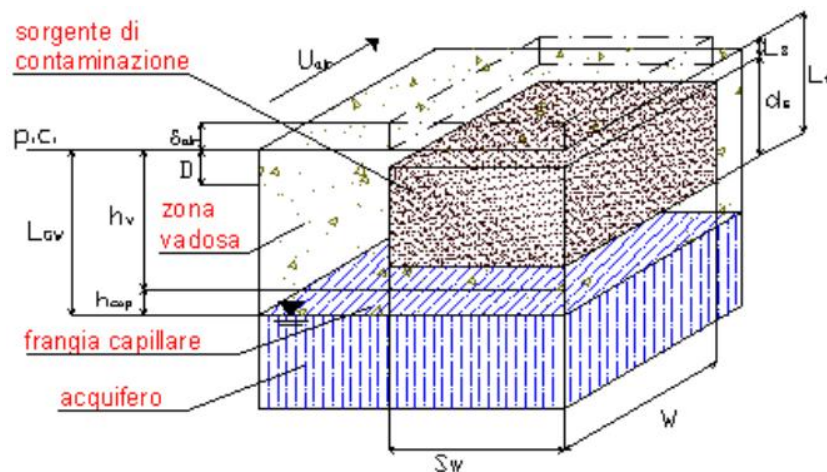


Figura 2.9 - Sorgente di contaminazione nel suolo insaturo [46]

c) Valore di concentrazione rappresentativo della sorgente di contaminazione Cs

Il valore di concentrazione Cs alla sorgente è un dato di input utile per l'AdR e va determinato sulla base di criteri legati ad assunzioni che variano in base al numero di dati disponibili, alla rappresentatività del dato, al tipo di rilevamento disponibile ed al grado di approssimazione richiesta. L'applicazione di un livello 2 di analisi di rischio richiede l'individuazione di un unico valore di concentrazione rappresentativa in corrispondenza ad ogni sorgente secondaria di contaminazione sia essa suolo superficiale, suolo profondo e falda. La scelta dei campioni e degli algoritmi da utilizzare rappresenta quindi un punto di fondamentale importanza per far in modo che si arrivi a valori che risultino rappresentativi e attendibili. Al fine di individuare quindi la concentrazione rappresentativa della sorgente è necessario suddividere il set di valori di concentrazione in funzione di ogni sorgente di contaminazione secondaria, valutare i dati ed esaminarne l'ampiezza. Per ogni set, infatti, il numero di dati a disposizione deve essere almeno pari a 10 facendo attenzione a verificare che il campionamento sia distribuito su tutta la sorgente di contaminazione. Qualora quest'ultimo fosse più concentrato nella porzione di sito maggiormente sospetta di contaminazione, questo potrebbe portare ad una sovrastima di Cs che comunque risulta accettabile in quanto conservativa e cautelativa.

Individuato il set di dati, a questo punto bisogna identificare la distribuzione che meglio approssima l'insieme dei dati disponibile ed applicare i giusti metodi per il calcolo. In particolare, quando si ha a che fare con dati ambientali, le distribuzioni di probabilità più rappresentative sono: la distribuzione gaussiana o normale, lognormale, gamma e la distribuzione non parametrica.

Una volta applicata la procedura statistica corrispondente al tipo di distribuzione scelta, selezionata come maggiormente rappresentativa del data set in esame, è possibile individuare il più appropriato criterio per il calcolo dell'UCL. L'UCL della media dei valori ottenuti permetterà a questo punto di stimare la concentrazione rappresentativa alla sorgente (C_{RS}).

Infine, nei casi in cui, a causa di un ridotto insieme di dati e/o di una grande varianza degli stessi, l'UCL assume valori superiori alla concentrazione massima (C_{MAX}), si pone $C_S = C_{MAX}$. Il criterio indicato è riassunto nella Figura 2.10.

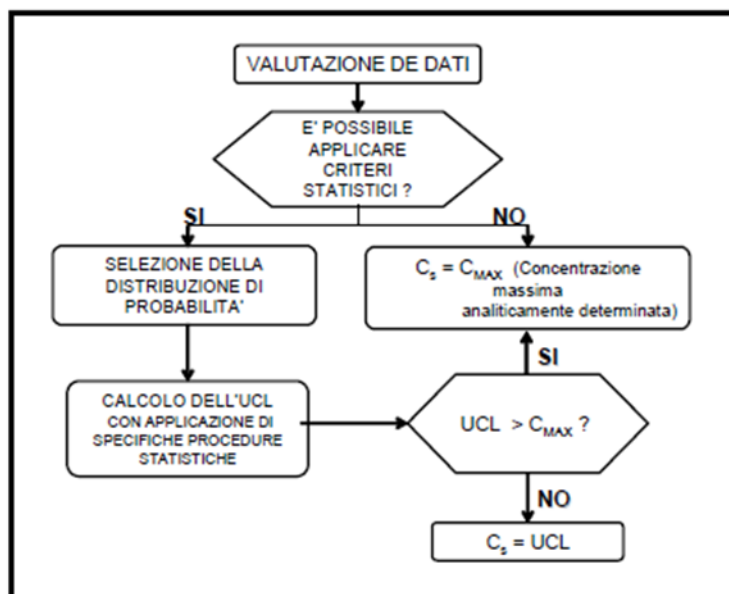


Figura 2.10 - Criterio per la selezione della concentrazione rappresentativa alla sorgente Cs [46]

d) Stima delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei contaminanti

L'Istituto Superiore di Sanità (ISS) e l'Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza sul Lavoro (ISPESL) hanno messo a punto una banca dati relativa alle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche delle specie chimiche inquinanti.

Per le caratteristiche cancerogene dei contaminanti, la Banca-Dati ISS-ISPESL fa riferimento alla classificazione della UE (Unione Europea; Direttiva 93/21/CEE). Alle volte è possibile che un contaminante non sia presente nella classificazione e quindi in questo caso, si fa riferimento alle classificazioni dalla USEPA (Agenzia Statunitense per la Protezione dell'Ambiente) e alla IARC (Agenzia internazionale per la ricerca sul cancro) che differiscono da quelle UE.

e) Identificazione degli inquinanti indicatori

Gli inquinanti indicatori sono quelli che, per: valori di concentrazione, tossicità, frequenza di rilevamento, mobilità nei comparti ambientali, persistenza e capacità di bioaccumulo, presentano il rischio maggiore per l'uomo. L'identificazione di tali parametri viene fatta tramite una procedura che deve essere strettamente limitata ai casi in cui le specie chimiche per le quali deve essere applicata l'analisi di rischio (in modalità diretta e/o inversa) risultino in numero tale da rendere difficoltosa e/o complessa l'applicazione dei modelli di analisi di rischio.

Tale procedura, riportata in Figura 2.11, consiste nel:

- raggruppamento delle specie chimiche in classi;

- raggruppamento delle specie chimiche in due sottoclassi (effetti cancerogeni e non);
- selezione dell'inquinante indicatore per ogni sottoclasse;
- calcolo della concentrazione rappresentativa dell'inquinante indicatore.

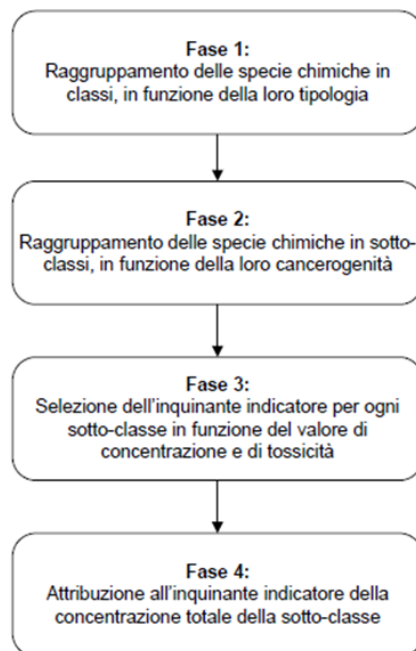


Figura 2.11 - Procedura per l'identificazione degli inquinanti indicatori [46]

Vengono poi calcolati il Rischio e l'Indice di Pericolo considerando la concentrazione rappresentativa dell'inquinante indicatore riferita alla sottoclasse rispettivamente dei composti cancerogeni e non cancerogeni.

2.4.2.2 VIE DI TRASPORTO

Per il calcolo dei fattori di trasporto è indispensabile determinare le caratteristiche fisiche di: suolo insaturo (superficiale e profondo), suolo saturo, aria outdoor e aria indoor e definire i criteri di stima dei fattori di trasporto.

I criteri per la determinazione dei parametri variano in base al livello di AdR che si vuole condurre; infatti, in un'analisi di livello 1, in genere, vengono utilizzati "valori sito-generici" ("valori di default"), ossia valori indipendenti dalle caratteristiche specifiche del sito in esame. Per un livello 2 e 3 di analisi, si utilizzano "valori sito-specifici", ossia valori strettamente dipendenti dalle caratteristiche del sito potenzialmente contaminato.

Per quanto riguarda la determinazione delle caratteristiche fisiche dei comparti ambientali, si riportano:

- a) il criterio da applicare per la stima dei parametri caratteristici del sito;
- b) la descrizione dei parametri del terreno relativi alla zona insatura e satura di suolo;

c) la descrizione dei parametri relativi agli ambienti aperti e confinati.

a) Criterio da applicare per la stima dei parametri caratteristici del sito

Per la stima dei parametri caratteristici vengono effettuate delle misure dirette. La stima dei valori è la medesima illustrata nella caratterizzazione della “Geometria del sito e della zona satura e insatura del suolo”. Si assume l’ipotesi semplificativa di terreno isotropo, omogeneo e incoerente. Per tutti i parametri per i quali non sono disponibili misure dirette, si procede all’utilizzo di dati storici derivanti dalla bibliografia relativa a studi precedenti oppure si utilizzano i criteri di stima indiretti facenti riferimento alle linee guida e descritti in corrispondenza di ogni parametro.

b) Descrizione dei parametri del terreno relativi alla zona insatura e satura di suolo

La definizione dei parametri del terreno nella zona insatura viene fatta considerando l’omogeneità o non omogeneità del terreno.

Se il terreno è omogeneo e sono presenti lenti in numero e dimensioni trascurabili rispetto alla dimensione della zona insatura, si applica la procedura di stima dei parametri caratteristici del sito. Se il terreno non è omogeneo e non sono presenti lenti in numero e dimensioni trascurabili rispetto allo spesso della zona insatura, si applica sempre la stima dei parametri caratteristici del sito ma ad ogni strato di terreno. Per ogni parametro si può selezionare il valore più conservativo tra quelli corrispondenti ai diversi strati oppure, attribuire ad ogni strato il corrispondente valore rappresentativo dei diversi parametri da applicare ai modelli numerici.

I parametri da definire per la zona insatura e quella satura sono elencati rispettivamente nelle Tabelle 2.9 e 2.10.

Tabella 2.9 - Parametri del terreno in zona satura [46]

Simbolo	Parametro	Unità
ρ_s	Densità del suolo	g/cm ³
θ_T	Porosità totale del terreno in zona insatura	adim.
θ_e	Porosità effettiva del terreno in zona insatura	adim.
θ_w	Contenuto volumetrico di acqua	adim.
θ_a	Contenuto volumetrico di aria	adim.
θ_{wcap}	Contenuto volumetrico di acqua nella frangia capillare	adim.
θ_{acap}	Contenuto volumetrico di aria nella frangia capillare	adim.
f_{oc}	Frazione di carbonio organico nel suolo insaturo	adim.
I_{ef}	Infiltrazione efficace	cm/anno
pH	pH del suolo insaturo	adim.

Tabella 2.10 - Parametri del terreno in zona insatura [46]

Simbolo	Parametro	Unità
v_{gw}	Velocità di Darcy	cm/anno
K_{sat}	Conducibilità idraulica del terreno saturo	cm/anno
i	Gradiente idraulico	adim.
v_e	Velocità media effettiva nella falda	cm/anno
q_T	Porosità totale del terreno in zona saturo	adim.
q_e	Porosità effettiva del terreno in zona saturo	adim.
f_{oc}	Frazione di carbonio organico nel suolo saturo	adim.
α_l	Dispersività longitudinale	cm
α_t	Dispersività trasversale	cm
α_z	Dispersività verticale	cm
λ	Coefficiente di decadimento del primo ordine	1/giorno
pH	pH del suolo saturo	adim.

c) Descrizione dei parametri relativi agli ambienti aperti e confinati

Si riportano nelle Tabelle 2.11 e 2.12 i parametri relativi agli ambienti aperti e confinati:

Tabella 2.11 - Parametri degli ambienti aperti [46]

Simbolo	Parametro	Unità
d_{air}	Altezza della zona di miscelazione in aria	cm
W'	Estensione della sorgente in direzione parallela alla direzione prevalente del vento	cm
$S_{W'}$	Estensione della sorgente in direzione ortogonale alla direzione prevalente del vento	cm
A'	Area della sorgente rispetto alla direzione prevalente del vento	cm ²
U_{air}	Velocità del vento	cm/s
s_y	Coefficiente di dispersione trasversale	cm
s_z	Coefficiente di dispersione verticale	cm
t	Tempo medio di durata del flusso di vapore	Anno
P_e	Portata di particolato per unità di superficie	g/(cm ² *s)

Per i criteri di stima relativi ai fattori di trasporto si tiene conto nella valutazione delle esposizioni indirette ovvero laddove eventuali contaminanti possono raggiungere i bersagli solo attraverso la migrazione dal comparto ambientale sorgente della contaminazione. La sovrastima o sottostima di questi fattori porta a valori del rischio troppo alti o troppo bassi.

I fattori intervengono nel processo di analisi dopo aver determinato la concentrazione alla sorgente C_s e prima di determinare la concentrazione al punto di esposizione C_{POE} che si calcola come:

$$C_{POE} = FT \times C_s$$

dove con FT è il fattore di trasporto, che tiene conto dei fenomeni di attenuazione che intervengono durante la migrazione dei contaminanti. La scelta di FT dipende dal livello di analisi che si sta utilizzando. Nel caso di analisi di livello 2 (sito-specifiche) i fattori che intervengono sono:

- LF = fattore di lisciviazione in falda da suolo superficiale e/o profondo;
- DAF = fattore di attenuazione in falda;
- VF_{ss} = fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale;
- VF_{samb} = fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo;
- VF_{wamb} = fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da falda;
- PEF = emissione di particolato outdoor da suolo superficiale;
- PEF_{in} = emissione di particolato indoor da suolo superficiale;
- VF_{sest} = fattore di volatilizzazione di vapori indoor da suolo (Suolo Superficiale, SS e Suolo Profondo, SP);
- VF_{wesp} = fattore di volatilizzazione di vapori indoor da falda;
- ADF = fattore di dispersione in aria outdoor.

Tabella 2.12 - Parametri degli ambienti confinati [46]

Simbolo	Parametro	Unità
A_b	Superficie totale coinvolta nell'infiltrazione	cm ²
L_{crack}	Spessore delle fondazioni/muri	cm
L_b	Rapporto tra volume indoor ed area di infiltrazione	adim.
η	Frazione areale di fratture	adim.
θ_{wcrack}	Contenuto volumetrico di acqua nelle fratture	adim.
θ_{acrack}	Contenuto volumetrico di aria nelle fratture	adim.
ER	Tasso di ricambio di aria indoor	1/giorno
L_T	Distanza tra il top della sorgente e la base delle fondazioni	cm
Z_{crack}	Profondità delle fondazioni	cm
K_v	Permeabilità del suolo al flusso di vapore	cm ²
Δp	Differenza di pressione tra indoor e outdoor	g/(cm*s)
μ_{air}	Viscosità del vapore	g/(cm*s)
τ	Tempo medio di durata del flusso di vapore	anno

Le equazioni per la stima dei fattori di trasporto sono molteplici e si basano su alcune assunzioni che sono: la concentrazione degli inquinanti è uniformemente distribuita nel suolo ed è costante per tutto il tempo di esposizione; il terreno è omogeneo, isotropo e incoerente; non si considerano fenomeni di biodegradazione (ad eccezione del DAF) o meccanismi di degradazione/trasformazione delle sostanze inquinanti nel suolo, in soluzione nell'acqua o in fase vapore.

Lisciviazione e dispersione in falda

La lisciviazione consiste nell'infiltrazione d'acqua piovana all'interno del suolo che, a contatto con i contaminanti, dà origine alla formazione di un eluato che percola attraverso lo strato insaturo (zona vadosa) fino a raggiungere la falda, dove poi avvengono fenomeni di diluizione, trasporto e dispersione. In Figura 2.12 viene rappresentato schematicamente tale meccanismo di trasporto, nel caso di contaminazione di suolo profondo.

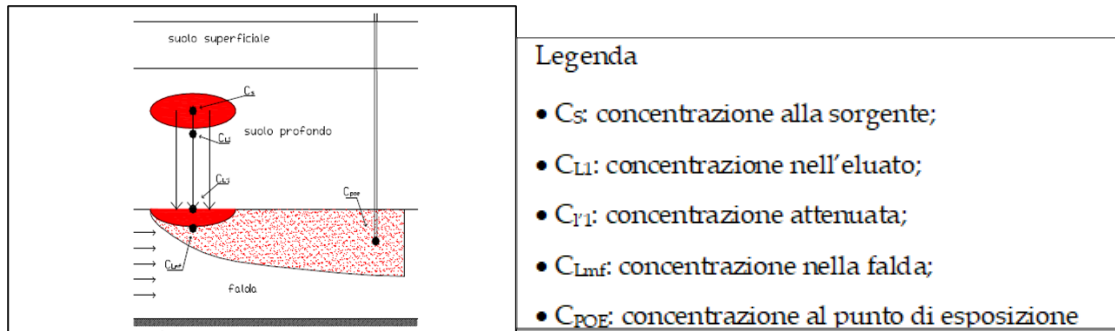


Figura 2.12 - Lisciviazione e dispersione in falda [46]

Il fattore di lisciviazione consente di valutare l'attenuazione subita dalla concentrazione di contaminante dovuta al trasporto dalla sorgente di contaminazione, dal suolo profondo o superficiale, alla falda a causa dell'infiltrazione d'acqua nello strato insaturo di suolo ed alla successiva diluizione nell'acquifero superficiale. Quindi, tale fattore rappresenta il rapporto tra la concentrazione nella sorgente (C_s) ubicata nel suolo superficiale (SS) e/o nel suolo profondo (SP) e quella che si avrà nella falda (C_{Lmf}):

$$LF = \frac{C_{Lmf}}{C_s} \left[\frac{\frac{mg}{l_{H_2O}}}{\frac{mg}{kg_{suolo}}} \right]$$

Il fattore di lisciviazione deve essere calcolato separatamente per i comparti suolo superficiale e suolo profondo. L'equazione per la stima del fattore di lisciviazione LF (Leaching Factor), è la seguente (ISPRA rev. 2008):

$$LF = \frac{k_{ws} \cdot SAM}{LDF}$$

è necessario quindi dover calcolare:

- k_{ws} il coefficiente di ripartizione suolo acqua che tiene conto della partizione dell'inquinante tra acqua aria e suolo

$$k_{ws} = \frac{\rho_s}{\theta_w + k_d \rho_s + H \theta_a} \left[\frac{\frac{mg}{l_{H_2O}}}{\frac{mg}{kg_{suolo}}} \right]$$

dove:

- ρ_s è la densità del suolo [g/cm³];
 - θ_w è il contenuto volumetrico d'acqua [adimensionale];
 - k_d è il coefficiente di ripartizione suolo-acqua per i contaminanti organici [kg/m³];
 - H è la costante di Henry [adimensionale]
 - θ_a è il contenuto volumetrico d'aria [adimensionale];
- il SAM (Soil Attenuation Model) coefficiente di attenuazione del suolo, che tiene conto del percorso che l'inquinante fa per raggiungere la falda

$$SAM = \frac{d_z}{L_F} \quad [\text{adimensionale}];$$

dove:

- d_z è profondità rispetto al piano campagna [m];
 - L_F indica la soggiacenza della falda [m];
- l'LDF (Leachate Dilution Factor) è il fattore di diluizione, che tiene conto della diluizione che il contaminante subisce, una volta raggiunta la falda, nel passaggio tra terreno insaturo e terreno saturo

$$LDF = 1 + \frac{V_{gw}\delta_{gw}}{I_{ef} \cdot W} \quad [\text{adimensionale}]$$

dove:

- V_{gw} è la velocità di Darcy [cm/anno];
- δ_{gw} è lo spessore della zona di miscelazione [cm];
- I_{ef} è l'infiltrazione efficace [cm/anno];
- W è l'estensione della sorgente in direzione parallela alla direzione del vento [cm].

2.4.2.3 MODALITÀ DI ESPOSIZIONE E BERSAGLI

Ad ogni sorgente possono corrispondere più vie di esposizione e le modalità di esposizione sono quelle mediante le quali il bersaglio entra in contatto con le specie contaminanti.

L'esposizione può essere diretta o indiretta, nel primo caso la via di esposizione coincide con la sorgente di contaminazione; nel secondo caso il contatto tra il

recettore e la sostanza inquinante avviene a seguito di una migrazione della sostanza.

L'esposizione E è data da:

$$E = C_{POE} \times EM \left[\frac{mg}{kg \cdot giorno} \right]$$

dove EM [mg/kg/giorno] è la portata effettiva di esposizione ed è la quantità giornaliera di matrice contaminata a cui il recettore risulta esposto, per unità di peso corporeo. La valutazione di EM si traduce nella stima della dose giornaliera della matrice ambientale considerata che può essere assunta dai recettori umani identificati nel modello concettuale (ISPRA, 2008).

EM viene calcolata genericamente come:

$$EM = \frac{CR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

Dove:

- CR è il tasso di contatto con il mezzo contaminato;
- EF è la frequenza di esposizione [giorni/anno];
- ED è la durata di esposizione [anni];
- BW è il peso corporeo [kg];
- AT è il tempo medio di esposizione di un individuo ad una data sostanza.

Per le sostanze cancerogene l'esposizione è calcolata sulla durata media della vita (AT = 70 anni), mentre per quelle non cancerogene è mediata sull'effettivo periodo di esposizione (AT = ED). Ne consegue che il rischio per sostanze cancerogene è relativo non al periodo di tempo della diretta esposizione, bensì a tutto l'arco della vita. Il calcolo di EM può variare anche in base alla modalità di esposizione considerata come ad esempio: contatto dermico, ingestione di suolo, inalazione di vapori e polveri outdoor e indoor. In questi casi la formula di EM è data dalla combinazione di diversi fattori che sono riportati nella Tabella 2.13.

Per quanto riguarda i bersagli della contaminazione, ai fini dell'esecuzione di un'analisi di rischio sanitaria, questi sono esclusivamente umani. Si differenziano in base alla localizzazione quindi bersagli on-site (in corrispondenza della sorgente) ed off-site (ad una certa distanza dalla sorgente) ed in base alla destinazione d'uso del suolo (residenziale, ricreativo etc.).

Per poter localizzarli, è necessario reperire delle specifiche informazioni riguardanti l'area oggetto di indagine tra cui: l'uso del sito attuale e la sua

destinazione d'uso prevista in futuro, l'uso del suolo nell'intorno del sito, la distribuzione della popolazione.

Tabella 2.13 - Fattori di esposizione utilizzati [46]

Fattore di Esposizione (EF)	Simbolo	Unità di Misura
Fattori comuni a tutte le esposizioni		
Peso corporeo	BW	kg
Tempo medio di esposizione per le sostanze cancerogene	ATc	anni
Tempo medio di esposizione per le sostanze non cancerogene	ATn	anni
Inalazione di Aria Outdoor (AO)		
Durata di esposizione	ED	anni
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno
Frequenza giornaliera di esposizione outdoor	EFgo	ore/giorno
Inalazione outdoor	Bo	m ³ /ora
Frazione di particelle di suolo nella polvere	AF	adim.
Inalazione di Aria Indoor (AI)		
Durata di esposizione	ED	anni
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno
Frequenza giornaliera di esposizione indoor	EFgi	ore/giorno
Inalazione indoor	Bi	m ³ /ora
Frazione di particelle di suolo nella polvere	AF	adim.
Contatto dermico con Suolo (SS)		
Durata di esposizione	ED	anni
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno
Superficie della pelle esposta	SA	cm ²
Fattore di aderenza dermica del suolo	AF	mg/(cm ² ·giorno)
Fattore di assorbimento dermico	ABS	adim.
Ingestione di Suolo (SS)		
Durata di esposizione	ED	anni
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno
Frazione di suolo ingerita	FI	adim.
Tasso di ingestione di suolo	IR	mg/giorno

In generale, non essendo possibile prevedere il tipo di attività associabile in futuro al sito, l'analisi di rischio deve essere eseguita rispetto alla situazione attuale. Si può condurre in seguito una valutazione di rischio integrativa nel momento in cui è previsto un cambio di destinazione d'uso.

2.4.2.4 LIVELLI DELL'ANALISI DI RISCHIO

La valutazione del rischio può essere suddivisa in livelli di analisi diversi che differiscono tra loro per quantità di dati a disposizione. La procedura utilizzata è la RBCA, ovvero Risk-Based Corrective Action, che deriva dalla ATSM (American Society for Testing and Materials).

Il ruolo dell'ASTM è quello di pubblicare delle guide utili a condurre azione correttive nei siti di rilascio di sostanze chimiche, che siano basate sulla protezione dell'ambiente e della salute umana. La procedura RBCA è stata pubblicata per la prima volta nel 1995 in riferimento agli interventi di risanamento dei siti contaminati da idrocarburi. Nel 1998 la norma è stata aggiornata ed integrata dalla guida PS-104, che riguarda più in generale i rilasci di sostanze chimiche fino al suo ultimo aggiornamento ASTM E2081-22.

L'RBCA quindi è un processo decisionale per la valutazione e la risposta ai rilasci di sostanze chimiche. I siti di rilascio di sostanze chimiche variano notevolmente in termini di complessità, caratteristiche fisiche, chimiche e di rischio che possono comportare per la salute umana e l'ambiente. Il processo RBCA riconosce questa diversità utilizzando un approccio a più livelli che integra la valutazione del sito e le azioni di risposta con la salute umana e la valutazione del rischio ecologico per determinare la necessità di azioni correttive e per adattare le attività di azione correttiva alle condizioni e ai rischi specifici del sito.

Gli elementi fondamentali che caratterizzano questa metodologia sono:

1. un approccio basato su tre livelli di valutazione;
2. una più accurata caratterizzazione del sito con il passaggio ai livelli successivi e l'abbandono di ipotesi conservative;
3. il medesimo grado di protezione della salute e dell'ambiente ai diversi livelli di analisi.

Infatti, all'aumentare del livello di analisi aumenta il numero di dati e indagini, nonché la quantità di risorse richieste, mentre si riduce la conservatività delle assunzioni (Figura 2.13).

Di seguito si riportano, in breve, le condizioni a cui fanno riferimento i diversi livelli di analisi:

- Livello 1: l'analisi definita a tale livello viene chiamata anche analisi di livello sito-generico, rappresenta quindi una valutazione di screening. Vengono presi in considerazione i percorsi di esposizione diretti o indiretti, le equazioni di trasporto sono di tipo analitico ed i fattori di esposizione sono fortemente conservativi. Applicando questo livello di analisi vengono considerati soltanto i bersagli on-site poiché, la posizione del punto di esposizione coincide con la sorgente di contaminazione. Da

questa analisi si derivano i Risk Based Screening Levels (RBSL), ossia dei livelli di screening delle concentrazioni nelle matrici ambientali [46].

- Livello 2: livello di maggior dettaglio ed in questo caso, infatti, l'analisi fa riferimento a condizioni sito-specifiche. Richiede una buona conoscenza del sito e prevede l'utilizzo di modelli analitici per la stima della concentrazione al punto di esposizione. Necessita di una quantità di dati maggiori rispetto all'analisi di livello 1, e vengono considerati più parametri e scenari di esposizione sito-specifici. Il sito viene considerato come un mezzo omogeneo e isotropo, la posizione del punto di esposizione è quella effettiva o potenziale (bersagli on site o off site). Applicando tale livello di analisi si derivano i Site Specific Target Levels (SSTL), valori di concentrazione nelle matrici ambientali suolo insaturo e saturo che possono essere considerati quali obiettivi di bonifica.
- Livello 3: permette una valutazione sito-specifica di maggiore dettaglio. Utilizza modelli numerici tramite i quali si fa una discretizzazione del sito e analisi probabilistiche che consentono di poter considerare l'eterogeneità del sistema e di generalizzare la geometria della sorgente inquinante e delle condizioni al contorno. Questo tipo di analisi richiede una conoscenza del sito approfondita a cui consegue una caratterizzazione spinta ed un maggior numero di analisi ed indagini.

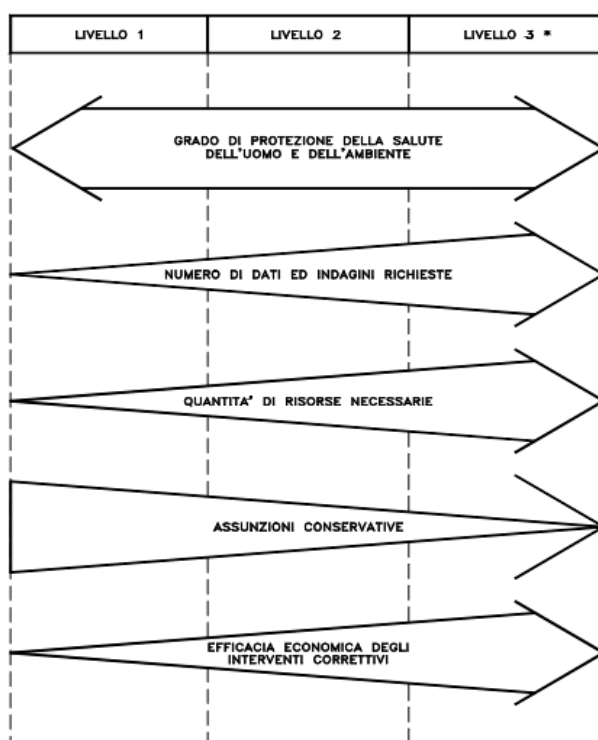


Figura 2.13 - Caratterizzazione dei diversi livelli di analisi di rischio previsti dalla procedura [46]

Tramite l'utilizzo dei livelli, la procedura RBCA si propone di fornire uno strumento pratico che possa essere utilizzato come riferimento, anche per gli enti di controllo e per i legislatori, al fine di sviluppare programmi ed interventi basati sulla valutazione dei rischi.

2.4.3 CALCOLO DEL RISCHIO

Il calcolo del rischio (R), è dato dalla probabilità (P) che un certo evento accada e dall'entità del danno provocato dall'evento (D):

$$R = P \times D$$

Per quanto riguarda i siti inquinati, la probabilità che l'evento accada è pari a $P=1$ poiché l'evento è conclamato quindi, per tale motivo, il fattore di pericolosità è dato dalla tossicità dell'inquinante T [$\text{mg}/\text{kg d}$]⁻¹ ed il fattore di contatto è espresso in funzione della portata effettiva di esposizione E [$\text{mg}/\text{kg d}$], per cui, in generale, il rischio (R) derivante da un sito contaminato è dato da:

$$R = E \times T$$

Il rischio per la salute umana viene differenziato per individuale e cumulativo. Vengono definiti:

- a) Rischio e indice di pericolo individuale: rischio dovuto ad un singolo contaminante per una o più vie di esposizione;
- b) Rischio e indice di pericolo cumulativo: rischio dovuto alla cumulazione degli effetti di più sostanze per una o più vie di esposizione.

Il rischio individuale si differenzia a seconda che l'inquinante abbia effetti cancerogeni oppure non-cancerogeni.

Nel caso di effetti non cancerogeni:

$$R = E \times SF$$

dove: SF è lo Slope Factor [$\text{mg}/\text{kg d}$]⁻¹ che indica la probabilità di casi incrementali di tumore nella vita per unità di dose. Il Rischio in questo caso, rappresenta la probabilità di casi incrementali di tumore nel corso della vita, causati dall'esposizione alla sostanza, rispetto alle condizioni di vita usuali.

Nel caso di effetti tossici non cancerogeni:

$$HQ = \frac{E}{RfD}$$

dove: HQ è l'Hazard Quotient [adimensionale] ed è un "Indice di Pericolo" che esprime di quanto l'esposizione alla sostanza supera la dose tollerabile o di riferimento e l'RfD è la Reference Dose [$\text{mg}/\text{kg d}$] ovvero la stima

dell'esposizione media giornaliera che non produce effetti avversi apprezzabili sull'organismo umano durante il corso della vita (ISPRA; rev.2008).

a) Il rischio cumulativo si calcola come:

$$R_T = \sum_{i=1}^n R_i$$
$$HQ_T = \sum_{i=1}^n HQ_i$$

dove R_T e HQ_T sono rispettivamente il Rischio cumulativo e l'indice di Pericolo cumulativo causati dall'esposizione contemporanea alle n sostanze inquinanti.

Il calcolo del rischio per la salute umana viene svolto in funzione delle sorgenti di contaminazione considerate, che sono: suolo superficiale, suolo profondo, falda.

Nei precedenti tre casi, il rischio viene stimato scegliendo il valore più conservativo tra il rischio derivante dalle modalità di esposizione che hanno luogo in ambienti confinati (indoor) e il rischio derivante dalle modalità di esposizione che hanno luogo in ambienti aperti (outdoor).

Il rischio per la risorsa idrica invece si differenzia in funzione della possibile sorgente di contaminazione (suolo insaturo, falda,) e le stime di rischio non vengono cumulate:

$$R_{GW} = \frac{C_{POC}^{GW}}{CSC_{GW}}$$
$$R_{GWaccettabile} \leq 1$$

dove C_{POC}^{GW} è il valore di concentrazione del contaminante in falda, in corrispondenza del punto di conformità e CSC sono i valori di riferimento per la falda (Concentrazioni Soglia di Contaminazione, CSC_{GW}) previsti dalla normativa vigente [11].

Il calcolo del rischio per la risorsa idrica sotterranea si differenzia in funzione della possibile sorgente di contaminazione (suolo insaturo, falda) e le stime di rischio non vengono cumulate. In tale ambito, come valore di concentrazione rappresentativa per il suolo insaturo si assume il maggiore dei valori di concentrazione individuati per il suolo superficiale e profondo (Figura 2.14).

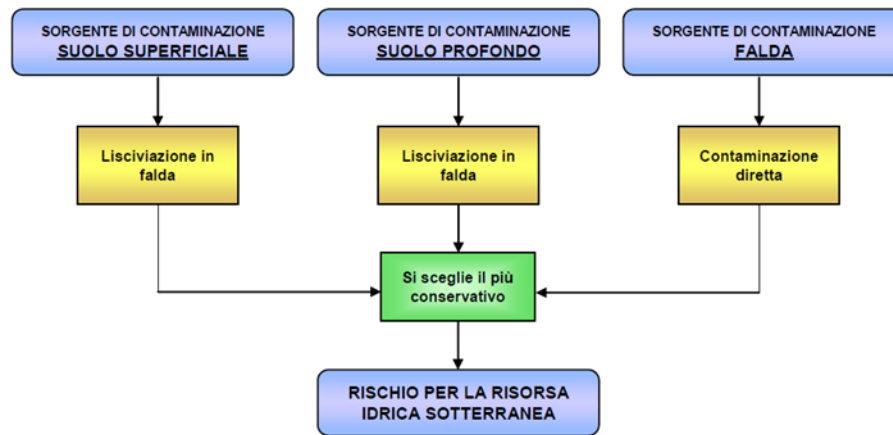


Figura 2.14 - Criterio di calcolo del rischio individuale per la risorsa idrica [46]

La valutazione degli effetti tossici non cancerogeni sulla salute umana, nell'ambito della procedura di analisi assoluta di rischio, prevede invece il calcolo dell'indice di pericolo individuale (HQ) e cumulativo (HQ_{TOT}). L'indice di pericolo rappresenta quindi un indicatore che esprime di quanto l'esposizione reale alla sostanza supera la dose tollerabile o di riferimento (TDI o RfD). Quindi, il criterio di accettabilità riferito a specie chimiche contaminanti che comportano effetti tossici sulla salute umana, si traduce nell'imporre il non superamento della dose di contaminante effettivamente assunta rispetto alla TDI o RfD, da cui ne consegue che sia nel caso di indice di pericolo individuale (HQ) che cumulativo (HQ_{TOT}) gli stessi debbono essere inferiori all'unità. L'indice di pericolo tollerabile individuale (THQ) e cumulativo (THQ_{TOT}) sono quindi pari all'unità.

Infine, per quanto riguarda il rischio bisogna considerare anche i criteri di tollerabilità del rischio per la salute umana considerando gli effetti cancerogeni. Questi criteri sono i valori soglia di rischio al di sotto dei quali si ritiene che sia tollerabile la probabilità incrementale di effetti cancerogeni.

Nel caso di analisi diretta il valore viene posto a confronto con il valore del rischio R calcolato, nel caso di analisi inversa è il valore utilizzato a monte della procedura e utile per derivare i valori degli obiettivi di bonifica o concentrazioni soglia di rischio (CSR).

In particolare, l'ISS ed il Dlgs. 04/08 hanno proposto come valori di rischio tollerabili per le sostanze cancerogene:

- TR=10⁻⁶ valore di rischio individuale; significa che il rischio incrementale di contrarre il tumore e per 1 individuo su 1.000.000.
- TR_{CUM}=10⁻⁵ valore di rischio cumulativo.

2.5 SCENARI DI RECUPERO

Gli aggregati riciclati provenienti da rifiuti possono essere utilizzati in diverse applicazioni edilizie; in funzione del loro utilizzo varia la loro esposizione agli agenti atmosferici e il rilascio di sostanze nell'ambiente. In generale, una descrizione di uno scenario dovrebbe includere sia le condizioni normali che quelle eccezionali che possono influenzare i processi di lisciviazione e dovrebbe comprendere:

- la configurazione fisica dell'applicazione, comprese le condizioni meccaniche e geotecniche;
- le condizioni idrogeologiche e climatiche;
- le condizioni biologiche (se rilevanti);
- le modalità di utilizzo del sito in diversi momenti temporali.

Un altro aspetto fondamentale è la modalità di contatto tra il materiale riutilizzato e l'acqua. La modalità di contatto può dipendere sia dalla natura del materiale (granulare non legato, monolitico legato) sia dalle condizioni dello scenario, come la configurazione fisica, il tasso di precipitazione e il tasso di infiltrazione o di altre penetrazioni d'acqua. Inoltre, è importante descrivere il periodo di tempo previsto per un'applicazione (in questo caso l'intera durata di vita, inclusa la situazione di fine vita).

Il rilascio di sostanze da un aggregato a contatto con acqua immobile o stagnante è diverso rispetto a quello di un materiale granulare a contatto con acqua in percolazione, per questo dovrebbero esser adottati test di cessione diversi. Per i sistemi monolitici (legati) è importante valutare la superficie effettiva, incluse crepe e fessure. La modalità di contatto con l'acqua, combinata con la natura del materiale da riutilizzare, determina in larga misura il meccanismo di rilascio dei contaminanti e, di conseguenza, il/i metodo/i di test da applicare. Nella sua forma più semplice, la modalità di contatto aggregato (legato/non legato) - acqua può essere ridotta a tre scenari di base riportati in Tabella 2.14.

Tabella 2.14 - Metodiche utilizzabili per i test di cessione in funzione dello scenario di utilizzo [45]

Scenario generale di contatto con l'acqua	Metodi di test di cessione applicabili
Materiale non permeabile. L'acqua scorre sulla superficie del prodotto.	UNI EN 16637:2 UNI EN 14429
Materiale a bassa permeabilità. L'acqua è trasportata nella matrice tramite forze capillari; contatto con la superficie.	UNI EN 16637:2
Materiale permeabile. L'acqua può infiltrarsi nella matrice guidata dalla gravità (tipicamente materiali granulari).	UNI EN 16637:3 UNI EN 12457 UNI EN 16637:2

Oltre alle proprietà di lisciviazione, la descrizione dello scenario dovrebbe idealmente includere le seguenti informazioni sull'aggregato in questione:

- natura e origine dell'aggregato;
- composizione chimica totale (dovrebbe essere possibile rendicontare almeno il 90-95% della composizione in termini di ossidi o altri composti probabili dei principali costituenti);
- proprietà chimiche quali pH e potenziale redox al contatto con l'acqua, contenuto di materia organica degradabile;
- proprietà fisiche e geotecniche (ad esempio densità, porosità, distribuzione granulometrica, contenuto d'acqua, resistenza meccanica, permeabilità) necessarie per determinare lo stato del materiale come granulare fine, granulare grosso o monolitico, così come la modalità di contatto con l'acqua.

Le possibili applicazioni fanno riferimento in particolare ad utilizzi non legati e legati con leganti idraulici per l'impiego in opere di ingegneria civile e nella costruzione di strade [45].

Con particolare attenzione nei confronti delle applicazioni non legate, è possibile affermare che attualmente, l'utilizzo principale degli aggregati riciclati riguarda i sottofondi stradali e la costruzione di pavimentazioni stradali oltre che recuperi ambientali. Ci sono alcuni paesi come ad esempio Brasile, Paesi Bassi e Giappone in cui il riciclaggio dei materiali da costruzione e demolizione nelle pavimentazioni e nei lavori stradali è obbligatorio e per questo motivo vengono utilizzati ingenti quantità di materiali riciclati [53]. Nella valutazione delle applicazioni di questi materiali bisogna tenere anche di tre fattori fondamentali che influenzano le caratteristiche meccaniche che sono: la composizione, il grado di compattazione del materiale e la granulometria. In base a queste caratteristiche, l'aggregato riciclato può sostituire in percentuali variabili l'aggregato naturale: al 100% come riportato da [54] oppure anche in percentuali molto più basse 25/75 (AR/AN) come riportato [55] nello studio di un'applicazione come sottofondo stradale. Oltre alle caratteristiche fisico-chimiche affinché gli aggregati riciclati possano essere utilizzati nei sottofondi stradali, è necessaria la corretta selezione della provenienza dei materiali o trattamento in impianto con prevagliatura [56]. Il rapporto recycle di [57] riporta una serie di numerosi esempi di utilizzi di aggregati riciclati come sottofondi o strati di ricoprimento.

Secondo [58] un altro possibile scenario d'uso in applicazioni non legate riguarda l'utilizzo degli aggregati da costruzione e demolizione come base di fondazione per una diga al posto della sabbia. Questi, infatti, avrebbero proprietà geotecniche molto simili a quelle della sabbia così come le prestazioni ingegneristiche (test di stabilità, deformazioni verticali e orizzontali delle fondazioni etc).

Per quanto riguarda invece le applicazioni legate, gli scenari di utilizzo dell'aggregato riciclato sono di gran lunga più numerosi. Questo può essere

utilizzato per la produzione di calcestruzzo, malta e materiali ceramici, blocchi di cemento ecologici etc. Per la produzione di blocchi di cemento l'aggregato deve rispettare una serie di requisiti di qualità e strutturali tra la resistenza a compressione. È proprio per questo motivo che la sostituzione di alcune componenti con gli aggregati riciclati deve avvenire in percentuali variabili a seconda della granulometria (25% aggregato grossolano, 50-75% aggregato fine) [53,59].

Per quanto riguarda la produzione di calcestruzzo il problema principale è legato alla sua durabilità, resistenza a compressione, cicli di gelo e disgelo, ritiro ed essiccamento, contenuto di solfati etc. Gli aggregati riciclati possono essere utilizzati in sostituzione a sabbie o ghiaie ma secondo quanto riportato da [53], se si parla di calcestruzzi strutturali, le percentuali di sostituzione non devono superare il 44%.

Infine, gli AR possono essere anche utilizzati come strato di copertura nelle discariche oppure, secondo alcuni studi utilizzati per applicazioni ambientali come materiali ecologici per l'assorbimento di inquinanti nei mezzi acquosi come. Tuttavia, nei confronti di quest'ultima applicazione c'è ancora molta cautela visto che gli aggregati da costruzione e demolizione non sono completamente inerti ma presentano elementi potenzialmente pericolosi come metalli pesanti, elementi basici e altri costituenti tossici che possono essere dilavati nel terreno, comportando rischi ambientali [53].

2.5.1 SCENARI DI RECUPERO CONSIDERATI

Di seguito verranno descritti nel dettaglio gli scenari considerati per lo svolgimento dell'analisi rischio nei casi studio considerati nel Capitolo 5.3.

2.5.1.1 SCENARIO 1 - RECUPERO AMBIENTALE

Ai sensi dell'art 5 del D.M. 186/2006, le attività di recupero ambientali "*consistono nella restituzione di aree degradate ad usi produttivi o sociali attraverso rimodellamenti morfologici*". I materiali riciclati possono essere utilizzati in a titolo esemplificativo per:

- riempimenti di siti estrattivi esausti;
- copertura di discariche;
- realizzazione di colmate.

Un esempio di utilizzo di materiale riciclato in recuperi ambientali è riportato in Figura 2.16.

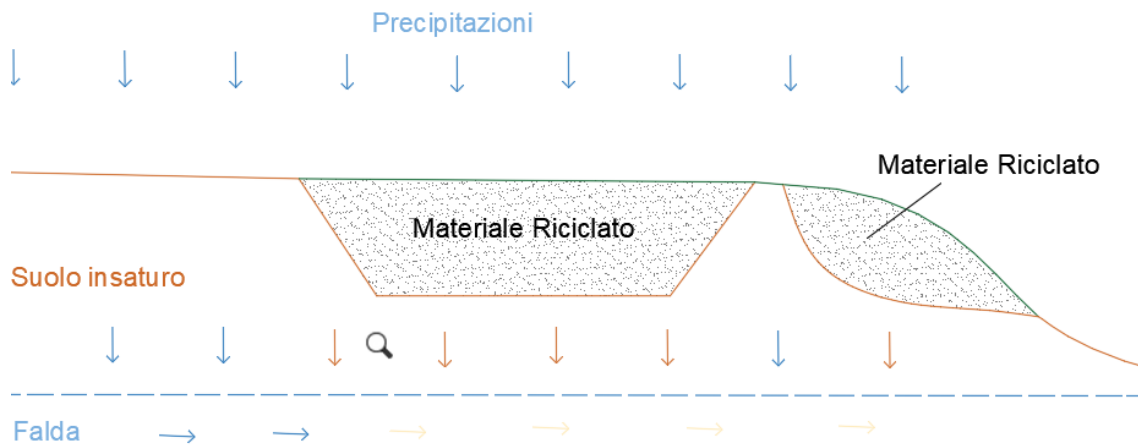


Figura 2.15 - Esempio di utilizzo di materiale riciclato in recuperi ambientali

In tutti questi casi i materiali riciclati sono utilizzati in maniera non legata e le precipitazioni possono percolare attraverso gli strati realizzati e raggiungere la falda acquifera sottostante in quanto non è prevista una copertura impermeabile. In questi casi vengono utilizzate elevate quantità di materiale con riempimenti che possono raggiungere spessori di qualche decina di metri ed estensioni di centinaia di metri.

2.5.1.2 SCENARIO 2 - SOTTOFONDO DI UNA PAVIMENTAZIONE INDUSTRIALE

Analogamente allo scenario precedente, i materiali riciclati possono essere utilizzati per riempimenti al fine di raggiungere la quota desiderata e sopra di questi al fine di rendere carrabile l'opera, può essere prevista la realizzazione di una pavimentazione in calcestruzzo. Le pavimentazioni rappresentano una delle infrastrutture più ad alta intensità energetica, dipendenti da risorse naturali non rinnovabili. Pertanto, l'utilizzo di AR provenienti da CDW nella costruzione di rilevati, dove vengono utilizzati in maniera non legata, rappresenta un'ottima idea di gestione per aumentare i tassi di riciclo e creare un'opportunità di mercato per gli aggregati riciclati.

Un esempio di utilizzo di materiale riciclato in sottofondi di pavimentazioni industriali è riportato in Figura 2.16.

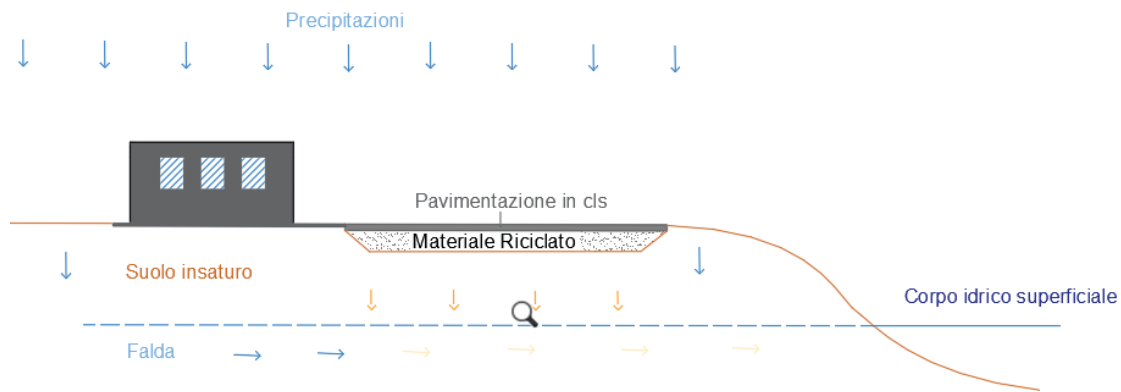


Figura 2.16 – Esempio di utilizzo di materiale riciclato in sottofondo di pavimentazioni industriali

La pavimentazione in calcestruzzo riduce il tasso di infiltrazione delle precipitazioni nell'intervento. Come dimostrato da studi precedentemente condotti, il rilascio degli aggregati utilizzati in maniera legata (es. nel calcestruzzo) è inferiore rispetto al rilascio del materiale granulare [60,61]. L'applicazione in questo scenario prevede quindi la stesura di strati con uno spessore nell'ordine di qualche metro e con un'estensione che dipende dal caso specifico, solitamente nell'ordine di qualche centinaio di metri.

2.5.1.3 SCENARIO 3 - SOTTOFONDO STRADALE

L'uso degli aggregati riciclati nei sottofondi stradali rappresenta una pratica consolidata e incoraggiata in molti Paesi, contribuendo a una gestione più responsabile delle risorse e alla riduzione dell'impatto ambientale nel settore delle infrastrutture. La norma UNI EN 13242 definisce le proprietà degli aggregati ottenuti mediante trattamento di materiali naturali, artificiali o riciclati, destinati all'impiego come materiali non legati e legati con leganti idraulici, per opere di ingegneria civile e costruzione stradale. Essa stabilisce i criteri di classificazione del materiale in base alle caratteristiche geometriche, fisiche e chimiche e prescrive un sistema di controllo della produzione volto a garantire la conformità ai requisiti richiesti per la marcatura CE. A livello nazionale, la norma UNI 11531-1:2024 "Costruzione e manutenzione delle opere civili delle infrastrutture - Criteri per l'impiego dei materiali - Parte 1: Terre e miscele di aggregati non legati" indica i valori di riferimento per le caratteristiche tecniche in relazione a ciascuna destinazione d'impiego. In Figura 2.17 è riportato un esempio di sezione stradale tratto dalla norma.

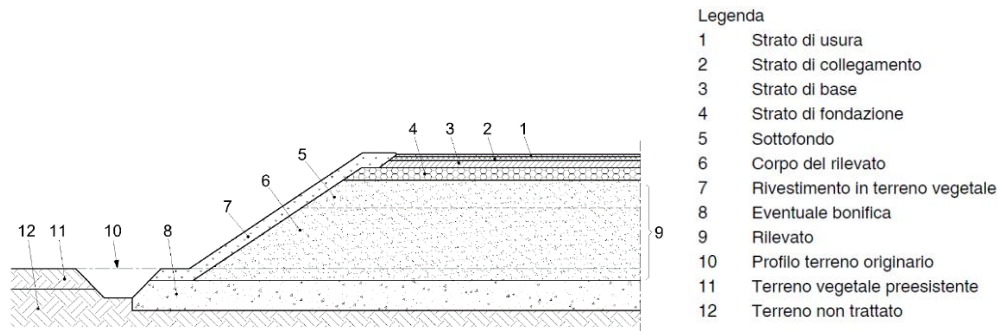


Figura 2.17 - Sezione stradale tipica [62]

Il materiale riciclato può essere impiegato unicamente se facente parte di lotti previamente caratterizzati. In funzione dell'applicazione (es. corpo del rilevato, sottofondo ecc.) la norma UNI 11531-1 descrive i requisiti tecnici che il materiale deve rispettare.

L'applicazione in questo scenario prevede quindi la stesura di strati con uno spessore limitato ma con un'estensione elevata.

3 RIFIUTI INDUSTRIALI

Nell'attuale contesto industriale, la gestione sostenibile dei rifiuti rappresenta una sfida cruciale per ridurre l'impatto ambientale e promuovere l'economia circolare. Tra i settori che generano una significativa quantità di rifiuti, l'industria delle costruzioni, dell'acciaio e della fonderia sono particolarmente rilevanti per via del volume e della complessità dei materiali di scarto prodotti. Il presente capitolo si concentra sull'analisi dei rifiuti da costruzione e demolizione (CDW), delle scorie di acciaieria da forno ad arco elettrico (EAFS) e delle sabbie da fonderia (WFS), approfondendo le loro caratteristiche, le problematiche connesse allo smaltimento e le potenziali soluzioni di recupero.

I CDW costituiscono una delle maggiori fonti di rifiuti in termini di quantità, e il loro riciclaggio rappresenta un'opportunità significativa per ridurre l'estrazione di nuove materie prime. Allo stesso modo, le EAFS, un sottoprodotto inevitabile della produzione di acciaio, offrono un elevato potenziale di riutilizzo grazie alla loro composizione minerale. Infine, le WFS, essenziali nei processi di fusione dei metalli, rappresentano un materiale che può essere reimpiegato in svariati settori, evitando che diventi un problema per l'ambiente.

L'obiettivo del capitolo è quello di esaminare le attuali tecniche di recupero e riutilizzo di questi rifiuti industriali, valutando le loro implicazioni ambientali e tecniche.

3.1 CDW

Il settore delle costruzioni, con il suo elevato consumo di risorse naturali, ha un impatto significativo sull'ambiente ed è una delle principali cause della poca disponibilità di materie prime. I rifiuti prodotti dalle attività di costruzione e demolizione (CDW) rappresentano la principale fonte di rifiuti speciali, sia a livello europeo che nazionale. Tali rifiuti provengono non solo da attività di costruzione e demolizione ma anche da lavori di manutenzione e ristrutturazione, da opere di scavo e dalla manutenzione delle strade. In Tabella 3.1 sono riportate la descrizione e le principali componenti in funzione del settore di provenienza dei CDW.

Questi rifiuti, classificati secondo i codici individuati dall'elenco europeo dei rifiuti (EER) e individuati dal capitolo 17, sono connotati da una forte eterogeneità e sono composti da diverse frazioni merceologiche che dipendono, oltre che dalla provenienza del rifiuto stesso, dalla zona considerata e delle tecniche di costruzione e demolizione adottate.

Uno studio del JRC [63] ha mostrato il confronto tra composizione merceologica tipica dei rifiuti CDW a livello italiano e la media a livello europeo. Dal confronto, riportato in Tabella 3.2, si può notare come in Europa i rifiuti minerali vengano divisi tra le diverse composizioni merceologiche (calcestruzzo, mattoni, tegole e

ceramici, misti) attuando tecniche di demolizione selettiva, mentre nel caso dell'Italia questa suddivisione non è attuata.

Tabella 3.1 - Descrizione e componenti dei CDW

Settore di provenienza	Descrizione	Componenti
Rifiuti da costruzione	Rifiuti provenienti dai cantieri di manutenzione e/o costruzione di edifici e infrastrutture civili	- Calcestruzzo (precompresso o normale) - Cemento e malte varie
Rifiuti da demolizione	Rifiuti provenienti dalla manutenzione e/o dalla parziale o totale demolizione di edifici e infrastrutture civili	- Conglomerati e misti bituminosi - Mattoni, tegole e blocchi - Terra di scavo - Legno - Carta, cellulosa e polistirolo - Metalli - Plastica - Gesso - Ceramica - Vetro - Amianto
Rifiuti da costruzione e demolizione delle strade	Rifiuti provenienti dai cantieri per la manutenzione e costruzioni di strade	- Conglomerati e misti bituminosi - Terra di scavo - Calcestruzzo - Legno - Metalli - Plastica
Terre e rocce da scavo	Rifiuti provenienti dai movimenti terra per la realizzazione di opere civili e/o di scavo	- Terra di scavo - Legno

Ciò deriva dalla carenza nell'adozione di pratiche di demolizione selettiva a livello italiano e dalla conseguente natura eterogenea dei rifiuti così prodotti, i quali vengono classificati con il codice EER 170904 "Rifiuti misti dell'attività di costruzione e demolizione, diversi da quelli di cui alle voci 170901, 170902 e 170903".

La composizione dei CDW è altamente variabile; dal recupero dei materiali provenienti dai CDW è infatti possibile ottenere una vasta gamma di prodotti. In particolare, i rifiuti elencati sopra possono essere suddivisi in tre categorie generali:

- la frazione riutilizzabile, composta da quegli elementi che possono essere ripristinati alla loro funzione originale (finestre, ringhiere per balconi, travi, piastrelle, ecc.);
- la frazione riciclabile, composta da rifiuti che vengono inviati agli impianti di riciclaggio e acquisiscono un nuovo uso previsto in base alle caratteristiche ottenute;

- la frazione non utilizzabile, composta da componenti non idonei al riciclaggio e che devono essere inviati in discarica o elementi pericolosi da smaltire correttamente.

Tabella 3.2 – Composizione media dei CDW in EU27 e in Italia [63]

Frazione merceologica	EU27 [%]	Italia [%]
<i>Rifiuti minerali</i>	77.0	86.26
Calcestruzzo	24.0	-
Mattoni	5.0	-
Tegole e ceramici	1.2	-
Misti / altri minerali / inerti	46.9	-
<i>Plastica</i>	0.2	0.1
<i>Metalli</i>	4.3	11.28
Misti	0.5	0.28
Ferrosi	3.4	9.86
Non ferrosi	0.4	1.14
<i>Vetro</i>	0.2	0.19
<i>Legno</i>	2.3	0.41
<i>Gesso</i>	1.4	-
<i>Isolanti</i>	0.3	-
<i>Carta e cartone</i>	0.2	-
<i>Rifiuti misti generici</i>	12.3	0.00
<i>Rifiuti pericolosi (escluso terre e rocce da scavo)</i>	1.8	1.77

Per massimizzare i materiali che possono essere recuperati per il riciclaggio o il riutilizzo, è molto importante tenere presente questa differenziazione, soprattutto per i materiali provenienti da processi di demolizione.

3.1.1 PRODUZIONE E CARATTERISTICHE QUALITATIVE

Nel 2021, in Italia sono stati prodotti 164,9 milioni di tonnellate di rifiuti speciali. Il 47,7 %, corrispondente a 78,2 milioni di tonnellate, è rappresentato da rifiuti provenienti dalle attività di costruzione e demolizione (incluse le terre e rocce da scavo); di questi solo l'1,25% è classificato come pericoloso [64].

Al 2021, il tasso di recupero, calcolato sulla base dei dati di produzione e gestione e riportato in Figura 3.1, si attesta all'80,1% (al di sopra dell'obiettivo del 70% fissato dalla Direttiva 2008/98/CE per il 2020). Nel calcolo dell'obiettivo non sono presi in considerazione i quantitativi di terre e rocce da scavo e materiali di dragaggio (codici EER 17.05.04 e 17.05.06), complessivamente pari a 17,8 milioni di tonnellate nel 2021.

I dati elaborati da ANPAR "Associazione Nazionale Produttori di Aggregati Riciclati" e relativi ai suoi associati coincide all'incirca con i dati ricavati dal database nazionale ORSO "Osservatorio Rifiuti SOvraregionale" (Figura 3.2). Le percentuali ottenute per alcune tipologie di rifiuti (EER 17.09.04, EER 17.01.02 e EER 17.01.07) sono perfettamente allineate tra le due fonti, mentre altre (es. terre e rocce da scavo, EER 17.05.04), mostrano invece una significativa differenza,

probabilmente dovuta a una diversa allocazione geografica degli associati ANPAR, prevalentemente concentrati nelle regioni centro-settentrionali [65].

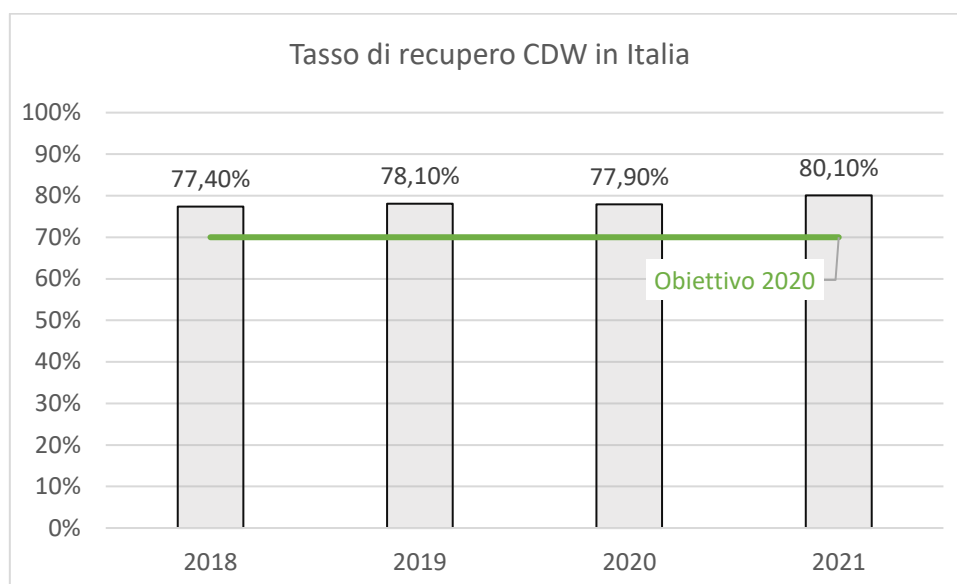


Figura 3.1 - Tasso di recupero dei CDW [64]

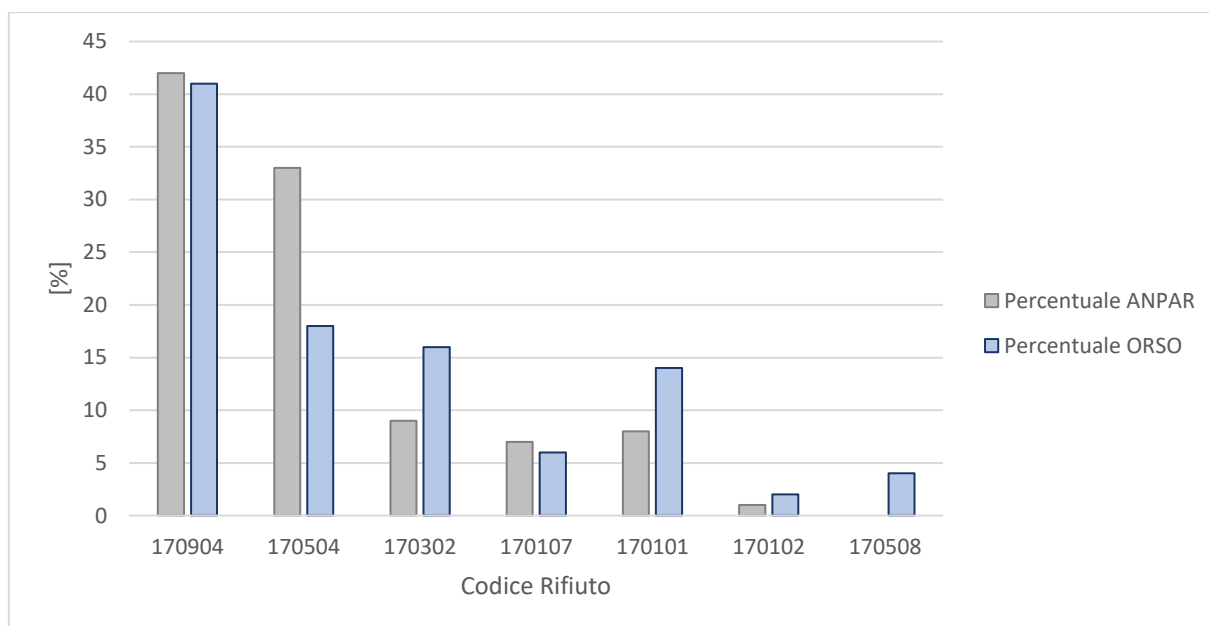


Figura 3.2 - Confronto tra i dati ANPAR e ORSO riguardanti le percentuali di EER gestiti negli impianti di trattamento CDW (adattato da [65])

Secondo i dati ANPAR, i CDW gestiti negli impianti dei suoi associati provengono principalmente da cantieri che realizzano piccole demolizioni (58%), le quali non coinvolgono l'intero edificio ma piuttosto parti specifiche o ristrutturazioni parziali. A differenza delle grandi demolizioni, le attività di micro-demolizione e/o ristrutturazione sono spesso condotte da piccole imprese che non sono tenute a compilare il MUD ("Modello Unico di Dichiarazione Ambientale"), ne consegue che una parte dei rifiuti non viene tracciata. L'altra

quota parte dei CDW proviene invece da cantieri e grandi demolizioni (22%), attività industriali (16%) e eventi calamitosi (4%) [65].

Seppur in Italia sia ancora poco diffusa la pratica di demolizione selettiva, il 78% dei rifiuti in ingresso agli impianti di trattamento arriva comunque già ripartita in macrocategorie (frutto di una minima selezione merceologica a monte, non approfondita e completa come invece dovrebbe essere una demolizione selettiva opportunamente condotta); tali rifiuti sono perlopiù conferiti a impianti che distano meno di 20 km dal luogo in cui sono generati. Un elemento di notevole importanza per favorire lo sviluppo di un'economia circolare, nonché per garantire la sostenibilità del settore del recupero, è la presenza di un mercato per gli aggregati riciclati. Gli aggregati riciclati prodotti sono perlopiù impiegati per la costruzione di infrastrutture (strade, ferrovie, piste ciclabili, ecc., 81,2%) e per riempimenti e altri usi (11,6%). L'utilizzo per la produzione di calcestruzzo è invece limitato a circa il 7,2% (6,8% per calcestruzzi non strutturali e 0,4% per calcestruzzi strutturali) [65].

La conoscenza della composizione chimica dei CDW è fondamentale per valutare il recupero di tali rifiuti in applicazioni specifiche. Il rischio associato a questi rifiuti deriva dalla possibilità che contaminanti possano entrare nel ciclo ambientale, ad esempio attraverso il deflusso causato dall'acqua piovana. Questi deflussi possono diventare sempre più acidi e di conseguenza aumentare la capacità solvente dei contaminanti. Lo studio della composizione chimica dei CDW è stato oggetto di un ampio studio i cui risultati sono riportati in [66].

Come si può vedere dalla Tabella 3.2, i rifiuti da costruzione e demolizione (CDW) sono costituiti principalmente da: calcestruzzo, muratura, terra e rocce da scavo, gesso, asfalto, legno, plastica e metalli. In numerosi studi condotti da diversi autori sono state rilevate elevate quantità di cromo totale, bario, piombo, nichel, vanadio e zinco nel cemento. La muratura presenta un alto contenuto di cromo totale, piombo, zinco e solfati; mentre nel gesso "puro" è stato registrato un elevato contenuto di solfati e fluoruri. Infine, l'asfalto ha un alto contenuto di cromo totale, rame, nichel e zinco ed è l'unico materiale che contiene idrocarburi policiclici aromatici (IPA). Diotti et al. [61] hanno confermato che SO_4 e Cr sono principalmente contenuti nei materiali ceramici, nel calcestruzzo e nella malta. Le frazioni di cemento e calcestruzzo mostrano un rilascio significativo di cromo (Cr), arsenico (As), piombo (Pb) e selenio (Se). In particolare, il piombo potrebbe essere legato agli intonaci con vernici contenenti piombo, specialmente negli edifici più datati. Allo stesso tempo, il cromo potrebbe derivare dalle materie prime e dai combustibili utilizzati durante il processo di produzione del cemento. Inoltre, il cromo è presente anche nei materiali ceramici, come mattoni e piastrelle [67].

3.1.2 TRATTAMENTO DEI CDW

Secondo la Direttiva sui Rifiuti 2008/98/CE [5], il recupero è definito come "qualsiasi operazione il cui risultato principale è che il rifiuto svolge una funzione utile sostituendo altri materiali che sarebbero stati altrimenti utilizzati per svolgere una determinata funzione, o rifiuti preparati per svolgere tale funzione, nell'impianto o nell'economia in generale". Il recupero, quindi, si riferisce a un'ampia gamma di operazioni, che possono essere riassunte in due tipologie principali:

- recupero, il cui risultato è svolgere un "ruolo utile" diretto nella sostituzione di altri materiali;
- altre operazioni necessarie per preparare alla funzione di cui al punto precedente (ad esempio, operazioni di pretrattamento).

Esistono diverse tecnologie di trattamento dei CDW in grado di fornire aggregati riciclati con caratteristiche prestazionali paragonabili a quelle degli aggregati naturali. Queste tecnologie sono attualmente applicate in impianti fissi o mobili, a seconda delle diverse esigenze, come mostrato nella Figura 3.3. Gli impianti di riciclaggio garantiscono un materiale di uscita con una granulometria omogenea e controllata. Dalle fasi di frantumazione, vagliatura e rimozione del ferro si ottengono prodotti di qualità superiore rispetto agli impianti mobili, poiché sono progettati per una determinata quantità e qualità di rifiuti e possono essere utilizzate tecnologie più complete. Le unità di frantumazione mobili sono impianti più economici, derivati da impianti tradizionali di frantumazione di aggregati da cava, e solitamente consentono la riduzione volumetrica degli elementi introdotti nell'impianto; va verificato caso per caso se è possibile garantire un adeguato assortimento granulometrico dei materiali in uscita dal trattamento con dispositivi tecnologici appropriati.



Figura 3.3 - Impianto di trattamento fisso (sinistra) e impianto di trattamento mobile (destra)
[68]

In ogni caso, un impianto efficiente deve essere in grado di dividere il materiale in ingresso in tre flussi: il materiale lapideo riutilizzabile, la frazione leggera (carta, plastica, legno, impurità, ecc.) e la frazione metallica. Indipendentemente dalla tecnologia applicata, i principali passaggi nel processo di trattamento dei CDW in un impianto sono i seguenti:

1. Frantumazione: finalizzata a ridurre la dimensione dei rifiuti per renderli adatti all'uso finale;
2. Classificazione mediante vagliatura, finalizzata a separare i grani in base alla loro dimensione granulometrica per ottenere frazioni omogenee;
3. Separazione: finalizzata all'eliminazione dei materiali indesiderati nel prodotto finale.

Tuttavia, va notato che quanto più i rifiuti vengono divisi in frazioni omogenee, tanto più semplice e conveniente risulta il loro riciclo. Va quindi considerato che, in un'ottica di valorizzazione dei rifiuti, oltre alla tecnologia adottata, anche il processo di demolizione svolge un ruolo centrale. I rifiuti prodotti durante una demolizione tradizionale sono costituiti da una varietà di materiali, comprese frazioni indesiderate (ad esempio carta, plastica, legno, gesso, ecc.), che costituiscono un serio problema per la qualità dell'aggregato riciclato ottenuto dal loro trattamento. D'altra parte, un rifiuto selezionato consente, da un lato, di risparmiare sui costi di smaltimento o trattamento e, dall'altro, di garantire un adeguato livello di qualità del materiale riciclato. Per raggiungere questo obiettivo, l'attività di demolizione deve essere pianificata e organizzata. Tale strategia è chiamata "demolizione selettiva".

Sfortunatamente, l'aspetto economico e la velocità di esecuzione dell'operazione sono ancora considerati elementi prioritari e non si tiene conto della necessità di ricollocare i diversi tipi di rifiuti e componenti nel processo produttivo. Il problema principale è che gli operatori degli impianti di trattamento dei rifiuti devono sostenere i costi operativi dell'impianto, ma anche i costi per l'esecuzione delle prove di compatibilità tecnica e ambientale richieste dalla legislazione, rendendo difficile offrire un prodotto economico che possa competere con i materiali naturali.

3.1.3 AGGREGATI RICICLATI

Come richiesto dalla normativa italiana vigente (Decreto del 17 gennaio 2018, "Aggiornamento delle norme tecniche per le costruzioni", che aggiorna il precedente decreto del 2008), gli Aggregati Riciclati (AR) sono un aggregato minerale derivante dal recupero di rifiuti minerali inorganici precedentemente utilizzati in edilizia. Questa pratica è incentivata dalla normativa odierna e consente di ridurre la quantità di CDW da inviare in discarica e di produrre nuovo materiale inerte. La produzione di AR deve seguire le normative e gli standard europei e nazionali, al fine di ottenere la marcatura CE che consente la re-immissione sul mercato degli AR come prodotti. Gli AR possono essere ottenuti dai CDW, come terre e rocce da scavo, da demolizioni di edifici, da calcestruzzo o da fresatura di asfalto. I CDW sono estremamente vari e eterogenei, caratterizzati da dimensioni, consistenza e composizione estremamente variabili. Per questo motivo, è necessario effettuare un lavoro di

recupero che consenta di ottenere un materiale con caratteristiche granulometriche omogenee. L'uso di questi materiali consente di ridurre l'impronta ecologica delle opere civili [69]. Gli aggregati riciclati devono rispettare i requisiti definiti dall'Articolo 3 del DM 05/02/98: "I processi di riciclaggio e recupero dei materiali, individuati nell'Allegato I, devono garantire l'ottenimento di prodotti, materie prime o materie prime secondarie con caratteristiche conformi alla specifica tecnica o, comunque, nelle forme solitamente commercializzate. In particolare, i prodotti, le materie prime e le materie prime secondarie ottenuti dal recupero dei rifiuti, individuati da questo decreto, non devono presentare caratteristiche pericolose superiori a quelle dei prodotti e dei materiali ottenuti dalla lavorazione di materie prime vergini" [70]. Questo articolo evidenzia che il prodotto ottenuto dal recupero o riciclaggio dei rifiuti deve soddisfare due requisiti fondamentali: la valutazione delle prestazioni ambientali e la valutazione delle prestazioni tecniche. La compatibilità tecnica è necessaria per immettere gli AR sul mercato, attraverso l'attribuzione della marcatura CE, e dopo aver eseguito diversi test fisici. La compatibilità ambientale può riguardare sia i CDW che gli AR; viene verificata tramite il test di composizione chimica e di cessione, e il materiale deve rispettare i limiti imposti dalla legislazione sulla cessione di determinati composti inquinanti. I test di cessione utilizzati possono variare da paese a paese all'interno dell'UE (come mostrato nel Capitolo 2 del presente elaborato), in base ai diversi metodi che possono essere impiegati. In Figura 3.4 sono riportati degli esempi di diversi cumuli di AR prodotti dal trattamento di CDW.



Figura 3.4 - Cumuli di diversi AR

3.1.4 RILASCIO DI INQUINANTI

Il riutilizzo di AR nelle opere civili espone i materiali all'acqua piovana, causando il dilavamento e il rilascio di questi inquinanti. In particolare, l'impatto ambientale derivante dall'uso di questi materiali dipende dalla quantità di ciascun inquinante che può essere disciolta e rilasciata nell'ambiente circostante, causando anche problemi per la salute umana. Per questo motivo, gli AR devono essere sottoposti a test di lisciviazione prima di essere utilizzati come prodotti.

Il test di lisciviazione è il processo mediante il quale componenti di un materiale solido, come terreno contaminato, rifiuti o materiale da costruzione, vengono rilasciati nell'ambiente attraverso il contatto con l'acqua, ad esempio durante le

precipitazioni. Riprodurre questi scenari reali è difficile e costoso, quindi i test di laboratorio sono uno strumento indispensabile per simulare queste condizioni. In Figura 3.5 è riportato lo schema di rilascio e trasporto dei contaminanti in campo e simulazione mediante test in laboratorio.

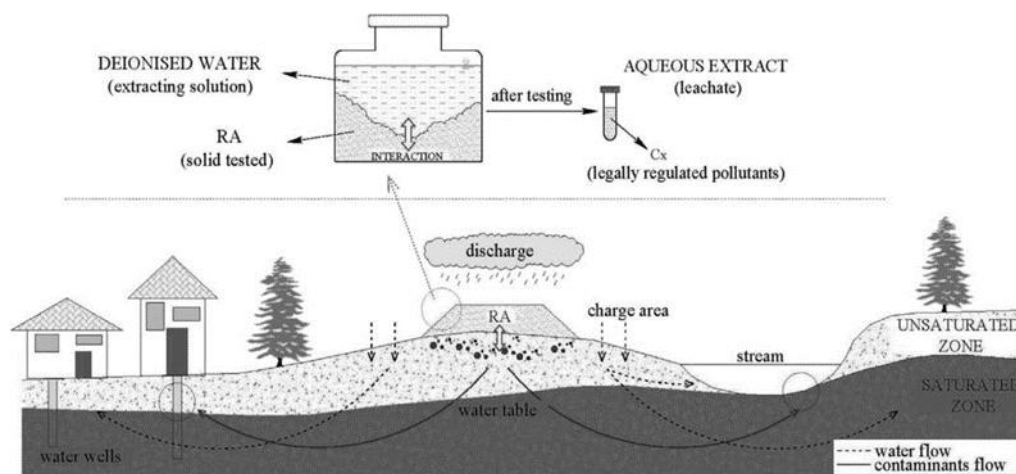


Figura 3.5 – Schema di rilascio e trasporto dei contaminanti in campo e simulazione mediante test in laboratorio [71]

Studi precedenti confermano che la lisciviazione di molte sostanze chimiche contenute negli AR è influenzata dal pH di questi aggregati. Diotti et al. [72] hanno rilevato che gli eluati prodotti dai test di lisciviazione hanno un pH alcalino superiore a sette. I valori di pH del calcestruzzo e dei rifiuti da costruzione e demolizione misti (CDW), così come i rispettivi AR prodotti, sono fortemente alcalini, con valori di pH intorno a 12,5 o anche superiori. Questa alcalinità è dovuta all'alto contenuto di pasta di cemento e malta nel calcestruzzo. Il pH degli aggregati riciclati di calcestruzzo è fortemente alcalino (12-14), ma diminuisce nel tempo a causa della carbonatazione, un processo di invecchiamento naturale che si verifica quando il calcestruzzo entra in contatto con l'anidride carbonica atmosferica; questo è il caso, ad esempio, quando i AR vengono stoccati in cumuli negli impianti di trattamento. Questo processo può portare il pH a valori tra 9 e 10. A pH neutro o alcalino si osserva un significativo rilascio di cromo (Cr), arsenico (As), zinco (Zn), selenio (Se), molibdeno (Mo) e antimonio (Sb). In particolare, è stato osservato che il rilascio di arsenico (As), selenio (Se) e cromo (Cr) è strettamente legato al processo di degrado della malta idratata che si accumula sulla superficie dei AR. A pH neutro o alcalino, la maggior parte del cromo totale viene rilasciata sotto forma di cromo esavalente (CrVI), noto per i suoi effetti nocivi che possono causare allergie, lesioni nasali, bronchiti e, soprattutto, dermatiti. Al contrario, quando il pH è inferiore a 5, si osserva che il cromo viene lisciviato sotto forma di cromo trivalente (CrIII). Rilasci elevati di ioni metallici come Cu, Ni, Pb, Cd e Zn si verificano prevalentemente a pH più bassi, tra 7 e 4 [61].

Per quanto riguarda il rilascio di inquinanti negli eluati ottenuti dai test di lisciviazione, Diotti et al. [61], con il test Batch (UNI-EN 12457-2), hanno rilevato che gli aggregati riciclati di calcestruzzo (RCA) mostrano un rilascio significativo di cromo totale rispetto agli aggregati riciclati misti (MRA). Questo è dovuto alla presenza di elevate quantità di cemento nei RCA. Al contrario, gli MRA presentano un rilascio elevato di solfati a causa della presenza di materiali ceramici e gesso. Galvin et al. [73] hanno studiato come l'uso di AR possa portare a un aumento del rilascio di inquinanti dal calcestruzzo. Inoltre, dai test di lisciviazione (NEN 7341:1994) sugli AR, hanno osservato un elevato rilascio di tutti i metalli regolamentati (Mo, Se, As, Sb, Cr, Zn, Cu, Ni, Pb, Cd, Ba). Coudray et al., [74] hanno studiato il comportamento di lisciviazione degli aggregati riciclati provenienti da solo calcestruzzo, con diverse dimensioni delle particelle: 0/6,3 mm, 6,3/20 mm, 20/40 mm e >40 mm, applicando due diversi metodi per eseguire il test di rilascio: EN 12457-2 e un test di lisciviazione non standardizzato, senza ulteriori frantumazioni, per evidenziare l'effetto della dimensione delle particelle sul comportamento di lisciviazione. Nei campioni frantumati a 0-4 mm, sono state rilevate diverse tendenze di concentrazione degli elementi chimici analizzati (Si, Al, Na, K, Ca, Mg, Fe, P, Cr, Ti, S). In particolare, la frazione più piccola (0-6 mm) rilascia generalmente valori più elevati di Cr, Cu, Pb, K e SO₄ rispetto alle frazioni più grossolane. Lo stesso comportamento è stato osservato per gli aggregati riciclati testati con il metodo non standardizzato (cioè solo setacciati e non frantumati). I risultati hanno mostrato una riduzione ancora più marcata delle concentrazioni di K, SO₄, Cl, Cr e Cu con l'aumento delle dimensioni delle particelle [74]. Bestgen et al., [75] hanno dimostrato che le concentrazioni di metalli lisciviati aumentano con la diminuzione della dimensione delle particelle. Mahedi e Cetin [76], hanno riscontrato che le concentrazioni liscivate di Ca, Ba, Cr e SO₄ diminuiscono con l'aumento della dimensione delle particelle degli AR. Uno studio di Nurhanim et al., [77] hanno valutato il comportamento di lisciviazione degli elementi inorganici dalle frazioni di calcestruzzo e gesso presenti negli aggregati riciclati. I risultati hanno mostrato che, rispetto agli aggregati provenienti solo dal calcestruzzo, gli aggregati riciclati contenenti gesso rilasciano concentrazioni più elevate di contaminanti inorganici, secondo l'ordine SO₄ > Ca > Cl > Mg > Zn > Cu > Fe. Questi parametri mostrano concentrazioni al di sotto dei limiti normativi della Direttiva Europea sulle discariche (Direttiva 2003/33/CE[18]), ad eccezione del SO₄. In particolare, il rilascio di SO₄ è legato al contenuto di zolfo presente nel gesso. Questi risultati sono stati confermati anche da altri autori [67,79-81]. In particolare [81], hanno valutato il comportamento di lisciviazione degli aggregati riciclati misti per verificare la loro conformità alle normative europee sulle discariche e hanno riscontrato che i SO₄ sono l'unico parametro critico a causa della presenza di gesso nei campioni analizzati. Durante lo studio, gli autori hanno anche osservato una relazione tra la raccolta selettiva all'origine dei rifiuti

da costruzione e demolizione (CDW), che riduce il contenuto di gesso e, di conseguenza, la concentrazione di SO₄ lisciviati.

Infine [66] riportano che la concentrazione di inquinanti negli eluati del test di cessione (UNI EN 12457-2), confrontata con i limiti più restrittivi del decreto EoW [82], evidenzia alcune criticità nei rifiuti CDW, in particolare per quanto riguarda il rilascio di COD, cromo, mercurio e, in misura minore, rame, F⁻ e SO₄. Gli eluati provenienti dagli AR presentano invece concentrazioni generalmente conformi ai limiti più restrittivi del decreto EoW, con alcune criticità limitate a pochi campioni, principalmente per COD, cromo e rame.

3.1.5 ASPETTI ECOTOSSICOLOGICI

La valutazione ecotossicologica dei campioni di costruzione si basa solitamente su test di tossicità acuta, più semplici da eseguire e con durate che variano da pochi minuti a diversi giorni. Come mostra la Tabella 3.3, i test di tossicità acuta più comuni includono alghe d'acqua dolce unicellulari, crostacei d'acqua dolce e batteri luminescenti marini.

Tabella 3.3 – Principali studi ecotossicologici eseguiti su CDW e AR

Organismo (gruppo)	Tipo di test	Durata	Endpoint	Fonte
Alga unicellulare d'acqua dolce				
• <i>D. subspicatus</i>	acuto	72 h	inibizione/stimolazione della crescita	[83-89]
• <i>R. subcapitata</i>	acuto	72 h	inibizione/stimolazione della crescita	[89]
Crostaceo acquatico d'acqua dolce				
• <i>Daphnia magna</i>	acuto	24 h; 48 h	immobilizzazione	[83,85-88,90,91]
Batteri marini				
• <i>Aliivibrio fischeri</i>	acuto	15 min; 30 min	inibizione della bioluminescenza	[87,89-91]

Ad oggi, ci sono ancora pochi studi sull'ecotossicità. degli eluati di calcestruzzo, e la maggior parte riguarda calcestruzzo frantumato. È stato riscontrato, la sostituzione del cemento Portland con ceneri volanti e aggregati naturali con AR ha aumentato l'ecotossicità degli eluati di calcestruzzo [89].

3.1.6 RIUTILIZZI DEGLI AR

Gli AR possono essere utilizzati in opere di ingegneria civile. Per quanto riguarda la valutazione delle prestazioni tecniche, il materiale riciclato, per essere considerato idoneo all'uso nel settore delle costruzioni, deve rispettare i requisiti geometrici, fisici e chimici imposti dal marchio CE.

Il materiale deve conformarsi ai requisiti imposti da queste normative tecniche; in particolare, esistono norme europee specifiche da rispettare a seconda dell'uso

finale dell'aggregato riciclato. I campi di applicazione degli aggregati possono essere divisi in due categorie principali:

- Applicazioni non legate, in cui l'aggregato viene utilizzato sciolto. Come uso granulare, gli AR possono essere utilizzati nella costruzione di rilevati, riempimenti per opere di drenaggio e come substrati granulari per pavimentazioni stradali, superfici di strade rurali, marciapiedi e percorsi pedonali, pavimentazioni ciclabili, opere di drenaggio e fossati [92];
- Applicazioni legate, in cui la miscela contiene un agente legante, come cemento, bitume o una sostanza che acquisisce proprietà leganti a contatto con l'acqua. Come uso monolitico, la frazione grossolana degli AR può sostituire parzialmente gli aggregati naturali per la preparazione di calcestruzzo [92].

Gli aggregati riciclati provenienti da rifiuti da costruzione e demolizione possono, a titolo esemplificativo e non esaustivo, essere utilizzati nei seguenti settori:

- Opere di movimento terra in ingegneria civile:
 - AR per la costruzione del corpo di rilevati di opere di movimento terra.
 - AR per il recupero ambientale, riempimento e compattamento.
- Opere stradali e ferroviarie:
 - AR per la costruzione di substrati stradali, ferroviari, aeroportuali e di piazzali, civili e industriali.
 - AR per la costruzione di strati di fondazione delle infrastrutture di trasporto.
 - AR per la realizzazione di strati accessori (con funzione anticongelante, drenante, ecc.).
- Produzione di calcestruzzo.

Per i calcestruzzi strutturali, la percentuale massima di aggregati riciclati consentita e il numero e il tipo di test da eseguire sui materiali rendono il loro utilizzo molto difficile. Il calcestruzzo è un materiale da costruzione artificiale ampiamente utilizzato in tutto il mondo per qualsiasi tipo di edificio o infrastruttura, grazie alle sue proprietà fisiche ed estetiche, ed è composto da aggregati grossolani (ghiaia o pietrisco), aggregati fini (sabbia), acqua, cemento e additivi. Il cemento è un legante idraulico che indurisce con l'aggiunta di acqua e rappresenta tra il 6 e il 15% della miscela di calcestruzzo, a seconda dell'applicazione, mentre gli aggregati costituiscono l'80% della massa e l'acqua l'8%. Nei calcestruzzi a bassa resistenza, in cui gli aggregati riciclati devono

rispettare la norma armonizzata UNI EN 12620:2008 per il confezionamento di calcestruzzi con classe di resistenza Rck 15 MPa, secondo le indicazioni della norma UNI 8520-2:2005, vengono fornite anche indicazioni sulla classe di resistenza del prodotto [93]. Nella costruzione di pavimentazioni stradali, gli aggregati riciclati vengono utilizzati come substrato stradale o come corpo di rilevato, come mostrato nella Figura 3.6. Nella costruzione di un rilevato, sono utilizzati come materiale di riempimento. Su una strada sterrata o asfaltata, vengono impiegati come base grossolana.

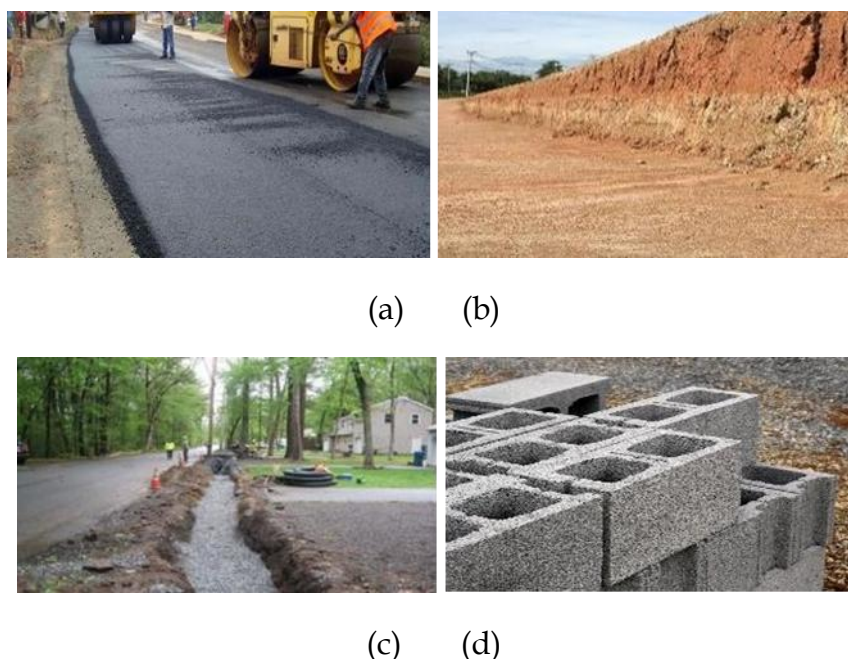


Figura 3.6 - (a) costruzione di strade, (b) riempiimenti, (c) riempiimenti di scavi, (d) blocchi di calcestruzzo

La pavimentazione stradale è costituita da diversi strati, come mostrato nella Figura 3.7. Il corpo del rilevato viene realizzato solo se si desidera alzare il livello della strada rispetto al terreno. Il substrato rappresenta lo strato più profondo della pavimentazione stradale e ha il compito di distribuire e assorbire i carichi, evitando la loro concentrazione in un unico punto e prevenendo così crepe e cedimenti.

Lo strato di fondazione ha la funzione di regolarizzare parzialmente la sovrastruttura stradale, distribuendo uniformemente i carichi verticali provenienti dagli strati superiori; per realizzarlo si utilizza una miscela granulare di aggregati riciclati. Gli strati legati della sovrastruttura includono: la base, lo strato di collegamento, noto anche come strato di legante, e lo strato di usura, come indicato nella Tabella 3.4. I primi due strati sono realizzati in conglomerato bituminoso posato a caldo.

La base trasferisce i carichi verticali e orizzontali agli strati sottostanti, in modo da evitare deformazioni o rotture; mentre lo strato di legante garantisce un'adeguata pendenza, facilitando la posa dello strato superiore.

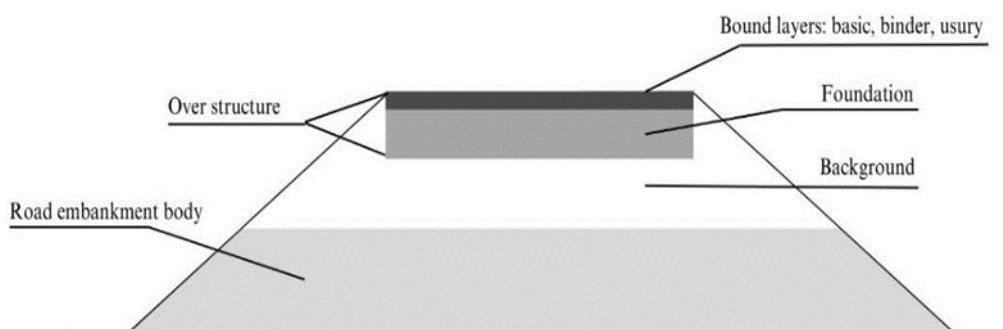


Figure 3.7 - Strati di una pavimentazione stradale [79]

Infine, lo strato di usura è costituito dagli aggregati lapidei più fini per garantire la regolarità della superficie stradale e un'adeguata aderenza tra lo pneumatico e la pavimentazione stradale, così da assicurare il transito dei veicoli in condizioni ottimali di sicurezza e comfort, sia in caso di strada asciutta che bagnata. La Tabella 3.4 mostra i principali materiali utilizzati per la costruzione di ciascuno degli strati menzionati.

Tabella 3.4 - Strati della Pavimentazione Stradale, Funzione e Materiali Costituenti

Strato	Funzione	Materiale
Usura	Aderenza e regolarità	Conglomerato bituminoso
Legante	Connessione	Aggregato bituminoso
Base	Carico strutturale	Conglomerato bituminoso mescolato con cemento
Fondazione	Trasmissione del carico al sottofondo	Miscela di granulato con terre stabilizzate
Fondo	Dissipazione e assorbimento dei carichi	Terre stabilizzate

Kumar e Reddy (2008) hanno utilizzato gli AR negli strati superficiali dei rilevati (tipo A in Figura 3.6). L'uso di AR misti e cementati nella costruzione di strade non asfaltate (tipo B in Figura 3.6) è stato sviluppato e discusso in dettaglio da [94]. Infine, [95] hanno valutato l'uso di AR misti come base per strade asfaltate (tipo C in Figura 3.8).

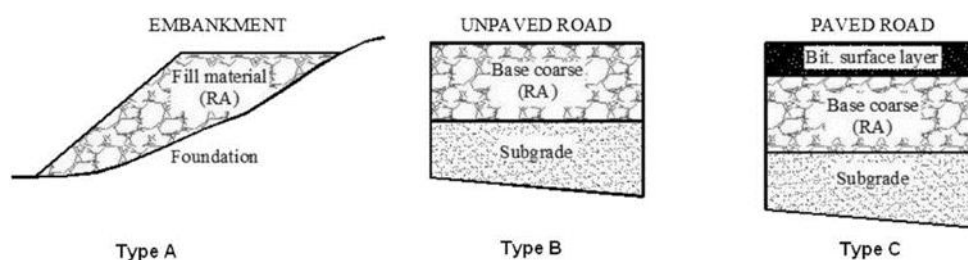


Figura 3.8 - Principali applicazioni di AR nelle costruzioni civili

Javier Tavira et al. [94] hanno studiato il riciclaggio dei rifiuti da vagliatura e degli aggregati misti riciclati provenienti da CDW nelle piste ciclabili pavimentate (Figura 3.9). Questo studio promuove nuovi utilizzi dei materiali riciclati da CDW, dimostrando la fattibilità dell'uso di aggregati misti riciclati e dei rifiuti da vagliatura come basi e sottofondi granulari nella costruzione di piste ciclabili pavimentate. I bassi requisiti meccanici di questo tipo di infrastruttura consentirebbero di aumentare i limiti di varie proprietà limitanti, come il contenuto di materia organica, il contenuto totale di zolfo, il contenuto di sali solubili e i solfati solubili in acqua. I risultati di questo studio possono ridurre l'estrazione di aggregati naturali dai fiumi e dalle cave, minimizzare significativamente l'impronta ecologica, prevenire depositi illegali e in discarica della frazione fine di CDW e rispettare i limiti della Direttiva Quadro sui Rifiuti dell'Unione Europea.



Figura 3.9 - Esempio di pista ciclabile [94]

In Italia, lo studio ANPAR [96] (Associazione Nazionale Produttori Aggregati Riciclati) del 2021 mostra che l'82% degli aggregati riciclati (AR) viene utilizzato in pavimentazioni stradali, ferrovie e altre opere civili. L'11% degli AR è impiegato per operazioni di riempimento che non richiedono un elevato livello di materiale di scarto. Solo il 7% degli AR è utilizzato nel settore delle costruzioni, per la produzione di nuovo calcestruzzo per applicazioni strutturali e non strutturali.

In Italia, nel 2006, sono stati utilizzati 20.000 m³ di aggregati riciclati per la costruzione della pista di pattinaggio di Torino per le Olimpiadi, impiegati nella realizzazione del substrato interno ed esterno della struttura. Nel 2009, per la

costruzione dello Juventus Stadium a Torino, i materiali dismessi del vecchio stadio "Delle Alpi" sono stati riutilizzati nel nuovo cantiere. In totale, sono stati trattati, frantumati e riutilizzati 40.000 m³ di calcestruzzo come substrato per il rilevato strutturale del nuovo impianto (Figura 3.10) [97].



Figura 3.10 - Costruzione dello Juventus Stadium e del Palazzetto del ghiaccio di Torino [35]

In Danimarca, il progetto danese "REBRICK" è nato nel 2015 con l'idea di una gestione più efficiente dei rifiuti da demolizione e si basa sulla pulizia automatica dei mattoni di argilla. Poiché la produzione di nuovi mattoni richiede un elevato consumo di energia e risorse naturali, il riutilizzo dei mattoni permette di evitare l'emissione di 2 kg di CO₂ per ogni mattone. Questo viene realizzato attraverso la selezione automatica dei rifiuti da demolizione, dove i vecchi mattoni vengono separati e puliti mediante "raschietti vibranti". L'applicazione di questa tecnica ha permesso la costruzione di edifici come asili, magazzini e scuole.

In Svizzera, nel 2021, per la ricostruzione di tre edifici di 7 piani nel quartiere Rue des Maraîchers, nel centro di Ginevra, l'Hospice général (l'istituzione di assistenza sociale di Ginevra) ha scelto di utilizzare l'EcoPact+, un calcestruzzo sostenibile di Holcim Svizzera, recentemente lanciato nella Svizzera francese. Anche la società di costruzioni svizzera Implenia ha scelto il calcestruzzo certificato Holcim, realizzato con materiali riciclati, per il nuovo edificio per uffici "Alto Pont-Rouge" di 15 piani. EcoPact+ è realizzato con cemento sostenibile, creato utilizzando additivi AR provenienti da edifici demoliti; ciò consente di sostituire la ghiaia naturale con AR, conservando così ulteriormente le risorse. Questo calcestruzzo non solo aiuta a preservare le risorse naturali e gli spazi limitati delle discariche, ma riduce anche del 10% le emissioni di CO₂ rispetto al calcestruzzo standard svizzero.

Nel 2021, il "Bridge to the Future" è stato il primo progetto con emissioni di CO₂ ridotte al minimo. È stato sviluppato in stretta collaborazione con la Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW) per combinare in modo ottimale materiali e metodologie. Il risultato è una piattaforma sottile ma funzionale per la raccolta di materiali di scavo presso l'impianto Holcim a Hüntwangen, un'innovazione all'avanguardia per il futuro dell'edilizia. Gli

aggregati riciclati sono stati artificialmente carbonatati prima dell'uso per sfruttare la loro capacità di assorbire CO₂. L'impronta di CO₂ del calcestruzzo derivato da aggregati riciclati è stata così ridotta significativamente, passando da oltre 210 kg CO₂/m³ nel calcestruzzo tradizionale a 138 kg CO₂/m³.

Nel 2023, è iniziata la riqualificazione della Biblioteca dell'Università, il cuore della vita accademica, a Friburgo. Il progetto sarà completato nel 2025 e prevede l'uso di materiali riciclati provenienti da rifiuti da costruzione e demolizione (CDW), con l'utilizzo del calcestruzzo sostenibile EcoPact+ (Figura 3.11).



Figura 3.11 - Ricostruzione di un edificio a Ginevra (sinistra) e dell'Università di Friburgo (destra)

In Francia, nel 2023, SEQENS, una filiale del Gruppo Action Logement, e Holcim, produttore svizzero di materiali da costruzione, hanno unito le forze per costruire il primo edificio interamente realizzato con calcestruzzo riciclato. La residenza, attualmente in costruzione a Gennevilliers, a pochi chilometri da Parigi, sarà completata nel 2024. Le 2.200 tonnellate di cemento 100% riciclato che comporranno l'edificio sono già state prodotte dal produttore francese di cemento Lafarge.

In Italia, nel 2009, la costruzione della Piattaforma Logistica del polo merci di Fiumicino ha visto l'utilizzo di materiali riciclati. I magazzini, le strade e le aree di sosta sono stati realizzati per un totale di 330.000 metri quadrati di superficie con l'utilizzo di aggregati riciclati per 50.000 metri cubi. Un progetto simile è il completamento e l'ampliamento delle vie di rullaggio e delle piazzole dell'aeroporto di Malpensa, che ha comportato l'uso di 120.000 metri cubi di aggregati riciclati (AR).

In Italia, tra il 2011 e il 2017, circa 120.000 tonnellate di rifiuti da costruzione e demolizione sono stati consegnati al centro di riciclaggio di Trapani, con la produzione di oltre 101.000 tonnellate di aggregati riciclati. Le principali opere realizzate utilizzando questo tipo di materiale sono tra le più varie e diversificate. Si va, infatti, dai substrati e strati di copertura del molo Ronciglio del Porto di Trapani, con circa 6.000 tonnellate di materiale utilizzato, al Canale Saline Gronda di Trapani (1.820 tonnellate), ai lavori per le linee elettriche e telefoniche (3.600 tonnellate), fino alla discarica comunale (per la copertura giornaliera della stessa) per un totale di circa 24.000 tonnellate di AR.

Nel 2020 è nato il progetto CINDERELA. Il consorzio Cinderela è composto da 13 partner provenienti da 7 paesi: Slovenia, Italia, Serbia, Spagna, Polonia, Paesi Bassi, Macedonia. Il progetto mira a un nuovo modello di business (CinderCEBM) per assistere le aziende nella creazione di casi di successo di economia circolare basati sulle opportunità di trasformazione dei rifiuti in risorse. Tra i progetti in corso ci sono quelli in Slovenia, Macedonia e Spagna. A Maribor (Slovenia) sarà costruito un impianto a un solo piano utilizzando AR. L'impianto includerà una sala per presentazioni e workshop, un laboratorio, due uffici, servizi igienici e una scala fino al tetto. Il pavimento e le pareti saranno realizzati con cemento ecologico contenente aggregati riciclati. Le fondamenta saranno preparate e rinforzate con l'uso di terreno riciclato; l'isolamento termico sotto le fondamenta sarà realizzato con mattoni o vetro riciclati. A Skopje (Macedonia) verrà costruito un edificio con AR. Le pareti divisorie saranno realizzate con blocchi modulari prefabbricati in calcestruzzo. Saranno costruiti 176 blocchi prefabbricati modulari in calcestruzzo e saranno utilizzate circa 368 tonnellate di aggregati riciclati per la loro produzione, mentre come legante sarà utilizzata la scoria bianca industriale. A Madrid (Spagna) sarà costruito un piccolo edificio al piano terra. Servirà come sala di controllo principale per la consegna dei rifiuti e l'ingresso all'impianto di trattamento dei rifiuti. I materiali da costruzione includeranno elementi costruttivi (porte e finestre) e aggregati riciclati recuperati dalla demolizione di un edificio esistente.

Nel 2021 è nato in Francia il progetto LIFE WASTE2BUILD, finanziato dalla Commissione Europea, che mira a sviluppare nuovi flussi circolari nel settore delle costruzioni e dei lavori pubblici, prevenendo i rifiuti alla fonte basandosi sulle risorse locali, utilizzando le politiche di ristrutturazione pubbliche. Il progetto svilupperà un sistema innovativo per ottimizzare le risorse e recuperare i rifiuti dal settore delle costruzioni e dei lavori pubblici locali. Si prevede che i risultati consentiranno il riciclo dell'85% dei rifiuti da costruzione nella metropoli di Tolosa (pari a un volume di 2,3 milioni di tonnellate).

In Belgio, nel 2018, è nato il progetto LIFE IP CA 16 BE-REEL, finanziato dalla Commissione Europea, con l'obiettivo di creare le condizioni per la piena attuazione dei piani strategici di ristrutturazione edilizia nelle regioni delle Fiandre e della Vallonia. Più specificamente, il progetto mira a stabilire un quadro per l'implementazione delle strategie regionali; sviluppare, valutare, perfezionare e dimostrare le misure strutturali più appropriate per aumentare i tassi di ristrutturazione a lungo termine e migliorare le prestazioni energetiche di tutti gli edifici residenziali esistenti entro il 2050.

3.2 SCORIE DI ACCIAIERIA

Negli ultimi due decenni, la produzione globale di acciaio è aumentata di circa il 130%, raggiungendo la sostanziale cifra di 1,89 miliardi di tonnellate nel 2022 [36]. Attualmente, le acciaierie impiegano procedure consolidate e standardizzate per la produzione di ghisa e acciaio. Questi processi variano in termini di materie prime utilizzate, dimensioni del forno, tempi e gestione del processo, nonché prodotti in uscita risultanti. In particolare, accanto alle materie prime (ghisa o acciaio), da questi metodi di produzione emergono sottoprodotti come le scorie siderurgiche. Questi residui presentano diverse proprietà fisiche, chimiche, mineralogiche e meccaniche a seconda del processo specifico. Dopo un trattamento appropriato, questi sottoprodotti possono essere riutilizzati in varie applicazioni.

Nell'anno 2022, circa l'84% dell'acciaio prodotto in Italia è stato prodotto attraverso il processo del forno elettrico ad arco (EAF) [98]. Questo metodo prevede la generazione di un arco elettrico per fondere rottami di acciaio o altri materiali contenenti ferro. L'ossido liquido prodotto durante la produzione dell'acciaio è noto come scoria. Una volta separate dal metallo liquido, le scorie subiscono un processo di raffreddamento, trasformandosi in una matrice solida simile a una roccia. Viene quindi trasportato ai trasformatori di scorie per essere utilizzato come aggregato. Nella Regione Lombardia, la produzione annua di scorie nere da forno elettrico ad arco è stimata in circa 800.000 tonnellate, prevalentemente dal territorio della provincia di Brescia (quasi il 90%) [99]. La scarsa chiarezza delle normative tecniche e la mentalità lineare ancora presente nel settore hanno fatto sì che le scorie rimanessero come sottoprodotto di materiale non recuperato.

L'acciaio viene prodotto attraverso un processo noto come siderurgia, che prevede la conversione delle materie prime in ferro fuso e la successiva raffinazione per ottenere la composizione dell'acciaio desiderata. I metodi principali per la produzione dell'acciaio sono due: il tradizionale percorso integrato (A) e il percorso del forno ad arco elettrico (B).

A. Altoforno: Il cuore della produzione tradizionale dell'acciaio è l'altoforno. Nell'altoforno, il minerale di ferro, il carbone e la calce vengono caricati dall'alto mentre un getto d'aria calda, che contiene ossigeno, viene soffiato dal fondo. Questa reazione ad alta temperatura riduce il minerale di ferro a ferro fuso, mentre le impurità vengono rimosse sotto forma di scorie. Il ferro fuso, noto come metallo caldo, viene raccolto sul fondo del forno e quindi trasferito in un forno convertitore ad ossigeno (forno BOF); questo viene inizialmente caricato con rottami di acciaio per sostenere la temperatura necessaria per le reazioni chimiche (1600-1650°C) e successivamente con ferro fuso proveniente dall'altoforno. Una lancia, calata nel forno, facilita l'introduzione di un flusso supersonico di ossigeno

puro al 99%. Questo processo consente reazioni di ossidazione e l'eliminazione delle impurità presenti nella carica.

A. Forno ad arco elettrico (EAF): funziona indipendentemente dalla produzione di ghisa nell'altoforno. I materiali in entrata sono costituiti principalmente da rottami di acciaio e da quantità minori di materiali secondari. Inizialmente vengono introdotti ghisa e ossidi di calcio sotto forma di calce bruciata o dolomite, seguiti da piccole quantità di ossigeno e polvere di carbonio. Queste materie prime vengono sottoposte a separazione, classificazione e smistamento prima di essere caricate nel forno dall'alto.

Entrambi i percorsi hanno i loro vantaggi e vengono utilizzati in base a fattori come la qualità dell'acciaio desiderata, le considerazioni sui costi e l'impatto ambientale. Il percorso EAF è spesso considerato più ecologico in quanto si basa sul riciclaggio di rottami di acciaio e consuma meno energia rispetto al percorso integrato.

Un diagramma semplificato della produzione dell'acciaio è mostrato nella Figura 3.12.

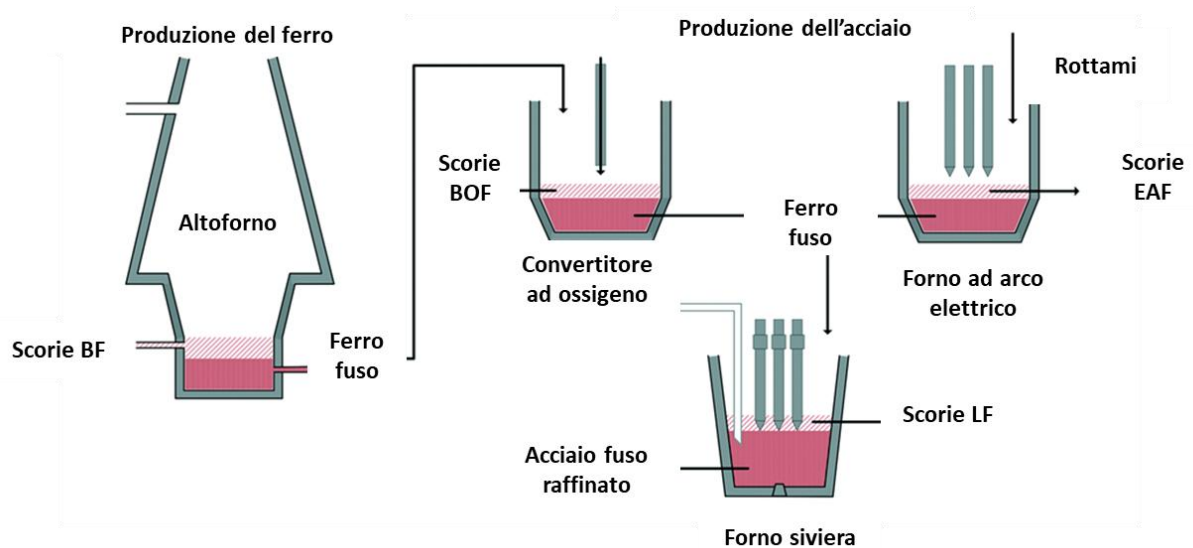


Figura 3.12 - Produzione dell'industria siderurgica e scorie generate (adattato da [100])

3.2.1 PRODUZIONE E CARATTERISTICHE QUALITATIVE

La produzione globale di acciaio grezzo è aumentata negli ultimi decenni, raggiungendo nel 2022 circa 1,962 miliardi di tonnellate; l'andamento della produzione negli ultimi anni è illustrato Figura 3.13.

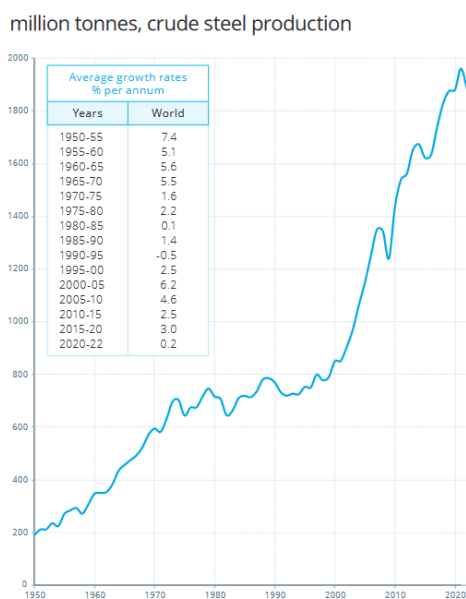


Figura 3.13 - Produzione mondiale di acciaio grezzo dal 1950 al 2022 [98]

Nella Tabella 3.5 sono riportati i principali paesi produttori di acciaio negli ultimi due anni.

Tabella 3.5 – Principali paesi produttori di acciaio nel 2021 e 2022 (adattato da[98])

Paese	2022		2021	
	Posizione	Milioni di tonnellate	Posizione	Milioni di tonnellate
Cina	1	1.018,0	1	1.035,2
India	2	125,3	2	118,2
Giappone	3	89,2	3	96,3
Stati Uniti	4	80,5	4	85,8
Russia	5	71,5	5	77
Corea del Sud	6	65,8	6	70,4
Germania	7	36,8	8	40,2
Turchia	8	35,1	7	40,4
Brasile	9	34,1	9	36,1
Iran	10	30,6	10	28,3
Italia	11	21,6	11	24,4
Altri		276,9		310,0
Totale		1.885,4		1.962,3

La Cina è il principale produttore di acciaio grezzo, copre oltre la metà della produzione globale, e produce 10 volte di più del secondo, cioè l'India. L'Italia è l'undicesimo produttore mondiale (1,15% della produzione mondiale) e il secondo nell'UE dopo la Germania. A livello globale, il principale processo adottato per la produzione è il processo a base di ossigeno (BOF), che genera il 72% della produzione globale; in Italia, invece, la maggior parte dell'acciaio, circa l'84%, viene prodotto con processo EAF, in 34 stabilimenti situati principalmente

nella regione settentrionale del Paese. I siti produttivi siderurgici italiani sono riportati nella Figura 3.14.

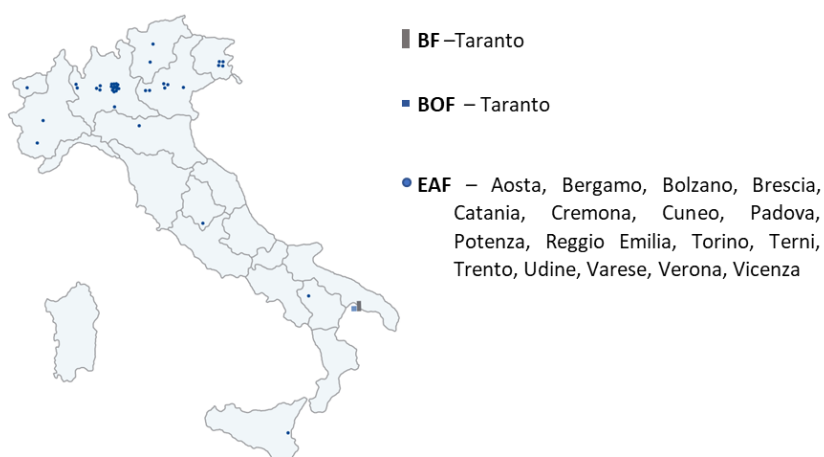


Figura 3.14 - Siti produttivi in Italia (adattato da [101])

La maggior parte dei forni elettrici ad arco sono concentrati nel Nord Italia, in particolare nella regione Lombardia, dove sono situate 19 acciaierie. Tra le province lombarde, la Provincia di Brescia si distingue come un importante snodo nel settore siderurgico italiano. Con 11 acciaierie all'interno dei suoi confini, la provincia svolge un ruolo significativo, contribuendo per circa il 25-30% alla produzione e alla raffinazione nazionale dell'acciaio [99]. Gli unici altiforni e forni ad ossigeno si trovano a Taranto.

Durante il processo di produzione dell'acciaio, si genera inevitabilmente una grande quantità di scorie. Le previsioni di settore indicano una tendenza all'aumento della produzione futura e anche la quantità di scorie da gestire dovrebbe aumentare. Di solito, le scorie siderurgiche possono essere suddivise in quattro tipi principali, a seconda del processo di produzione considerato:

- Scoria d'altoforno (scoria BF);
- Scoria da convertitore ad ossigeno (scoria BOF);
- Scoria da forno ad arco elettrico (scoria EAF o "scoria nera");
- Scoria da forno siviera (scoria LF o "scoria bianca").

La produzione di acciaio con un forno elettrico ad arco è indipendente dalla produzione di ghisa nell'altoforno. Invece, i materiali in ingresso sono costituiti principalmente da rottami di acciaio e quantità minori di materiali secondari. Le scorie EAF sono prodotte attraverso l'ossidazione delle impurità nel bagno di metallo fuso, portando alla formazione di uno strato di scorie che viene separato dall'acciaio fuso durante il processo di spillatura. A seconda del tipo di acciaio prodotto, esistono due diversi tipi di scorie per forni elettrici ad arco:

- EAF-C: scorie di forni elettrici ad arco provenienti dalla produzione di acciaio al carbonio;
- EAF-S: scorie di forni elettrici ad arco provenienti dalla produzione di acciaio inossidabile/altolegato.

Alla fine del processo di produzione dell'acciaio EAF, le scorie fuse passano attraverso diversi processi prima di essere recuperate o smaltite. I processi tipici sono il raffreddamento, la frantumazione, il recupero del metallo, la setacciatura, la vagliatura, la macinazione e lo stoccaggio.

La composizione chimica delle scorie EAF da diversi studi di letteratura è riportata nella Tabella 3.6.

Tabella 3.6 - Valore medio, massimo e minimo della composizione chimica delle scorie EAF da diversi studi in letteratura

[%]	CaO	SiO ₂	Fe _x O _x	Al ₂ O ₃	MgO	MnO	SO ₃	TiO ₂
Media	27,85	15,64	33,43	8,09	5,10	4,51	0,15	0,59
Max.	50,00	26,40	50,71	18,00	13,09	10,00	0,25	1,00
Min.	15,00	8,00	13,00	1,66	1,86	0,70	0,01	0,40

[%]	P ₂ O ₅	Na ₂ O	K ₂ O	Cr ₂ O ₃	Cr ₂ O ₅	ZnO	CaOlibero	MgOlibero
Media	1,10	0,13	0,09	2,15	2,73	0,44	0,83	0,40
Max.	5,00	0,20	0,26	5,00	4,10	0,85	4,00	1,00
Min.	0,38	0,02	0,03	0,34	1,60	0,03	0,00	0,10

Il volume delle scorie è soggetto a variazioni nel tempo a causa della presenza di MgO e CaO liberi nelle scorie. Quando questi componenti vengono idratati, possono portare a un gonfiore dannoso, soprattutto in varie applicazioni di ingegneria civile [102]. Per far fronte a questa instabilità, alcuni impianti di trattamento delle scorie impiegano trattamenti per ridurre le fluttuazioni di volume causate dagli elementi espansivi delle scorie di acciaio, alterandone le proprietà chimiche e/o mineralogiche. La letteratura fornisce esempi di tecniche specializzate applicate in alcune acciaierie per mitigare l'indesiderabile instabilità volumetrica delle scorie. Queste tecniche comprendono l'uso di additivi, il trattamento a vapore e l'invecchiamento. Le principali proprietà fisiche delle scorie EAF sono riportate nella Tabella 3.7.

In base alla loro dimensione, le scorie EAF possono essere classificate in fini e grossolane; rispetto agli aggregati naturali, le tipiche scorie EAF hanno una densità maggiore (2.840-3.854 kg/m³), un assorbimento d'acqua simile e una resistenza all'abrasione simile o addirittura migliore misurata con il test di Los Angeles.

Tabella 3.7 – Proprietà fisiche delle scorie EAF (adattato da [103])

Proprietà fisiche	Unità	Valori
Dimensione (fine)	mm	0,063-4,75
Dimensione (grossolana)	mm	4,75-32,00
Dimensione dei pori (media)	mm	0,21; 6,76
Densità	kg/m ³	2.840-3.854
Peso specifico	kg/m ³	3.010-3.970
Superficie specifica	cm ² /g	4.990-5.050
Modulo di finezza	%	2,83-7,78
Dilatazione volumetrica	%	0,14; 0,25
Assorbimento d'acqua	%	0,18-10,5
Porosità	%	7,8; 14,4
Test di Los Angeles	%	14-24
Valore di frantumazione	%	13-17
Stabilità volumetrica	%	1,3-2,9
Indice di forma	-	1,5-10
Resistenza alla compressione	MPa	320; 350
Colore iniziale	-	Nero
Colore dopo l'invecchiamento	-	Grigio scuro

L'acciaio prodotto nel forno ad ossigeno basico o nel forno elettrico ad arco subisce tipicamente processi di raffinazione nel forno siviera, che sono considerati processi secondari. Il forno siviera assomiglia a una versione ridotta del forno elettrico ad arco e impiega tre elettrodi di grafite per riscaldare l'acciaio. Le scorie generate da questi processi di raffinazione, chiamate scorie di siviera (scorie LF), hanno proprietà fisiche e composizione chimica diverse rispetto alle scorie BF, BOF o EAF. La composizione chimica delle scorie LF da diversi studi di letteratura è riportata nella Tabella 3.8.

Tabella 3.8 – Valore medio, massimo e minimo della composizione chimica delle scorie LF da diversi studi in letteratura [99]

[%]	CaO	SiO ₂	Fe _x O _x	Al ₂ O ₃	MgO	MnO	SO ₃	TiO ₂
Media	51,08	19,97	3,03	9,97	7,65	2,33	1,25	0,70
Max.	68,27	50,10	25,70	25,55	16,42	20,00	2,30	2,04
Min.	27,10	1,00	0,20	1,15	2,77	0,10	0,20	0,10

[%]	P ₂ O ₅	Na ₂ O	K ₂ O	Cr ₂ O ₃	Cr ₂ O ₅	ZnO	CaOlibero	MgOlibero
Media	0,07	0,93	0,15	0,29	-	-	0,80	-
Max.	0,20	2,60	0,30	1,71	-	-	0,90	-
Min.	0,00	0,00	0,01	0,00	-	-	0,60	-

Nella Tabella 3.9 sono riportate le principali proprietà fisiche delle scorie del forno siviera.

Tabella 3.9 – Proprietà fisiche delle scorie EAF (adattato da [103])

Proprietà fisiche	Unità	Valori
Dimensione	mm	0,063-0,600
Densità	kg/m ³	2.555-3.030
Superficie specifica	cm ² /g	1.200-8.490
Titolo R45	%	22
Blaine Finezza	cm ² /g	3
Dilatazione volumetrica	%	22; 37
Dilatazione volumetrica	mm	0,49
Indice pozzolanico (28 giorni)	%	92

Secondo la Figura 3.15 e la letteratura scientifica [104], ogni processo di produzione è caratterizzato da diversi rapporti di produzione scorie/acciaio: 250-300 kg di scorie BF per tonnellata di ghisa prodotta, 120-180 kg di scorie BOF e EAF per tonnellata di acciaio prodotto e 30-80 kg di scorie LF per tonnellata di acciaio trattato con processi di metallurgia secondaria.

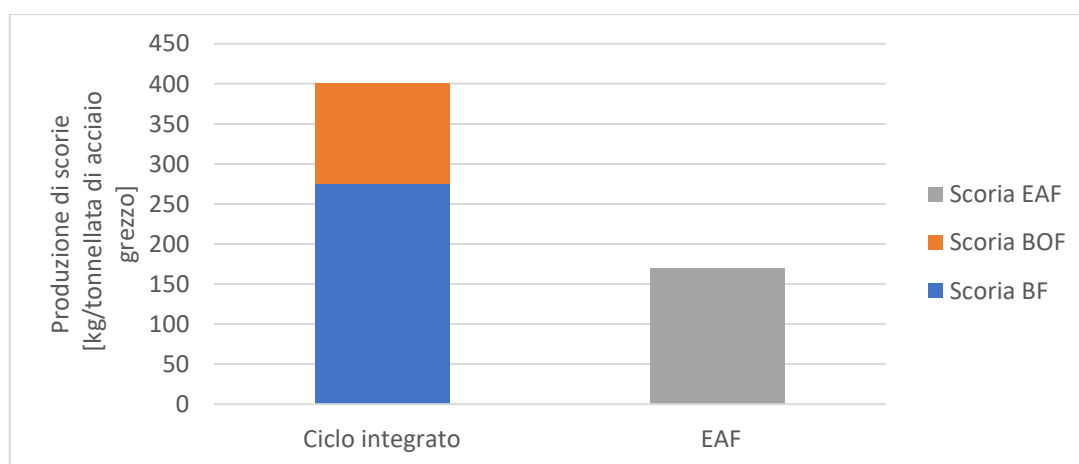


Figura 3.15 - Generazione tipica di scorie specifica per tonnellata di acciaio grezzo prodotto (adattato da [104])

Ogni anno vengono prodotte più di 400 milioni di tonnellate di scorie di ferro e acciaio [104]. Utilizzando i dati ottenuti da World Steel e dalla produzione media di scorie, possiamo calcolare la quantità di scorie di acciaio generate per alcune delle regioni più rilevanti nel 2022; tali importi sono riportati nella Tabella 3.10.

Dai dati è possibile quantificare una produzione di scorie EAF:

- Globale: circa 90 milioni di tonnellate;
- Europeo: circa 10 milioni di tonnellate;
- Italiana: circa 3,1 milioni di tonnellate.

Secondo quanto riportato da [99], nel 2019 in Italia sono state prodotte 3,25 milioni di tonnellate di scorie EAF, mentre in provincia di Brescia sono state prodotte circa 875 mila tonnellate, circa il 20% della produzione nazionale.

Tabella 3.10 – Produzione di scorie di acciaio stimata assumendo valori specifici tipici di produzione

	Acciaio prodotto [milioni di]	Ossigeno [%]	Elettrico [%]	BOFS [milioni di tonnellate]	EAFS	LFS
Mondo	1,885.4	71.5	28.2	169.75	89.80	94.21
Cina	1,018	90.5	9.5	116.08	16.34	50.90
Giappone	89.2	73.3	26.7	8.24	4.02	4.46
USA	80.5	31	69	3.14	9.39	4.03
Europa	136.3	56.3	43.7	9.67	10.07	6.82
Germania	36.8	70	29.8	3.25	1.85	1.84
Italia	21.6	16	84	0.44	3.07	1.08

Ipotizzando che sia l'acciaio prodotto nel BOF che quello prodotto nel EAF siano avviati al trattamento, in Italia si è registrata una produzione di scorie LF pari a circa 1,1 tonnellate nel 2022; [99] ha registrato una produzione nazionale di circa 1,1 milioni di tonnellate nel 2019.

3.2.3 RILASCIO DI INQUINANTI

La cessione di inquinanti da parte delle scorie d'acciaio è un aspetto critico che influenza il loro impatto ambientale e le potenziali applicazioni. In quanto residuo del processo di produzione dell'acciaio, le scorie d'acciaio possiedono composizioni mineralogiche complesse, e la loro interazione con le condizioni ambientali può portare al rilascio di vari componenti. Comprendere il comportamento di lisciviazione delle scorie d'acciaio è essenziale per valutare la loro compatibilità ambientale, garantire il rispetto delle normative e esplorare il loro utilizzo sicuro e sostenibile in diverse applicazioni. In questo paragrafo vengono presentati i risultati della revisione della letteratura riguardante i test di lisciviazione effettuati su scorie EAF e scorie LF; l'attenzione sarà focalizzata sui test di batch eseguiti secondo il D.M. italiano 186/2006, ma vengono riportati anche altri riferimenti rilevanti.

La diversa qualità dei rottami alimentati nel forno elettrico ad arco (EAF) potrebbe essere la causa della variabilità della concentrazione di inquinanti nelle scorie e, di conseguenza, nell'eluato. Una tabella riepilogativa dei risultati dell'analisi bibliografica riguardante il rilascio di sostanze dalle scorie EAF, testate secondo la norma EN 12457-2, è mostrata nella Tabella 3.11 (i valori in grassetto indicano quelli superiori al limite).

Tabella 3.11 – Concentrazioni riscontrate su eluati ottenuti mediante test di cessione eseguito secondo la metodica EN 12457-2

Parametro	Unità	Valore minimo	Valore massimo	Limiti del DM 186/2006	Numero di dati	Superamenti
Nitrati	mg/l	0,77	5	50	22	0
Fluoruri	mg/l	<0,1	1,3	1,5	25	0
Solfati	mg/l	<1	26,2	250	25	0
Cloruri	mg/l	<1	12	100	23	0
Cianuri	µg/l	<5	<5	50	22	0
Bario	mg/l	0,16	2,9	1	33	3
Rame	mg/l	<0,01	<0,01	0,05	23	0
Zinco	mg/l	<0,01	0,07	3	29	0
Berillio	µg/l	<0,01	<10	10	22	0
Cobalto	µg/l	<5	<10	250	27	0
Nichel	µg/l	<5	<10	10	22	0
Vanadio	µg/l	<10	1.634	250	33	2
Arsenico	µg/l	<5	<10	50	23	0
Cadmio	µg/l	<0,5	<4	5	22	0
Cromo tot	µg/l	5	1.065	50	32	4
Piombo	µg/l	<1	12	50	26	0
Selenio	µg/l	<1	<10	10	32	0
Mercurio	µg/l	0,02	<1	1	25	0
Amianto	mg/l	<1	<1	30	8	0
COD	mg/l	<5	<15	30	25	0
pH	-	6,8	13,21	5,5-12	27	2

L'eluato ottenuto dalle scorie di acciaieria è, nella maggior parte dei casi, alcalino. Alcuni parametri (rame, berillio, cobalto, nichel, cadmio, selenio, arsenico) sono sempre al di sotto del limite di quantificazione degli strumenti. Il rilascio di inquinanti misurato dai test di lisciviazione sulle scorie è risultato per la maggior parte del tempo accettabile, secondo i valori limite stabiliti dal D.M. 186/2006, anche se presentando qualche variabilità riguardo bario, vanadio e cromo totale [105,106]. Solo in tre studi [[107-109]], i parametri di bario, vanadio, cromo totale e pH hanno superato la soglia in alcuni campioni testati; i superamenti dei limiti per cromo e vanadio sono probabilmente causati dal tipo di rifiuto testato (scorie ad alto contenuto di Cr: Cr>6% in massa). La modifica di queste scorie tramite l'aggiunta di quarzite sembra ridurre il rilascio di Cr e V.

Secondo [109], la lisciviazione di calcio, cromo e alluminio è diminuita man mano che i campioni di scorie invecchiavano, mentre la lisciviazione di molibdeno è rimasta più o meno costante (leggermente in diminuzione), e la lisciviazione di magnesio è aumentata con il tempo. Il pH, così come la conducibilità, diminuiscono con il tempo. La Figura 3.16 mostra la distribuzione della concentrazione dei principali contaminanti nelle scorie EAF; le concentrazioni riportate al di sotto dei limiti di quantificazione degli strumenti sono considerate pari a questi limiti.

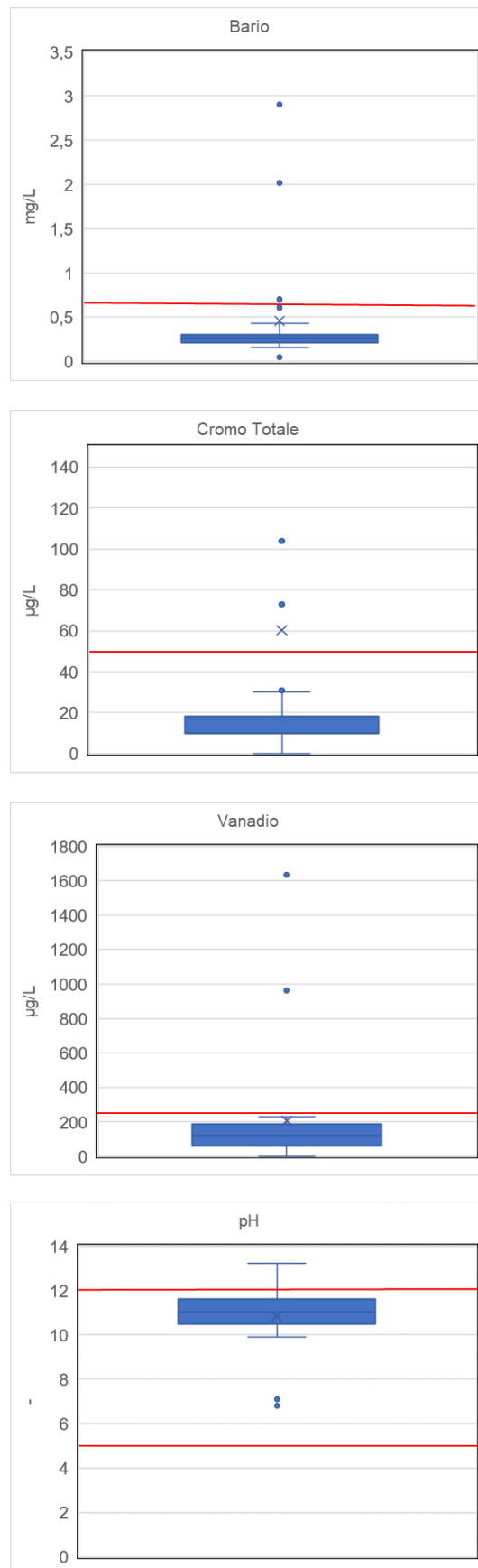


Figure 3.16 - Confronto tra la distribuzione delle concentrazioni e il limite legale secondo il DM italiano 186/2006

Come mostrato nella Figura 3.16, la maggior parte dei valori è al di sotto del limite legale; per molti parametri, i valori superiori al limite legale sembrano essere casi anomali.

[110] ha testato due diverse scorie EAF secondo la norma EN 12457-4; i valori di concentrazione di alcuni parametri, come selenio, molibdeno, piombo e cloruri, classificano i rifiuti come pericolosi (secondo la direttiva 2003/33/CE con L/S = 10 l/kg). La maggiore differenza tra i valori di concentrazione nei due campioni è stata osservata per il piombo (6,14 mg/kg e 5.483,87 mg/kg). Gli stessi autori hanno testato malte frantumate preparate utilizzando scorie EAF, che hanno mostrato un rilascio inferiore rispetto ai valori ottenuti per i campioni puri di scorie EAF.

[111] ha confrontato l'eluato ottenuto da scorie EAF di diverse dimensioni con la norma EN 12457-1 e ha osservato che le dimensioni più piccole delle scorie frantumate producono concentrazioni più elevate di sostanze pericolose nell'acqua lisciviata rispetto alle dimensioni più grandi.

[112] ha analizzato le concentrazioni totali e liscivate di metalli in 73 campioni composti di scorie, inclusi 45 composti di scorie EAF, provenienti da 58 acciaierie negli Stati Uniti e in Canada, prodotti tra il 1995 e il 1996. Tutti i 45 campioni sono stati testati con il metodo TCLP e sei campioni rappresentativi di scorie EAF sono stati testati anche secondo ASTM D3987 (lisciviazione in acqua deionizzata a pH naturale). Sebbene alcune concentrazioni di elementi in tracce totali nelle scorie EAF fossero superiori ai livelli di fondo del suolo, nessuna delle concentrazioni liscivate ha superato gli standard normativi TCLP, e la lisciviazione con acqua ha indicato una forte ripartizione nei solidi[50]. Altri studi che riportano i risultati dei test di lisciviazione di scorie di ferro, acciaio o EAF, compilati in [113-115], hanno dimostrato il rispetto dei limiti secondo USEPA.

Uno studio di [116], che indaga i possibili meccanismi di lisciviazione per Cr e V, ha riportato che la lisciviazione di questi due elementi può essere controllata modificando la composizione chimica delle scorie. Secondo Ledesma, il test di dipendenza dal pH ha rilevato comportamenti di lisciviazione diversi per ciascun elemento. Pb e Mo hanno mostrato curve di variazione del pH simili, con rilasci elevati a valori di pH più alti. Il comportamento di lisciviazione del Cd è stato opposto.

I livelli di rilascio registrati per diffusione sono inferiori rispetto ai livelli di lisciviazione registrati dal test di conformità [110]. Tutti gli elementi studiati nella malta, preparata utilizzando scorie EAF, hanno mostrato un rilascio inferiore rispetto ai limiti della direttiva sulle discariche, classificando i rifiuti come non pericolosi.

[117], indagando il rilascio superficiale dal calcestruzzo preparato con scorie, ha rilevato che Ca e Al erano gli elementi con la concentrazione più alta nel

campione. I risultati indicano che il calcestruzzo realizzato con scorie d'acciaio non è una fonte pericolosa di contaminanti per l'ambiente, comportandosi come il calcestruzzo di riferimento.

Secondo [118] (JIS K 0058-1 Metodo di prova per sostanze chimiche nelle scorie Parte 1: Metodo di prova di lisciviazione), le concentrazioni eluite degli elementi controllati ambientalmente erano inferiori agli standard di qualità ambientale per il suolo. Le scorie ossidanti EAF possono essere utilizzate a terra. In generale, questi componenti sono diminuiti con l'aumento del numero di cicli di eluizione.

3.2.4 ASPETTI ECOTOSSICOLOGICI DELLE SCORIE EAF

I principali studi condotti sugli organismi acquatici sono riportati nella Tabella 3.12 (tossicità acuta per i pesci), 3.13 (tossicità acuta per gli invertebrati acquatici) e 3.14 (tossicità per le alghe acquatiche e i cianobatteri).

Tabella 3.12 - Tossicità acuta sui pesci

Scoria	Standard	Organismo	End point	Fonte
EAF C	OECD TG 203	<i>Leuciscus idus</i>	96 h-LC0 >= 100 g/l, 96 h-LC50 > 100 g/l	[23]
EAF S	OECD TG 203	<i>Danio rerio</i>	96 h-LC0 >= 100 mg/l, 96 h-LC50 > 100mg/l	
LF	OECD TG 203	<i>Leuciscus idus</i>	96 h-LC0 >= 100 g/l, 96 h-LC50 > 100 g/l	

Secondo l'ECHA, in tutti questi studi non sono state osservate mortalità né comportamenti anomali. Gli eluati non diluiti (1/10) delle scorie ferrose non sono essenzialmente tossici per i pesci nei test acuti, come dimostrato ripetutamente con le scorie menzionate sopra e con diversi sottotipi [23].

In generale, è stato dimostrato che le scorie d'acciaio di tutti i tipi testati non sono tossiche [23]; secondo [106], sia le scorie d'acciaio che gli aggregati naturali potrebbero avere un effetto sugli organismi viventi. Nel test di immobilizzazione di *Daphnia magna*, due campioni di scorie EAF hanno mostrato tossicità. Nonostante la presenza di altri metalli, questi campioni sono stati gli unici caratterizzati da un livello quantificabile di cromo totale. Sebbene al di sotto del limite della normativa italiana (50 µg/l), la presenza di livelli (relativamente) elevati di cromo potrebbe spiegare la tossicità verso *Daphnia magna*. Tuttavia, globalmente, le scorie EAF non sembrano essere più pericolose degli aggregati naturali per l'ambiente e gli organismi viventi in termini di tossicità.

Tabella 3.13 – Tossicità acuta su invertebrati acquatici

Scoria	Standard	Organismo	End point	Fonte
EAF C	OECD 202	<i>Daphnia magna</i>	48 h-EC0 = 20 g/l, 48 h-EC50 = 45 g/l	
EAF C	DIN 38412 L30	<i>Daphnia magna</i>	48 h NOEC > 80 g/l	
EAF C	NF EN ISO 6341	<i>Daphnia magna</i>	48 h-IC50 > 90 g/l, 48 h-IC50 = 27 g/l	
EAF S	NF EN ISO 6341	<i>Daphnia magna</i>	48 h-IC50 = 27 g/l	
LF (2 scorie)	OECD TG 202	<i>Daphnia magna</i>	48 h-EC0 >= 100 g/l, 48 h-EC50 > 100 g/l	[23]
EAF C	UNI EN ISO 6341	<i>Daphnia magna</i>	Immobilizzazione %: 24 h = 0, 48 h = 5	
EAF C	UNI EN ISO 6341	<i>Daphnia magna</i>	Immobilizzazione %: 24 h = 0, 48 h = 0	
EAF C	UNI EN ISO 6341	<i>Daphnia magna</i>	Immobilizzazione %: 24 h = 95, 48 h = 100	
EAF C	UNI EN ISO 6341	<i>Daphnia magna</i>	Immobilizzazione %: 24 h = 30, 48 h = 75	[106]
EAF C	UNI EN ISO 6341	<i>Daphnia magna</i>	Immobilizzazione %: 24 h <= 5, 48 h <= 5	
EAF C	UNI EN ISO 6341	<i>Daphnia magna</i>	Immobilizzazione %: 24 h <= 5, 48 h <= 5	
EAF C	UNI EN ISO 6341	<i>Daphnia magna</i>	Immobilizzazione %: 24 h <= 5, 48 h <= 5	
EAF C	UNI EN ISO 6341	<i>Daphnia magna</i>	24h EC50 = 10.41%, 48h EC50 = 4,76%	
EAF C	UNI EN ISO 6341	<i>Daphnia magna</i>	24h EC50 = 60.24%, 48h EC50 = 56,87%	[119]

Tabella 3.14 – Tossicità sulle alghe e cianobatteri

Scoria	Standard	Organismo	End point	Fonte
EAF C	OECD TG 201	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	72 h-NOEC >= 10 g/l, 72 h-EC50 > 10 g/l	
EAF C	OECD TG 201	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	h-IC10 = 15 g/l, the 72 h-IC50 = 42 g/l	
EAF S	OECD TG 201	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	72 h-NOEC >= 10 g/l, 72 h-EC50 > 10 g/l	
LF	OECD TG 201	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	72 h-IC10 = 0.25 g/l, 72 h-IC50 = 2 g/l	[23]
EAF C	OECD TG 201	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72 h NOEC >= 80 g/l	
EAF C	NF EN ISO 28692	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72 h-NOEC = 11 g/l	
EAF S	NF EN ISO 28692	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72 h-NOEC = 18 g/l	
LF	EN ISO 8692	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Inhibition: 40,2%	
LF	EN ISO 8692	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Inhibition: 37,9%	[120]
LF	EN ISO 8692	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Inhibition: 28,0%	
LF	EN ISO 8692	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Inhibition: 35,3%	

Le proprietà ecologiche delle scorie sono praticamente le stesse di quelle della roccia naturale, come il basalto, quando viene valutata la tossicità per le alghe acquatiche e i cianobatteri (ECHA). [120] ha studiato l'ecotossicità su *Desmodesmus subspicatus* di diversi campioni di scorie d'acciaio; tra questi, i campioni di scorie LF hanno riportato la maggiore inibizione della crescita.

Cabanova et al. [121] hanno valutato la fitotossicità degli eluati ottenuti dalle scorie EAF attraverso l'allungamento delle radici dei semi di *A. cepa*, *C. sativus* e *L. sativum* e dei bulbi di *A. cepa*. Nessuno dei campioni ha causato effetti tossici significativi né sui semi né sui bulbi. Due di essi hanno addirittura stimolato significativamente l'allungamento delle radici in *C. sativus*. L'unica eccezione è stata un lieve effetto inibitorio significativo indotto da un campione sui semi di *A. cepa*. Anche l'eluato ottenuto da calcestruzzo confezionato con una sostituzione parziale di scorie EAF non ha esercitato effetti tossici sulle specie vegetali.

In uno studio di [122], sono stati esplorati gli effetti e i meccanismi della soluzione di lisciviazione delle scorie d'acciaio su *Nannochloropsis sp.*. I risultati di questo studio indicano che l'incorporazione delle scorie non solo stimola la proliferazione di organismi fotosintetici acquatici negli ambienti acquatici, ma migliora anche l'assorbimento di CO₂ attraverso il processo di fotosintesi. Elementi come Fe, P, Ca e Mg presenti nelle scorie possono essere utilizzati come nutrienti per promuovere la crescita e la riproduzione delle microalghe e per migliorare l'accumulo di clorofilla a e di metaboliti delle microalghe.

La sostituzione parziale delle scorie d'acciaio non sembra rendere il calcestruzzo più pericoloso rispetto a quello di riferimento in termini di valutazione globale (tossicologica, ambientale, economica), suggerendo il potenziale utilizzo delle scorie d'acciaio come materiale riciclato affidabile.

Secondo [119], nessuno dei campioni testati, ottenuti dagli eluati delle scorie EAF, ha indotto tossicità o genotossicità, in termini di test del micronucleo, su **A. cepa** e su cellule umane. Il test della cometa sui leucociti umani rileva un danno al DNA molto precoce e riparabile. Inoltre, l'attività mutagenica su **S. typhimurium** è risultata maggiore negli aggregati naturali rispetto ai campioni di scorie.

3.2.5 RIUTILIZZI DELLE SCORIE DI ACCIAIERIA

Sebbene il concetto di riutilizzo delle scorie di acciaio non sia nuovo, la realizzazione di applicazioni su larga scala si è evoluta nel tempo. I primi sforzi si sono concentrati su esperimenti su piccola scala e studi di laboratorio per comprendere le proprietà dei materiali e le potenziali applicazioni. Con l'avanzare della tecnologia e la consapevolezza della sostenibilità, sono emerse applicazioni su larga scala in progetti di costruzione, infrastrutture stradali e altri progetti di ingegneria.

In questa sezione vengono approfondite le principali applicazioni delle scorie d'acciaio in aree chiave (Cina, Giappone, USA, Europa), fornendo approfondimenti sulle pratiche di produzione e utilizzo delle scorie d'acciaio in ciascuna di queste regioni. Cina, Europa, Giappone e Stati Uniti risultano i principali contributori alla produzione globale di acciaio grezzo, rappresentando collettivamente il 71,7% della produzione totale.

Nella Figura 3.17 sono mostrati i percorsi di utilizzo delle scorie nei settori sinergici.

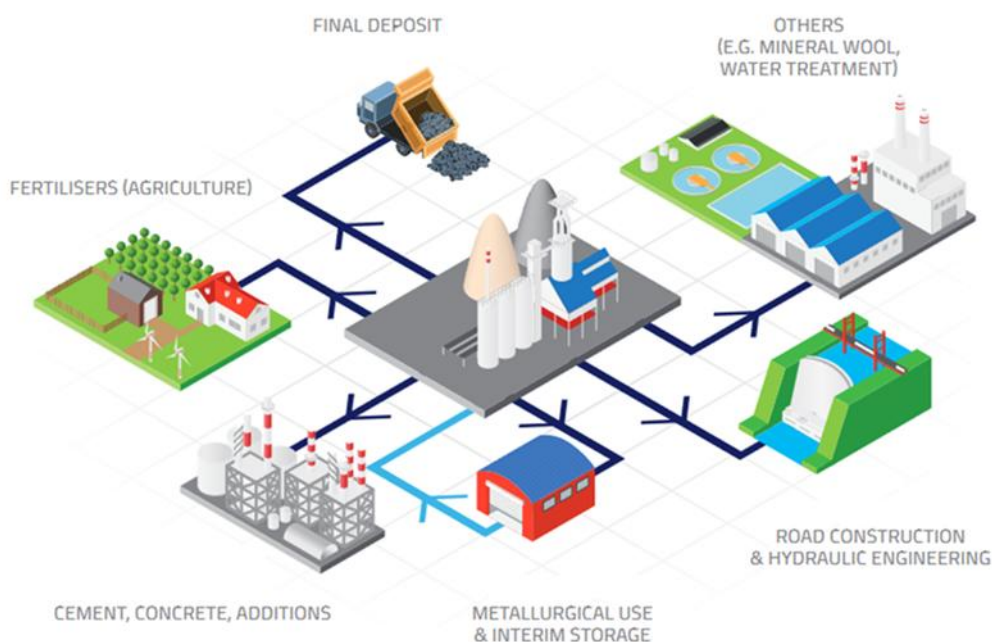


Figura 3.17 - Flussi delle scorie di acciaio in settori sinergici (adattato da [123])

Le percentuali di riutilizzo delle scorie e le principali destinazioni sono mostrate in Figura 3.18.

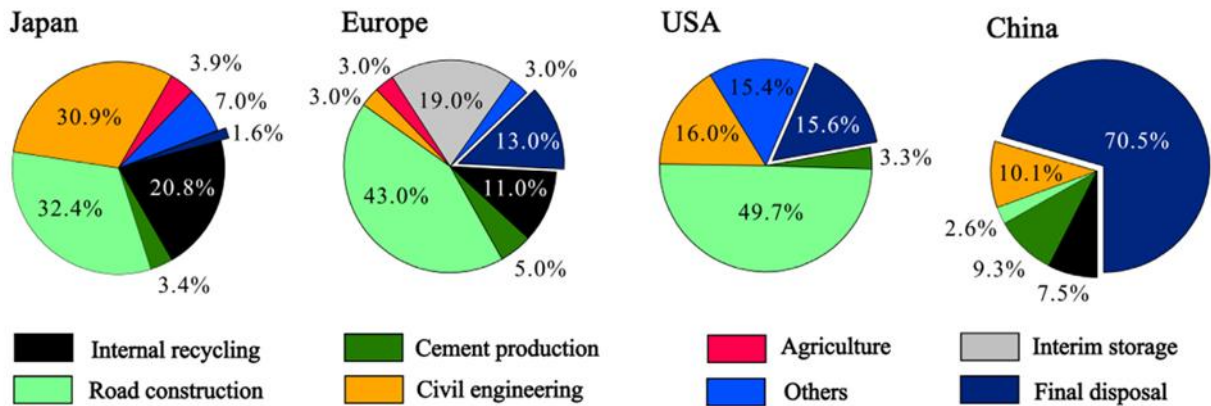


Figura 3.18 - Riutilizzo delle scorie in Giappone, Europa, USA e Cina [124]

Il Giappone è il paese con il più alto tasso di riciclo e con la minor percentuale di scorie che vengono smaltite in discarica (1,6 % nel 2017); la Cina invece smaltisce in discarica circa il 20,5% delle scorie di acciaieria prodotte.

Secondo EUROSLAG, nel 2021 (Figura 3.19), l'Europa ha prodotto circa 12,5 milioni di tonnellate di scorie da forno per acciaio (SFS), includendo scorie BOF, EAF e LF, ma questi dati non comprendono tutti i paesi europei (da alcuni paesi non è stato possibile ottenere i dati [125]).

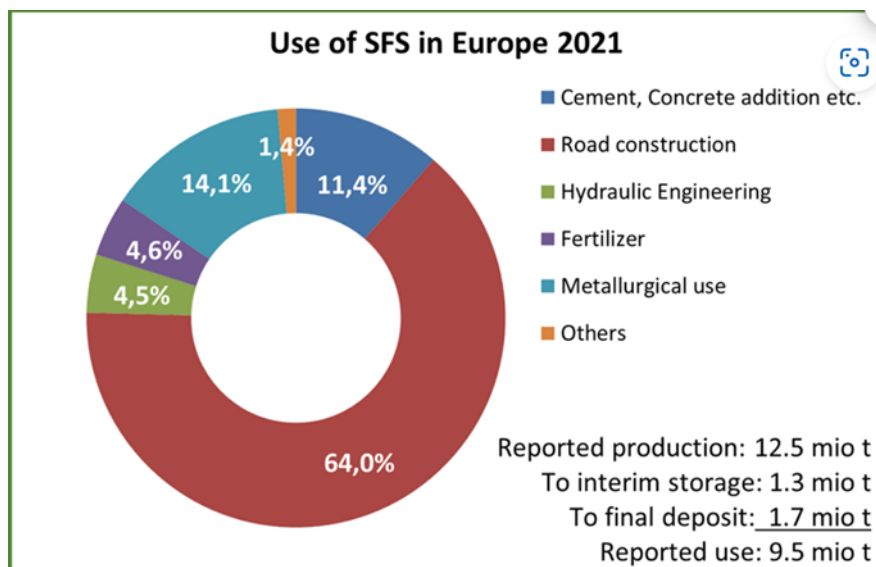


Figura 3.19 - Utilizzo delle scorie da forno d'acciaio (SFS) in Europa [125]

In Europa, le scorie d'acciaieria (SFS) sono principalmente utilizzate nella costruzione di strade (64,0%), nell'uso metallurgico (14,1%), come additivo per cemento/calcestruzzo (11,4%), come fertilizzante (4,6%) e nell'ingegneria idraulica (4,5%); 1,7 milioni di tonnellate sono state destinate allo smaltimento e 1,3 milioni di tonnellate immagazzinate come stoccaggio temporaneo.

Negli Stati Uniti, secondo [50], sono state vendute e utilizzate 8 milioni di tonnellate di SFS: il 44,8% come basi e superfici stradali, il 12,9% come riempitivo,

il 12,4% come calcestruzzo asfaltico, il 6,3% per usi vari (inclusi pietrisco ferroviario, coperture, lana minerale, ammendante del suolo) e il 2,9% per la produzione di clinker; il 20,7% ha trovato altri utilizzi o usi non specificati.

Il Giappone ha prodotto circa 14,2 milioni di tonnellate di acciaio nel 2016 (di cui 2,6 milioni di tonnellate di scorie EAF) [66], utilizzando le scorie d'acciaio in vari settori, tra cui costruzione di strade (32,2%), ingegneria civile (24,9%), riciclaggio interno (25,9%) e altri usi (7,9%).

Il riutilizzo delle scorie d'acciaio è un argomento ampiamente trattato nella letteratura scientifica; i risultati della ricerca nel portale scientifico "Scopus" utilizzando le parole chiave "EAF slag" e "electric arc furnace slag" sono riportati in Figura 3.20.

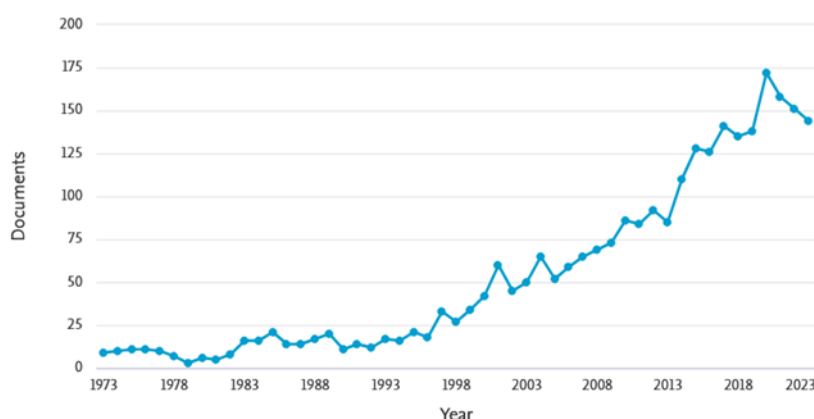


Figura 3.20 – Pubblicazioni scientifiche sulle scorie EAF (1973-2023)

Negli ultimi 5 decenni sono stati pubblicati 2.731 documenti (1.878 articoli, 678 atti di conferenze e 81 review) contenenti informazioni sulle scorie EAF nel titolo, nell'abstract o nelle parole chiave. La maggior parte di questi studi proviene da paesi con un'industria siderurgica ben consolidata, come la Cina (302 documenti), gli Stati Uniti (232 documenti), la Germania (202) e l'Italia (201), mentre dal Giappone ci sono solo 68 pubblicazioni scientifiche.

Le principali applicazioni civili delle scorie da forno elettrico ad arco (EAF) studiate in letteratura includono:

1. Riutilizzo come aggregato nel calcestruzzo
2. Riutilizzo nella produzione di cemento
3. Riutilizzo come aggregato per asfalto nella costruzione stradale

3.2.5.1 SCORIE EAF NEL CALCESTRUZZO

Le due applicazioni più studiate nel calcestruzzo, dove le scorie EAF possono essere utilizzate, sono come sostituto parziale degli aggregati tradizionali (come pietrisco o sabbia) o come sostituto del cemento.

Scorie EAF in sostituzione dell'aggregato naturale

L'utilizzo delle scorie EAF come sostituto di aggregati fini o grossolani nella produzione di calcestruzzo presenta sia vantaggi che svantaggi. In particolare, la densità del calcestruzzo contenente scorie EAF supera quella del calcestruzzo standard a causa della maggiore densità delle scorie rispetto agli aggregati naturali (con un incremento medio del 25-30%). Ciò comporta un aumento di peso, maggiore vulnerabilità sismica e costi di trasporto più elevati, limitando l'adozione diffusa di queste scorie nelle applicazioni in calcestruzzo [127]. La densità del calcestruzzo con scorie EAF aumenta con percentuali più alte di sostituzione degli aggregati, con il processo di raffreddamento che gioca un ruolo cruciale [128].

In uno studio [129], sono stati impiegati due tipi di scorie EAF: EAF1, sottoposte a raffreddamento normale, ed EAF2, sottoposte a un processo di raffreddamento più lento, migliorando l'evacuazione dei gas. EAF2 ha mostrato una minore porosità e un assorbimento d'acqua inferiore, ma una densità maggiore, contribuendo a una miscela di calcestruzzo con scorie EAF2 complessivamente più densa.

Un'altra sfida nel riutilizzo delle scorie EAF come aggregato per il calcestruzzo riguarda la presenza di CaO e MgO liberi. Questi componenti reagiscono quando introdotti nella miscela di calcestruzzo, causando espansioni volumetriche, soprattutto nelle fasi iniziali per il CaO libero e nel tempo per il MgO libero, una volta che il calcestruzzo si è indurito. In letteratura sono stati proposti vari metodi per mitigare i problemi di espansione volumetrica, come l'esposizione delle scorie all'ambiente esterno e la regolare nebulizzazione d'acqua per 90 giorni prima dell'uso, l'essiccazione in laboratorio per due mesi, l'invecchiamento naturale, il trattamento a vapore, l'esposizione a temperature elevate in una camera climatica e l'esposizione umida per quattro mesi [130-133].

Un'altra preoccupazione per il calcestruzzo con scorie EAF è la tendenza alla formazione di fessure dovuta a un modulo elastico più elevato e a un aumento del ritiro da essiccamento [134]. Il ritiro da essiccamento, particolarmente dopo 90 giorni, diventa più pronunciato con percentuali più elevate di sostituzione degli aggregati con scorie, attribuibile probabilmente a un maggiore assorbimento d'acqua dalla presenza di scorie EAF [128]. Per mitigare questo effetto, si può pre-immersione le scorie prima di incorporarle nella miscela di calcestruzzo. In [134], il ritiro da essiccamento a 60 giorni per il calcestruzzo con scorie EAF era comparabile a quello del calcestruzzo standard, grazie a un

rapporto aggregato/cemento ridotto che compensava le variazioni nel rapporto acqua/cemento.

Scoria EAF in sostituzione del cemento

La letteratura esplora ampiamente l'utilizzo delle scorie EAF come materiale sostitutivo del cemento. Quando la scoria EAF-C viene utilizzata come sostituto parziale del cemento nella produzione di calcestruzzo, la miscela risultante (con il 15% di sostituzione) presenta una ridotta lavorabilità e un contenuto d'aria inferiore rispetto alla miscela di controllo (una diminuzione del 25%). Questa differenza potrebbe essere attribuita a variazioni nelle dimensioni del legante con l'aggiunta di scorie EAF-C [135]. Sia i tempi di presa iniziali che finali sono prolungati; l'aggiunta di una piccola quantità di gesso mitiga leggermente il tempo di presa senza differenze significative nelle fasi iniziali. È importante notare che il tempo di presa del calcestruzzo con scorie EAF-C è molto simile a quello del calcestruzzo con scorie GBS, il che è positivo per le scorie EAF-C, poiché le scorie GBS sono comunemente utilizzate come sostituto del cemento. Come osservato per le scorie GBS, anche nel calcestruzzo con scorie EAF-C, il ritiro autogeno, stabilizzato a 20 giorni, è superiore (+40%) rispetto al calcestruzzo standard. Nonostante lo sviluppo più lento della resistenza nelle fasi iniziali, non si registra una significativa riduzione della resistenza a compressione e trazione a 28 giorni per il calcestruzzo con scorie EAF-C rispetto alla miscela di controllo [135].

Al contrario, quando le scorie EAF-S della produzione di acciaio inossidabile vengono utilizzate come sostituto parziale del 25% del cemento nel calcestruzzo e nella malta cementizia, si riscontra una maggiore lavorabilità e un tempo di presa più lungo rispetto alla miscela di controllo. Le scorie EAF-S portano anche a un basso consumo di acqua, ma con una riduzione della resistenza a compressione (circa del 30%, 25% e 25% inferiore rispettivamente dopo 7, 28 e 90 giorni) [136]. Non è stata identificata una correlazione diretta tra lavorabilità e resistenza a compressione [136,137]. In un altro studio [138], sono stati ottenuti risultati favorevoli per la resistenza a compressione, in particolare per le miscele con il 10% di sostituzione del cemento con scorie EAF-C, mostrando incrementi di circa il 27%, 27%, 7%, 8% e 13% rispettivamente dopo 3, 7, 28, 60 e 90 giorni rispetto alla miscela con aggregati naturali. Anche la resistenza alla flessione è aumentata di circa l'11%, 8% e 6% rispettivamente dopo 7, 28 e 90 giorni per le miscele con il 10% di sostituzione del cemento con scorie EAF-C, sebbene il suo sviluppo sia stato più lento rispetto alla miscela di controllo [139]. Il calcestruzzo contenente scorie ha mostrato una permeabilità all'acqua minima, una morfologia più densa rispetto al calcestruzzo standard, e i test di lisciviazione non hanno dimostrato alcuna minaccia ambientale dalla sostituzione parziale del cemento con scorie EAF-C [138]. Altri test hanno rivelato una diminuzione della conducibilità elettrica nel tempo, basse proprietà pozzolaniche a causa del basso contenuto di SiO_2 e Al_2O_3 nelle scorie EAF-C, una continua perdita di peso con

l'aumento della temperatura, e la presenza di minerali con una struttura prevalentemente amorfa coesistente con alcuni picchi cristallini [139].

In un'analisi del pH [137], è stato osservato che il valore del pH del calcestruzzo con scorie EAF-S, sebbene inferiore a quello del cemento puro, è rimasto al di sopra della soglia che potrebbe portare alla rottura del film protettivo sulla superficie delle barre di armatura in acciaio. Questa osservazione è cruciale per l'uso di tale calcestruzzo armato in ambienti ad alta aggressività, come quelli marini.

3.2.5.2 SCORIE EAF NELLA COSTRUZIONE DI STRADE

Le due applicazioni più studiate nella costruzione stradale, in cui le scorie EAF possono essere utilizzate, sono nelle miscele di asfalto o come materiale per la base o sottofondo nelle pavimentazioni stradali ("usi non legati").

Scorie EAF nei conglomerati bituminosi

In un numero significativo di lavori sperimentali, è documentata l'incorporazione delle scorie del forno elettrico ad arco (EAF) nelle miscele di asfalto, coinvolgendo la sostituzione parziale o completa degli aggregati grossolani. Alcuni autori suggeriscono che la percentuale consigliata di sostituzione sia fino al 50% [140,141], mentre altri propongono percentuali di sostituzione più elevate.

In generale, è solitamente necessario un trattamento preliminare delle scorie per rimuovere le impurità e generare un aggregato di qualità e stabile. Questo processo include l'eliminazione delle impurità, la frantumazione e l'esposizione delle scorie agli agenti atmosferici per produrre un aggregato stabile e di alta qualità [142].

Le caratteristiche meccaniche delle miscele contenenti scorie hanno mostrato un miglioramento in termini di stabilità, resistenza a trazione indiretta (ITS), rigidità, resilienza e resistenza alla fessurazione, come indicato da numerose ricerche [142]. Pasetto e Baldo, in diversi lavori, hanno riportato un comportamento meccanico migliore nelle miscele con scorie rispetto agli aggregati naturali. I loro studi hanno inoltre evidenziato una maggiore resistenza alla fatica rispetto alle miscele con calcare, mostrando un allungamento della vita a fatica e un ritardo nell'inizio della formazione di macrofessure [143-145]. Questi risultati sono confermati anche da [141,146]; solo i test su miscele con il 100% di scorie hanno riportato risultati inaccettabili. Inoltre, la resistenza alla deformazione permanente è maggiore nelle miscele contenenti scorie.

La suscettibilità all'umidità delle miscele contenenti scorie ha prodotto risultati variabili, dipendendo dalla letteratura di riferimento. Le prestazioni sembrano essere correlate alla percentuale e alla dimensione delle particelle delle scorie, al legante scelto e agli aggregati confrontati.

Un'applicazione su larga scala che ha utilizzato scorie EAF per una strada in Spagna non ha mostrato fenomeni di espansione, monitorata per oltre cinque anni dalla costruzione [147]. Wang [148] ha affermato che la deformazione viscoelastica della miscela bituminosa potrebbe assorbire il potenziale rigonfiamento delle scorie d'acciaio e il sovraccarico del traffico ha impedito l'espansione del materiale. L'instabilità volumetrica nelle miscele di asfalto sembra essere un problema se le scorie EAF vengono mescolate in modo inappropriato con le scorie LF [147].

I test di lisciviazione sulle miscele bituminose non hanno riportato comportamenti problematici [105,149]. Esaminando diverse varietà di scorie EAF, [105] hanno condotto esperimenti di lisciviazione su sostanze granulari e miscele bituminose. I risultati indicano livelli di lisciviazione significativamente ridotti nei campioni contenenti bitume, con concentrazioni di contaminanti ben al di sotto delle soglie normative. Cromo e vanadio sono emersi come i parametri più critici.

Di solito, l'uso delle scorie EAF nelle miscele comporta un aumento del contenuto di legante e bitume; anche i costi di trasporto saranno più elevati a causa della maggiore densità della miscela [142].

Scorie EAF nei sottofondi stradali

L'esame della letteratura esistente ha portato alla conclusione che le scorie d'acciaio presentano numerosi vantaggi come materiale per la costruzione stradale. Le loro favorevoli proprietà fisiche e chimiche, come evidenziato da test come l'abrasione Los Angeles, il valore di schiacciamento e la resistenza, ne garantiscono l'applicazione come materiale per la base o sottofondo stradale.

Secondo [150], una miscela di rifiuti da costruzione e demolizione con scorie EAF soddisfa i requisiti principali delineati nelle specifiche tecniche. I test di caratterizzazione meccanica statica dimostrano che i risultati si allineano strettamente a quelli ottenuti dalla miscela con aggregati naturali, e la miscela contenente scorie d'acciaio mostra un modulo di rigidezza superiore rispetto alla miscela vergine.

In uno studio [151], è stato indagato l'uso della frazione più piccola delle scorie EAF per migliorare le prestazioni del terreno; l'aggiunta di scorie al terreno naturale ne aumenta il rapporto di capacità portante e il carico di rottura per compressione laterale libera.

Dal punto di vista ambientale, [113,152] hanno confermato che le miscele miste contenenti aggregati naturali e aggregati di scorie EAF sono idonee all'uso in materiali non legati senza porre problemi di sicurezza; in [152], solo la concentrazione di cromo, tra i parametri testati, ha superato il limite di concentrazione per i rifiuti inerti.

La letteratura suggerisce che le scorie d'acciaio rappresentano una scelta promettente come aggregato grossolano nella costruzione stradale e possono anche essere utilizzate come riempitivo e aggregato fine.

3.2.5.3 ALTRI UTILIZZI DELLE SCORIE EAF

Le scorie prodotte durante il processo di produzione dell'acciaio possono essere utilizzate con successo come ammendante del suolo per la neutralizzazione del pH dei terreni acidi, come alternativa alla calce agricola naturale. Alcuni studi hanno dimostrato un impatto positivo sulla resa delle colture, ma l'entità dell'effetto varia in base alla specie vegetale, al tipo di suolo e al clima [153-157]. Esperimenti a lungo termine, condotti per oltre 40 anni su diversi tipi di terreno e con varie piante utilizzando scorie di ferro e acciaio, hanno indicato un significativo miglioramento delle rese agricole senza causare effetti fitotossici. Gli studi menzionati hanno esplorato l'uso di altri tipi di scorie d'acciaio come fertilizzanti o materiali per la correzione del suolo, ma ci sono pochi dati disponibili sulle scorie del forno elettrico ad arco (EAF), sia come correttivo che come fertilizzante per il suolo. Radic [157] ha riportato che gli effetti delle scorie EAF sullo stato minerale del suolo, la crescita dei fagioli e la nutrizione sono comparabili alle prestazioni dei fertilizzanti sintetici. Akinwuni [158] suggerisce l'uso delle scorie EAF come modificatore o stabilizzatore a basso costo.

Il concetto di integrare le scorie EAF nella produzione di materiali da costruzione ceramici deriva dalla presenza di minerali essenziali nelle scorie per la fabbricazione di materiali da costruzione [159]. Questo processo implica fasi complesse come la sinterizzazione ad alta temperatura e le trasformazioni della fase cristallina, oltre alla frantumazione e alla macinazione. Determinare la quantità appropriata di scorie EAF da aggiungere ai materiali da costruzione ceramici rappresenta una sfida. Questa applicazione è generalmente più complessa rispetto ad altre e richiede valutazioni approfondite. Badiee [160] ha studiato diversi campioni con una percentuale di scorie EAF variabile dal 10 al 50%; le piastrelle ceramiche con un rapporto di sostituzione del 40% hanno mostrato le migliori proprietà, con la densità apparente più alta, la porosità apparente più bassa, il minor assorbimento d'acqua e il modulo di rottura più alto. Altri autori concordano sul fatto che la quantità ottimale di scorie EAF da aggiungere si trovi nell'intervallo del 30-50% in peso.

Cornacchia [161] ha proposto per la prima volta il riutilizzo delle scorie EAF come riempitivo rinforzante per la matrice di polipropilene, e ora questo è stato esteso ad altre matrici polimeriche. I test di laboratorio dimostrano come le scorie incorporate nella matrice polimerica riducono il rilascio di elementi pesanti e influenzano contemporaneamente le proprietà meccaniche del composito finale, a seconda della matrice polimerica utilizzata. Gobetti [162] ha utilizzato scorie EAF come riempitivo in matrici polimeriche termoplastiche e termoindurenti per ottenere un materiale composito particellare; lo studio ha riportato che l'incorporazione delle scorie porta il materiale a presentare un modulo di

compressione, un valore di durezza e una resistenza alla deformazione superiori. D'altra parte, la capacità del materiale di recuperare una deformazione imposta risulta inferiore. L'uso delle scorie come riempitivo nei materiali polimerici apporta vantaggi sia economici che ambientali, ma il rischio di produrre parti in gomma non conformi è elevato; sono necessari ulteriori studi [161-163].

3.2.5.4 UTILIZZI A PIENA SCALA DELLE SCORIE EAF

Di seguito sono riportati alcuni casi studio di utilizzo di scorie di acciaieria a piena scala

DEPURATORE DI ACQUE REFLUE IN VAL TROMPIA (BRESCIA, ITALIA)[164]

Da una prospettiva di economia circolare, la realizzazione dell'impianto di trattamento delle acque reflue (WWTP) della Val Trompia rappresenta un eccellente esempio di sinergia tra aziende. Per questo progetto è stata studiata una miscela contenente la massima percentuale possibile di scorie EAF, in risposta a una richiesta di 8.000 m³ di calcestruzzo e 1.650 tonnellate di acciaio in grado di garantire elevate prestazioni e lunga durabilità.

Il calcestruzzo utilizzato per realizzare i serbatoi di stoccaggio è frutto di una miscela composta da cinque materiali diversi, tra cui sabbie, ghiaie e aggregati riciclati provenienti dalle scorie d'acciaio, che hanno consentito al prodotto di mantenere una consistenza simile a quella degli aggregati naturali e una bassa densità volumetrica. Per la costruzione dell'impianto di trattamento delle acque reflue è stato richiesto un calcestruzzo con le seguenti caratteristiche:

- Classe di resistenza a compressione: C32/40
- Lavorabilità: S4 (150 mm - 200 mm)
- Classe di esposizione: XC4 - XA1 - XF1
- Densità di massa: > 2,5 Mg/m³

La miscela di calcestruzzo creata ha presentato le seguenti caratteristiche:

- Percentuale di aggregati industriali: 35%
- Densità: 2,576 Mg/m³
- Lavorabilità: S4 (190 mm)
- Classe di resistenza a compressione: > 40 MPa

L'aggregato industriale utilizzato (Di.Ma. 8-20) è risultato conforme e adatto all'uso nel calcestruzzo; sono state impiegate 6.400 tonnellate di aggregato industriale per sostituire (35%) l'aggregato naturale.

AUTOSTRADA DEL BRENNERO (TRENTINO ALTO ADIGE, ITALY)[165]

Il settore stradale, dato l'alto volume annuale coinvolto, sembra essere un settore il cui impatto sull'ambiente è certamente significativo, e la continua ricerca di conglomerati innovativi rappresenta indubbiamente un modo per ridurre questo effetto. L'asfalto per lo strato di copertura dell'autostrada A22 del

Brennero è stato realizzato con aggregato ottenuto da scarti EAF. Le proprietà dell'aggregato, d'ora in poi denominato "Granella", e quelle di altri materiali di riferimento sono mostrate nella Tabella 3.15.

Tabella 3.15 – Confronto tra aggregati e valore di C.S.A. (Capitolato Speciale d'Appalto) [165]

Caratteristica	Unità	Granella	Calcere	Porfido	Limite C.S.A.
Densità volumetrica	g/cm ³	3,845	2,765	2,633	-
Los Angeles	%	14-16	21-24	19	<18
Lucidatura Accelerata degli Aggregati	%	52-56	44-47	47-49	>45
Indice di forma	%	5	12	9	<15
Indice di appiattimento	%	6	11	8	<10
Frantumato	%	100	90-98	100	100

Gli aggregati provenienti dalle scorie EAF rispettano i limiti stabiliti dalla C.S.A. e mostrano qualità superiori rispetto agli aggregati naturali come calcare e porfido in termini di test di abrasione Los Angeles, test di lucidatura accelerata degli aggregati, indice di forma e indice di appiattimento.

L'uso della "Granella" risulta in uno strato con un alto contenuto di vuoti, variabile dal 17% al 22%; l'asfalto ottenuto è flessibile, con bassa rigidità e fragile. Un risultato notevole di questa modifica compositiva è un aumento rilevabile della densità apparente, con un incremento approssimativo del +10%. Questo cambiamento di densità ha implicazioni per le prestazioni complessive e la durabilità del conglomerato bituminoso, aggiungendo un ulteriore livello di complessità all'interazione tra le sue proprietà fisiche.

La decisione di sostituire aggregati di alta qualità come porfido o basalto con granuli di scorie d'acciaio riflette un cambiamento strategico nella composizione dei materiali. È importante sottolineare che questa sostituzione non compromette la resistenza a trazione indiretta, che indica la rigidità, né altera la percentuale di vuoti, fondamentale per la capacità drenante.

BASE NATO DI EDERLE (VICENZA, ITALY) [166]

L'obiettivo del progetto era l'ampliamento della Base Militare NATO di Ederle. Il rispetto del protocollo LEED (Leadership in Energy and Environmental Design) era uno dei requisiti del progetto; sono stati imposti requisiti riguardanti i materiali e le risorse, in particolare l'uso di oltre il 10% di materiali riciclati e l'utilizzo di materiali regionali provenienti da non oltre 350 km di distanza. Nella Tabella 3.16 sono riportati l'uso di materiali riciclati e le scorie EAF.

Tabella 3.16- Percentuale di sostituzione di scorie nella base NATO di Ederle [166]

Utilizzo	Rck	Quantità (m ³)	Contenuto di aggregati da EAFS (%)	Contenuto totale di AR (%)
Calcestruzzo non strutturale	15	22	8,9	13,0
Calcestruzzo non strutturale	10	10	-	0,7
Calcestruzzo non strutturale	20	93	-	1,4
Muri	25	137	-	2,9
Platea di Fondazione	30	5	9,6	15,8
Platea di Fondazione	30	555	-	2,8
Platea di Fondazione Muri	35	48	-	2,3
Pali di fondazione Platea di Fondazione	37	5.879	8,9	15,9
Platea di Fondazione	37	4.696	-	7,0

PORTO DI BILBAO (SPAIN)[167]

Le scorie EAF in sostituzione degli aggregati naturali sono state utilizzate nella costruzione dei moli del porto di Bilbao. L'uso di calcestruzzo pesante nelle opere marittime favorisce la riduzione dei volumi di materiale necessari, rendendo così il lavoro più sostenibile sia dal punto di vista economico che ambientale. Inoltre, l'uso di scorie EAF riduce la penetrazione dei cloruri nel calcestruzzo, rendendo il calcestruzzo confezionato in questo modo più durevole. In questa applicazione, tra il 2010 e il 2011 sono state utilizzate oltre 70 mila tonnellate di scorie EAF; in totale, dal 2008 sono state impiegate 400 mila tonnellate in sostituzione degli aggregati naturali. La Figura 3.21 mostra il molo e dove è stato utilizzato il calcestruzzo realizzato con scorie.



Figura 3.21 - Molo di Bilbao e individuazione di dove son state utilizzate le scorie

3.3 SABBIE ESAUSTE DI FONDERIA

Il settore fondiario, in particolare quella parte che prevede sistemi di formatura in sabbia, è caratterizzato da un elevato rapporto tra rifiuti generati e getti prodotti. La gestione dei residui generati dai processi lavorativi, riducendo i

quantitativi prodotti e incentivando il riutilizzo sia all'interno della fonderia sia ricercando riutilizzi esterni alternativi alla tradizionale attività di smaltimento in discarica, gioca un ruolo fondamentale per lo sviluppo di un modello di economia circolare.

Il principale rifiuto prodotto da una fonderia di metallo ferroso è classificato con il EER 100908 (Figura 3.22), il quale rappresenta le terre esauste, vale a dire tutta la quantità di sabbia in esubero che deve essere rimossa dal ciclo produttivo.



Figura 3.22 – Cumulo di sabbie esauste di fonderia

Negli ultimi anni l'interesse verso il recupero e l'utilizzo di queste terre è aumentato e tenderà sempre a crescere, in quanto con le nuove normative le fonderie cercheranno di limitare sempre di più il loro impatto ambientale andando ad ottimizzare il processo produttivo e lo smaltimento/recupero dei rifiuti prodotti.

Le fonderie sono classificate in base al tipo di lega (ferrosa: ghisa e acciaio), al tipo di formatura (forme in sabbia "a perdere", forma metallica "permanente"), al sistema di colata (per gravità, a bassa pressione, ad alta pressione "pressocolata") e al tipo di fonte energetica utilizzata (metano, elettrica, carbone coke). Inoltre, è importante anche precisare quale tipologia di legante viene aggiunto alla sabbia, se di tipo inorganico (bentonite, silicati) o organico (resine).

La fase di colata provoca una degradazione dei leganti, tale processo genera lo sviluppo di vapori composti da idrogeno, monossido di carbonio, anidride carbonica e altri composti organici volatili. Dopo il passaggio di distaffatura, all'interno delle sabbie/terre possono essere presenti dei residui di additivi, i quali rendono difficile il recupero/utilizzo del rifiuto come materia prima secondaria, in quanto devono superare dei test e rientrare nei limiti normativi. Le terre esauste (100908) sono un rifiuto speciale non pericoloso e inerte,

costituite principalmente da sabbia silicea e residui di legante. Da un punto di vista granulometrico sono più o meno fini, di colore grigio/nero, inodore e non reattive. I granelli di silice presenti nelle terre conferiscono refrattarietà, durezza e resistenza al rifiuto, riprendendo le caratteristiche della sabbia vergine introdotta all'inizio del processo produttivo [108].

3.3.1 PRODUZIONE E CARATTERISTICHE QUALITATIVE

In Tabella 3.17 sono riportati i quantitativi di rifiuti speciali prodotti dalla fusione di metalli ferrosi suddivisi per categorie, per l'anno 2018.

Tabella 3.17 – Produzione rifiuti prodotti dalla fusione di metalli ferrosi, Lombardia 2018
(Elaborazione dati PRGR Regione Lombardia)

EER 2	EER4	EER6	Descrizione	Quantità (t)	%
10	09	03	Scorie di fusione	247.645	64,4
10	09	05*	Forme e anime da fonderia non utilizzate, contenenti sostanze pericolose	0	0,0
10	09	06	Forme e anime da fonderia non utilizzate, diverse da quelle alla voce 100905*	3.708	1,0
10	09	07*	Forme e anime da fonderia utilizzate, contenenti sostanze pericolose	3	0,0
10	09	08	Forme e anime da fonderia utilizzate, diverse da quelle di cui alla voce 100907*	111.400	29,0
10	09	09*	Polveri dei gas di combustione contenenti sostanze pericolose	2.420	0,6
10	09	10	Polveri dei gas di combustione diverse da quelle di cui alla voce 100909*	100	0,0
10	09	11*	Altri particolati contenenti sostanze pericolose	1.669	0,4
10	09	12	Altri particolati diversi da quelli di cui alla voce 100911*	17.639	4,6
10	09	13*	Leganti per rifiuti contenenti sostanze pericolose	0	0,0
10	09	14	Leganti per rifiuti diversi da quelli di cui alla voce 100913*	0	0,0
10	09	15*	Scarti di prodotti rilevatori di crepe, contenenti sostanze pericolose	0	0,0
10	09	16	Scarti di prodotti rilevatori di crepe, diversi da quelli di cui alla voce 100915	27	0,0
10	09	99	Rifiuti non specificati altrimenti	0	0,0
10	09		RIFIUTI DELLA FUSIONE DI MATERIALI FERROSI	384.611	100

Andando a dettagliare la composizione dei rifiuti generati dalla fusione di metalli ferrosi è stato possibile individuare le categorie di rifiuti d'interesse. Per quanto riguarda le fonderie di metalli ferrosi, è stata individuata la produzione di 3 principali categorie di rifiuti:

- EER 100903 Scorie di fusione → 247.645 tonnellate (64%);

- EER 100908 Forme e anime da fonderia utilizzate, diverse da quelle di cui alla voce 10 09 07* → 111.400 tonnellate (29%);
- EER 100912 Altri particolati diversi da quelli di cui alla voce 10 09 11* → 17.639 tonnellate (5%).

Dall'EER si può notare come sia le sabbie esauste che le polveri presentino un codice a specchio ed è quindi necessario determinarne la pericolosità. Un'analisi dettagliata dei flussi di rifiuti prodotti dalle fonderie lombarde nell'anno 2018 è riportata nell'appendice A.

Il tipo di metallo fuso è il principale fattore che influenza la presenza di diversi elementi nella composizione chimica delle sabbie esauste di fonderia (WFS); la composizione chimica è influenzata anche dal tipo di legante e di combustibile utilizzato. Le WFS sono costituite principalmente da sabbia silicea, rivestita da un sottile strato di carbonio bruciato, legante residuo (bentonite, carbone marino, resine/chimici) e polvere. Come mostrato nella Tabella 3.18, i principali ossidi delle sabbie di fonderia esauste sono SiO₂ (oltre l'80%), Al₂O₃ e Fe₂O₃. Secondo Exteberria et al.[109], le sabbie legate chimicamente (QFS) mostrano concentrazioni più elevate di SiO₂ ma concentrazioni inferiori di Al₂O₃ e Fe₂O₃ rispetto alla composizione di ossidi delle sabbie verdi di fonderia (GFS).

Tabella 3.18 - Composizione chimica (espressa in %) delle sabbie di fonderia vergini (VFS) e delle sabbie esauste (WFS)

Ossido	Sabbie di fonderia vergini (VFS)			Sabbie di fonderia esauste (WFS)					
	[170]	[171]	[172]	[173]	[169]	[174]	[175]	[176]	
SiO ₂	87,9	94,4	91,1	96,7	84,9	95,1	81,9	83,8	92,8
Al ₂ O ₃	4,7	3,4	2,2	0,59	5,2	1,5	10,4	0,81	2,6
Fe ₂ O ₃	0,94	0,58	1,9	0,21	3,3	0,49	1,8	5,4	0,74
Na ₂ O	0,19	0,1	0,30	0,04	0,50	0,26	0,76	0,87	0,45
CaO	0,14	0,09	0,10	0,03	0,58	0,19	1,2	1,4	0,56
MgO	0,30	0,05	0,30	0,02	0,67	0,19	2	0,86	0,30
SO ₃	0,09	n.a.	0,20	0,01	0,29	0,03	0,84	n.a.	n.a.
K ₂ O	n.a.	0,45	n.d.	0,06	0,97	0,68	0,49	1,1	0,17
TiO ₂	n.a.	0,03	n.d.	n.a.	0,19	0,04	n.a.	0,21	0,20
MnO	n.a.	0,01	n.a.	n.a.	0,08	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
P ₂ O ₅	n.a.	0,01	n.a.	n.a.	0,05	0,02	n.a.	n.a.	n.a.
Cr ₂ O ₃	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,37	0,21	0,03	n.a.	n.a.
LOI	2,1-12,1	0,79	3,9	n.a.	2,9	1,32	6,9	n.a.	2,1

* LOI: perdita per combustione; n.a.: non disponibile; n.d.: non rilevato; n.r.: non riportato.

La concentrazione di metalli nelle WFS riportata nella Tabella 3.19 mostra che, tra i metalli pesanti, quelli più comunemente presenti nelle WFS sono cromo, nichel e zinco.

Tabella 3.19 - Intervallo di concentrazioni dei metalli pesanti nelle WFS (mg/kg di peso secco)

Parametro	[177]	[178]	[179]	[180]	[181]
	Numero di campioni: 43	Numero di campioni: 39	Numero di campioni: 110	Numero di campioni: 5	Media di 594 campioni
As	0,04 - 4,8	0,13 - 7,8	n.a.	n.a.	0,86
Ba	<8,7 - 151	n,a	7,4 - 115	n.a.	14,95
Be	<1,2 - 3,1	<0,1 - 0,6	<0,07 - 0,64	n.a.	0,08
Cd	<5,9	<0,04 - 0,36	<0,20 - 0,97	0,55 - 0,97	0,22
Co	<0,84 - 95	<0,5 - 6,6	<0,70 - 77	n.a.	n.a.
Cr	<1 - 149	<0,5 - 115	297 - 931	47,1 - 311	114,03
Cu	<23 - 3318	<0,5 - 137	<0,5 - 303	6,1 - 56	103,60
Hg	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,04
Mo	<4,4 - 9,6	<1 - 23	0,99 - 21	n.a.	38,84
Ni	<1,2 - 2328	1,1 - 117	41 - 260	12 - 82	107,94
Pb	<7,7 - 25,7	<1 - 23	<4,2 - 647	2,4 - 38	15,72
Sb	<4,5	n.a.	n.a.	n.a.	4,34
Se	n.a.	<0,4 - 0,44	n.a.	n.a.	0,64
Tl	n.a.	<0,04 - 0,1	<12	n.a.	0,43
V	<7,4 - 9,1	<1 - 11,3	3,49 - 26	n.a.	n.a.
Zn	<33,4 - 1.640	<10 - 245	6,06 - 171	11 - 82	102,48

Attualmente manca una comprensione chiara di come il processo di fonderia contribuisca a diversi livelli di contaminanti organici e altre caratteristiche delle WFS. Uno studio di [182] elenca i possibili composti organici nocivi nelle WFS in relazione al tipo di getti e di sabbie: i composti potenzialmente presenti sono significativamente diversi; inoltre, c'è una notevole variabilità nei profili dei contaminanti delle WFS tra le fonderie e spesso all'interno di una stessa fonderia a causa di variazioni temporali. Gli IPA (idrocarburi policiclici aromatici) sono stati trovati nelle sabbie esauste di fonderia [182-184], con concentrazioni più elevate nelle sabbie verdi [182]. Per quanto riguarda le sabbie esauste legate chimicamente, la somma dei composti IPA analizzati nelle sabbie furano/acido (0,2 - 0,7 mg/kg) e nelle sabbie silicate (0,36 mg/kg) era inferiore rispetto a quelle nelle sabbie fenoliche/estere (1,2 - 2 mg/kg) e nelle sabbie verdi (9,4 - 29 mg/kg) [182]. Zhang et al. [184] hanno mostrato alte concentrazioni di composti organici nelle WFS (somma dei composti organici analizzati 55 - 3176 mg/kg), composti principalmente da fenoli (28 - 676 mg/kg) e naftalene (2-metil-: 1 - 994 mg/kg; 2,6-dimetil-: 0,5 - 630 mg/kg).

3.3.2 RILASCIO DI INQUINANTI DELLE WFS

Il TCLP è il metodo di test di lisciviazione più ampiamente utilizzato [183,185,186]. Le concentrazioni di metalli negli eluati delle WFS solitamente rispettano i limiti imposti dal TCLP; le concentrazioni di alcuni metalli, come Ag e Sb, sono addirittura sempre al di sotto del limite di quantificazione degli strumenti utilizzati. Le WFS provenienti da impianti a base di rame contengono livelli relativamente più alti di Cu, Pb e Zn rispetto ad altri impianti; le WFS provenienti da impianti a base di ferro/acciaio contengono livelli relativamente più alti di Fe e Mn rispetto ad altri impianti [183]. Alves [186] ha riportato che alcune delle concentrazioni di metalli pesanti (Ba, Hg, Mn, Ni e Pb) hanno superato i livelli massimi di contaminanti (MCLs) per l'acqua potabile e le acque sotterranee. Quando i campioni sono stati testati con TCLP (protocollo di lisciviazione più aggressivo) e SPLP (leggera acidificazione), il primo è risultato essere il più aggressivo, con un aumento del rilascio di metalli a causa delle condizioni di pH basso [187,188]. Alte concentrazioni di acetone e naftalene sono state rilevate sia nell'acqua rilasciata da materiali freschi (acetone max 1.540 µg/kg, naftalene max 619 µg/kg) sia negli eluati del metodo TCLP (acetone max 115 µg/kg, naftalene max 616 µg/kg) [128]. Risultati simili sono stati riportati in [183].

Nella Tabella 3.20 sono elencate le concentrazioni di inquinanti negli eluati ottenuti con gli standard TCLP da diversi autori [[185,189-193]]; le concentrazioni medie sono sempre al di sotto dei limiti forniti dai criteri TCLP, tranne che per Pb [194] e Hg [195].

Negli studi europei, i campioni vengono sottoposti a test di lisciviazione secondo le norme EN 12457-2 e EN 12457-4. Uno studio polacco [133], condotto su WFS smaltite in discarica negli ultimi 40 anni, ha determinato che il contenuto di Cu, Zn, Ni, Cd, Pb e Cr negli eluati era al di sotto del limite di quantificazione. Altri test di lisciviazione sono stati condotti con diversi agenti liscivianti e il rilascio più elevato di metalli pesanti è stato ottenuto con l'uso di HCl (0,1 M) ed EDTA (sale disodico diidrato, 0,05 M). Un altro studio condotto da Bozym [196] ha riportato che la lisciviabilità dei metalli dalle WFS era minima (al di sotto del limite per le discariche di rifiuti inerti), nonostante l'alto contenuto totale di questi metalli nei rifiuti. Invece, Merve Basar [197,198] ha mostrato che Ni, Cr, Zn, F- e TDS (Solidi Totali Disciolti) risultavano sopra i limiti fissati dall'UE per lo smaltimento in discariche per rifiuti inerti (le concentrazioni sono riportate nella Tabella 3.21); inoltre, la concentrazione di DOC (carbonio organico disciolto) è risultata superiore ai limiti di accettazione UE per le discariche di rifiuti pericolosi. Sono stati inoltre eseguiti test di lisciviazione a diversi valori di pH su miscele di calcestruzzo realizzate con l'uso di WFS come sostituto degli aggregati fini (dal 0 al 40%); è stato verificato che le concentrazioni di Ni, Zn, Cr, TDS, F- e DOC negli eluati delle miscele con diversi contenuti di WFS rispettano i limiti dell'EULFD (Direttiva Europea sulle discariche) per livelli di pH compresi tra 4,0 e 9,0.

Tabella 3.20 - Risultati del test di lisciviazione effettuato su WFS secondo TCLP (mg/l)

Parametro	[185]	[199]	[186]	[184]	[183]	[189]	[135]	USEPA TCLP
Ag	<0,007	<0,04	<0,005	n.a.	0,004	n.a.	n.a.	5
Al	n.a.	n.a.	<0,03 - 10	0,192 - 1,95	1,785	n.a.	n.a.	n.p.
As	n.a.	<0,001 - 2,4	<0,01	0,001 - 0,36	0,031	n.a.	n.a.	5
B	n.a.	n.a.	0,01 - 2,7	0,015 - 0,06	n.a.	n.a.	n.a.	n.p.
Ba	<0,004 - 0,748	<0,86 - 1,13	0,22 - 3,9	0,018 - 1,28	0,639	0,133	n.a.	100
Be	n.a.	<0,01 - 0,043	<0,01	0,001 - 0,005	n.a.	n.a.	n.a.	n.p.
Cd	<0,003	<0,01 - 0,065	<0,004	0,0005 - 0,005	0,004	n.a.	0,003	1
Co	n.a.	n.a.	0,003 - 0,04	0,001 - 0,007	n.a.	n.a.	n.a.	n.p.
Cr	<0,007 - 0,085	<0,46	<0,01 - 0,23	0,01 - 0,011	0,042	<0,1	0,100	5
Cu	<0,005 - 0,370	<0,1 - 44	<0,01 - 0,11	0,008 - 0,039	0,521	<0,1	0,172	n.p.
Fe	n.a.	n.a.	0,61 - 384	0,04 - 4,4	61,78	n.a.	n.a.	n.p.
Hg	n.a.	n.a.	<0,006	n.a.	<0,001	<0,001	0,310	0,2
Mg	n.a.	n.a.	0,33 - 56	0,71 - 5,1	n.a.	n.a.	n.a.	n.p.
Mn	n.a.	n.a.	0,07 - 6,1	0,04 - 0,64	1,009	n.a.	3,830	n.p.
Mo	n.a.	n.a.	<0,015	0,005 - 0,009	n.a.	n.a.	n.a.	n.p.
Ni	<0,020	<0,14 - 1,71	<0,005 - 0,12	0,002 - 0,03	0,183	<0,1	n.a.	n.p.
Pb	<0,042 - 11,04	<0,05 - 1,13	<0,009 - 0,17	0,007 - 0,03	0,222	<0,1	0,039	5
Sb	n.a.	<0,02	<0,005	0,007 - 0,03	n.a.	n.a.	n.a.	n.p.
Se	n.a.	n.a.	<0,009	0,087	0,041	<0,05	n.a.	1
V	n.a.	n.a.	<0,015 - 0,03	0,024 - 0,09	n.a.	<0,1	n.a.	n.p.
Zn	<0,006 - 3,79	<0,41 - 43	0,14 - 5,4	0,22 - 0,98	1,006	1,067	0,360	n.p.

Tabella 3.21 - Concentrazione dei contaminanti nell'eluato utilizzando EN 12457-4 e i limiti EULFD (valore in mg/kg)

	Ni	Zn	Cr	F ⁻	TDS	DOC
Eluati WFS [174]	1,4	5,9	1,2	18,9	47.310	894
Limiti delle discariche per inerti [200]	0,4	4	0,5	10	4.000	240
Limiti delle discariche per rifiuti non pericolosi [200]	10	50	10	150	60.000	800

TDS: Solidi Disciolti Totali; DOC: Carbonio Organico Disciolto; I valori in grassetto superano i limiti per le discariche per rifiuti inerti; I valori in grassetto superano i limiti per le discariche per rifiuti non pericolosi.

Kaur et al. [194] hanno studiato il comportamento di lisciviazione delle WFS trattate con funghi secondo la norma ASTM D3987 (estrazione con scuotimento dei rifiuti solidi con acqua) e hanno dimostrato che il fungo (*A. niger*) può ridurre il rilascio di metalli come Cd, Cr, Fe, Mo, Mn, Ni e Pb.

Ji et al. [182] hanno analizzato le caratteristiche chimiche e di lisciviazione delle WFS; undici campioni sono stati raccolti da diverse fonderie che utilizzano differenti tipi di leganti. Le caratteristiche di lisciviazione sono state esaminate secondo il metodo del test a colonna (NEN7343) sviluppato nei Paesi Bassi, che è stato ritirato e sostituito dalla norma EN 14405. Questo protocollo specifica un test di percolazione ascendente per determinare il comportamento di lisciviazione di sostanze inorganiche e organiche non volatili da materiali di scarto granulari in condizioni di percolazione standardizzate. Il rilascio di metalli è risultato molto basso, ad eccezione di alcuni elementi come Cr, Cd e Zn, solitamente presenti nel metallo fuso. Non sembra esserci una relazione tra le concentrazioni di metalli nell'eluato e il tipo di legante utilizzato per gli stampi e le anime.

Yazoghli-Marzouk et al. [201] hanno condotto test di lisciviazione sul campo con l'obiettivo di valutare il rilascio di sostanze nel corso di diversi anni dovuto all'uso delle WFS come strato di sottofondo stradale, riscontrando che i test di laboratorio erano conservativi e applicavano condizioni di lisciviazione (liquido/solido) più severe rispetto ai test sul campo.

Fino ad oggi, la comprensione della natura, delle dinamiche e dell'impatto dei composti organici e metallici derivati dalle WFS sull'ambiente è limitata. Ciò è legato alla scarsa conoscenza della caratterizzazione completa delle WFS.

3.3.3 ASPETTI ECOTOSSICOLOGICI DELLE WFS

Pochi studi hanno descritto l'applicazione di test biologici a diversi rifiuti riutilizzati [202], e ancora meno riguardano la tossicità delle WFS, che è

strettamente legata ai contaminanti metallici e organici presenti sia nel materiale solido che negli eluati acquosi. Per questa ragione, e a causa della destinazione delle WFS, gli organismi di prova selezionati sono rappresentativi dei comparti terrestri e acquatici.

In uno studio sul riutilizzo delle WFS correlato al suolo [184], la correlazione tra la tossicità microbica del suolo e le sabbie contaminate è descritta da un modello lineare. Gli eluati delle sabbie sono anche una fonte di tossicità per diversi organismi viventi. [203] han descritto diversi effetti inibitori sui batteri luminescenti *Vibrio fischeri*. [204] ha valutato la tossicità/genotossicità delle sabbie di fonderia sul lombrico *Eisenia fetida*. Una valutazione tossicologica completa degli estratti di calcestruzzo contenenti WFS è stata condotta sul crostaceo *Daphnia magna*, sulle radici di *Allium cepa* (cipolla) e su *E. fetida* [205].

3.3.4 RIUTILIZZI DELLE WFS

A livello internazionale sono numerosi gli articoli che trattano gli studi riguardanti il recupero delle sabbie di fonderia. Una ricerca approfondita è svolta sul portale "Scopus", la quale riporta più di 5000 papers riguardanti l'argomento "terre di fonderia".

MATTONI

La produzione di mattoni contenenti percentuali di sabbia esausta di fonderia è uno dei tanti studi nati per trovare un modo economico, sociale ed ecologico, per affrontare le diverse sfide nei confronti dell'ambiente. I prodotti vengono realizzati con diverse percentuali di sabbia esausta in peso, in seguito vengono sottoposti a test per valutare la durabilità, la qualità e la resistenza. Gli esiti di questo studio risultano essere molto soddisfacenti, mostrando resistenze superiori ai mattoni di argilla cotta. Inoltre, questi materiali ottengono un grande vantaggio anche se usati in ambienti acidi, per le loro elevate proprietà idrofobiche che li rendono resilienti all'attacco chimico e meno deformabili sotto sforzo di trazione. Infine, i mattoni progettati con scarti di fonderia non necessitano di quantità d'acqua e un'energia elevata durante la produzione [206].

La sabbia di fonderia agglomerata con resina fenolica alcalina (anime e stampi) è risultata essere un residuo in grado di essere riciclato nelle vasche degli altiforni, riducendo al minimo i costi di smaltimento e l'impatto ambientale. La sabbia per poter essere usata deve essere trattata attraverso processi di rigenerazione e lisciviazione termomeccanica. La calcinazione permette di rimuovere il fenolo presente per via della resina, una parte degli alcali residui reagisce con i granuli fini di silice, generando una fase liquida. Il processo di lisciviazione è efficiente per rigenerare le proprietà iniziali che la sabbia perde dopo una serie di cicli rigenerativi, questa fase in ambiente acido risulta essere la scelta migliore; in ausilio a questo processo vi è l'aggiunta di additivi. La qualità della superficie dei granelli influenza le proprietà meccaniche, se vi sono fessure queste

rappresentano punti di ancoraggio per le resine, rendendole difficili da rimuovere; in questi casi è necessario reintegrare sabbia nuova nel sistema [207].

Da uno studio [208], basato sulla realizzazione di prodotti ceramici, si è osservato che la quantità ottimale di sostituzione per la sabbia verde risulta essere del 35% mentre per la sabbia contenente anime del 25%, rispettando gli standard tecnologici dei mattoni tradizionali. Vi sono ricerche che riportano casi in cui mattoni sono realizzati con l'introduzione fino al 50% di WFS, ottenendo ugualmente le proprietà target [209]; questa tipologia di prodotti può essere utilizzata in strutture portanti ad un piano o nella costruzione di pareti di tamponamento in strutture intelaiate a più piani [210].

Nello studio [211] si considera la produzione di mattoni in terra-cemento, dove la sabbia di fonderia usata ha il compito di sostituire la sabbia commerciale. Anche in questo caso vengono eseguiti tutti i test necessari per valutare le caratteristiche del prodotto. Nonostante venga rilevata una minima riduzione della resistenza meccanica, questa non preclude l'uso di terre esauste per ottenere i mattoni. L'uso della sabbia di fonderia di scarto nei mattoni crudi è fattibile e offre vantaggi ambientali: il processo riduce il consumo di materia prima ed evita la necessità di cottura in forno (minor consumo energetico). L'adeguamento della composizione del laterizio utilizzando maggiori quantità di terra e l'inclusione di polvere di ghiaia ha comportato un aumento significativo delle resistenze meccaniche, dimostrando che è possibile ottenere mattoni che soddisfino le esigenze del mercato. Oltre per la produzione di mattoni, le sabbie di fonderia possono essere impiegate nella realizzazione di tegole. Gli effetti dell'aggiunta di WFS sulle proprietà dei campioni sono studiati con diverse percentuali di sostituzione. I risultati riscontrati sono positivi, nello specifico le proprietà sono migliori con un livello ottimale di sostituzione del 15% [212].

MALTE

La sabbia di fonderia esausta viene impiegata come additivo cementizio e aggregato fine nella realizzazione di malte. Come gli studi precedenti, la ricerca si basa sulla creazione di miscele contenenti diverse percentuali di WFS, le quali vengono sottoposte a diverse prove, a diversi giorni di maturazione, per valutarne la conformità e l'idoneità all'utilizzo.

L'aggiunta eccessiva di WFS comporta: una diminuzione della lavorabilità (nel momento in cui si utilizzano terre esauste calcinate è necessario utilizzare un superfluidificante [213]); una riduzione della resistenza alla compressione con un valore di massima attorno al 15-20%WFS; una diminuzione della resistenza flessionale oltre ad una certa percentuale di sostituzione (30% circa) [214,215].

Un modo per non ridurre la resistenza alla compressione è quello di utilizzare il cemento Portland come matrice per la preparazione di malte con una percentuale di WFS inferiore al 20% [216].

PAVIMENTAZIONE STRADALE

Un possibile utilizzo delle terre di fonderia è nella realizzazione di rilevati stradali. Il “nuovo” materiale stradale deve soddisfare non solo funzioni geotecniche ma anche prestazioni ambientali, cercando di evitare in ogni modo lisciviazione di elementi inquinanti. Secondo gli indici annuali dell'U.S. Geological Survey la costruzione di strade rappresenta quasi il 25% del consumo mondiale di aggregati [217,218].

Le prime ricerche per utilizzare le sabbie esauste di fonderia all'interno dei conglomerati bituminosi (HMA= hot mix asphalt) sono iniziate nei primi anni '90 [219], con lo scopo di trovare una soluzione per lo smaltimento delle sabbie esauste diverso dal conferimento in discarica. L'American Foundry Society è stata la prima a sperimentare progetti stradali riutilizzando le sabbie esauste da fonderie nei conglomerati bituminosi, sviluppando uno studio dettagliato della caratterizzazione, delle proprietà fisiche, e del comportamento nella matrice dell'asfalto [220].

Uno studio [201] riporta che la sabbia di fonderia, se trattata con un legante idraulico, dà risultati apprezzabili da un punto di vista geotecnico rispetto alle sabbie commerciali. Per quanto riguarda la lisciviazione su diversi eluati risulta che tutti i contenuti sono inferiori ai limiti in vigore.

Si può concludere affermando che numerose valutazioni studiano diversi mix impiegati per la realizzazione di conglomerati bituminosi, con percentuali di sostituzione della sabbia di cava con sabbie esauste di fonderia che vanno dallo 0% (modello di confronto) fino alla totale sostituzione. Gli esiti di [190,221] concordano sulla fattibilità dell'utilizzo di questa “nuova” materia prima nei conglomerati bituminosi, in quanto le terre esauste presentano caratteristiche molto simili agli aggregati naturali. I benefici di questa sostituzione risultano essere non solo di tipo economico ma anche di tipo ambientale, riducendo il quantitativo di materiale da destinare in discarica. Tuttavia, il quantitativo di sabbia da sostituire risulta limitato, in quanto sostituzioni superiori al 10% peggiorano significativamente le proprietà meccaniche dei conglomerati [190].

VETRO

Il riciclo degli scarti di fonderia è la miglior alternativa allo smaltimento in discarica dei residui, una delle trasformazioni di questi rifiuti riguarda la realizzazione di materiali vetro-ceramici. Il vetro si ottiene con il metodo di fusione, seguito da una fase di raffreddamento. La procedura prevede: una macinazione, una pellettizzazione e un trattamento termico con temperature di cristallizzazione per ottenere delle fasi riconducibili alla struttura target [222].

In una seconda valutazione, si studia la tecnologia della matrice vetrosa di un materiale composito prodotto mediante un processo di sinterizzazione che impiega sabbia di fonderia di scarto e vetro di scarto come materie prime. Questo

materiale dimostra di avere prestazioni simili a quelle del vetro e della ceramica, tuttavia evita le condizioni di lavorazione più rigide, come la fusione ad alte temperature e la sinterizzazione. I principali fattori che influenzano le proprietà sono le dimensioni delle particelle, le proporzioni tra i materiali, la pressione di formatura e il metodo di sinterizzazione. Dal seguente studio [223] si evincono i seguenti vantaggi: processo semplice, basso costo, ampio utilizzo del materiale di scarto, buone prestazioni fisiche e meccaniche e stabilità chimica.

Uno degli ostacoli che si cerca di superare è quello legato al colore del prodotto finito. Vi sono ricerche che hanno come obiettivo quello di produrre un vetro incolore, ottenuto dalle sabbie esauste. Dopo una dettagliata analisi delle caratteristiche fisiche, chimiche e mineralogiche, le terre vengono gestite in un impianto di trattamento meccanico ad umido. Sono realizzate numerose miscele con combinazioni diverse di materie prime. Si ottengono risultati soddisfacenti grazie all'introduzione di un'ulteriore fase di attrito a caldo e un'aggiunta di solfato di sodio alla miscela [224].

CEMENTO

Gli articoli che trattano questa tipologia d'uso sono pochi, in quanto è probabile sia dovuto ad una tecnica già fondata che non necessita ulteriori ricerche per confermare la tesi riguardante il riutilizzo di terre di fonderia in questo settore. Le sabbie esauste contengono SiO_2 in percentuale del 70% circa quindi risultano adatte ad essere impiegate nelle materie prime per la produzione del cemento, con il compito di correggere il modulo silicico, contribuendo in maniera significativa alla diminuzione dell'utilizzo della sabbia naturale.

In un primo studio lo scarto di fonderia viene utilizzato come sostituto dell'aggregato fine naturale nella produzione di materiali a base di cemento Portland. Lo scarto di fonderia è un materiale ricco di silice e viene classificato come rifiuto non pericoloso e non inerte. Durante la valutazione vengono effettuate diverse analisi chimico-morfo-fisiche e sono esaminate le prestazioni in vari rapporti di sostituzione, non solo da un punto di vista meccanico ma anche di lisciviazione. I risultati indicano che vi è una perdita di prestazioni meccaniche all'aumentare di terra esausta, tale deficit, tuttavia, non preclude il suo utilizzo se rapportato al valore ambientale d'uso che assume la sabbia di fonderia come sostituto dell'aggregato naturale [225].

Un'altra analisi [226] tratta della fattibilità e della sicurezza dell'utilizzo della sabbia di fonderia di scarto negli additivi per cemento, creando un modello computazionale, attraverso un'indagine spettroscopica ad infrarossi e verificando il rispetto delle soglie normative delle concentrazioni di lisciviazione.

Un ulteriore progetto ha come obiettivo quello di migliorare le caratteristiche del cemento, aumentando il rapporto siliceo del clinker aggiungendo sabbia di fonderia con il fine di produrre un prodotto con un irrigidimento ritardato e una

curva di indurimento meno ripida. La sabbia di fonderia durante il processo di formazione del clinker viene completamente convertita e tutte le proprietà del cemento target vengono raggiunte senza alcuna difficoltà. Questa variante di processo ha ottenuto diversi successi e per questo è utilizzata anche in numerose aziende.

CALCESTRUZZO

La principale destinazione d'uso che è stata sottoposta a degli studi è quella relativa all'aggregato del calcestruzzo, infatti presenta un quantitativo importante di articoli scientifici presenti sul portale di ricerca. Il calcestruzzo è una miscela omogenea di materiali da costruzione come il cemento, aggregati fini e grossolani ed acqua. Gli aggregati sono in quantità maggiore rispetto al resto e conferiscono lavorabilità, resistenza e durabilità al calcestruzzo. Essendo la sabbia una componente molto richiesta, essa comporta un grande sfruttamento della materia prima e quindi un aumento dell'estrazione di sabbia nei letti di fiumi, degradando la biodiversità nell'alveo, contaminando il suolo e l'acqua e incrementando il rischio di inondazioni. Le nazioni per disincentivare il consumo di questa materia prima, hanno limitato l'estrazione e aumentato i prezzi; tuttavia, si è dimostrata un'azione poco efficace. Per superare questo grande scoglio si è cercata un'alternativa, per rendere più sostenibile il settore edile, andando a sostituire le materie con materiali secondari. Si è dimostrato che molti sottoprodotti industriali come rifiuti agricoli, fly ash, bottom ash, polvere di cava, silice e rifiuti da fonderia rappresentano degli ottimi sostituti da un punto di vista non solo dell'economia circolare ma anche per un miglioramento delle caratteristiche del prodotto. Una nota positiva di questi "nuovi" materiali è quella di ridurre il rischio di contaminazione da metalli pesanti, in quanto materiali come le sabbie di fonderia esausta (WFS) sono pretrattati chimicamente e/o biologicamente.

Analizzando nel dettaglio la sostituzione della sabbia da fiume con una sabbia da fonderia, è possibile evidenziare le diverse percentuali di sostituzione, i diversi tempi di maturazione e le diverse prove per determinare le proprietà fisiche e chimiche di un calcestruzzo a base di WFS.

4 ANALISI STATISTICA DEI DATI

In questo capitolo vengono presentati i risultati delle analisi quantitative e statistiche condotte principalmente sulla composizione chimica e sul comportamento a cessione dei rifiuti oggetto d'indagine.

Di seguito verranno riportati i risultati delle analisi sotto forma di elaborazione grafica e tabellare. Nelle tabelle saranno presenti i valori minimi, massimi e medi delle concentrazioni di ciascun parametro. I dati scelti per le illustrazioni sono quelli ritenuti di maggior significatività per lo studio.

La rappresentazione grafica dei risultati viene presentata tramite l'utilizzo dei box plot. Questi strumenti sono utili poiché trasmettono graficamente le informazioni in modo conciso che consente una rapida interpretazione e comprensione dei dati. La costruzione tipica del box plot divide la distribuzione dei dati in quartili, come mostrato nella Figura 4.1.

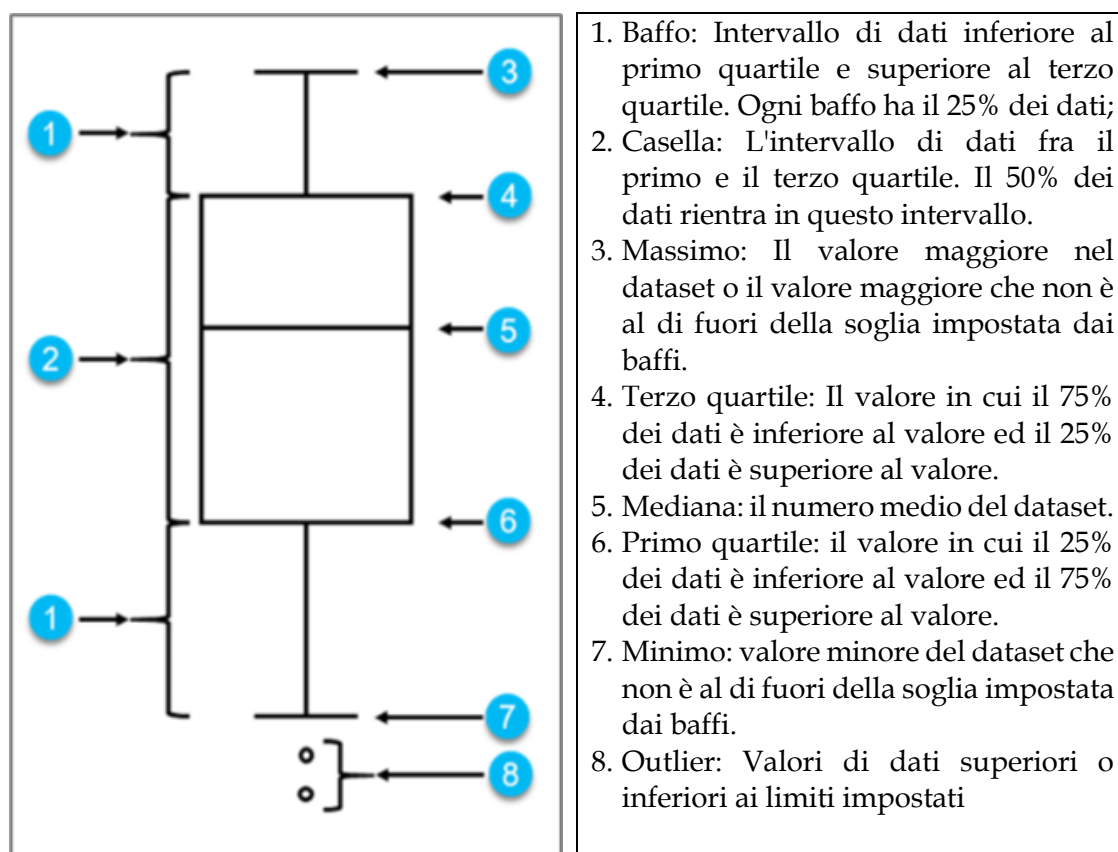


Figura 4.1 - Illustrazione della rappresentazione grafica e legenda

4.1 AR DA CDW

L'impianto presso il quale sono stati recuperati i certificati è autorizzato a trattare rifiuti identificati con i seguenti codici EER:

- 101311 Rifiuti della produzione di materiali compositi a base di cemento, diversi da quelli di cui alla voce 101309 e 101310;
- 170101 Cemento;

- 170102 Mattoni;
- 170103 Mattonelle e ceramiche;
- 170107 Miscugli e scorie di cemento, mattoni, mattonelle e ceramiche diverse da quelle di cui alla voce 170106;
- 170504 Terre e rocce diverse da quelle di cui alla voce 170503 (terre non provenienti da siti di bonifica o contaminati);
- 170802 Materiali da costruzione a base di gesso diversi da quelli di cui alla voce 170801;
- 170904 Rifiuti misti dell'attività di costruzione e demolizione, diversi da quelli di cui alle voci 170901*, 170902*, e 170903*.

L'azienda è autorizzata ad operazioni di recupero di tipo R5 e R13. Lo schema operativo presentato in Figura 4.2 illustra la filiera di trattamento adottato dall'azienda. Presso l'impianto è attualmente in corso l'upgrade della filiera di trattamento, con l'aggiunta di una fase di selezione ottica in grado di separare la frazione di laterizi presenti nei CDW. Per delineare tecnicamente il sistema attuale di gestione e trattamento, sono state condotte visite tecniche presso l'azienda oggetto di studio al fine di raccogliere informazioni primarie e dati operativo-gestionali. Inizialmente, sulla base dei requisiti indicati nelle autorizzazioni ambientali degli impianti, sono stati acquisiti dati riguardanti i criteri di accettazione e gestione dei CDW. Successivamente, attraverso sopralluoghi, sono state raccolte informazioni relative ai processi di trattamento, alle tecnologie impiegate, alla tipologia di AR prodotti e alle loro destinazioni d'uso.

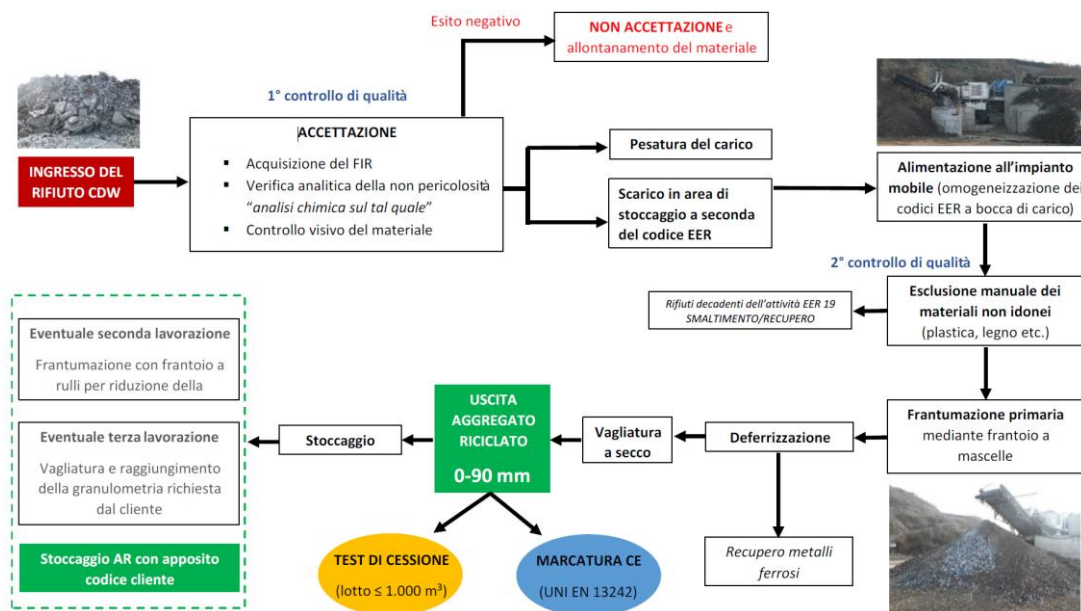


Figura 4.2 - Processo di trattamento dei CDW implementato dall'azienda [60]

Per valutare i flussi di CDW gestiti, nonché la quantità di aggregati riciclati prodotti, sono stati estratti e raccolti, su base annua per il triennio considerato (2022-2024), i seguenti dati gestionali riguardanti: i) la quantità totale di CDW in

ingresso; ii) la quantità di CDW in ingresso suddivisi per singoli codici EER (Figura 4.3); iii) quantità di CDW lavorati per ottenere gli AR (Figura 4.4). In Tabella 4.1 sono riportati i quantitativi in tonnellate conferiti in impianto suddivisi per EER (Carico) e quelli scaricati per successivi trattamenti e lavorazione.

Tabella 4.1 - Quantità di CDW in ingresso in impianto e lavorati

EER	2022		2023		2024	
	Carico Peso [t]	Scarico Peso [t]	Carico Peso [t]	Scarico Peso [t]	Carico Peso [t]	Scarico Peso [t]
101311	6	6	1.291	1.291	26	26
170101	7.540	7.036	2.292	1.831	6.575	6.698
170102	-	-	-	-	51	48
170103	-	-	5	5	9	9
170107	9.055	9.068	5.600	5.600	7.145	7.086
170504	34.370	34.495	109.733	82.605	48.034	46.746
170904	127.783	119.150	119.322	99.083	130.252	122.663
TOTALE	178.754	169.755	238.242	190.415	192.091	183.277

I rifiuti misti da costruzione e demolizione (EER 170904) rappresentano il principale flusso di rifiuti gestiti, costituendo tra il 50% e il 72% del totale dei rifiuti trattati. Le terre e rocce da scavo (EER 170504) rappresentano il secondo flusso più rilevante, con una percentuale compresa tra il 19% e il 46%. Miscugli e scorie di cemento, mattoni, mattonelle e ceramiche (EER 170107) costituiscono il terzo flusso più significativo. Parallelamente, le miscele di calcestruzzo, mattoni, piastrelle e ceramica (EER 170107), le miscele bituminose (EER 170302) e il pietrisco per massicciate (EER 170508) rappresentano flussi marginali.

La creazione del database è stata svolta riportando in una tabella di Excel i valori riscontrati e presenti nei certificati di prova. Il set di dati copre il triennio 2022-2024, reperiti presso un'azienda che recupera CDW per produrre AR. I certificati raccolti sono suddivisi in:

- Analisi chimiche sui CDW;
- Analisi merceologica degli AR;
- Analisi chimiche sugli AR;
- Test di cessione sugli AR.

Per tutti i dati sopra citati sono stati calcolati il minimo, il massimo, la media; in aggiunta per le concentrazioni riscontrate negli eluati ottenuti da test di cessione è stato calcolato l'UCL 95%. I valori ottenuti sono stati confrontati con le concentrazioni limite imposte dal D.M. 127/2024 per valutare se in base alle nuove disposizioni sulla cessazione della qualifica del rifiuto, fossero presenti eventuali criticità.

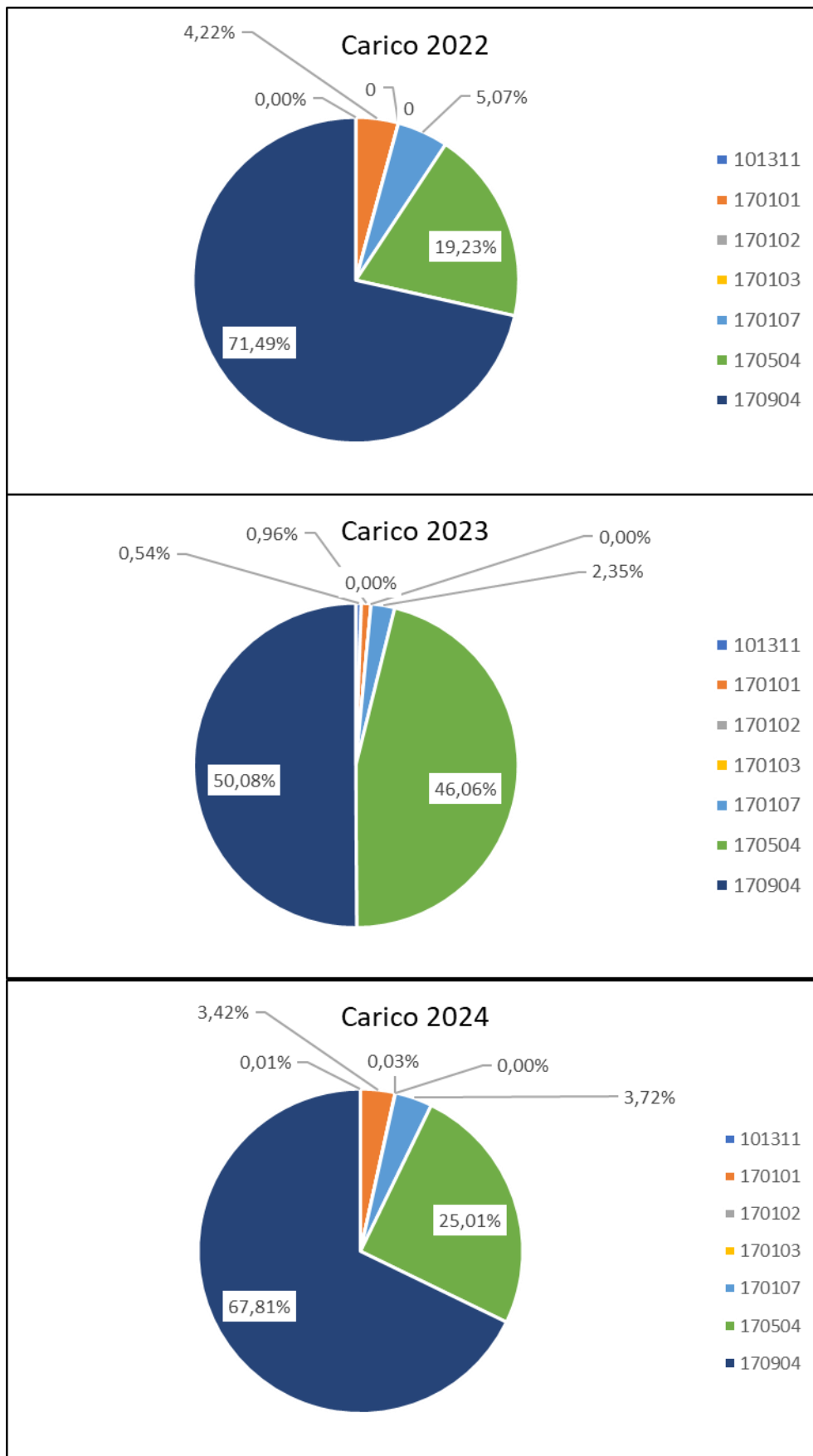


Figura 4.3 - Suddivisione percentuale di rifiuti in ingresso in impianto divisi per EER

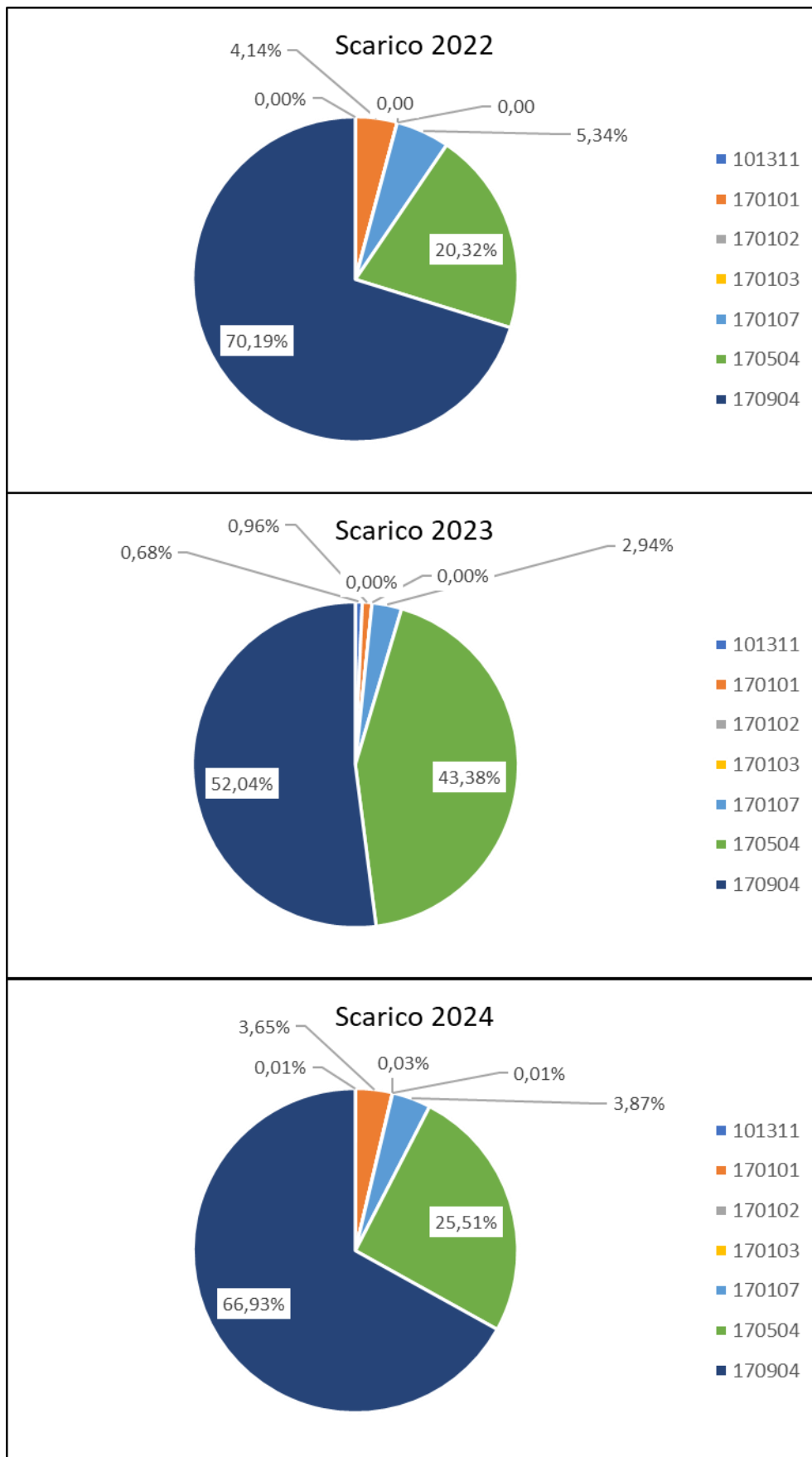


Figura 4.4 - Suddivisione percentuale di rifiuti lavorati in impianto divisi per EER

4.1.1 COMPOSIZIONE CHIMICA DEI CDW

L'elaborazione dei dati sui CDW è stata effettuata su 280 certificati (44 relativi al 2022, 124 al 2023, 112 al 2024) ed ha messo in evidenza due principali criticità:

- 1 non conformità di alcuni campioni per il superamento certo dei limiti;
- 2 limite di rilevazione analitica, ossia il limite di concentrazione fino al quale è possibile ottenere strumentalmente una misura di tipo quantitativo con relativa incertezza, più elevato rispetto alla concentrazione più restrittiva prevista.

Laddove il certificato analitico riporti, per un determinato parametro, un valore inferiore al limite di determinazione strumentale ($< D.L.$), per poterlo rappresentare graficamente è stato considerato, a favore di sicurezza il valore D.L. Per i parametri che non sono stati misurati, è stato inserito il codice N.D.. Le non conformità fanno riferimento in egual modo sia al confronto con i limiti di tabella 1 del D.lgs. 152/06 sia ai requisiti stabiliti dalla tabella 2 del D.M. 127/2024.

Nella Tabella 4.2 viene riportato solo ed esclusivamente il set di dati relativo ai composti che presentano le criticità descritte al punto 1. Il database completo è consultabile nell'Allegato II del presente elaborato. Nella Figura 4.6 sono riportate le concentrazioni di cromo esavalente e idrocarburi pesanti rilevate durante il triennio considerato.

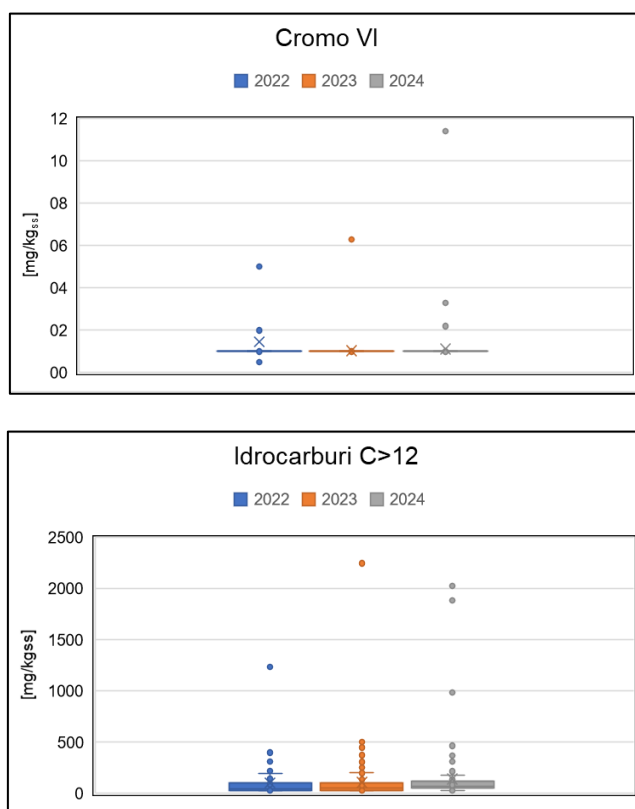


Figura 4.5 – Concentrazioni di Cromo VI e Idrocarburi nei CDW

Tabella 4.2 - Analisi chimica CDW – Risultati delle elaborazioni relative al triennio 2022-2024

Parametro	CrVI	Zn	Cd	Cu	Pb	Co	Cr	V	As	Hg	Se	Sb	C>12
lim col A 152/06	2	150	2	120	100	20	150	90	20	1	3	10	50
Limite EoW utilizzi a)	2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	50
Limite EoW utilizzi da b) a g)	15	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	750
2022													
Campioni	44	44	44	44	44	44	44	44	44	44	44	43	44
Min	0,50	5,00	0,50	10,00	3,90	2,00	8,50	10,00	1,90	0,50	1,40	2,00	30,00
Max	5,00	299,10	27,00	96,90	1365,40	10,00	154,00	86,20	14,30	10,00	10,00	140,00	1233,00
Media	1,47	82,60	2,02	42,68	63,05	2,83	40,08	36,00	6,30	1,40	2,79	7,50	105,38
Superamenti	5	6	3	0	3	0	1	0	0	4	5	2	20
Superamenti Certi	0	6	1	0	3	0	1	0	0	2	0	1	17
2023													
Campioni	124	124	124	124	124	124	124	124	124	124	124	124	124
Min	1,00	21,20	1,00	8,40	3,30	2,00	10,60	13,60	2,00	1,00	2,00	2,00	30,00
Max	6,30	1679,40	13,80	482,50	1276,40	10,30	940,90	83,90	12,40	1,50	2,40	16,80	2247,10
Media	1,04	103,28	1,11	38,31	58,05	2,07	38,02	31,48	4,51	1,02	2,00	2,70	106,68
Superamenti	1	13	1	2	10	0	1	0	0	8	0	2	64
Superamenti Certi	1	13	1	2	10	0	1	0	0	8	0	0	64
2024													
Campioni	112	112	112	112	112	112	112	112	112	112	112	112	112
Min	1,00	9,10	1,00	5,00	2,20	2,00	2,70	4,80	2,00	1,00	2,00	2,00	30,00
Max	11,40	532,30	2,60	97,80	712,20	2,20	184,70	57,60	11,50	2,50	3,90	6,00	2025,00
Media	1,12	76,22	1,02	29,29	34,84	2,00	26,34	27,12	3,88	1,05	2,02	2,39	142,85
Superamenti	3	7	1	0	5	0	1	0	0	11	1	0	91
Superamenti Certi	3	7	1	0	5	0	1	0	0	11	1	0	91

Sebbene i limiti previsti dal DM 127/2024 siano previsti sulla caratterizzazione chimica degli AR e non dei CDW, da un confronto tra le concentrazioni misurate e i limiti previsti possiamo osservare che:

- *Idrocarburi pesanti (C>12)*: alcuni valori massimi sono più alti di entrambi i limiti previsti dal DM 127/2024; questi valori rappresentano degli outlier rispetto alla distribuzione delle concentrazioni riscontrate.
- *Cromo VI*: rappresenta un parametro non particolarmente critico per i limiti più restrittivi previsti dal DM 127/2024. C'è solo un valore che supera il limite imposto dalla colonna 2 di 15 mg/kgss.
- *Zinco e Piombo e Mercurio*: per questi parametri sono stati riscontrati superamenti certi dei limiti più restrittivi previsti dal D.Lgs 152/2006; va però precisato che l'EoW non prevede limite per questi parametri.

4.1.2 COMPOSIZIONE MERCEOLOGICA AR

La composizione merceologica degli AR può variare a seconda delle modalità di raccolta, trattamento e separazione dei CDW. L'analisi delle principali componenti dei lotti di aggregati riciclati, è fatta ai sensi della UNI EN 933-11:2009 (Prove per determinare le caratteristiche geometriche degli aggregati - Parte 11: Prova di classificazione per i costituenti degli aggregati grossi riciclati) [2].

In particolare vengono misurati i materiali galleggianti (FL), e le frazioni delle componenti quali:

- X - Materiali coesivi (argilla e terra), miscele: metalli (ferrosi e non ferrosi), legno non galleggiante, plastica e gomma, opere in gesso (stucco, cartongesso...);
- Rc - Calcestruzzo, prodotti in calcestruzzo, malta. Parti di muratura in calcestruzzo;
- Ru - Aggregato non legato, pietre naturali. Aggregati legati con leganti idraulici;
- Rb - Parti di muratura in argilla (mattoni e tegole), parti in muratura di silicato di calcio, calcestruzzo aerato non galleggiante;
- Ra - Materiali bituminosi;
- Rg - Vetro.

Nel corso del triennio considerato sono state effettuate 68 analisi (18 nel 2022, 24 nel 2023 e 28 nel 2024). In Tabella 4.3 sono riportate le percentuali minime, massime e medie delle singole frazioni nei singoli anni. Il rispettivo database completo è consultabile nell'Allegato III del presente elaborato.

Tabella 4.3 – Percentuali minime, massime e medie delle diverse componenti nel triennio 2022-2024

		FL cm³/kg	X %	Rc %	Ru %	Rb %	Ra %	Rg %
2022	Min	0,0	0,0	35,3	3,6	31,1	0,0	0,0
	Max	0,0	0,0	59,3	14,2	55,7	2,4	0,0
	Media	0,0	0,0	48,1	8,6	43,1	0,2	0,0
2023	Min	0,0	0,0	35,3	3,6	21,9	0,0	0,0
	Max	0,5	0,1	67,9	35,3	55,7	2,4	0,5
	Media	0,0	0,0	55,6	11,3	32,6	0,6	0,0
2024	Min	0,0	0,0	50,2	8,2	26,8	0,3	0,0
	Max	0,0	0,0	59,4	13,9	40,2	1,8	0,5
	Media	0,0	0,0	54,3	11,2	33,7	0,8	0,0

Le principali componenti rilevate sono quelle in calcestruzzo, laterizi e aggregato non legato; in minor misura sono state riscontrate frazioni di materiali bituminosi. Nella Figura 4.6 sono riportate le distribuzioni delle tre principali componenti.

Si può notare come la percentuale maggiore presente negli AR sia rappresentata dalla frazione Rc- Calcestruzzo, prodotti in calcestruzzo, malta. Parti di muratura in calcestruzzo con lotti che presentano valori minimi pari al 35,3% e valori massimi pari a 67,9%.

La seconda componente merceologica preponderante è costituita dalla frazione di Rb - Parti di muratura in argilla (mattoni e tegole), parti in muratura di silicato di calcio, calcestruzzo aerato non galleggiante presente con valori minimi pari al 21,9% e massimi di 55,7%. Per migliorare la composizione e di conseguenza la qualità degli aggregati prodotti, l'azienda in questione sta installando una nuova tecnologia di selezione ottica in grado di separare la frazione di laterizi dalle restanti componenti. Tale upgrade impiantistico avverrà nell'ambito del progetto "CDW Circle - VALUE-ADDED RECYCLED MATERIALS FROM CONSTRUCTION AND DEMOLITION WASTE".

La terza frazione è rappresentata da Ru - Aggregato non legato, pietre naturali. Aggregati legati con leganti idraulici con valori percentuali minimi pari al 3,6% e massimi pari al 35,3%.

In minor misura con percentuali massime pari al 2,4% e talvolta completamente assenti, sono presenti frazioni Ra - Materiali bituminosi.

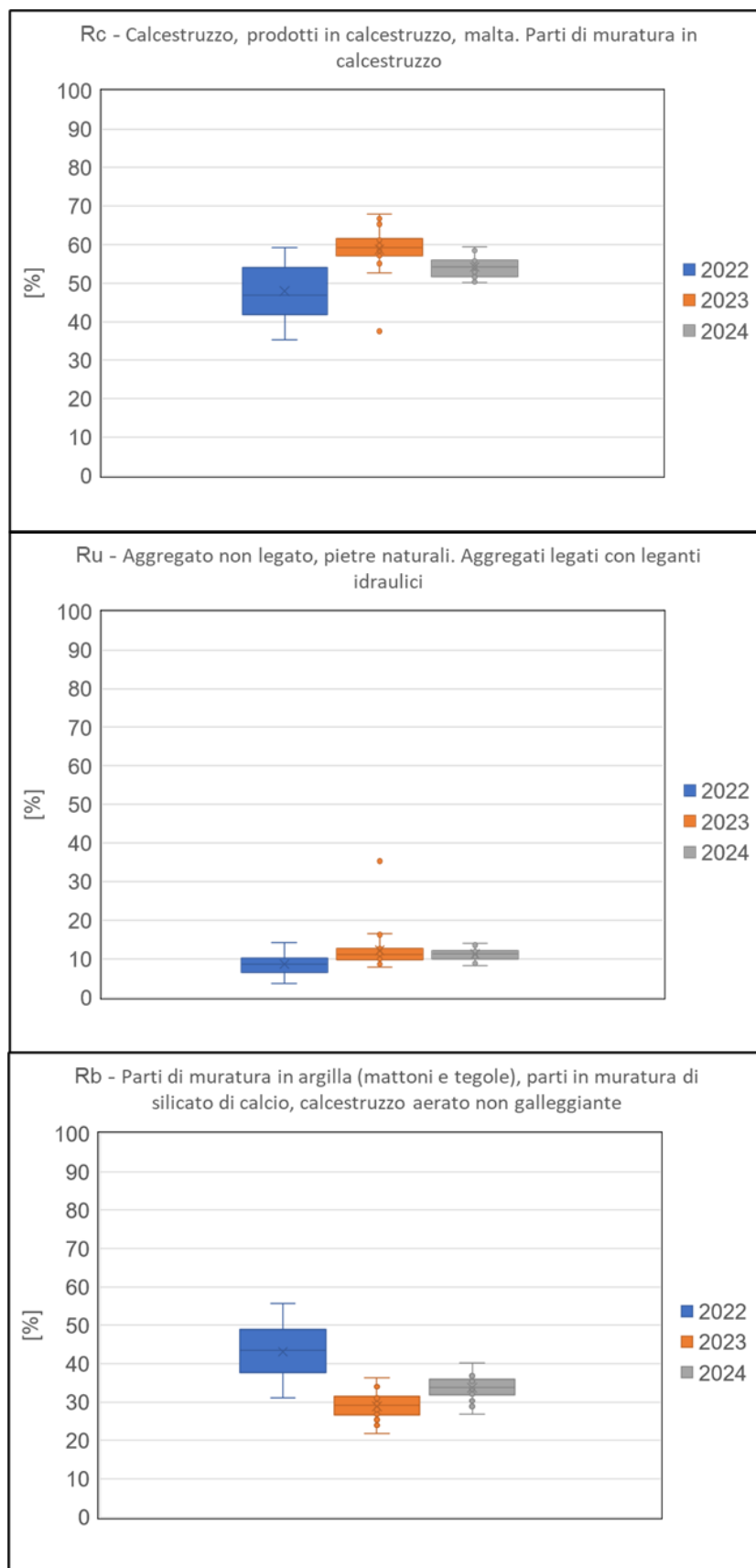


Figura 4.6 – Distribuzione percentuali delle principali componenti (Rc, Ru e Rb) nel periodo 2022-2024

4.1.3 COMPOSIZIONE CHIMICA AR

Nel corso del triennio considerato sono state effettuate 74 analisi riguardanti la composizione chimica dei lotti di AR prodotto (22 nel 2022, 26 nel 2023 e 26 nel 2024). Nella Tabella 4.4 sono riportati i risultati ottenuti dall'analisi dei certificati sugli AR relativi alla composizione chimica dei principali parametri (il set completo di dati è riportato nell'appendice). Il rispettivo database completo è consultabile nell'Allegato IV del presente elaborato.

Tabella 4.4 - Concentrazioni minime, massime e medie dei parametri ricercati nel triennio 2022-2024 (misure espresse in mg/kg_{ss})

	2022			2023			2024		
	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media
Cromo VI	0,1	0,1	0,1	0,1	1,0	0,1	0,1	0,3	0,1
Zinco	12,0	146,5	43,2	29,3	144,7	69,5	36,7	138,4	78,1
Cadmio	0,1	1,2	0,5	0,2	0,9	0,4	0,2	1,0	0,5
Nichel	3,1	75,8	18,9	9,6	51,2	19,7	10,1	22,5	16,1
Rame	4,0	49,9	21,1	13,3	68,7	32,4	12,0	87,2	38,3
Piombo	1,3	95,3	24,3	5,5	87,9	27,7	15,3	80,8	31,8
Cobalto	2,0	2,2	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
Cromo totale	3,9	46,8	19,6	9,0	143,4	36,6	16,1	116,9	37,0
Vanadio	2,4	39,9	21,7	6,5	57,5	30,8	19,1	43,0	28,9
Arsenico	2,0	10,2	4,5	2,0	14,5	5,5	2,0	10,3	5,4
Mercurio	0,1	0,9	0,2	0,1	1,0	0,3	0,1	0,9	0,4
Selenio	0,5	0,9	0,5	0,5	2,0	0,6	0,5	2,9	0,7
Antimonio	2,0	6,0	2,4	2,0	6,8	2,6	2,0	4,2	2,4
Idrocarburi C12-C40	30,0	49,7	36,7	30,0	49,8	42,0	30,0	49,3	44,7

Per quanto riguarda il periodo considerato, nessun analita ricercato risulta essere non conforme rispetto ai limiti imposti dal D.lgs. 152/06 e dal D.M. 127/2024. Si riporta in Figura 4.7 il grafico relativo alla concentrazione degli Idrocarburi C>12 con il valore limite del D.M. 127/2024.

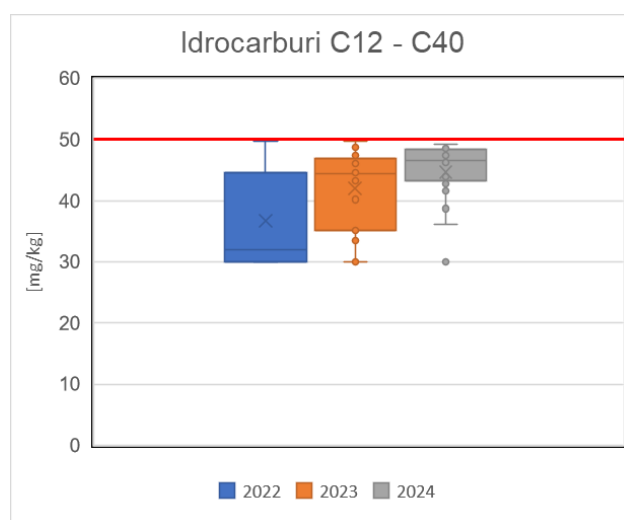


Figura 4.7 - Concentrazione di Idrocarburi C12-C40 negli AR nel triennio 2022-2024

Si può notare come, a differenza di quanto riscontrato nei CDW, le concentrazioni di idrocarburi pesanti riscontrate negli AR siano molto inferiori e sebbene siano prossime al limite più restrittivo previsto sono sempre inferiori ad esso.

4.1.4 TEST DI CESSIONE SUGLI AR

Nel corso del triennio considerato sono stati effettuati 548 test di cessione per verificare il rilascio dei lotti di AR prodotto (183 nel 2022, 174 nel 2023 e 191 nel 2024). In Tabella 4.3 vengono riportati i risultati dei dati ottenuti dalle rielaborazioni di 183 certificati di caratterizzazione relativi al test di cessione (i dati completi sono disponibili nell'appendice). Il rispettivo database completo è consultabile nell'Allegato V del presente elaborato.

Tabella 4.3 – Concentrazioni minime, massime e medie riscontrate nell'eluato relative al triennio 2022-2024

Parametri	Unità di misura	Limite DM 127/2024	2022			2023			2024		
			Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media
pH	-	5,5-12	8,21	11,89	10,42	6,78	11,97	9,65	6,75	11,93	9,66
Nitrati	[mg/l]	50	3,20	43,70	12,64	5,00	47,20	7,20	5,00	20,20	5,62
Fluoruri	[mg/l]	1,5	0,10	1,49	0,33	0,10	1,48	0,48	0,10	1,46	0,43
Solfati	[mg/l]	750	6,50	242,7	56,28	25,0	246,8	43,27	25,0	246,0	34,61
Cloruri	[mg/l]	750	10,0	35,50	10,84	10,0	41,10	11,17	10,0	67,40	11,10
Cianuri	[µg/l]	50	10,0	10,00	10,00	10,0	10,00	10,00	10,0	10,00	10,00
Bario	[mg/l]	1	0,10	0,67	0,11	0,10	0,46	0,11	0,10	0,22	0,10
Rame	[mg/l]	0,05	0,01	0,19	0,03	0,01	0,05	0,02	0,01	0,05	0,02
Zinco	[mg/l]	3	0,10	1,43	0,12	0,10	0,14	0,10	0,10	0,17	0,10
Berillio	[µg/l]	10	1,00	1,20	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Cobalto	[µg/l]	250	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00
Nichel	[µg/l]	10	1,00	9,60	3,81	1,00	9,80	2,58	1,00	9,80	2,33
Vanadio	[µg/l]	250	5,00	49,10	21,40	5,00	135,5	20,73	5,00	56,00	18,27
Arsenico	[µg/l]	50	3,20	33,10	6,64	5,00	22,30	7,92	5,00	10,40	5,24
Cadmio	[µg/l]	5	0,20	1,10	0,51	0,50	0,80	0,50	0,50	0,50	0,50
Cromo tot	[µg/l]	50	5,00	49,60	31,23	5,00	49,80	23,14	5,00	49,90	23,77
Piombo	[µg/l]	50	5,00	22,70	5,58	5,00	31,70	5,48	5,00	20,00	5,25
Selenio	[µg/l]	10	1,00	14,20	2,90	1,00	9,80	2,98	1,00	9,80	1,92
Mercurio	[µg/l]	1	0,50	1,50	0,51	0,50	0,50	0,50	0,50	0,60	0,50
COD	[mg/l]	30	5,00	29,50	22,14	5,00	29,20	16,65	5,00	29,80	19,80

Dall'analisi del database completo si osserva che in quasi tutti i certificati analizzati le concentrazioni dei parametri sono al di sotto dei limiti. Fanno eccezione:

- Rame: 2 campioni;

- Selenio e Mercurio: 1 campione.

I valori che superano il limite sono outlier (ossia valori anomali) rispetto alle concentrazioni comunemente riscontrate.

Nelle Figure 4.8 e 4.9 vengono mostrati i risultati grafici per i parametri Rame e Selenio per i quali è stato superato il limite stabilito dal D.M. 127/2024; si nota che questi superamenti, avvenuti nel 2022 sono degli outlier mentre negli anni 2023 e 2024 i limiti sono sempre stati rispettati

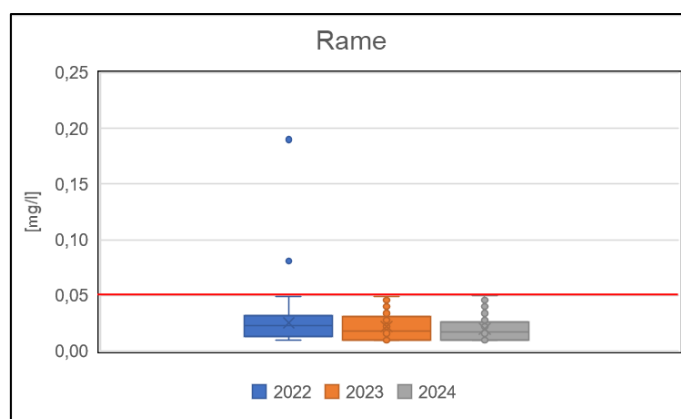


Figura 4.8 - Concentrazione Rame negli eluati da AR nel triennio 2022-2024

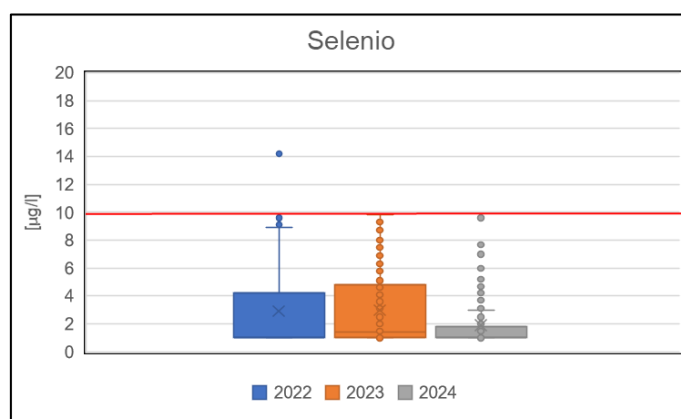


Figura 4.9 - Concentrazione di Selenio negli eluati e rispettivo limite stabilito dal D.M. 127/2024

La Figura 4.10 mostra i grafici per alcuni parametri ritenuti significativi, anche se in nessun caso si è verificato il superamento del limite e per il triennio considerato si può notare come la media e la mediana siano ben al di sotto dei limiti stabiliti.

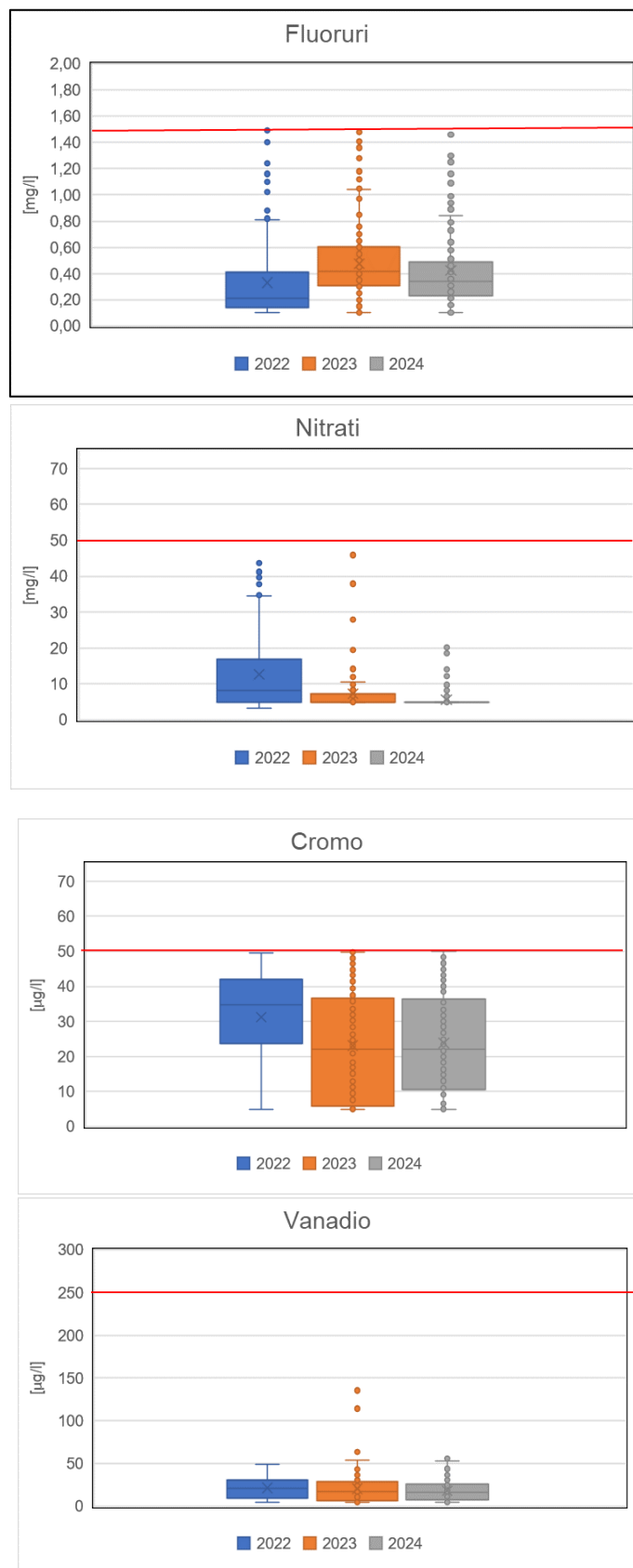


Figura 4.10 - Concentrazione di Fluoruri, Nitrati, Cromo e Vanadio negli eluati e rispettivo limite stabilito dal D.M. 127/2024

Nella Figura 4.11 è riportata la distribuzione dei valori del pH e delle concentrazioni di COD riscontrate negli eluati; questi risultano quasi nella totalità dei casi basici e rispettano il limite di 30 mg/l imposto sul COD, unica misura della sostanza organica presente in essi.

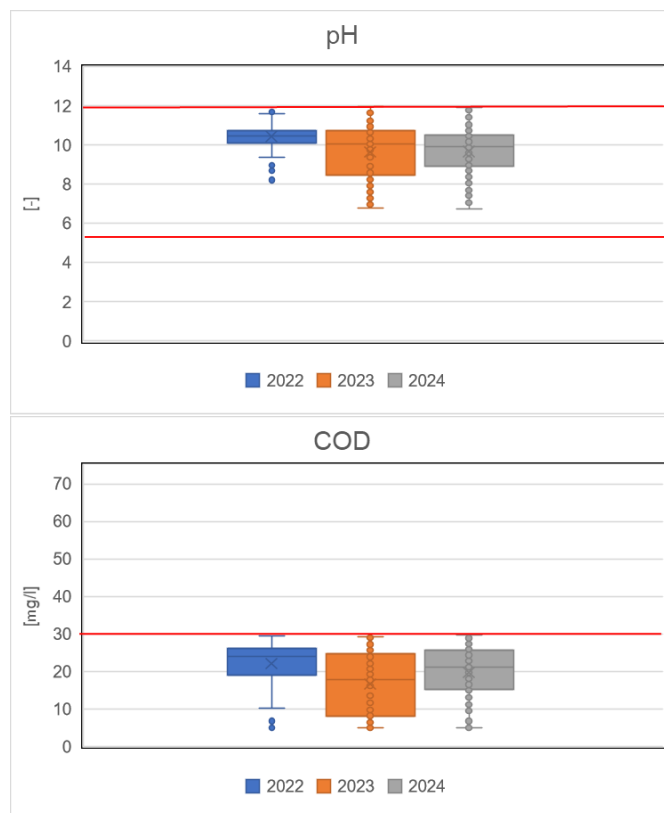


Figura 4.11 - Valori di pH e concentrazioni di COD negli eluati e rispettivo limite stabilito dal D.M. 127/2024

4.2 SCORIE DI ACCIAIERIA

Per quanto riguarda le scorie di acciaieria, i dati esaminati, forniti da un'azienda operante nel settore, riguardano la composizione chimica espressa in percentuale degli ossidi degli elementi e la caratterizzazione degli eluati. Il periodo temporale analizzato copre il quinquennio 2017-2021.

4.2.1 COMPOSIZIONE CHIMICA

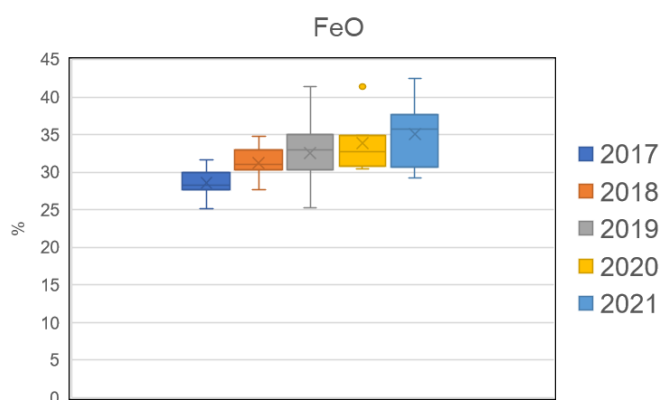
In Tabella 4.4 sono riportate le elaborazioni eseguite su 69 analisi chimiche relative alla composizione della scoria di acciaieria nel periodo 2017-2021, con particolare attenzione ai valori percentuali dei principali ossidi che la costituiscono. Per ciascun ossido identificato, sono stati indicati i valori minimi e massimi rilevati nelle diverse misurazioni, al fine di fornire un quadro completo e dettagliato delle variazioni composizionali presenti nel materiale analizzato. Il rispettivo database completo è consultabile nell'Allegato VI del presente elaborato.

Questi dati rappresentano un elemento chiave per la caratterizzazione chimica della scoria e per eventuali valutazioni riguardanti il suo utilizzo o trattamento.

Tabella 4.4 - Composizione minima, massima e media dei principali ossidi presenti nella scoria nel periodo 2017-2021 (misure espresse in %)

		FeO	CaO	Al ₂ O ₃	MgO	SiO ₂
2017	Min	25,2	24,29	9,08	2,26	11,9
	Max	31,63	28,25	12,6	3,44	14,25
	Media	28,57	26,85	10,84	2,89	13,12
2018	Min	27,64	21,2	8,68	2,36	9,6
	Max	34,75	28,16	11,55	8,28	14,45
	Media	31,25	24,70	9,79	3,20	12,05
2019	Min	25,27	20,82	8,3	2,59	8,5
	Max	41,42	32,65	14,3	8,28	13,93
	Media	32,57	23,97	10,20	3,59	11,57
2020	Min	30,46	22,44	7,73	2,9	9,56
	Max	41,39	25,93	10,4	3,35	13,47
	Media	33,87	23,95	9,39	3,17	10,93
2021	Min	29,27	22,43	8,16	2,11	9
	Max	42,49	26,54	12,85	3,59	13,9
	Media	35,06	24,185	10,96333	3,075	11,52

Secondo le caratterizzazioni chimiche fornite, la scoria è principalmente composta da FeO, CaO, SiO₂, Al₂O₃ e in misura minore da MgO; in Figura 4.12 sono riportate le percentuali di tali ossidi. La posizione della composizione chimica dei componenti principali in forma di ossidi (CaO+MgO - SiO₂ + Al₂O₃ - FeO + MnO) risulta all'interno dell'area del diagramma ternario tipica della composizione chimica delle scorie nere derivanti dalla fusione di acciaio al carbonio per mezzo di forno ad arco elettrico (EAF-C); tale conformità viene verificata annualmente mediante analisi *sameness*.



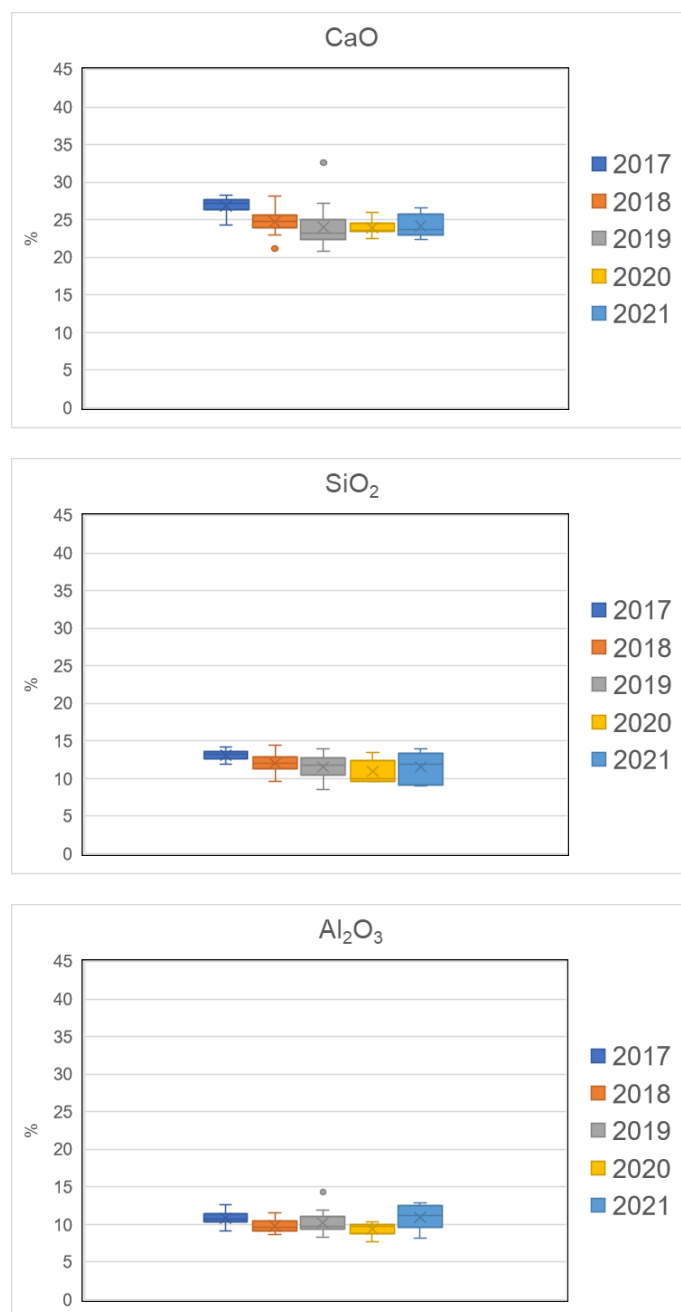


Figura 4.12 –Percentuali dei principali ossidi costituenti nella scoria di acciaieria

4.2.2 TEST DI CESSIONE

L'azienda ha inoltre fornito lo storico di analisi sugli eluati ottenuti dai test di cessione, secondo la UNI EN 12457:2, eseguiti sui singoli lotti nel quinquennio 2017-2021 (2017 n. certificati 21, 2018 n. certificati 23, 2019 n. certificati 21, 2020 n. certificati 6, 2021 n. certificati 6). In Tabella 4.5 sono riportati i valori minimi e massimi riscontrati, mentre il database completo è riportato nell'allegato VII.

Tabella 4.5 - Concentrazioni minime, massime e medie riscontrate nell'eluato ottenuto da scorie di acciaieria

Parametro	U.d.M.	Min	Max	Media
Nitrati	mg/l	0,5	2,3	0,59
Fluoruri	mg/l	0,07	1,06	0,16
Cloruri	mg/l	0,5	4	1,44
Solfati	mg/l	0,7	7,9	1,47
Cianuri	µg/l	10	10	10,00
Bario	mg/l	0,1	0,5	0,29
Rame totale	mg/l	0,001	0,026	0,01
Zinco	mg/l	0,001	0,1	0,01
Berillio	µg/l	5	5	5,00
Cobalto	µg/l	10	10	10,00
Nichel	µg/l	5	5	5,00
Vanadio	µg/l	14	176	119,90
Arsenico	µg/l	10	10	10,00
Cadmio	µg/l	3	3	3,00
Cromo totale	µg/l	5	10	5,43
Piombo	µg/l	5	44	6,19
Selenio	µg/l	5	5	5,00
Mercurio	µg/l	0,1	0,1	0,10
Amianto	mg/l	-	-	-
COD	mg/l	1	36	6,51
pH	-	10	11,6	11,22

I dati completi mostrano che le concentrazioni rilevate nell'eluato sono inferiori ai limiti previsti dal D.M. 186/2006, fatta eccezione per la concentrazione di COD in un lotto successivamente smaltito in discarica, che è risultata pari a 36 ± 7 mg/l (superiore al limite di 30 mg/l). Peraltro, molti dei parametri analizzati presentano concentrazioni inferiori ai limiti di rilevabilità strumentale. In figura 4.13 sono riportate le concentrazioni dei parametri risultati più frequentemente rilevabili nell'eluato, ossia Fluoruri, Bario, Vanadio e COD.

Nelle recenti linee guida della Regione Lombardia, tali parametri appartengono al gruppo B "sostanze che non presentano particolare rilevanza tossicologica" dei parametri da monitorare negli eluati; per quanto riguarda le concentrazioni dei parametri appartenenti al gruppo A, ovvero quelle sostanze ritenute di particolare rilevanza per la salute e l'ambiente (in particolare cancerogeni e mutageni), sono sempre risultate inferiori ai limiti previsti e, nella maggior parte delle analisi, inferiori ai limiti di rilevabilità strumentale.

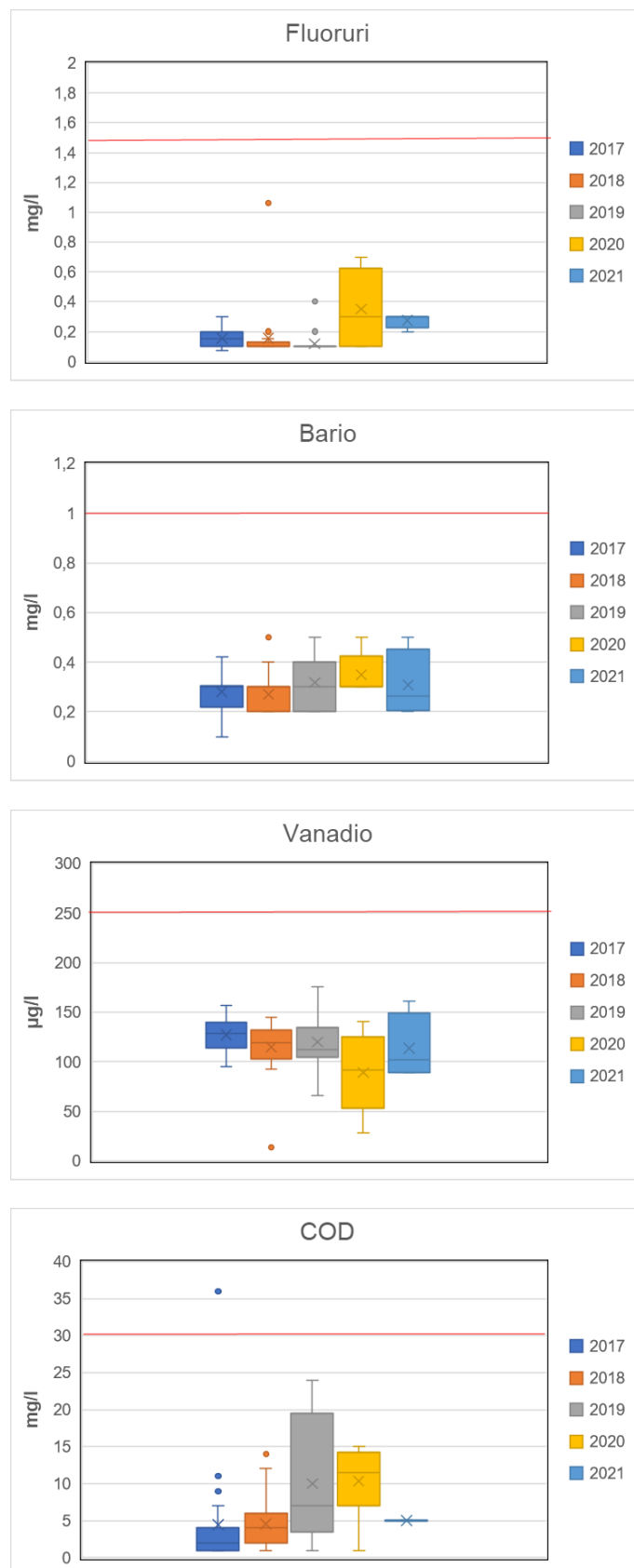


Figura 4.13 - Concentrazione di Fluoruri, Bario Vanadio e COD negli eluati e rispettivi stabili dal D.M. 186/2006

4.3 SABBIE DI FONDERIA

I dati riguardanti la composizione chimica e la caratterizzazione chimica degli eluati delle sabbie di fonderia sono stati recuperati nell'ambito del progetto finanziato da Fondazione Cariplo "New recycling processes for the foundry sands".

4.2.1 COMPOSIZIONE CHIMICA

In Tabella 4.6 sono riportati gli intervalli di variazione delle concentrazioni chimiche rilevate nei campioni di sabbie di fonderia analizzati. I valori presentati rappresentano le quantità dei principali elementi e composti chimici individuati attraverso tecniche analitiche standardizzate, fornendo un quadro dettagliato della composizione chimica di ciascun campione. Il rispettivo database completo è consultabile nell'Allegato VIII del presente elaborato. Tali dati risultano fondamentali per valutare le caratteristiche fisico-chimiche delle sabbie e per individuare eventuali parametri critici utili nella gestione ambientale dei materiali residui.

Tabella 4.6 - Numero di dati e intervallo di concentrazioni riscontrate (concentrazioni espresse in mg/kg_{ss})

Parametro	N. analisi	Intervallo
Arsenico	37	0,53 - <15
Bario	16	<5 - 991
Cadmio	37	0,17 - <11
Cobalto	29	0,62 - 21
Cromo totale	36	1 -22.206
Cromo VI	37	<0,1 - <10
Mercurio	34	0,16 - <5
Molibdeno	17	1,7 - 50
Nichel	37	<1 - 222
Piombo	37	<1 - 194
Rame	37	<1 - 3.234
Vanadio	13	0,9 - 45
Zinco	37	<1 - 928
Benzene	2	0,712 - 0,88
Toluene	2	1,66 - 1,7
Fenoli totali	30	0,7 -82
Oli minerali	9	<10 - 1.350
Idrocarburi Leggeri C≤ 12	9	7,3 - <100
Idrocarburi pesanti C> 12	17	40 - 570

Si può notare come i parametri ricercati presentino concentrazioni molto variabili; ciò può dipendere sia dalla modalità di formatura impiegata, dal tipo di lega lavorata ma anche dalla strumentazione impiegata dai laboratori che hanno eseguito le analisi. Si può notare infatti come alcuni di questi impieghino strumentazione con un limite di quantificazione elevato che porta ad avere valori non definiti come estremo superiore delle concentrazioni riscontrate.

4.2.2 TEST DI CESSIONE

In Tabella 4.7 sono riportate la concentrazione minima e massima rilevate negli eluati ottenuti mediante test di cessione eseguiti su campioni di sabbie di fonderia. Il rispettivo database completo è consultabile nell'Allegato IX del presente elaborato.

Tabella 4.7 - Concentrazioni minime, massime e medie riscontrate nell'eluato ottenuto da sabbie di fonderia

Parametro	U.d.M.	Min	Max	Media
Nitrati	mg/l	2,48	29,8	4,5
Fluoruri	mg/l	0,22	75,3	3,6
Cloruri	mg/l	0,10	15,4	11,9
Solfati	mg/l	17,60	198,0	68,7
Cianuri	µg/l	5,00	30,0	12,3
Bario	mg/l	0,00	1,00	0,1
Rame totale	mg/l	0,00	0,10	0,0
Zinco	mg/l	0,00	2,58	0,3
Berillio	µg/l	0,09	5,00	1,6
Cobalto	µg/l	0,21	100,00	27,2
Nichel	µg/l	0,24	300,00	43,2
Vanadio	µg/l	0,36	64,00	15,8
Arsenico	µg/l	0,74	10,00	5,0
Cadmio	µg/l	0,08	10,00	1,2
Cromo totale	µg/l	0,30	36,00	8,7
Piombo	µg/l	0,26	100,00	9,9
Selenio	µg/l	0,86	10,00	3,0
Mercurio	µg/l	0,03	1,00	0,4
Amianto	mg/l	0,00	5,00	,02
COD	mg/l	10,70	792,00	77,9
pH	-	6,21	11,00	8,3

La maggior parte dei parametri risulta entro i limiti legislativi. Tuttavia, alcuni parametri hanno superato i valori limite; tra questi, quattro sono risultati frequentemente oltre i limiti: fluoruri, rame, nichel e COD.

Nella Figura 4.14 sono riportate le distribuzioni delle concentrazioni dei principali parametri, distinguendo tra i campioni derivanti da processi di formatura a verde e a resina. Si possono notare concentrazioni maggiori negli eluati ottenuti da campioni di sabbie esauste derivanti da processi con formatura a resina, in particolare per i parametri COD e Nickel.

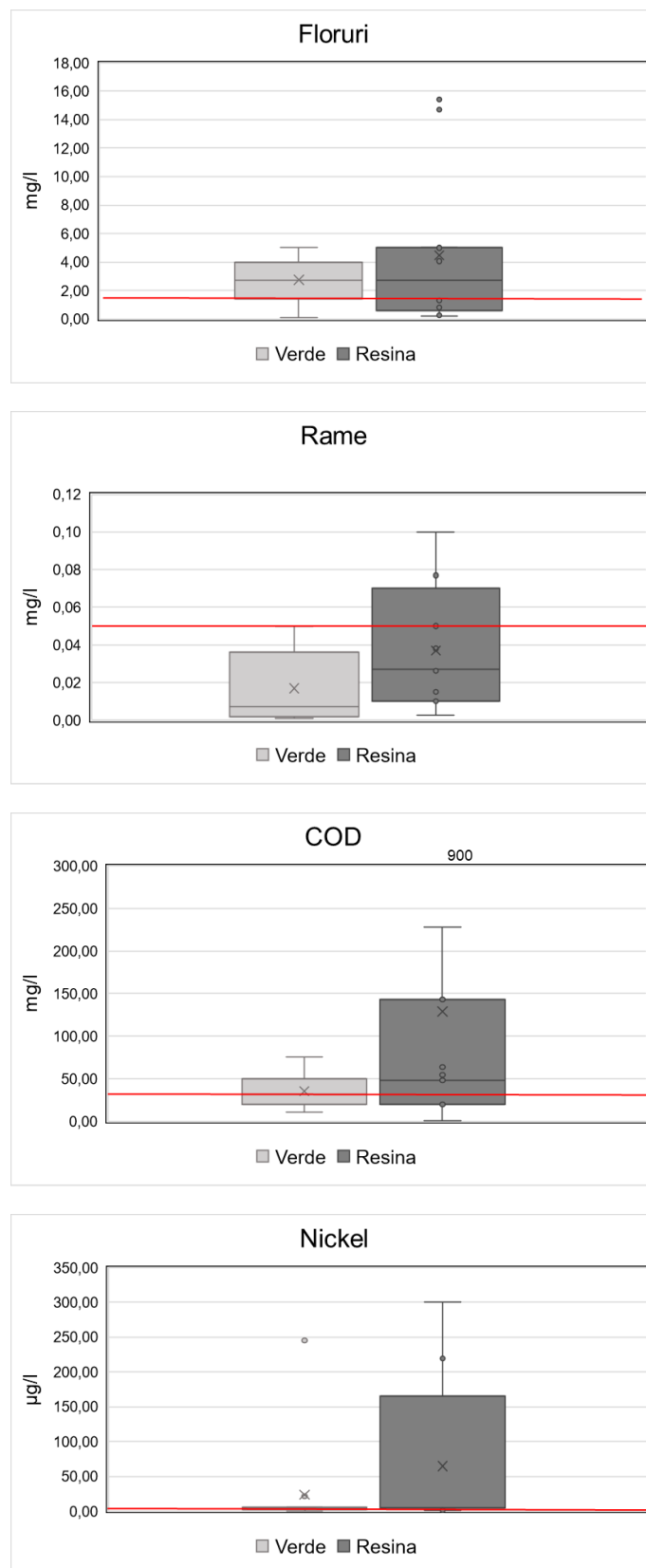


Figura 4.8 - Concentrazione di Fluoruri, Rame, COD e Nickel negli eluati e rispettivi stabili dal D.M. 186/2006

4.4 CALCOLO DELL'UCL

Per i parametri considerati sono stati calcolati l'UCL 95% (Upper Confidence Limit 95%) delle concentrazioni in eluato, come riportato dalle linee guida APAT. L'Upper Confidence Limit al 95% è un valore statistico utilizzato per stimare un limite superiore con un livello di confidenza del 95% per una media o un'altra misura statistica calcolata su un set di dati campionari.

In Tabella 4.8 si riportano i valori degli UCL 95% ottenuti da analisi statistiche eseguite sulle concentrazioni riscontrate negli eluati.

Tabella 4.8 - UCL 95% calcolato per i tre materiali considerati

Parametro	U.d.M.	AR	EAFS	WFS
Nitrati	mg/l	9,83	0,64	15,62
Fluoruri	mg/l	0,46	0,24	5,367
Cloruri	mg/l	11,34	1,70	17,31
Solfati	mg/l	53,21	1,60	100,5
Cianuri	µg/l	-	-	16,74
Bario	mg/l	0,11	0,31	0,331
Rame totale	mg/l	0,03	0,01	0,0428
Zinco	mg/l	0,11	0,02	0,97
Berillio	µg/l	1,00	-	3,67
Cobalto	µg/l	-	-	79,54
Nichel	µg/l	3,32	-	122,90
Vanadio	µg/l	22,72	124,50	26,13
Arsenico	µg/l	6,79	-	8,167
Cadmio	µg/l	0,51	-	1,956
Cromo totale	µg/l	28,82	5,72	14
Piombo	µg/l	5,56	7,21	19,58
Selenio	µg/l	3,04	-	3,887
Mercurio	µg/l	0,51	-	0,705
COD	mg/l	20,96	10,22	342,4
pH	-	9,99	11,28	8,991

Per alcuni dati non è stato possibile calcolare l'UCL in quanto tutti i valori riscontrati sono risultati inferiori al limite di quantificazione strumentale. Il valore dell'UCL 95% verrà poi utilizzato come base di partenza per lo sviluppo dell'analisi di rischio sito-specifica.

5 CAMPAGNE SPERIMENTALI E APPLICAZIONE DI ANALISI DI RISCHIO SITO-SPECIFICA A CASI STUDIO

Questo capitolo è diviso in tre parti. La prima parte descrive i risultati di una campagna sperimentale effettuata nell'ambito del progetto Cariplo - New Recycling process for foundry sands con particolare attenzione ai risultati ottenuti mediante l'esecuzione di saggi di ecotossicità. La seconda parte illustra la campagna sperimentale riguardante le scorie di acciaieria, e i risultati ottenuti sottoponendole a diversi test di cessione e saggi di ecotossicità. Infine la terza parte descrive l'applicazione dell'analisi del rischio sito-specifica in casi studio concreti relativi al recupero di rifiuti industriali in diversi scenari; verranno presentati i dettagli metodologici e i risultati delle analisi condotte, illustrando come l'approccio sito-specifico possa supportare decisioni informate nella gestione dei rifiuti industriali e contribuire a una più ampia applicazione dei principi di sostenibilità ambientale.

Le attività sperimentali sono state condotte sia presso i laboratori interni dell'Università degli Studi di Brescia sia presso laboratori esterni accreditati, a seconda della tipologia di analisi richiesta. In particolare, per le attività relative al progetto Cariplo, i campionamenti e i test di cessione sono stati eseguiti personalmente, mentre le analisi di ecotossicità sono state condotte presso il laboratorio interno B+LabNet sotto la guida della Dr.ssa Alias Carlotta. Per quanto riguarda la campagna descritta al punto 5.2, sia i test di cessione sia quelli di ecotossicità sono stati eseguiti presso laboratori esterni specializzati. I campionamenti, invece, sono stati realizzati da un tecnico specializzato alla mia presenza, al fine di garantire l'accuratezza del processo. In relazione all'analisi di rischio, i dati necessari sono stati forniti dal Gruppo Gatti S.p.A., mentre i calcoli del rischio sono stati eseguiti utilizzando un foglio di calcolo sviluppato in conformità alle linee guida illustrate nel paragrafo 2.4. Tali calcoli sono stati successivamente verificati attraverso l'impiego del software validato Risknet, assicurando così la robustezza e l'affidabilità dei risultati ottenuti. Nel corso delle tre campagne di studio, sono state effettuate numerose visite tecniche e sopralluoghi mirati, con l'obiettivo di approfondire le diverse tematiche trattate e di verificare in situ la coerenza e l'affidabilità dei dati raccolti.

5.1 CAMPAGNA SPERIMENTALE 1: PROGETTO CARIPLO - NEW RECYCLING PROCESS FOR FOUNDRY SANDS

Nell'ambito del progetto sono stati prelevati 39 campioni di terre esauste da fonderie situate nella regione Lombardia. Contestualmente sono state raccolte informazioni tramite dei questionari circa i processi produttivi, le tipologie di sabbie utilizzate e la loro attivazione. Alcune delle fonderie coinvolte, hanno fornito analisi chimiche e degli eluati prodotti tramite test di cessione relativi alle sabbie esauste generate. Sulla base delle informazioni raccolte sono stati selezionati 25 campioni di sabbie esauste che sono stati sottoposti a test di cessione e gli eluati così ottenuti sono stati utilizzati per lo svolgimento di test di ecotossicità.

5.1.1 TEST DI CESSIONE

I test di cessione (anche denominati "di lisciviazione") sono stati eseguiti secondo la normativa UNI EN 12457-2:2004 per ottenere eluati acquosi dei campioni raccolti, a seguito di agitazione continua del campione solido in un liquido lisciviante. Il rapporto tra liquido (acqua distillata) e solido (sostanza secca in esame) richiesto dalla norma è di 10 L/kg. Inoltre, la norma prevede che le particelle solide abbiano dimensioni inferiori ai 4 mm, con o senza riduzione delle dimensioni. Nel presente lavoro non è stato necessario procedere a riduzione granulometrica dei campioni.

La massa della prova non essiccata M_W da sottoporre al test è stata determinata mediante la seguente formula:

$$M_W = 100 \times \frac{M_D}{DR}$$

dove:

- M_D è la massa della porzione di prova essiccata (kg)
- DR è il rapporto del contenuto di sostanza secca (%)

All'interno di una bottiglia è stata quindi collocata la porzione di prova non essiccata M_W e ad essa è stata aggiunta la quantità di lisciviante (L) pari a:

$$L = \left(10 - \frac{MC}{100}\right) \times M_D$$

dove:

- L è il volume dell'agente lisciviante utilizzato
- M_D è la massa della porzione di prova essiccata (kg)
- MC è il rapporto del contenuto di umidità (%)

in modo tale che si formi un rapporto liquido/solido pari a 10 L/kg \pm 2%. L'agente lisciviante utilizzato nella norma europea è l'acqua distillata. È stato effettuato lo stesso procedimento per i 25 campioni prelevati.

Successivamente, le bottiglie, contenenti ognuna la massa della prova non essiccata di un singolo campione, unitamente alla quantità di lisciviante calcolato, sono state collocate nel dispositivo di agitazione Rotax per $24 \pm 0,5$ ore a 10 giri/min. Terminato il periodo di rotazione, le bottiglie sono state estratte dal macchinario lasciando decantare la soluzione per 15 ± 5 min. I test di cessione sono stati condotti ad una temperatura di 20 ± 5 °C.

La soluzione così ottenuta è stata filtrata tramite un dispositivo di filtrazione sottovuoto munito di membrana di cellulosa con pori di $0,45 \mu\text{m}$. In alcuni casi è stato necessario centrifugare i campioni a 6000 rpm per 20 minuti (Figura 5.1), al fine di permettere alla soluzione una prima separazione dai solidi più pesanti e una così successiva filtrazione più agevole.

Parallelamente ai test di cessioni sui campioni sono state effettuate anche le prove in bianco, dove 0,95 L di lisciviante sono stati sottoposti agli stessi procedimenti a cui sono stati sottoposti i campioni per verificare il possibile rilascio di inquinanti da parte dei dispositivi utilizzati durante il test. Successivamente al processo di filtrazione, sono stati ottenuti 25 eluati (Figura 5.2), uno per ogni campione.

Per una prima caratterizzazione degli eluati, subito dopo la filtrazione, sono stati misurati pH e conducibilità elettrica tramite l'utilizzo di appropriate sonde. Il pHmetro è uno strumento che misura i valori di pH per via elettrica sfruttando il potenziale creato dalla differenza di concentrazione di ioni idrogeno su due lati di una membrana di vetro. Il conduttimetro, invece, restituisce il valore di conduttanza applicando una tensione nota ai capi di due elettrodi e misurando la corrente generata.



Figura 5.1 - A sinistra dispositivo di centrifugazione, a destra precipitazione dei solidi (evidenziati in giallo)



Figura 5.2 - Eluati

Sono state successivamente preparati eluati con 20 L/kg, 40 L/kg, 80 L/kg e 160 L/kg rapporto liquido/solido, corrispondenti a concentrazioni nominali di 50 g/l, 25 g/l, 12,5 g/l e 6,25 g/l. Tali campioni sono stati sottoposti alle medesime operazioni sopra descritte.

5.1.2 TEST DI IMMOBILIZZAZIONE DI *DAPHNIA MAGNA*

Il saggio, descritto dalla norma UNI EN ISO 6341:2013, consente di determinare l'inibizione della mobilità della *Daphnia magna* Straus (Figura 5.3) (Cladocera, Crustacea) causata da campioni acquosi (matrici acquose o estratti da matrici solide).



Figura 5.3 - Daphnia magna

Per lo svolgimento dei test, sono stati utilizzati organismi giovani provenienti da forme criptobiotiche (efippi) presenti nel kit Daphtoxkit F (Ecotox).

Gli efippi sono stati lavati sotto acqua corrente (Figura 5.4) e poi inseriti in una piastra Petri con 15 mL di soluzione standard (preparata secondo ISO 6341).



Figura 5.4 - Lavaggio degli efippi

Per ottenere la schiusa degli efippi è stato necessario incubarli a 21 ± 1 °C sotto illuminazione continua (6000 lux) per 72 ore. Prima dell'inizio del test, è stato necessario alimentare i daphnidi neonati mediante alga spirulina (*Arthrospira platensis*).

Al fine di mettere in contatto i daphnidi con gli eluati è stata necessaria una piastra multipozzetto (Figura 5.5), costituita da 6 righe con 5 pozzetti da 10 mL ciascuna. La prima riga è stata utilizzata per le repliche del controllo negativo, le 5 righe successive sono state utilizzate per i diversi eluati da analizzare. Nella prima colonna a sinistra di ogni riga sono poi stati trasferiti, dalla piastra Petri, 20 daphnidi; in seguito, prelevando gli organismi nel pozzetto di sinistra, sono stati trasportati 5 daphnidi in ognuno dei 4 pozzetti rimasti. Al termine del trasferimento, la piastra è stata chiusa per evitare eccessiva evaporazione dei campioni ed è stata incubata al buio, a 21 ± 1 °C.



Figura 5.5 – Esempio di una piastra multipozzetto con eluati

Dopo 24 e 48 ore, è stato eseguito il conteggio degli organismi eventualmente immobilizzati da ciascun campione. Per i campioni risultati tossici (immobilizzazione superiore al 10%), sono state testate le diverse concentrazioni prodotte tramite test di cessione per permettere il calcolo della concentrazione efficace sul 50% della popolazione esposta (EC_{50}), tramite regressione probit con intervallo di confidenza al 95% (IC_{95}).

I campioni che mostrano un effetto superiore al 10% (soglia arbitraria di tossicità) sono stati ulteriormente testati per la determinazione dell' EC_{50} mediante diluizioni seriali a concentrazioni nominali di 50, 25, 12,5, 6,25 g/l.

5.1.5.2 INDICE INTEGRATO DELLA BATTERIA DI TEST DI TOSSICITÀ

L'" Toxicity Test Battery Integrated Index " (TBI) (ISPRA, 2011; Manzo et al., 2014) ha classificato gli eluati non diluiti in classi di rischio ecotossicologico (da "assente" a "molto alto"). La scala di tossicità è stata utilizzata per classificare i campioni in base al livello di rischio ecotossicologico.

5.1.3 TEST DI INIBIZIONE DELLA CRESCITA DI *PSEUDOKIRCHNERIELLA SUBCAPITATA*

Il saggio, descritto dalla norma ISO 8692:2012, consente di valutare l'inibizione della crescita della *Pseudokirchneriella subcapitata* (Cloroficea) (Figura 5.6) a seguito dell'esposizione a matrici acquose.

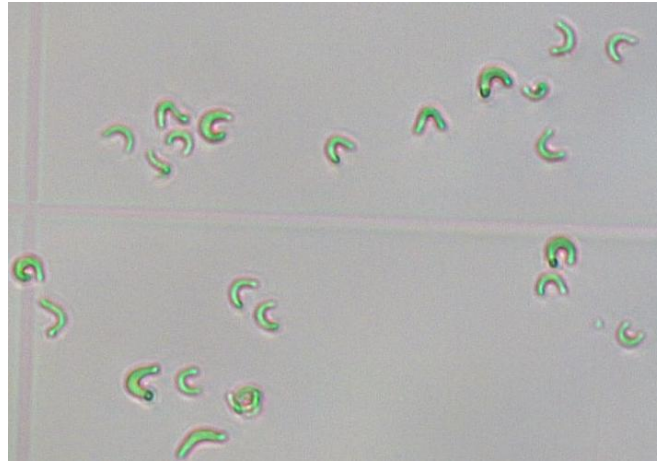


Figura 5.6 - Pseudokirchneriella subcapitata

La concentrazione cellulare è stata determinata tramite la misura della densità ottica (DO) dei campioni alla lunghezza d'onda di 690 nm. Per fare questo è stata costruita una retta di calibrazione a 6 punti ($1 \times 10^4 - 1 \times 10^7$ cellule/mL).

Il saggio algale è stato allestito a partire da cellule algali contenute in sferule di alginato opportunamente de-immobilizzate. La densità cellulare della coltura concentrata ottenuta è stata quantificata mediante conteggio manuale con camera Burkner. 2 mL di ciascun campione testato è stato inoculato con una sospensione algale alla concentrazione di 10^4 cellule/mL. I campioni inoculati sono stati successivamente incubati a 23 ± 1 °C per 72 ore, in agitazione continua (100 rpm) e sottoposti ad un'illuminazione di 10000 lux. Il saggio è stato eseguito in quadruplicato ed è stato utilizzato il mezzo di crescita algale come controllo negativo.

Dopo 24, 48 e 72 ore di incubazione è stato misurato il tasso di crescita algale per ciascun campione sulla base della lettura della densità ottica a 690 nm, tramite la seguente formula:

$$\mu = \frac{\ln n_f - \ln n_0}{t_f - t_0}$$

dove:

- μ : tasso di crescita;
- t_0 : tempo iniziale;
- t_f : tempo finale;
- n_0 : densità algale iniziale;
- n_f : densità algale finale.

L'inibizione percentuale della crescita algale è stata calcolata mediante la seguente formula:

$$I_{\mu i} = \frac{\mu_c - \mu_i}{\mu_c} \times 100$$

dove:

- $I_{\mu i}$: inibizione della crescita;
- μ_c : tasso di crescita medio del controllo;
- μ_i : tasso di crescita medio per la concentrazione i-esima.

Il test è valido se il tasso di crescita medio nel controllo negativo è di almeno 1,4/giorno e il coefficiente di variazione del tasso di crescita nei replicati di controllo non supera il 5%.

I campioni che mostrano un effetto superiore al 30% (soglia arbitraria di tossicità) sono stati ulteriormente testati per la determinazione dell'EC50 mediante diluizioni seriali a concentrazioni nominali di 50, 25, 12,5, 6,25 g/l.

5.1.4 SAGGIO DI INIBIZIONE DELLA BIOLUMINESCENZA DI ALIIVIBRIO FISCHERI

La tossicità per i batteri bioluminescenti *Aliivibrio fischeri* è stata misurata utilizzando il test di tossicità Microtox, in conformità con la procedura standard (EN ISO 11348-3, 2018). In una prima fase, è stato eseguito il test di screening all'81,9% su eluatinon diluiti. Successivamente, i campioni che mostravano un effetto superiore al 30% (valore soglia arbitrario di tossicità) sono stati sottoposti a ulteriori test per la determinazione della EC₅₀ tramite diluizioni seriali a concentrazioni nominali di 50, 25, 12,5 e 6,25 g/l. Il diluente Microtox (2% NaCl) è stato utilizzato come controllo negativo.

La diminuzione della luminescenza è stata valutata dopo 5, 15 e 30 minuti di esposizione utilizzando un analizzatore di tossicità Microbics Model 500, seguendo le istruzioni del produttore (Microbics Corporation). I risultati sono stati espressi come percentuale di inibizione della bioluminescenza rispetto al controllo e, quando possibile, come concentrazione efficace al 50% (EC₅₀), calcolata tramite regressione probit con un intervallo di confidenza (CI) del 95%.

5.1.5 SISTEMI DI CLASSIFICAZIONE DELL'ECOTOSSICITÀ

Per ottenere una valutazione completa dei campioni, è stato implementato un approccio integrato di classificazione della tossicità. Sono stati applicati e confrontati tre diversi sistemi. Di seguito viene fornito un breve riassunto di ciascuna metodologia.

5.1.5.1 SISTEMA DI CLASSIFICAZIONE DELLA TOSSICITÀ

Il "Toxicity Classification System" (TCS) (Persoone et al., 2003) è stato applicato ad eluati non diluiti utilizzando due parametri: una classe di pericolo acuto e un punteggio ponderato per ciascuna classe al fine di indicare l'importanza

quantitativa degli effetti. I test su serie di diluizioni complete hanno consentito il calcolo dei valori di L(E)C50 e delle unità tossiche (TU) derivate mediante la formula: $TU = [1/L(E)C50] \times 100$. Sono stati assegnati due parametri: una classe di tossicità acuta e un punteggio ponderato per ciascuna classe per indicare l'importanza quantitativa degli effetti. La scala di tossicità è stata utilizzata per classificare i campioni in base all'intensità del pericolo acuto o della tossicità acuta.

5.1.5.3 SISTEMA ECOSCORE

Il "Sistema Ecoscore" (EC) (Lors et al., 2018) si basa su punteggi calcolati assegnando a ciascun endpoint della batteria un valore compreso tra 0 e 100, in funzione della sua intensità. La scala di tossicità è stata utilizzata per classificare i campioni in base all'intensità della tossicità.

5.1.6 RISULTATI

5.1.6.1 CARATTERISTICHE DELLE WFS

I dati raccolti dai questionari sono sintetizzati nella Tabella 5.1. Il 76% delle fonderie produce getti in ghisa, il 16% in acciaio e l'8% in leghe di rame. La sabbia principalmente impiegata è silicea, proveniente da Francia, Italia, Portogallo. Otto sono le fonderie con processo di formatura "a verde", nove con processo di formatura "a resina", mentre cinque utilizzano entrambe le tipologie. Nel caso di formatura "a verde", i processi di attivazione della sabbia per ottenere le forme prevedono l'impiego di bentonite e nero minerale, mentre nei processi di formatura "a resina" vengono utilizzati agglomerati o additivi di tipo fenolico, furanico o isocianato. Le anime, la cui produzione richiede esclusivamente una formatura "a resina", sono ottenute mediante processi molto diversificati in funzione degli aggregati o additivi e dei catalizzatori aggiunti (Tabelle 5.1 e 5.2).

A seguito del campionamento, effettuato presso le fonderie partecipanti allo studio, sono stati determinati i valori di peso secco e umidità di ciascun campione; i valori dei relativi ai campioni sottoposti a test di cessione sono riportati in Tabella 5.3. Tali valori variano rispettivamente da 85,38% a 99,89% e da 0,11% a 14,62%.

Tabella 5.1 – Caratteristiche dei materiali utilizzati dalle fonderie coinvolte nello studio

Fonderia	Tipo di fusione	Sabbia vergine	Formatura		Processi di attivazione	
			A verde	A resina	Forme	Anime
1	Ghisa	Silicea (Portogallo, Francia)		X	Silicato di sodio esteri organici	Silicato di sodio esteri organici
3	Ghisa	Silicea (Portogallo)		X	No-Bake furanici	No-Bake furanici
4	Ghisa	Silicea (Portogallo)		X	No-Bake furanici	No-Bake furanici; Ashland; Shell Molding
6	Acciaio	Silicea, zirconio, cromite, cerabeads		X	Silicato di sodio esteri organici	No-Bake fenolici/uretanic; Ashland; Shell Molding
7	Acciaio	Silicea, cromite	X		Bentonite/nero minerale	No-Bake fenolici/uretanic
9	Ghisa	Carbomix, bentonite americana, silicea (Francia)	X		Bentonite/nero minerale	-
10	Ghisa	Silicea	X		Bentonite/nero minerale	Ashland
11	Acciaio	Silicea, cromite		X	Silicato di sodio esteri organici	Silicato di sodio esteri organici; No-Bake fenolici/uretanic
12	Leghe di rame	Silicea (Portogallo, Francia), cromite	X	X	Bentonite/nero minerale + Silicato di sodio esteri organici	No-Bake fenolici; No- Bake fenolici/uretanic
14	Ghisa	Silicea (Francia, Italia)	X	X	No-Bake furanici + No-Bake fenolici	No-Bake furanici, fenolici; Ashland; Shell Molding
15	Ghisa	Silicea (Francia)		X	No-Bake furanici	No-Bake furanici
16	Ghisa	Silicea (Italia)	X		Bentonite/nero minerale	-
17	Ghisa	Silicea (Portogallo)		X	No-Bake furanici	No-Bake furanici
18	Leghe di rame	Silicea (Francia)	X	X	Silicato di sodio esteri organici	No-Bake furanici; Ashland; Shell Molding
24	Ghisa	Silicea	X		Bentonite/nero minerale	-
26	Ghisa	Silicea	X		Bentonite/nero minerale	-
27	Ghisa	Silicea (Italia, Francia), cromite	X	X	Bentonite/nero minerale + No-Bake furanici	No-Bake furanici
28	Ghisa	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Fonderia	Tipo di fusione	Sabbia vergine	Formatura		Processi di attivazione	
			A verde	A resina	Forme	Anime
29	Ghisa	Silicea (Francia), cromite	X	X	Bentonite/nero minerale	No-Bake furanici; No-Bake fenolici/uretanici
30	Ghisa	Silicea (Francia)	X	X	Bentonite/nero minerale + No-Bake furanici	-
30	Ghisa	Silicea (Francia)	X	X	Bentonite/nero minerale + No-Bake furanici	-
31	Acciaio	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
32	Ghisa	Silicea (Italia)	X		-	Bentonite/nero minerale; Ashland; Shell Molding
34	Ghisa	Silicea		X	No-Bake furanici	No-Bake furanici
35	Ghisa	Silicea (Italia)		X	Shell Molding	Shell Molding
39	Ghisa	Silicea (Portogallo)	X		Bentonite/nero minerale	No-Bake furanici; No-Bake fenolici

n.d.: non dichiarato nel questionario

Tabella 5.2 - Dettaglio dei processi per l'attivazione di forme e anime

Processi	Agglomerati/additivi	Catalizzatori
Inorganici	A verde	Bentonite/nero minerale
	<i>Autoindurenti</i>	-
	Silicato di sodio/esteri	Silicato di sodio
Organici	<i>Autoindurenti</i>	Esteri organici
	No-Bake furanici	Resine furaniche
	No-Bake fenolici	Resine fenoliche
	No-Bake fenolici/uretanici	Resina fenolica + Isocianato
	<i>Con gasaggio (Cold Box)</i>	
	Ashland	Resina fenolica + isocianato
	<i>Termoindurenti</i>	
Cronig (Shell Molding)	Resina fenolica (Novolacca)	Calore

Tabella 5.3- Peso secco e umidità dei campioni di terra esausta

Campione	Peso secco [%]	Umidità [%]	Campione	Peso secco [%]	Umidità [%]
1	98,7	1,3	18	97,93	2,07
3	97,17	2,83	24	98,07	1,93
4	95,25	4,65	26	96,52	3,48
6	99,33	0,67	27	99,5	0,5
7	99,43	0,57	28	98,79	1,21
9	98,77	1,23	29	97,03	2,97
10	97,58	2,42	30	98,5	1,5
11	99,55	0,45	31	99,84	0,16
12	99,89	0,11	32	96,11	3,89
14	96,46	3,54	34	99,12	0,88
15	85,38	14,62	35	99,79	0,21
16	99,26	0,74	39	87,9	12,1
17	99,82	0,18			

5.1.6.2 CARATTERISTICHE DEGLI ELUATI

Dopo aver eseguito il test di cessione, di ogni eluato sono stati misurati valori di pH e conducibilità elettrica (EC), riportati in Tabella 5.4. Il campione 4 è risultato fortemente acido (pH = 4,01), mentre tutti gli altri campioni hanno mostrato pH compresi tra 7,61 e 10,54. La conducibilità elettrica è risultata molto diversificata in tutti i campioni e compresa tra 12,5 (campione 35) e 1756 (campione 6) $\mu\text{S/cm}$.

Tabella 5.4 - Analisi di pH e conducibilità degli eluati

Campioni	pH	EC ($\mu\text{S/cm}$)	Campioni	pH	EC ($\mu\text{S/cm}$)
1	9,97	510	18	9,82	348
3	7,61	623	24	10,04	417
4	4,01	433	26	9,70	886
6	10,54	1756	27	8,67	291,1
7	9,10	332	28	9,35	388
9	9,72	396	29	9,77	507
10	9,59	392	30	10,29	341
11	10,16	1290	31	9,50	92,4
12	9,90	133	32	9,73	415
14	9,74	526	34	7,63	483
15	7,71	717	35	8,29	12,5
16	9,77	291	39	7,99	190,5
17	8,11	522			

5.1.6.3 RISULTATI DEI TEST DI ECOTOSSICITÀ

Le soluzioni ottenute dai test di lisciviazione di 25 WFS (Waste Foundry Sands) sono state testate utilizzando una batteria standard di ecotossicità per il comparto acquatico, composta da *Aliivibrio fischeri*, *Daphnia magna*, e *Pseudokirchneriella subcapitata*, sia in condizioni non diluite che diluite.

ELUATI NON DILUITI DI WFS

- **Test di screening con *A. fischeri*:** Otto campioni (32%) non hanno mostrato alcun effetto sulla bioluminescenza batterica. Dodici campioni (48%) hanno causato una lieve inibizione della bioluminescenza (< 30% di inibizione dopo 30 minuti). Cinque campioni (20%) hanno mostrato un'inibizione forte o completa della bioluminescenza (Figura 5.7).
- **Test di immobilizzazione con *D. magna*:** La maggior parte dei campioni (17/25, 68%) non ha alterato il comportamento di mobilità degli animali (\leq 10% di immobilizzazione dopo 48 ore). Otto campioni (32%) hanno causato tra il 10% e il 100% di immobilizzazione. Alcuni eluati ispessiti (es. campioni #5, 7, 10) hanno formato una sorta di pellicola attorno ai daphnidi, rendendoli visibili solo mediante ricerca attiva. I movimenti lenti delle appendici filtranti dei crostacei indicavano che erano vivi ma incapaci di muoversi attivamente, suggerendo un fenomeno di tossicità fisica (Figura 5.7).
- **Effetto su *P. subcapitata*:** Due campioni (#24, 25, 8%) non hanno inibito la crescita delle alghe. Sette campioni (28%) hanno causato una lieve inibizione (< 30% dopo 72 ore), mentre la maggior parte (64%) ha inibito la proliferazione in misura superiore al 30% (Figura 5.7).

Il fenomeno di tossicità fisica descritto per ***D. magna*** è stato osservato anche su ***P. subcapitata*** con i eluati #4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14, 15, 16, 19, 20, 22, che hanno formato una matrice densa, fortemente influenzando la crescita delle cellule algali.

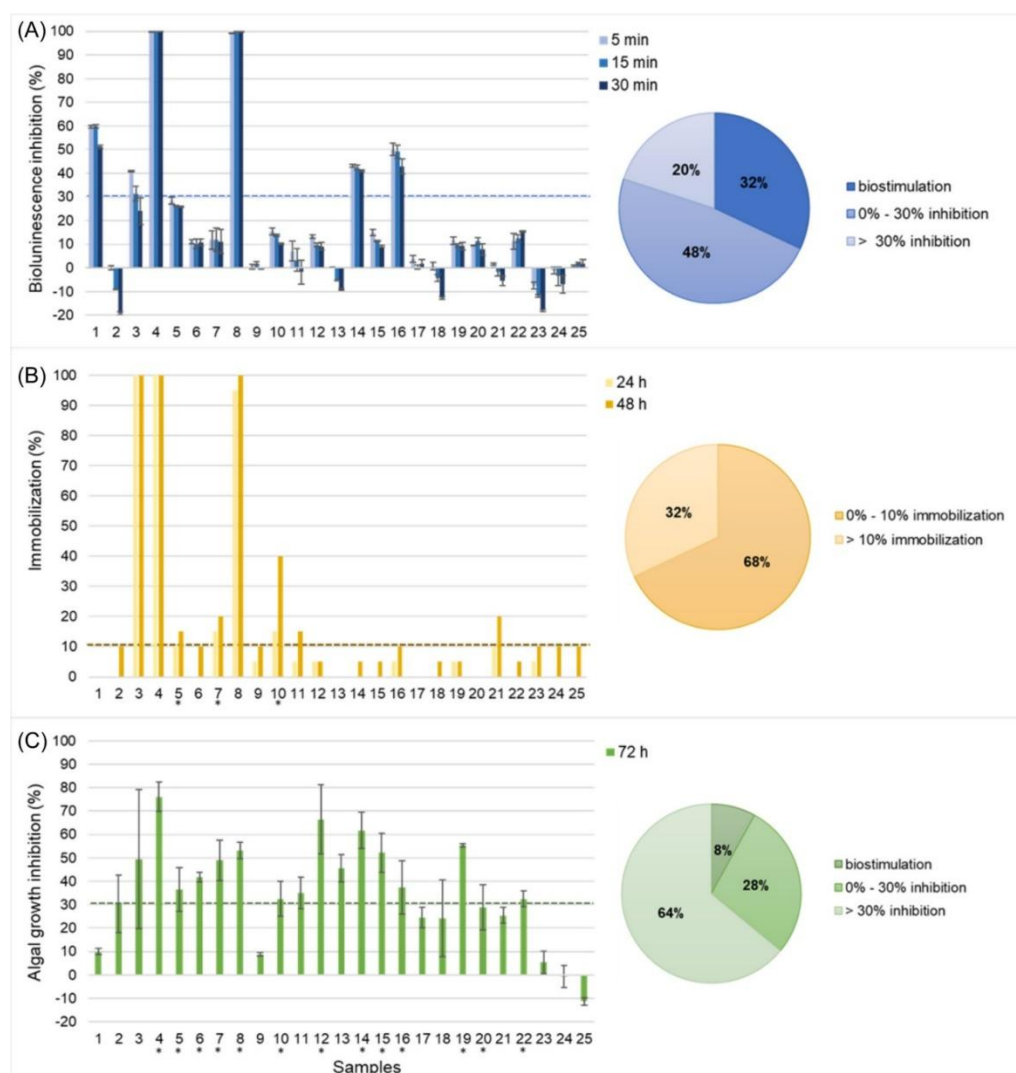


Figura 5.7 – Rappresentazione schematica dei risultati ottenuti dai test

ELUATI DILUITI DI WFS

La Tabella 5.8 riassume i valori di EC50 dei campioni diluiti nei tre test di ecotossicità.

- **Test di tossicità con A. fischeri:** Cinque campioni (20%) sono stati diluiti per il test. I campioni #4 e #8 hanno confermato la tossicità più alta con i valori di EC50 più bassi (< 5 e 6,6 g/l, rispettivamente). Il campione #1 ha mostrato un valore EC50 intermedio (31,6 g/l), mentre i campioni #14 e #16 hanno evidenziato una bassa tossicità con valori di EC50 vicini alla concentrazione massima testata (95,4 e 97,7 g/l).
- **Test di tossicità con D. magna:** Otto campioni (32%) sono stati diluiti. Per due campioni (#11, 21), i valori di EC50 erano superiori alla concentrazione massima testata (100 g/l). I campioni #3, #4 e #8 hanno mostrato tossicità intermedia con valori di EC50 rispettivamente di 57,0,

29,6 e 44,7 g/l, mentre i campioni #5, #7 e #10 sono risultati i più tossici con valori di EC50 più bassi (17,7, 13,3 e 5,6 g/l).

- **Test di tossicità con *P. subcapitata*:** Venti campioni (80%) sono stati diluiti. Metà dei campioni (13/25) ha mostrato valori di EC50 superiori alla concentrazione massima testata (100 g/l). Cinque campioni (20%) hanno mostrato valori EC50 intermedi tra 89,1 e 31,6 g/l. Due campioni (#7 e #10) hanno evidenziato la tossicità più alta con valori di EC50 di 8,4 e 2,5 g/l, rispettivamente.

Tabella 5.8 - Sintesi dei risultati dei test di tossicità

Campioni #	<i>Aliivibrio fischeri</i>	<i>Daphnia magna</i>	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>
1	31,6 (19,8-50,2)	NT	NT
2	NT	NT	>
3	NT	57,0 (26,8-369,9)	>
4	<5	29,6 (19,2-43,5)	31,6 (28,8-34,3)
5	NT	17,7 (13,9-22,28)	>
6	NT	NT	>
7	NT	13,3 (13,0-86,6)	8,4 (7,5-10,5)
8	6,6 (6,3-6,8)	44,7 (32,1-60,2)	33,1 (27,4-41,6)
9	NT	NT	NT
10	NT	5,6 (0,3-10,9)	2,5 (0,0-4,9)
11	NT	>	74,8 (52,4-105,3)
12	NT	NT	>
13	NT	NT	>
14	95,4 (64,5-123,1)	NT	69,0 (49,8-116,4)
15	NT	NT	>
16	97,7 (73,1-103,7)	NT	>
17	NT	NT	>
18	NT	NT	>
19	NT	NT	89,1 (76,9-106,7)
20	NT	NT	>
21	NT	>	>
22	NT	NT	>
23	NT	NT	NT
24	NT	NT	NT
25	NT	NT	NT

NT: Non testato; >: Valore EC50 maggiore della concentrazione massima testata; <: Valore EC50 inferiore alla concentrazione minima testata.

5.1.6.4 CLASSIFICAZIONE DEGLI ELUATI WFS

ELUATI WFS NON DILUITI

Per consentire un'interpretazione completa della tossicità risultante, i dati sono stati integrati utilizzando diversi sistemi di classificazione della tossicità i cui

risultati completi sono riportati nell'allegato X. I campioni di eluati WFS non diluiti sono stati classificati secondo i tre sistemi di classificazione; la Tabella completa è riportata in allegato.

Sistema TCS:

- campioni (16%) sono stati classificati come non pericolosi (Classe di Pericolo I).
- 12 campioni (48%) sono risultati leggermente pericolosi (Classe di Pericolo II).
- 6 campioni (24%, #1, 5, 12, 14, 15, 19) sono stati classificati come pericolosi (Classe di Pericolo III).
- campioni (12%) sono stati considerati altamente pericolosi (Classe di Pericolo IV).
- Nessun campione è stato classificato nella classe più alta (Classe di Pericolo V).

Sistema TBI:

- 9 campioni (36%) non hanno evidenziato rischi ecotossicologici (TBI% < 5).
- 14 campioni (56%) sono stati associati a un rischio ecotossicologico medio (indici TBI tra 5,8 e 22,7).
- campioni (8%) hanno mostrato un alto rischio con indici TBI di 34,1 e 37,3.
- Nessun campione è stato classificato come a "basso rischio" o "molto alto rischio".

Sistema EC:

- campioni (12%) sono stati classificati come non tossici (ES = 0).
- 13 campioni (52%) sono risultati debolmente tossici (ES tra 22 e 33).
- 6 campioni (24%) sono stati considerati moderatamente tossici (39 < ES < 56).
- campioni (12%) sono stati classificati come gravemente tossici, coprendo tutte le classi disponibili del sistema.

ELUATI WFS DILUITI

I campioni diluiti sono stati classificati solo secondo i sistemi TCS e EC, poiché il sistema TBI non era applicabile (**Allegato X**).

Sistema TCS:

- 5 campioni (20%) sono stati considerati non tossici (Classe di Tossicità I).

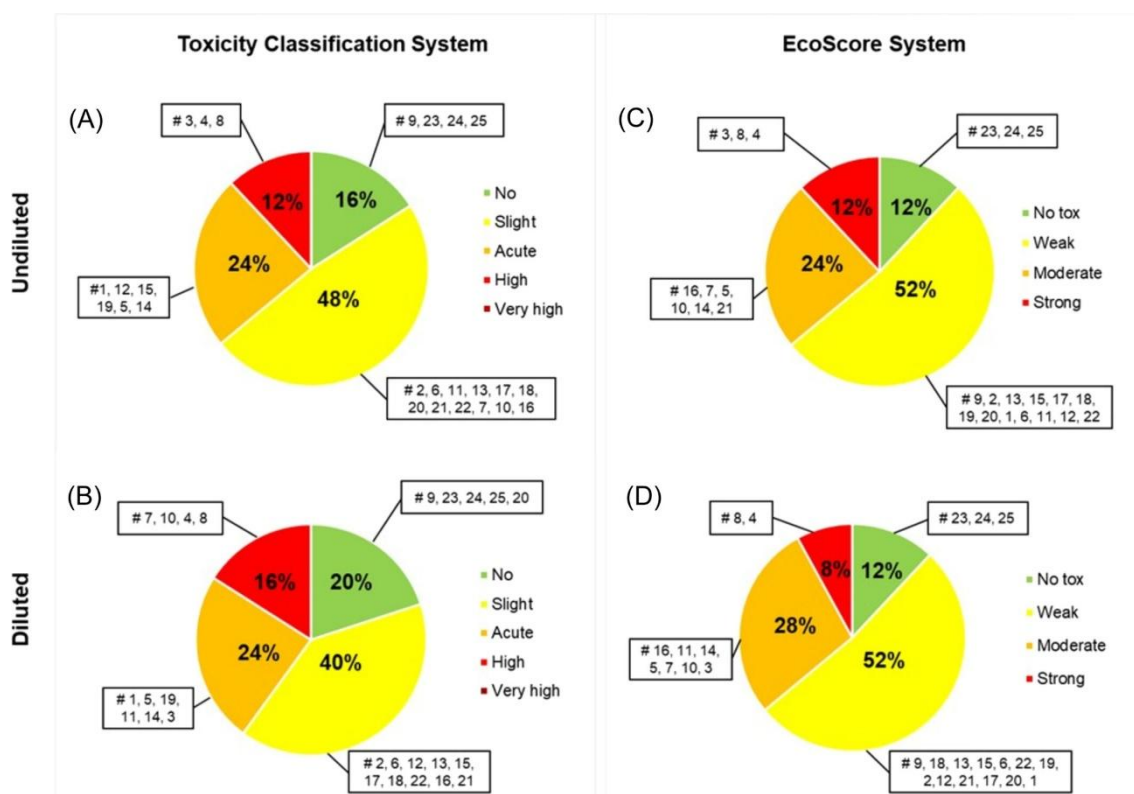
- 10 campioni (40%) sono risultati leggermente tossici (Classe di Tossicità II).
- 6 campioni (24%) sono stati classificati come tossici acuti (Classe di Tossicità III).
- campioni (16%) hanno dimostrato un'elevata tossicità acuta.
- Nessun campione ha mostrato un livello molto elevato di tossicità acuta (Classe di Tossicità V).

Sistema EC:

- campioni (12%) sono stati classificati come non tossici ($ES = 0$).
- 13 campioni (52%) sono risultati leggermente tossici ($6 < ES < 33$).
- 7 campioni (28%) sono stati considerati moderatamente tossici ($39 < ES < 67$).
- 2 campioni (8%) sono stati classificati come gravemente tossici con ES di 92 e 95.

Un aspetto interessante è il confronto tra la classificazione degli eluati non diluiti e diluiti nello stesso sistema: non sono state osservate differenze significative nel numero di campioni per classe, in particolare per il sistema EC. Infatti, sia in condizioni non diluite che diluite, gli stessi tre campioni (23, 24, 25) sono stati classificati come "non tossici," 12 su 13 come "leggermente tossici," cinque campioni (5, 7, 10, 14, 16) come "moderati," e due campioni (4 e 8) come "altamente tossici."

Da un punto di vista ecotossicologico, anche se l'analisi dei campioni diluiti potrebbe essere più accurata, la sostanziale similitudine nella classificazione tra eluati non diluiti e diluiti può suggerire la possibilità di utilizzare esclusivamente l'analisi degli eluati non diluiti, almeno per determinare quali campioni siano pericolosi e quali no. Questo approccio potrebbe favorire uno screening più economico ed efficiente in termini di tempo delle materie prime, in particolare quelle destinate ad applicazioni non incapsulate (ad esempio, rilevati e sottofondi stradali). Queste applicazioni presentano il maggiore potenziale di rilascio di materiali e dei loro costituenti poiché il materiale non è legato chimicamente o fisicamente, a differenza del riutilizzo incapsulato di sabbie di fonderia (ad esempio, in calcestruzzo, ceramiche, vetro). L'incapsulamento potrebbe impedire all'acqua di percolare attraverso la sabbia di fonderia, minimizzando il potenziale di lisciviazione e il suo impatto sull'ambiente (USEPA, 2014).



RELAZIONE TRA CARATTERIZZAZIONE TOSSICOLOGICA E PARAMETRI FISICO-CHIMICI DEI WFS

Nonostante i sistemi di classificazione utilizzino metodologie diverse, tutti hanno assegnato alcuni campioni alle stesse categorie opposte. I campioni #23, 24 e 25 sono stati identificati come non tossici, mentre i campioni #4 e 8 sono stati classificati come altamente tossici.

Per indagare le caratteristiche che potrebbero spiegare questa differenza negli effetti biologici, i campioni sono stati organizzati in base alle caratteristiche delle sabbie di origine (**Tabella 5.1**), e le proprietà fisico-chimiche dei cinque campioni più interessanti (sia come sabbie vergini che come eluati).

PROVENIENZA DELLE SABBIE

I campioni non tossici provenivano da fonderie di ferro, mentre i campioni altamente tossici erano originati da fonderie di acciaio.

I campioni non tossici derivavano da sabbie silicee, mentre quelli tossici erano ottenuti da una miscela di sabbie di silice, zirconio e cromite.

LEGANTI USATI

La maggior parte dei campioni (#4, 8, 23, 24) derivava da sistemi a base di resina, contaminando le sabbie con composti organici. Solo un campione (#25) era prodotto con un sistema green, che comunque coinvolge l'uso di resine.

I campioni tossici erano legati con sistemi a base di fenolo/uretano e contaminati da resine utilizzate nei processi Ashland e shell moulding, con il nucleo e il rivestimento legati con silicato di sodio indurito con esteri.

PH E CONDUCIBILITÀ ELETTRICA

I campioni non tossici avevano pH neutro/acido ($5 < \text{pH} < 7$) e bassa/media conducibilità elettrica ($12.5 < \sigma < 483 \mu\text{S}/\text{cm}$).

I campioni tossici avevano pH basico ($\text{pH} = 8$) e valori di σ elevati, ben oltre $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$.

CONCORDANZE E DISCREPANZE TRA I SISTEMI DI CLASSIFICAZIONE

I sistemi hanno dimostrato concordanza per i campioni estremi (non tossici e altamente tossici), ma non per quelli intermedi, classificati come "leggermente" o "moderatamente" tossici. Pertanto, non è stato possibile categorizzare in modo univoco questi campioni.

5.2 CAMPAGNA SPERIMENTALE 2: SCORIE DI ACCIAIERIA

L'analisi delle scorie di acciaieria riveste un ruolo cruciale nella valutazione delle loro caratteristiche chimico-fisiche e del potenziale impatto ambientale associato alla loro gestione. A tal fine, è stata condotta una campagna sperimentale mirata, che ha incluso una serie di attività complementari e integrate. Queste hanno riguardato il campionamento rappresentativo delle scorie, l'esecuzione di test di cessione per determinare la mobilità degli elementi chimici, l'elaborazione statistica dei dati ottenuti per garantire una valutazione robusta e significativa, nonché l'effettuazione di test di ecotossicità per valutare gli effetti potenziali di tali materiali sugli organismi viventi e sugli ecosistemi.

5.2.1 CAMPIONAMENTI

Durante la prima fase del programma sperimentale sono stati preparati e successivamente campionati da laboratorio esterno autorizzato, 3 campioni di scoria di acciaieria. Per ogni letto di raffreddamento sono state prelevate 5 aliquote pari a 1 bennata di circa 10 tonnellate. Queste aliquote sono state successivamente frantumate in modo da avere una granulometria massima di 63 mm. Da ognuna delle 5 aliquote, completamente frantumate, sono state prelevate due tonnellate di materiale che, una volta unite, hanno formato il campione primario. I campionamenti sono stati effettuati secondo la norma UNI 10802:2013. Dal campione costituito secondo le modalità descritte, sono state prelevate 3 aliquote, di cui 2 destinate al laboratorio e 1 conservata presso l'azienda per esigenze future.

Durante la seconda fase dei campionamenti sono stati prelevati campioni da 7 cumuli, con le stesse modalità sopra descritte.

5.2.2 ANALISI EFFETTUATE

Sui 10 campioni prelevati sono stati eseguiti i test di cessione secondo le norme UNI EN 12457-2 e UNI EN 12457-1. Sugli eluati prodotti dai test di cessione sopracitati, sono state misurate le concentrazioni degli inquinanti riportati nell'Allegato 3 del D.M. 186/2006 e, in aggiunta, i seguenti parametri:

- Alluminio;
- Cromo VI;
- Ferro;
- Manganese;
- Boro;
- Idrocarburi Totali;
- Idrocarburi Policiclici Aromatici: Pirene, Benzo(a)antracene, Crisene, Benzo(b)fluorantene, Benzo(k)fluorantene, Benzo(a)pirene, Indeno(1,2,3-c,d)pirene, Benzo(g,h,i)perilene, Dibenzo(a,h)antracene, Sommatoria policiclici aromatici (dei parametri n. 31,32,33,36 della Tabella 2 Allegato 5 alla parte IV del D.Lgs. 152/06);
- Diossine.

Tra i parametri ricercati Cianuri, Berillio, Cobalto, Nichel, Arsenico, Cadmio, Manganese, IPA, Diossine e Furani sono risultati sempre minori al limite di rilevabilità strumentale. I parametri costantemente e maggiormente rilasciati sono risultati Alluminio, Bario, Vanadio e Cromo esavalente.

Gli eluati prodotti secondo le due metodiche sono poi stati soggetti di valutazione ecotossicologica mediante test eseguiti su 3 diversi organismi rappresentativi di tre diversi livelli trofici:

- Crostaceo *Daphnia magna*;
- Alga *Pseudokirchneriella subcapitata*;
- Batterio bioluminescente *Vibrio fischeri*.

5.2.3 RISULTATI DEI TEST DI CESSIONE ESEGUITO CON UNI EN 12457-2

Sugli eluati ottenuti con il test di cessione eseguito con la metodica UNI EN 12457-2 sono stati ricercati i composti sopra elencati; nella Tabella 5.6 sono riportate le concentrazioni rilevate sui diversi eluati ottenuti dai test di cessione eseguiti sulla scoria di acciaieria dei parametri Alluminio, Bario, Vanadio e Cromo esavalente.

Tabella 5.6 – Concentrazioni dei parametri Alluminio, Bario, Vanadio e Cromo esavalente, negli eluati ottenuti con la metodica UNI EN 12457-2

	Alluminio [µg/l]	Bario [mg/l]	Vanadio [µg/l]	Cromo esavalente [µg/l]
CUMULO 1	1.345	0,33	120	0,9
CUMULO 2	2.436	0,65	210	<0,5
CUMULO 3	1.625	0,5	120	<0,5
CUMULO 4	1.884	0,35	94	<0,5
CUMULO 5	3.375	0,23	98	0,8
CUMULO 6	4.306	0,33	116	0,6
CUMULO 7	1.538	0,29	133	2,4
CUMULO 8	2.341	0,48	142	<0,5
CUMULO 9	2.512	0,26	86	<0,5
CUMULO 10	1.382	0,3	142	2,9
UCL 95%	2.828	0,45	147	1,73

5.2.4 RISULTATI DEI TEST DI CESSIONE ESEGUITO CON UNI EN 12457-1

Come nel paragrafo precedente nella Tabella 5.7 sono riportate le concentrazioni rilevate sui diversi eluati ottenuti dai test di cessione eseguiti con la metodica UNI EN 12457:1 dei parametri Alluminio, Bario, Vanadio e Cromo esavalente.

Tabella 5.7 – Concentrazioni dei parametri Alluminio, Bario, Vanadio e Cromo esavalente, negli eluati ottenuti con la metodica UNI EN 12457-1

	Alluminio [µg/l]	Bario [mg/l]	Vanadio [µg/l]	Cromo esavalente [µg/l]
CUMULO 1	1.082	0,31	201	1
CUMULO 2	4.341	1,22	229	<0,5
CUMULO 3	2.035	1,14	168	<0,5
CUMULO 4	2.657	0,72	168	<0,5
CUMULO 5	9.004	0,27	163	1,1
CUMULO 6	6.539	0,55	188	0,6
CUMULO 7	1.324	0,54	262	3,2
CUMULO 8	7.830	0,31	195	<0,5
CUMULO 9	2.933	1,39	263	<0,5
CUMULO 10	4.044	0,34	174	2,8
UCL 95%	5.777	0,92	223	2,53

5.2.5 TEST DI ECOTOSSICITÀ SU SCORIA DI ACCIAIERIA

Nel paragrafo vengono descritti i risultati dei test di ecotossicità eseguiti in accordo con la normativa vigente, secondo quanto descritto dal CLP e tramite test eseguiti con scopo accademico.

5.2.5.1 TEST DI ECOTOSSICITÀ CLP

Per valutare l'impatto sulle matrici ambientali sono stati eseguiti sulla scoria di acciaieria test di ecotossicità con cadenza annuale (a meno di richieste specifiche del contratto di fornitura), dal 2017 al 2022, secondo quanto indicato dal CLP (Regolamento (CE) n. 1272/2008 relativo alla classificazione, all'etichettatura e all'imballaggio delle sostanze e delle miscele); tali test vengono eseguiti su una batteria composta da tre organismi che rappresentano una gamma di specie appartenenti a tre diversi livelli trofici:

- *Pseudokirchneriella subcapitata*, secondo la metodica OECD 201 - 2006;
- *Daphnia magna*, secondo la metodica OECD 202 - 2004;
- *Brachydanio rerio*, secondo la metodica OECD 203 - 17/7/92 e 18/6/2019.

Tali test sono stati condotti in condizione limite a concentrazioni pari a 100 mg/l, come descritto dal REGOLAMENTO (CE) N. 440/2008, e in presenza di effetti superiori alle soglie descritte dalle metodiche (inibizione della crescita, immobilizzazione e mortalità rispettivamente) sono stati condotti i test completi.

I test condotti su *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Daphnia magna* e *Brachydanio rerio* non hanno evidenziato tossicità sugli organismi al tempo prestabilito. In particolare le analisi condotte sulla scoria di acciaieria prodotta nel 2022 come riportato nelle relazioni finali redatte dal laboratorio SIAS s.r.l. (codice degli studi 0102/23, 0103/23 e 0104/23), hanno confermato l'assenza di tossicità nei confronti dei tre organismi testati nelle condizioni sperimentali adottate, con valori di EC50 risultati maggiori di 100 mg/l (Tabella 5.8).

Tabella 5.8 - Risultati dei test di ecotossicità sulla scoria di acciaieria per REACH (anni 2017-2022)

	Unità di misura	2017	2018	2019	2020	2021	2022
EC50 _{72h} (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	mg/l	>100	>100	>100	>100	>100	>100
EC50 _{48h} (<i>Daphnia magna</i>)	mg/l	>100	>100	>100	>100	>100	>100
LC50 _{96h} (<i>Brachydanio rerio</i>)	mg/l	>100	>100	>100	>100	>100	>100

5.2.5.2 TEST DI ECOTOSSICITÀ SU RIFIUTI

Nell'ambito della presente collaborazione, sono stati analizzati tre dei cumuli di scoria di acciaieria. Sono stati eseguiti test di ecotossicità su sei eluati ottenuti con due metodiche di test di cessione diverse (EN 12457-1 e EN 12457-2) da quanto previsto dal regolamento CLP. Le principali caratteristiche delle differenti metodiche impiegate per ottenere l'eluato da sottoporre a test di ecotossicità sono riportate in Tabella 5.9.

Tabella 5.9 – Condizioni operative impiegate per ottenere l’eluato

	CLP	UNI EN 12457-1	UNI EN 12457-2
Concentrazione nominale testata	100 mg/l	500 g/l	100 g/l
Granulometria	<1 mm	<4 mm	<4 mm
Tempo di contatto	7- 28 giorni	24 ore	24 ore
Lisciviante	ISO 6341 standard	Acqua deionizzata	Acqua deionizzata

I test di ecotossicità sono stati svolti impiegando una batteria di tre organismi seguendo le metodiche di seguito riportate:

- *Pseudokirchneriella subcapitata*, secondo la metodica ISO 8692:2012;
- *Daphnia magna*, secondo la metodica UNI EN ISO 6341:2013;
- *Vibrio fisheri*, secondo la metodica UNI EN ISO 11348-3:2019.

I risultati, espressi in percentuale rispetto alla concentrazione iniziale e in concentrazione equivalente, sono riportati rispettivamente nelle Tabelle 5.10a e 5.10b (eluati ottenuti con la metodica EN 12457-1, concentrazione nominale 500 g/l) e 5.11a e 5.11b (eluati ottenuti con la metodica EN 12457-2, concentrazione nominale 100 g/l).

Tabella 5.10a – Risultati dei test di ecotossicità relativi a tre cumuli di scoria espressi in percentuale dell’eluato ottenuto con metodica 12457-1

	U.d.M.	1	2	3
EC50 _{72h} (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	%	>100	<3,125	>100
EC50 _{48h} (<i>Daphnia magna</i>)	%	>100	<25	73,7
EC50 _{30min} (<i>Vibrio fisheri</i>)	%	13,8	12,1	13,8

Tabella 5.10b – Risultati dei test di ecotossicità relativi a tre cumuli di scoria espressi in concentrazione equivalente dell’eluato ottenuto con metodica 12457-1

	U.d.M.	1	2	3
EC50 _{72h} (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	g/l	>500	<15,625	>500
EC50 _{48h} (<i>Daphnia magna</i>)	g/l	>500	<125	369
EC50 _{30min} (<i>Vibrio fisheri</i>)	g/l	69	61	69

Tabella 5.11a – Risultati dei test di ecotossicità relativi a tre cumuli di scoria espressi in concentrazione equivalente dell’eluato ottenuto con metodica 12457-2

	U.d.M.	1	2	3
EC50 _{72h} (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	%	>100	>100	5,69
EC50 _{48h} (<i>Daphnia magna</i>)	%	>100	>100	<25
EC50 _{30min} (<i>Vibrio fisheri</i>)	%	22,1	19,1	14,2

Tabella 5.11b – Risultati dei test di ecotossicità relativi a tre cumuli di scoria espressi in concentrazione equivalente dell'eluato ottenuto con metodica 12457-2

	U.d.M.	1	2	3
EC50 _{72h} (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	g/l	>100	>100	6
EC50 _{48h} (<i>Daphnia magna</i>)	g/l	>100	>100	<25
EC50 _{30min} (<i>Vibrio fisheri</i>)	g/l	22	19	14

Il campione 1 presenta in entrambe i casi (EN 12457-1 e EN 12457-2) tossicità solo per il *Vibrio fisheri*, mentre il campione 3 risulta essere il più problematico dei campioni analizzati in termini di ecotossicità.

I risultati qui descritti segnalano effetti di ecotossicità dei campioni in esame.

Ciò differisce dai risultati ottenuti dalle analisi su eluato secondo metodiche indicate dal CLP ed è attribuibile alla differente concentrazione degli eluati prodotti dalle metodiche EN 12457-1 e EN 12457-2 che risultano essere 5000 e 1000 volte più concentrati rispetto all'eluato ottenuto con la metodica CLP, non consentendo la confrontabilità immediata dei risultati ottenuti con le due metodiche.

Le concentrazioni iniziali richieste dalle due metodiche fanno sì che sussistano condizioni di rilascio molto diverse. Questo genera miscele di sostanze diverse non solo in termini di concentrazione ma anche in termini di qualità. Il tutto porta a un'interazione diversa delle sostanze presenti. Inoltre tutto ciò influenza fortemente la biodisponibilità dei composti presenti nelle soluzioni.

Esistono diversi studi circa l'interpretazione e i limiti da tenere in considerazione per l'assegnazione della caratteristica di ecotossicità dei rifiuti [228] [229].

In particolare in [229] viene proposto per l'analisi dei rifiuti solidi l'utilizzo della metodica 12457-2 e l'analisi dell'eluato così ottenuto tramite la stessa batteria di organismi acquatici utilizzata nel presente studio (*Pseudokirchneriella subcapitata*, *Daphnia magna*, *Vibrio fisheri*).

Inoltre per ciascun organismo sono stati proposte delle concentrazioni limite per l'assegnazione della caratteristica HP14 (Tabella 5.12).

La Tabella 5.13 che riporta i risultati ottenuti e i limiti proposti dallo studio di Hennebert, evidenzia che il campione 3 sarebbe comunque caratterizzato da ecotossicità, mentre i restanti campioni non avrebbero l'assegnazione di tale caratteristica.

Tabella 5.12 – Concentrazione limite per l’assegnazione della caratteristica HP14 (Hennebert 2019)

	Standard	U.d.M.	Concentrazione limite
EC50 _{72h} (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	EN ISO 8692	%	7,03%
EC50 _{48h} (<i>Daphnia magna</i>)	EN ISO 6341	%	7,95%
EC50 _{30min} (<i>Vibrio fisheri</i>)	EN ISO 11348-3	%	15,8%

Tabella 5.13 – Confronto tra i risultati dei test di ecotossicità sugli eluati ottenuti con la metodica EN 12457-2 e le concentrazioni limite proposte da Hennerbert

	U.d.M.	1	2	3	Concentrazione limite
EC50 _{72h} (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	%	>100	>100	5,69	7,03
EC50 _{48h} (<i>Daphnia magna</i>)	%	>100	>100	<25	7,95
EC50 _{30min} (<i>Vibrio fisheri</i>)	%	22,1	19,1	14,2	15,8

5.3 APPLICAZIONI DELL’ANALISI DI RISCHIO SITO SPECIFICA A UN CASO STUDIO

In questo paragrafo verrà valutato, in via quantitativa, l’impatto sulla falda sotterranea derivante dal recupero dei materiali in 3 specifici scenari:

1. Ripristino ambientale: realizzato con AR da CDW;
2. Sottofondo di una pavimentazione industriale: realizzato con scorie EAF;
3. Sottofondo stradale: realizzato con AR da CDW.

5.3.1 DATI SITO-SPECIFICI

Il sito di intervento si trova nel comune di Cazzago San Martino in località Bornadina nella zona meridionale del comune (Figura 5.8). Si colloca all’interno dell’ambito territoriale estrattivo composto da una serie di cave in attività o dismesse. Il comune, all’interno delle norme tecniche di attuazione (NTA), detta gli indirizzi degli ambiti alla conclusione delle attività di coltivazione. Inoltre, incentiva il recupero ambientale e la riqualificazione morfologica e funzionale degli ambiti, con l’obiettivo della ricomposizione del quadro paesistico e territoriale ante-coltivazione (NTA-PDR; Comune di Cazzago S.M. 2007).



Figura 5.8 - A sinistra l'area ATEg 14; a destra dettaglio dell'area studio

In accordo con quanto previsto dalle Norme Tecniche Attuative (NTA) del Piano di Governo del Territorio (PGT) comunale, l'area in esame è attualmente sottoposta a intervento di "razionalizzazione" autorizzato tramite Permesso di Costruire Convenzionato rilasciato da parte del comune nell'anno 2019 (Provvedimento Comunale n. 37-2019).

L'intervento consiste nella colmata fino a piano campagna, una volta conclusi i lavori di escavazione e recupero ambientale autorizzati, della cavità residua con materiali inerti autorizzati. È previsto un volume di rimodellazione delle scarpate di 178.975 m³ di materiale e un volume di riempimento di 470.000 m³. L'intervento consentirà la destinazione finale agricola dell'area in questione (Convenzione relativa alla pratica edilizia n. 142-2018).

L'attività di riempimento è prevista in senso verticale fino a piano campagna per una altezza totale di circa 20 m con uno strato finale di almeno 50 cm di terreno di coltivazione e successivo inerbimento.

Per il riempimento sono stati autorizzati (secondo Atto Dirigenziale provinciale - 2016) i seguenti materiali:

- terreno vegetale;
- terre e rocce da scavo ottenute come sottoprodotti secondo quanto disposto dal DPR 120/2017;
- aggregati riciclati (AR) di natura inerte marcati CE per la categoria specifica reinterri, riempimenti e rimodellazioni.

Per poter costruire il modello concettuale del sito ai fini dello sviluppo dell'analisi di rischio ambientale, è stata raccolta la seguente documentazione:

- Dati sulla geometria del sito;
- Dati sui piezometri e sulla falda;
- Dati sulla precipitazione;
- Dati sul materiale di riempimento.

5.3.1.1 DATI SUI PIEZOMETRI

I piezometri sono degli strumenti utili per la misura del livello di falda ed eventualmente per il prelievo di campioni finalizzato al monitoraggio della falda stessa. I piezometri presenti nelle vicinanze dell'area sono cinque e sono collocati come mostrato in Figura 5.9.

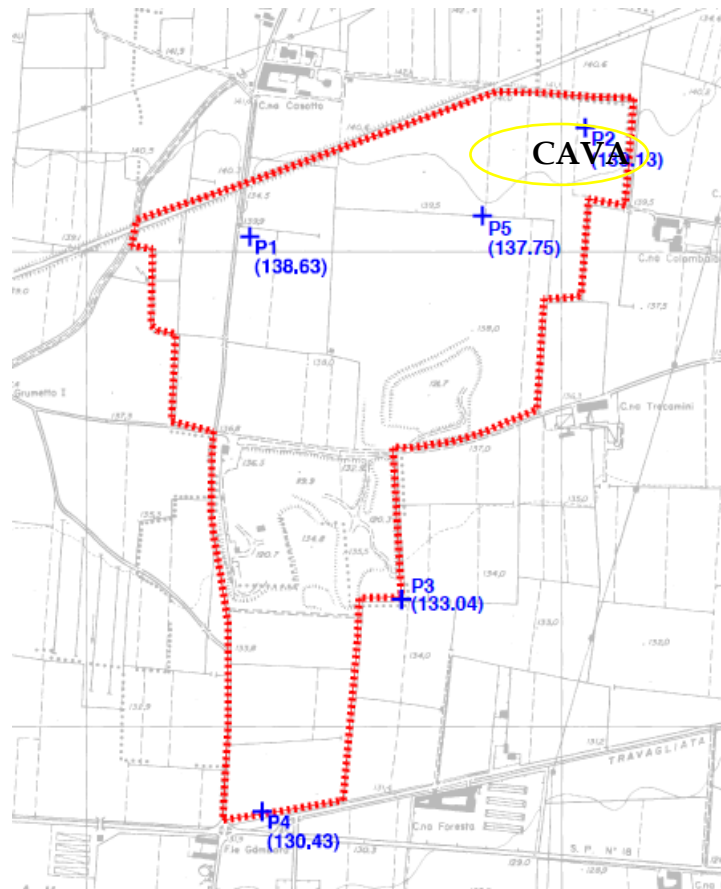


Figura 5.9 - Ubicazione dei piezometri nell'area ATEg 14

Oltre all'ubicazione sono stati forniti i livelli di oscillazione della falda ricavati dai piezometri. Le informazioni, che coprono un arco temporale di sei anni (2019-2024), sono utili a comprendere quanto dista la falda dal piano di intervento. In Figura 5.10 sono mostrati i livelli di oscillazione della falda.

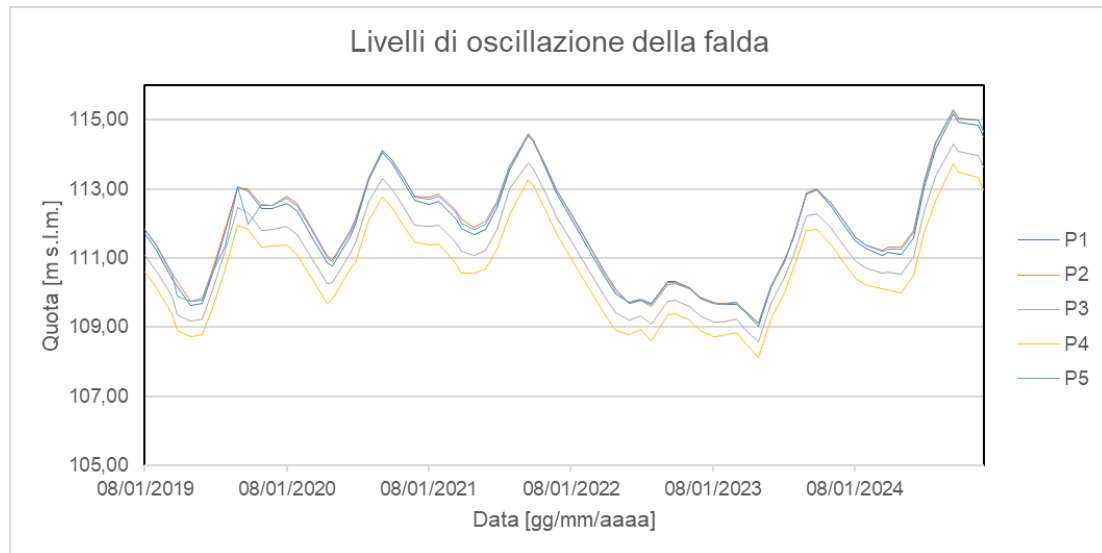


Figura 5.10 -1 Livelli di oscillazione della falda negli anni 2019-2020-2021-2022-2023-2024

Come si può osservare dalla Figura 5.10, il livello maggiore è stato riscontrato nell'anno 2024 dove la falda ha raggiunto quota 115,28 m s.l.m. (metri sul livello del mare) registrata dal piezometro P1 posto a ovest rispetto all'area di nostro interesse. Il livello minimo invece è stato registrato nel 2023 dal piezometro P4 ed è pari a 108,13 m s.l.m. Si può inoltre notare come mediamente i livelli di falda si aggirano intorno ai 112 m s.l.m. Il livello massimo raggiunto dalla falda non è mai risultato superiore al piano di posa. Attualmente la soggiacenza media della falda rispetto al piano campagna in è di circa 25 m s.l.m.

Dalle stratigrafie fornite, riguardanti i piezometri i piezometri P2 (a quota 139,13 m s.l.m) e P5 (a quota 138,44 m s.l.m.) considerati perché più vicini all'area di studio, il terreno sottostante è prevalentemente composto da ghiaia e sabbia con ciottoli; tale informazione permette di stimare il coefficiente di permeabilità del terreno K_{sat} che influisce sul trasporto degli inquinanti. Tra i dati, non erano presenti invece informazioni sulla direzione della falda come ad esempio carte isopieziche, ossia strumenti molto utili per l'individuazione del flusso idrico sotterraneo. Per riuscire a ricavare dei dati utili, sono state osservate le curve di livello del sito e sapendo che, per definizione le linee isopieze sono perpendicolari alle curve di livello, è stata desunta la direzione di falda mostrata (in blu) in Figura 5.11.

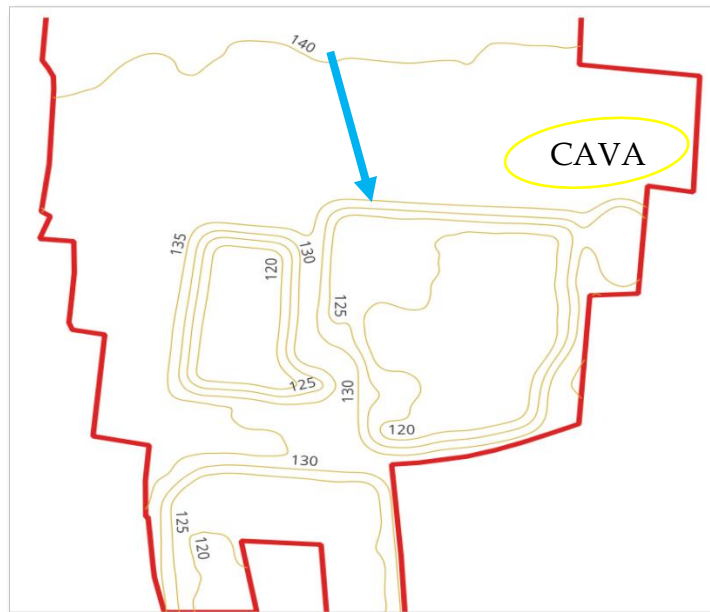


Figura 5.11 - Ricostruzione curve di livello e indicazione della direzione di falda

Con i dati sulla direzione di falda e quelli provenienti dalle quote della stessa è stato possibile ricavare il gradiente idraulico del terreno che rappresenta la differenza di carico piezometrico per unità di lunghezza.

5.3.1.2 DATI SULLA PRECIPITAZIONE

I dati sulla precipitazione sono stati elaborati dal database di ARPA Lombardia. È stato reperito il set di dati giornaliero della stazione pluviometrica più vicina al sito che è quella di Chiari. Sulla base della documentazione sono state ricostruite le cumulate annue e sono state ricavate la media di tutto il periodo (2005-2024) e la media dell'ultimo decennio. I risultati sono riportati nella Figura 5.12.

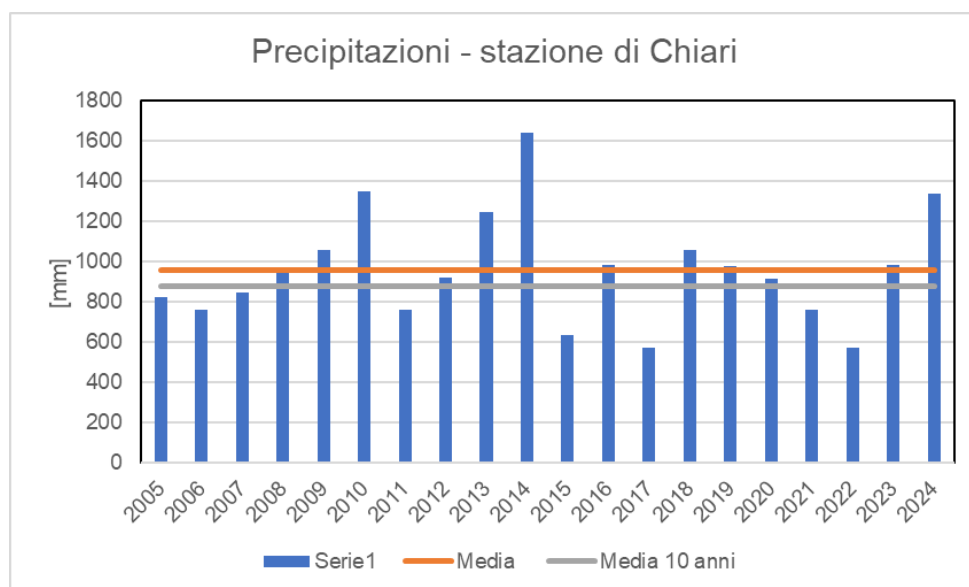


Figura 5.12 - Precipitazione cumulata mensile e annuale presso la stazione di Chiari (2005-2024)

I valori della media totale e della media dell'ultimo decennio sono pari rispettivamente a 95,7 cm/anno e 87,8 cm/anno. I dati sulla precipitazione sono stati elaborati per poter calcolare nel modello le caratteristiche di infiltrazione nel sito. A scopo cautelativo per il calcolo dell'infiltrazione è stato considerato il valore della media pari a 95,7 cm/anno.

5.3.1.3 DATI SUL MATERIALE DI RIEMPIMENTO

Il set di dati utilizzato è quello mostrato nel capitolo 4 per i quali sono state definite le concentrazioni limite all'interno dell'eluato secondo quanto specificato nel D.M. 127/2024 (per quanto riguarda gli AR) e nel D.M. 186/2006 (per le EAFS e WFS). Per i parametri considerati è stato calcolato l'UCL (Upper Confidence Limit 95%) delle concentrazioni in eluato. I valori ottenuti sono mostrati in Tabella 5.14.

Tabella 5.14 - UCL95% calcolato per gli eluati di AR, EAFS, WFS

Parametri	Unità di misura	Concentrazioni nell'eluato (UCL95%)		
		AR	EAFS	WFS
Nitrati	[mg/l]	9,83	0,64	15,62
Fluoruri	[mg/l]	0,46	0,24	5,367
Solfati	[mg/l]	11,34	1,70	17,31
Cloruri	[mg/l]	53,21	1,60	100,5
Cianuri	[µg/l]	-	-	16,74
Bario	[mg/l]	0,11	0,31	0,331
Rame	[mg/l]	0,03	0,01	0,0428
Zinco	[mg/l]	0,11	0,02	0,97
Berillio	[µg/l]	1,00	-	3,67
Cobalto	[µg/l]	-	-	79,54
Nichel	[µg/l]	3,32	-	122,90
Vanadio	[µg/l]	22,72	124,50	26,13
Arsenico	[µg/l]	6,79	-	8,167
Cadmio	[µg/l]	0,51	-	1,956
Cromo tot	[µg/l]	28,82	5,72	14
Piombo	[µg/l]	5,56	7,21	19,58
Selenio	[µg/l]	3,04	-	3,887
Mercurio	[µg/l]	0,51	-	0,705
COD	[mg/l]	20,96	10,22	342,4
pH	-	9,83	11,28	8,991

Nel successivo calcolo del rischio non verranno considerati i parametri pH e COD, in quanto le procedure analitiche impiegate non effettuano una speciazione della sostanza organica.

5.3.1.4 SCELTA DELLE CSC

Il modello applicato è un modello previsionale per valutare le concentrazioni disciolte in falda a seguito della cessione e del trasporto delle sostanze inquinanti presenti all'interno dell'aggregato inerte riciclato considerato. L'ipotesi che è stata fatta è che queste sostanze fossero presenti in corrispondenza di

un'eventuale sorgente di contaminazione rappresentata dal riempimento della cava.

Per verificare l'impatto sulla falda a seguito della lisciviazione, sono stati considerati come limiti di riferimento le concentrazioni soglia di contaminazione (CSC) per le acque sotterranee definite dal D.lgs. 152/2006 Parte IV, Titolo V, Allegato 5, Tabella 2 (Tabella 5.15).

Tabella 5.15 - Concentrazioni ammissibili in falda secondo D.lgs. 152/2006 Parte IV, Titolo V, Allegato 5, Tabella 2

Parametri	Unità di misura	Concentrazione ammissibile in falda D.lgs. 152/2006
Fluoruri (F ⁻)	[mg/l]	1,5
Solfati (SO ₄ ²⁻)	[mg/l]	250
Cianuri (CN ⁻)	[µg/l]	50
Rame totale (Cu)	[mg/l]	1
Zinco (Zn)	[mg/l]	3
Berillio (Be)	[µg/l]	4
Cobalto (Co)	[µg/l]	50
Nichel (Ni)	[µg/l]	20
Arsenico (As)	[µg/l]	10
Cadmio (Cd)	[µg/l]	5
Cromo totale (Cr)	[µg/l]	50
Piombo (Pb)	[µg/l]	10
Selenio (Se)	[µg/l]	10
Mercurio (Hg)	[µg/l]	1

Per alcuni parametri: Nitrati, Cloruri, Bario e Vanadio il D.lgs.152/2006 non dà alcuna indicazione sulle CSC. I limiti per questi parametri sono stati scelti adottando altri riferimenti, come indicato in Tabella 5.16.

Tabella 5.16 - Concentrazioni ammissibili in falda dei parametri non presenti all'interno del D.lgs. 152/2006

Parametri	Unità di misura	Concentrazione ammissibile in falda	Riferimento normativo
Nitrati	[mg/l]	50	D.lgs. 30/2009 Tabella 2, Allegato 3
Cloruri	[mg/l]	250	D.lgs. 30/2009 Tabella 3, Allegato 3
Bario	[mg/l]	0,7	Rapporto ISTISAN 14 21
Vanadio	[µg/l]	50	D.lgs. 30/2009 Tabella 3, Allegato 3

Per i nitrati il valore soglia è indicato ai fini del buono stato chimico delle acque sotterranee; per i cloruri ed il vanadio i valori soglia si basano su una serie di elementi tra cui l'entità delle interazioni tra acque sotterranee ed ecosistemi acquatici associati ed ecosistemi terrestri che dipendono da essi; l'interferenza con legittimi usi delle acque sotterranee, presenti o futuri; la tossicità umana, l'ecotossicità, la tendenza alla dispersione, la persistenza e il loro potenziale di bioaccumulo (D.lgs. 30/2009 Allegato 3). Il limite sul bario non presente per le

acque sotterranee, è stato scelto in base al rapporto ISTISAN 14/21 dove il pericolo associato ad esso viene etichettato come “potenzialmente pericoloso per la presenza nelle acque di sostanze naturali potenzialmente dannose”.

5.3.2 SCENARIO 1 - RECUPERO AMBIENTALE

Grazie alla planimetria (Figura 5.13) ed alle sezioni (Figura 5.14 e 5.15) è stato possibile raccogliere una serie di informazioni riguardanti: le quote del terreno, la pendenza dello stesso e la profondità dell'intervento rispetto al piano campagna, l'estensione di intervento lungo la direzione di falda e l'estensione lungo la direzione ortogonale alla falda.

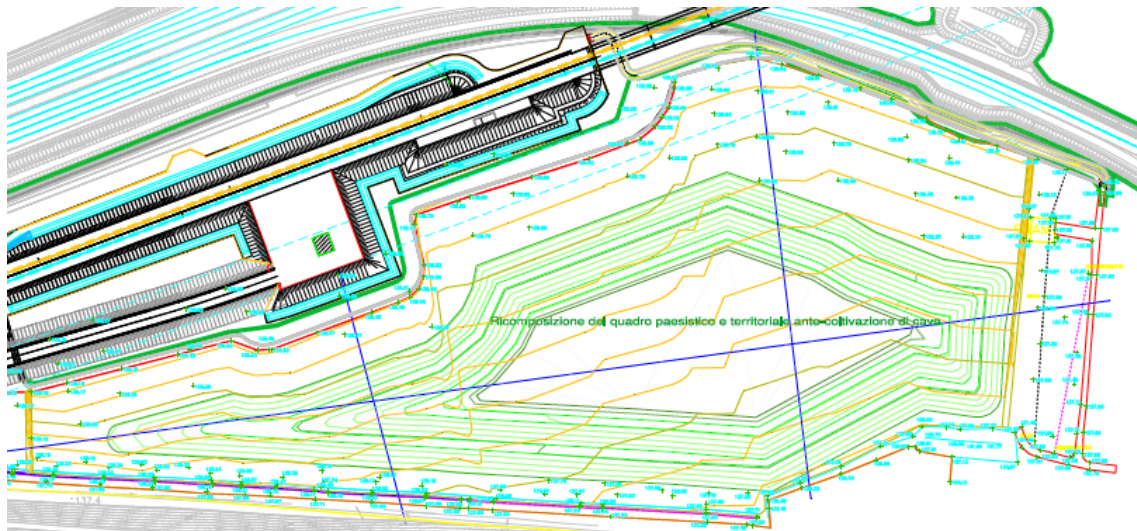


Figura 5.13 - Planimetria del progetto di riempimento per il ripristino dell'attività agricola a piano campagna

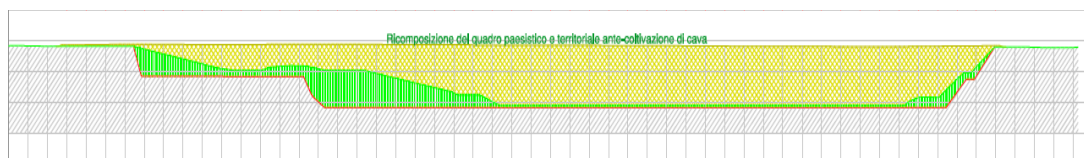


Figura 5.14 - Sezione di riempimento longitudinale

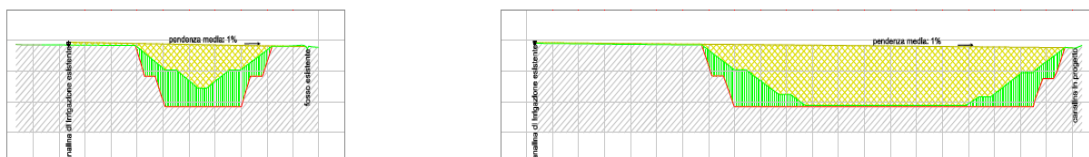


Figura 5.15 - Sezioni di riempimento trasversali

Dopo aver raccolto tutte le informazioni, lo studio è stato condotto in due fasi considerando l'approccio definito da [46]. Nella prima fase è stato calcolato il fattore di lisciviazione (LF - Leaching Factor) e nella seconda fase è stato stimato il rischio per la risorsa idrica sotterranea R_{GW} .

Dopo aver raccolto tutte le informazioni in base alla documentazione disponibile, sono stati riportati i dati su un foglio di calcolo Excel suddividendoli come segue:

- caratteristiche intervento: ricavate dalle informazioni cartografiche (Tabella 5.17);
- caratteristiche falda: ricavate dai dati piezometrici e informazioni cartografiche (Tabella 5.18);
- caratteristiche infiltrazione: ricavate dai dati sulla piovosità (Tabella 5.19).

Tabella 5.17- Caratteristiche plano-altimetriche dell'area e geometriche dell'intervento

Caratteristiche intervento		
Quota piano campagna (top piazzale)	138	m s.l.m.
Quota piano campagna attuale	118,7	m s.l.m.
Area di estensione dell'intervento (A_f)	69.285	m ²
Estensione intervento lungo la direzione della falda (W)	155	m
Estensione intervento nella direzione ortogonale alla falda (S_w)	447	m
Profondità rispetto al p.c. dell'intervento (d_z)	19,3	m

Tabella 5.18 - Caratteristiche falda acquifera

Caratteristiche falda		
Quota piano campagna	138	m s.l.m.
Quota tetto falda	115,28	m s.l.m.
Quota base acquifero	90,78	m s.l.m.
Soggiacenza della falda (L_f)	22,72	m
Gradiente idraulico (i)	0,0011	m/m
Coefficiente di permeabilità del terreno saturo (K_{sat})	8,25E-05	m/s
Spessore dell'acquifero (d_a)	24,5	m

Tabella 5.19 - Caratteristiche pluviometriche e di infiltrazione

Caratteristiche infiltrazione		
Precipitazione cumulata annuale (P)	95,7	cm/y
Infiltrazione effettiva ($I_{effettiva}$)	16,49	cm/y
Infiltrazione effettiva ghiaia ($I_{effettiva}$)	5,23E-09	m/s
I_{area}	0,000382	m ³ /s

A questo punto è stato calcolato il fattore di lisciviazione LF che rappresenta il rapporto tra la concentrazione stimata in falda (C_{Lmf}) e la concentrazione in corrispondenza della sorgente (C_s).

La formula utilizzata per il calcolo è la seguente:

$$LF = \frac{C_{Lmf}}{C_s} = \frac{SAM}{LDF} \left[\frac{\frac{mg}{l_{H_2O}}}{\frac{mg}{kg_{suolo}}} \right]$$

dove:

- SAM (Soil Attenuation Model) è il coefficiente di attenuazione del suolo che tiene conto del percorso che l'inquinante fa per raggiungere la falda. È dato dal rapporto tra lo spessore della sorgente (d_z che è la profondità dell'intervento realizzato rispetto al piano campagna) e la soggiacenza della falda dal top del rilevato L_f .
- LDF (Leachate Dilution Factor) è il fattore di diluizione che tiene conto della diluizione che il contaminante subisce passando dal terreno insaturo a quello saturo. L'LDF è funzione di:
 - velocità di falda (V_{gw}) data dal prodotto tra la conducibilità idraulica K_{sat} ed il gradiente idraulico i ;
 - infiltrazione efficace I_{eff} che dipende dalla precipitazione cumulata annua P , dalla tessitura del terreno e dalla frazione aerea di fratture nella pavimentazione (considerata pari a 1, ovvero massima, a favore di sicurezza);
 - lunghezza della sorgente in direzione di falda W ;
 - spessore della zona di miscelazione δ_{gw} che è funzione della conducibilità idraulica K_{sat} , del gradiente idraulico i , dello spessore dell'acquifero b , della lunghezza della sorgente in direzione di falda W e della dispersività verticale.

I valori del SAM, LDF e LF sono riportati in Tabella 5.20.

Tabella 5.20- Valori ottenuti dal calcolo di SAM, LDF e LF

CALCOLO DEL SAM		
SAM	0,849	-
CALCOLO DELL'LDF		
v_{GW}	9,08E-08	m/s
δ_{GW}	22,98	m
W	155	m
I_{eff}	5,23E-09	m/s
LDF	3,57	-
CALCOLO DEL LF		
LF	0,238	(mg/l)/(mg/l)

Come si osserva dalla Tabella 5.20 il valore del SAM è risultato circa 0,85 questo significa che in falda avremo un'attenuazione del 15% delle concentrazioni mentre, la diluizione che il contaminante subisce (LDF) è di 3,57. Con questi dati il valore finale del LF è risultato 0,238.

Dopo aver calcolato il Leaching Factor (LF) si è passati al calcolo del rischio per la risorsa idrica sotterranea. Il calcolo del rischio per la risorsa idrica sotterranea si differenzia in funzione della possibile sorgente di contaminazione (nel nostro caso rappresentata dal suolo insaturo); le stime del rischio non vengono cumulate cioè viene considerato il valore più conservativo e viene calcolato il rischio.

Il rischio per la risorsa idrica sotterranea (R_{GW}) viene calcolato come segue:

$$R_{GW} = \frac{C_{poc}^{GW}}{CSC_{GW}}$$

$$R_{GW(\text{accettabile})} \leq 1$$

dove:

- C_{poc}^{GW} è la concentrazione del contaminante in falda al punto di conformità;
- CSC_{GW} è la concentrazione soglia di contaminazione di riferimento per la falda.

Per il calcolo, di C_{poc}^{GW} quindi, sono stati considerati gli UCL 95% delle concentrazioni rilevate negli eluati (ottenute dai dati sui test di cessione) e sono state moltiplicate per il fattore di lisciviazione (LF). Questo passaggio ha consentito di considerare l'attenuazione subita dalla concentrazione di contaminante dovuta al trasporto della sorgente di contaminazione dal suolo superficiale al piano di falda. Le concentrazioni nell'eluato (C_s) e quelle al C_{poc}^{GW} sono riportate in Tabella 5.21.

Il rapporto tra le nuove concentrazioni "attenuate" C_{poc}^{GW} e le CSC_{GW} dei rispettivi parametri, ci ha permesso di calcolare il rischio " R_{GW} " (Tabella 5.22); non sono riportati i valori per i parametri risultati sempre inferiori al limite di quantificazione strumentale.

Come si può osservare, i valori del rischio per ciascun parametro sono accettabili poiché, sono sempre sotto l'unità. Alla luce dei risultati ottenuti si può quindi concludere che secondo il modello previsionale utilizzato il rischio è risultato accettabile.

Tabella 5.21 – Concentrazioni nell'eluato (UCL 95%) e le concentrazioni attese al punto di conformità

Parametri	U.d.M.	C_s	C^{GW}_{poc}
Nitrati	[mg/l]	9,83	2,336
Fluoruri	[mg/l]	0,46	0,109
Cloruri	[mg/l]	11,34	2,695
Solfati	[mg/l]	53,21	12,644
Cianuri	[µg/l]	-	-
Bario	[mg/l]	0,11	0,026
Rame totale	[mg/l]	0,03	0,007
Zinco	[mg/l]	0,11	0,026
Berillio	[µg/l]	1	0,238
Cobalto	[µg/l]	-	-
Nichel	[µg/l]	3,32	0,789
Vanadio	[µg/l]	22,72	5,399
Arsenico	[µg/l]	6,79	1,613
Cadmio	[µg/l]	0,51	0,121
Cromo totale	[µg/l]	28,82	6,848
Piombo	[µg/l]	5,56	1,321
Selenio	[µg/l]	3,04	0,722
Mercurio	[µg/l]	0,51	0,121

Tabella 5.22 – Valori di Rischio calcolato per la falda sotterranea

Parametri	Rischio R_{GW}
Nitrati	0,05
Fluoruri	0,07
Cloruri	0,01
Solfati	0,05
Cianuri	-
Bario	0,04
Rame totale	0,01
Zinco	0,01
Berillio	0,06
Cobalto	-
Nichel	0,04
Vanadio	0,11
Arsenico	0,16
Cadmio	0,02
Cromo totale	0,14
Piombo	0,13
Selenio	0,07
Mercurio	0,12

I valori di rischio ottenuti sono poi stati calcolati anche ipotizzando di realizzare il ripristino ambientale con EAFS e WFS. I Risultati ottenuti sono riportati in Tabella 5.23.

Tabella 5.23 – Confronto tra valori di rischio ottenuti utilizzando diversi materiali di riempimento

Parametri	AR	EAFS	WFS
Nitrati	0,05	0,00	0,07
Fluoruri	0,07	0,04	0,83
Cloruri	0,01	0,00	0,02
Solfati	0,05	0,00	0,09
Cianuri	-	-	0,08
Bario	0,26	0,72	0,77
Rame totale	0,01	0,00	0,01
Zinco	0,01	0,00	0,08
Berillio	0,06	-	0,21
Cobalto	-	-	0,37
Nichel	0,04	-	1,43
Vanadio	0,11	0,58	0,12
Arsenico	0,16	-	0,19
Cadmio	0,02	-	0,09
Cromo totale	0,13	0,03	0,07
Piombo	0,13	0,17	0,46
Selenio	0,07	-	0,09
Mercurio	0,12	-	0,16

Il rischio ottenuto è risultato accettabile simulando un riempimento con EAFS, con valori vicino all'unità per il parametro Bario, mentre è risultato non accettabile per il parametro Nichel nel caso di utilizzo di WFS.

5.3.3 SCENARIO 2 - SOTTOFONDO DI UNA PAVIMENTAZIONE INDUSTRIALE

In questo scenario viene calcolato il rischio derivante dall'utilizzo di scorie EAF per la realizzazione di un sottofondo di una pavimentazione industriale, realizzata in un'area limitrofa al ripristino ambientale dello scenario 1. Verranno pertanto utilizzati i medesimi dati sito specifici riguardanti il terreno insaturo, la falda sotterranea e le precipitazioni. Di seguito verranno utilizzate le concentrazioni sugli eluati ottenute dalla campagna sperimentale descritta al paragrafo 5.2 come input per il calcolo del rischio.

Sono state acquisite delle sezioni tipo di pavimentazioni industriali realizzate per poter ricavare i dati plano-altimetrici e geometrici dell'intervento, come evidenziato nel caso studio precedente. Tali sezioni sono riportate nella Figura 5.16.

Da queste sezioni è stato possibile estrarre i seguenti parametri:

- Estensione lineare del rilevato in direzione di falda. Dalle sezioni elaborate risulta avere un'estensione in direzione di falda di 346 m.

- Spessore della sorgente (altezza del rilevato). Lo spessore del rilevato risulta pari a 4 metri nel caso sia prevista la pavimentazione, mentre di 4,35 metri se questa non è prevista.

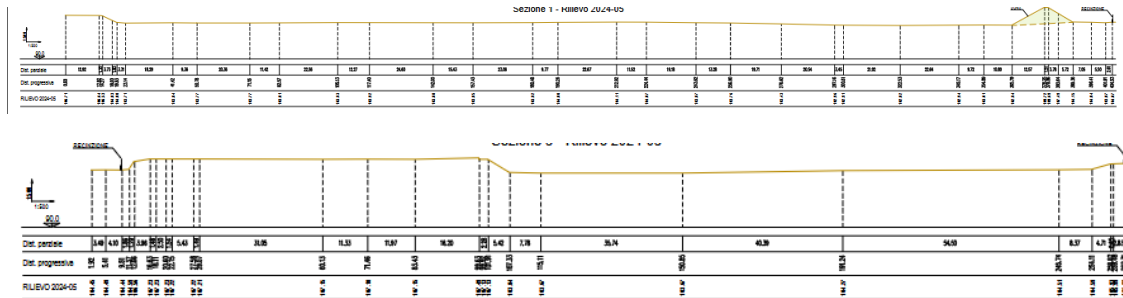


Figura 5.16 – Sezioni longitudinali e trasversali dell’area oggetto di studio

Da tali dati è stato quindi possibile calcolare il SAM, LDF e LF nei due scenari considerati (Tabella 5.24 e 5.25). Lo scenario che prevede la copertura è influenzato, come indicato dalle linee guida, dal parametro riguardante le “Frazioni areali”, che entra in gioco nel caso di pavimentazione in ambienti outdoor. Esso rappresenta il rapporto tra l’area delle fratture nella superficie pavimentata outdoor e l’area totale della stessa e può assumere valori in un range compreso tra 0 (superficie priva di fratture) e 1 (superficie priva di pavimentazione). Il valore conservativo da assumere come default è 1 (assenza di pavimentazione). Nel caso di suolo completamente pavimentato, a giudizio dell’Ente di Controllo e previa valutazione dello stato di conservazione delle pavimentazioni, in assenza di misure sito-specifiche, è possibile assumere un valore pari almeno a 0,1 (10%).

Tabella 5.24 – Valori ottenuti dal calcolo di SAM, LDF e LF nello scenario che prevede la pavimentazione con cls (condizione 1)

CALCOLO DEL SAM		
SAM	0,161	-
CALCOLO DELL’LDF		
v_{GW}	3,67E-07	m/s
δ_{GW}	24,50	m
W	346	m
I_{eff}	5,23E-10	m/s
LDF	5,07E+01	-
CALCOLO DEL LF		
LF	3,47E-03	(mg/l)/(mg/l)

Tabella 5.25 – Valori ottenuti dal calcolo di SAM, LDF e LF nello scenario che non prevede la pavimentazione con cls (condizione 2)

CALCOLO DEL SAM		
SAM	0,176	-
CALCOLO DELL'LDF		
v_{GW}	3,67E-07	m/s
δ_{GW}	24,50	m
W	346	m
I_{eff}	5,23E-09	m/s
LDF	5,97E+00	-
CALCOLO DEL LF		
LF	2,95E-02	(mg/l)/(mg/l)

Per il calcolo, di C^{GW}_{poc} quindi, sono stati considerati gli UCL 95% delle concentrazioni rilevate negli eluati (ottenute dai dati sui test di cessione) e sono state moltiplicate per il fattore di lisciviazione (LF). Le concentrazioni nell'eluato e quelle al C^{GW}_{poc} sono riportate in Tabella 5.26.

Tabella 5.26 – Valori delle concentrazioni nella sorgente (C_s) attese al punto di conformità (C^{GW}_{poc}) nei due scenari considerati

Parametri	Unità di misura	C_s	C^{GW}_{poc}	
			Condizione 1	Condizione 2
Nitrati	[mg/l]	0,64	0,002	0,019
Fluoruri	[mg/l]	0,24	0,001	0,007
Cloruri	[mg/l]	1,70	0,006	0,050
Solfati	[mg/l]	1,60	0,006	0,047
Cianuri	[μ g/l]	-	-	-
Bario	[mg/l]	0,31	0,001	0,009
Rame totale	[mg/l]	0,01	0,000	0,000
Zinco	[mg/l]	0,02	0,000	0,001
Berillio	[μ g/l]	-	-	-
Cobalto	[μ g/l]	-	-	-
Nichel	[μ g/l]	-	-	-
Vanadio	[μ g/l]	124,50	0,432	3,673
Arsenico	[μ g/l]	-	-	-
Cadmio	[μ g/l]	-	-	-
Cromo totale	[μ g/l]	5,72	0,020	0,169
Piombo	[μ g/l]	7,21	0,025	0,213
Selenio	[μ g/l]	-	-	-
Mercurio	[μ g/l]	-	-	-

Il rapporto tra le nuove concentrazioni “attenuate” C^{GW}_{poc} e le CSC_{GW} dei rispettivi parametri, ci ha permesso di calcolare il rischio R_{GW} (Tabella 5.27).

Tabella 5.27 – Rischio calcolato per la falda sotterranea nei 2 scenari considerati

Parametri	Rischio R_{GW}	
	Condizione 1	Condizione 2
Nitrati	0,000	0,000
Fluoruri	0,001	0,005
Cloruri	0,000	0,000
Solfati	0,000	0,000
Cianuri	-	-
Bario	0,011	0,091
Rame totale	0,000	0,000
Zinco	0,000	0,000
Berillio	-	-
Cobalto	-	-
Nichel	-	-
Vanadio	0,009	0,073
Arsenico	-	-
Cadmio	-	-
Cromo totale	0,000	0,003
Piombo	0,003	0,021
Selenio	-	-
Mercurio	-	-

Dai risultati, si osserva che per tutti i parametri il rischio risulta essere minore di 1 e quindi accettabile.

5.3.3.1 DATI DI INPUT DELLA CAMPAGNA SPERIMENTALE 2

Nel corso della campagna sperimentale descritta nel capitolo 5.2 sono stati effettuati test di cessione con metodiche differenti, in particolari con un rapporto L/S minore, che è più rappresentativo delle reali condizioni di utilizzo del materiale granulare in oggetto. Inoltre, sull'eluato sono stati ricercati ulteriori parametri, alcuni di questi di particolare interesse per le scorie di acciaieria.

In questo paragrafo verranno presentati i risultati ottenuti utilizzando le concentrazioni riscontrate nelle analisi effettuate durante la campagna sperimentale. In particolare l'attenzione sarà focalizzata sui parametri Alluminio, Bario, Cromo esavalente e Vanadio. In Tabella 5.28 è riportato l'UCL calcolato per i parametri d'interesse.

Per meglio evidenziare i risultati tratteremo separatamente le due condizioni, quella che prevede la copertura in calcestruzzo e quella invece che non la prevede. In Tabella 5.29a e b sono riportate le concentrazioni e il rischio calcolato utilizzando come concentrazioni iniziali rispettivamente le concentrazioni misurate con la metodica UNI EN 12457-2 e UNI EN 12457-1, nel caso in cui sia prevista la pavimentazione (condizione 1).

Tabella 5.28 – Concentrazioni utilizzate nel modello

	U.d.M.	UNI EN 12457-2	UNI EN 12457-1
		UCL 95%	UCL 95%
Alluminio	[µg/l]	2.828	5.777
Bario	[mg/l]	0,448	0,924
Cromo esavalente	[µg/l]	1,726	2,525
Vanadio	[µg/l]	146,5	223,1

Tabella 5.29a – Rischio calcolato con le concentrazioni ottenute con la metodica UNI EN 12457-2 (condizione 1)

		CSC _{GW}	C _{eluato}	C _{poc}	R
Alluminio	[µg/l]	200	2.828	26,22	0,04
Bario	[mg/l]	0,7	0,448	0,00	0,001
Cromo esavalente	[µg/l]	5	1,726	0,02	0,001
Vanadio	[µg/l]	50	146,5	1,36	0,009

Tabella 5.29b – Rischio calcolato con le concentrazioni ottenute con la metodica UNI EN 12457-1 (condizione 1)

		CSC _{GW}	C _{eluato}	C _{poc}	R
Alluminio	[µg/l]	200	5.777	53,55	0,09
Bario	[mg/l]	0,7	0,924	0,01	0,004
Cromo esavalente	[µg/l]	5	2,525	0,02	0,002
Vanadio	[µg/l]	50	223,1	2,07	0,014

Il rischio ottenuto risulta accettabile per i parametri considerati e considerando le concentrazioni ottenute con entrambe i test di cessione, nella condizione 1 quando è prevista la copertura superficiale in calcestruzzo.

In Tabella 5.30a e b sono riportate le concentrazioni e il rischio calcolato utilizzando come concentrazioni iniziali rispettivamente le concentrazioni misurate con la metodica UNI EN 12457-2 e UNI EN 12457-1, nel caso in cui non sia prevista la pavimentazione (condizione 2).

Tabella 5.30a – Rischio calcolato con le concentrazioni ottenute con la metodica UNI EN 12457-2 (condizione 2)

		CSC _{GW}	C _{eluato}	C _{poc}	R
Alluminio	[µg/l]	200	2.828	240,38	0,42
Bario	[mg/l]	0,7	0,448	0,04	0,02
Cromo esavalente	[µg/l]	5	1,726	0,15	0,01
Vanadio	[µg/l]	50	146,5	12,45	0,09

Tabella 5.30b – Rischio calcolato con le concentrazioni ottenute con la metodica UNI EN 12457-1 (condizione 2)

		CSC_{GW}	C_{eluato}	C_{poc}	R
Alluminio	[µg/l]	200	5.777	491,05	0,87
Bario	[mg/l]	0,7	0,924	0,08	0,04
Cromo esavalente	[µg/l]	5	2,525	0,21	0,02
Vanadio	[µg/l]	50	223,1	18,96	0,13

Nella condizione 2 risulta rischio accettabile ma prossimo all'unità per il parametro alluminio.

5.3.4 SCENARIO 3 - RILEVATO STRADALE

In questo scenario viene calcolato il rischio derivante dall'utilizzo di AR per la realizzazione di un sottofondo stradale come corpo del rilevato. In particolare verrà considerato un intervento con un'estensione di 500 m, uno spessore di 1,5 m e provvisto di copertura realizzato in un'area limitrofa al ripristino ambientale dello scenario 1. Verranno pertanto utilizzati i medesimi dati sito specifici riguardanti il terreno insaturo, la falda sotterranea e le precipitazioni.

Sono state acquisite delle sezioni tipo di sottofondi stradali per poter ricavare i dati plano-altimetrici e geometrici dell'intervento, come evidenziato nel caso studio precedente. Un esempio di queste sezioni è riportato nella Figura 5.17.

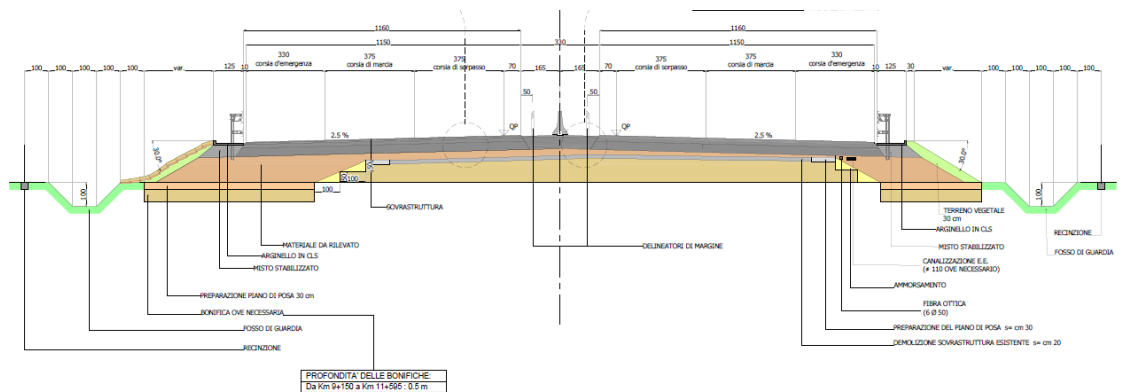


Figura 5.17 – Sezione stradale

Da dati ricavati è stato quindi possibile calcolare il SAM, LDF e LF riportati in Tabella 5.31.

Per il calcolo, di C_{poc}^{GW} quindi, sono stati considerati gli UCL 95% delle concentrazioni rilevate negli eluati (ottenute dai dati sui test di cessione) e sono state moltiplicate per il fattore di lisciviazione (LF). Le concentrazioni nell'eluato (C_s) e quelle al C_{poc}^{GW} e i valori di rischio ottenuti sono riportati in Tabella 5.32.

Tabella 5.31 – Valori ottenuti dal calcolo di SAM, LDF e LF nello scenario

CALCOLO DEL SAM		
SAM	0,066	-
CALCOLO DELL'LDF (ISPRA,2011)		
v _{GW}	9,08E-08	m/s
δ _{GW}	24,50	m
W	500	m
I _{eff}	5,23E-10	m/s
LDF	9,51	-
CALCOLO DEL LF		
LF	6,94E-03	(mg/l)/(mg/l)

Tabella 5.32 – Valori delle concentrazioni attese al punto di conformità e Rischio calcolato

Parametri	U.d.M	C _s	C ^{GW} _{poc}	R _{GW}
Nitrati (NO ₃ ⁻)	[mg/l]	9,83	0,068	1,36E-03
Fluoruri (F ⁻)	[mg/l]	0,46	0,003	2,13E-03
Cloruri (Cl ⁻)	[mg/l]	11,34	0,079	3,15E-04
Solfati (SO ₄ ²⁻)	[mg/l]	53,21	0,369	1,48E-03
Cianuri (CN ⁻)	[µg/l]	-	-	-
Bario (Ba)	[mg/l]	0,11	0,001	7,64E-03
Rame totale (Cu)	[mg/l]	0,03	0,000	2,08E-04
Zinco (Zn)	[mg/l]	0,11	0,001	2,55E-04
Berillio (Be)	[µg/l]	1	0,007	1,74E-03
Cobalto (Co)	[µg/l]	-	-	-
Nichel (Ni)	[µg/l]	3,32	0,023	1,15E-03
Vanadio (V)	[µg/l]	22,72	0,158	3,15E-03
Arsenico (As)	[µg/l]	6,79	0,047	4,71E-03
Cadmio (Cd)	[µg/l]	0,51	0,004	7,08E-04
Cromo totale (Cr)	[µg/l]	28,82	0,200	4,00E-03
Piombo (Pb)	[µg/l]	5,56	0,039	3,86E-03
Selenio (Se)	[µg/l]	3,04	0,021	2,11E-03
Mercurio (Hg)	[µg/l]	0,51	0,004	3,54E-03

I valori di rischio ottenuti sono di molto al di sotto dell'unità.

5.3.4 CONFRONTO TRA I DIVERSI SCENARI

I tre scenari di applicazione considerati portano a valori di rischio diversi in funzione dello spessore dello strato applicato e dell'estensione in direzione di scorrimento della falda. I Valori di LF calcolati per i diversi scenari sono riportati in Tabella 5.33.

Tabella 5.33 – Valori di LF ottenuti nei diversi scenari

	Scenario 1	Scenario 2		Scenario 3
		Condizione 1	Condizione 2	
LF	0,238	3,47E-03	2,95E-02	6,94E-03

Il rischio calcolato risulta inferiore nello Scenario 3 caratterizzato dallo spessore minore e da una pavimentazione superficiale che limita la percolazione delle precipitazioni all'interno del materiale riciclato. Lo scenario 1 invece, caratterizzato da uno spessore di riempimento elevato e dall'assenza di una copertura superficiale è quello che genera rischi maggiori per la falda sotterranea.

CONCLUSIONI

Il continuo aumento della produzione globale di rifiuti rappresenta una delle sfide più pressanti per la sostenibilità ambientale e lo sviluppo economico. In un contesto in cui le risorse naturali sono sempre più limitate e l'impatto ambientale delle attività antropiche cresce in maniera esponenziale, il recupero e la valorizzazione dei rifiuti emergono come soluzioni indispensabili per garantire un futuro sostenibile. Attraverso l'adozione di strategie di economia circolare, è possibile trasformare i rifiuti da problema a risorsa, riducendo l'estrazione di materie prime, limitando le emissioni di gas serra e stimolando l'innovazione tecnologica. In particolare, il riciclo e il riutilizzo di materiali provenienti dai rifiuti rappresentano leve fondamentali per ridurre la pressione sulle discariche e mitigare gli impatti negativi sull'ecosistema.

Per quanto riguarda la normativa vigente, descritta nel Capitolo 1, si evidenzia una forte volontà sia a livello europeo che a livello nazionale di promuovere l'economia circolare, incentivando il riutilizzo dei rifiuti senza compromettere la salute umana e l'ambiente. La verifica della compatibilità ambientale rappresenta un punto cardine delle normative riguardanti il tema, tuttavia talvolta non è ben specificato come si debba giungere alla verifica di questa. I decreti EoW rappresentano un passo avanti nell'applicazione dell'economia circolare, tuttavia rimangono delle differenze sostanziali emerse dal confronto dei criteri EoW nazionali. Ogni paese europeo ha adottato differenti quadri normativi per i CDW pur restando conforme ai regolamenti dell'Unione Europea. I criteri di EoW adottati dagli Stati risultano diversi, in particolare per quanto riguarda i codici dei CDW autorizzati alla produzione di AR e per gli standard adottati per la verifica della compatibilità tecnica e in particolare ambientale (test di caratterizzazione chimica e di cessione). La realizzazione di un EoW Europeo, attualmente in cantiere, può appianare queste differenze e delineare una strada comune. L'adozione del decreto EoW per i CDW può incentivare la stesura di decreti ad hoc anche per le altre tipologie di rifiuti (EAFS e WFS), per i quali ad oggi non esiste un decreto EoW specifico ma solo linee guida (nazionali o regionali).

Il Capitolo 2 descrive le procedure per garantire il rispetto delle normative e la compatibilità ambientale dei prodotti utilizzati. Vista la complessità della tematica, per garantire un utilizzo sicuro dei rifiuti nel settore delle costruzioni è necessario adottare un approccio su più fronti. In quest'ottica, l'utilizzo di prove o l'applicazione di metodologie non richieste dalla normativa giocano un ruolo fondamentale. Ad oggi in Italia le normative richiedono il rispetto di concentrazioni limite sulla base della caratterizzazione chimica e degli eluati ottenuti mediante test di cessione. Tali valori non tengono però conto delle

modalità di riutilizzo dei rifiuti e del loro impatto sulla salute umana; qui entrano in gioco i modelli per la valutazione del rischio in scenari sito-specifici e i test di ecotossicità che sono strumenti utili in grado di offrire un quadro più completo degli effetti derivanti.

Nel Capitolo 3 viene presentata un'approfondita analisi della letteratura, nella quale vengono riportate le caratteristiche chimiche, fisiche e tecniche dei rifiuti oggetto d'indagine. L'analisi bibliografica condotta sulle caratteristiche chimiche, di cessione nonché ecotossicologiche ha permesso di delineare un quadro dettagliato delle loro potenzialità per un recupero sostenibile nel settore delle costruzioni. I risultati ottenuti indicano che la composizione chimica dei materiali esaminati presenta livelli di contaminanti al di sotto delle soglie di legge, rendendoli idonei, previa adeguata lavorazione, per applicazioni specifiche nel contesto edilizio. I test di cessione evidenziano che i rifiuti trattati non rilasciano quantità significative di sostanze nocive, dimostrando un potenziale basso impatto ambientale in caso di utilizzo come aggregati o, ancor meno, come componenti di miscele cementizie. Tale comportamento rende questi materiali candidati promettenti per sostituire, almeno parzialmente, le risorse naturali nei processi produttivi delle costruzioni, contribuendo alla riduzione dello sfruttamento delle materie prime e al contenimento della produzione di rifiuti.

Il Capitolo 4 riporta le elaborazioni e i risultati delle analisi quantitative e statistiche condotte principalmente sulla composizione chimica e sul comportamento a cessione dei rifiuti e prodotti da costruzione oggetto d'indagine. Dalle elaborazioni condotte si può concludere:

- Per quanto riguarda gli AR, i certificati riguardanti la prova di classificazione per i hanno mostrato che le principali componenti sono quelle in calcestruzzo, laterizi e aggregato non legato; in minor misura sono state riscontrate frazioni di materiali bituminosi. Nella composizione chimica le concentrazioni di tutti i parametri ricercati rispettano il limite, ove previsto, più stringente previsto dal D.M. 127/2024; bisogna però specificare che buona parte dei parametri previsti dal D.M. sopra citato non sono ad oggi ricercati. Le elaborazioni condotte sui test di cessione hanno mostrato il rispetto dei limiti vigenti, fatta eccezione per qualche valore anomalo nell'anno 2022.
- Per quanto concerne le EAFS queste risultano principalmente composte da FeO, CaO, SiO₂, Al₂O₃ e in misura minore da MgO. I test di cessione eseguiti nel corso degli anni hanno mostrato il rispetto dei limiti normativi vigenti, tranne in un caso in cui la concentrazione di COD non ha rispettato il valore limite successivamente smaltito in discarica. Il lotto in questione è stato successivamente smaltito in discarica.

- Le WFS hanno presentato un'elevata variabilità nei valori riscontrati. Bisogna però evidenziare che a differenza dei due precedenti casi, sono stati acquisiti certificati di analisi da diverse aziende, redatti da laboratori diversi. Si può notare come i parametri ricercati nella caratterizzazione chimica presentino concentrazioni molto variabili; Tale fenomeno può essere influenzato sia dalla modalità di formatura adottata, dal tipo di lega analizzata, sia dalla tipologia di strumentazione utilizzata nei laboratori che hanno condotto le analisi. I risultati dei test di cessione riportano che alcuni parametri hanno superato i valori limite; tra questi, quattro sono risultati frequentemente oltre i limiti: fluoruri, rame, nichel e COD. I restanti parametri risultano entro i limiti normativi.

Il capitolo 5 è diviso in tre parti:

- I. La prima parte descrive i risultati di una campagna sperimentale effettuata nell'ambito del progetto Cariplo - New Recycling process for foundry sands. Nell'ambito del progetto sono stati raccolti 39 campioni di sabbie esauste; di questi 25 sono stati sottoposti a test di cessione e gli eluati ottenuti sono stati impiegati per l'esecuzione di test di ecotossicità su *Daphnia magna*, *Pseudokirchneriella subcapitata* e *Allivibrio Fisheri*. I risultati sono stati riassunti mediante tre diversi indici sintetici per valutare il rischio ambientale associato al possibile riutilizzo di questi materiali. Secondo la classificazione finale, i campioni provenienti da fonderie di acciaio e da un sistema di leganti a base di silicato di sodio indurito con esteri sono risultati molto tossici e associati a un elevato rischio ambientale, mentre i campioni provenienti da fonderie di ghisa e sistemi di leganti differenti sono stati associati a un livello di rischio molto basso. I sistemi di classificazione rappresentano strumenti utili per rispondere ai quadri normativi e gestionali, poiché semplificano la visualizzazione e la sintesi di una varietà di dati relativi ai pericoli. Nonostante questi risultati, l'applicazione pratica di tali sistemi nell'industria della gestione dei rifiuti è ancora limitata. Ulteriori studi sono necessari per determinare se questi sistemi di classificazione possano essere utilizzati per valutare matrici diverse da quelle per cui sono stati originariamente concepiti. L'approccio proposto potrebbe essere integrato in strategie volte a ridurre gli effetti negativi delle sabbie di fonderia esauste sull'ambiente e potrebbe risultare utile per la gestione a lungo termine di questi materiali, così come di una varietà di altri rifiuti industriali.

- II. La seconda parte la campagna sperimentale riguardante le scorie di acciaieria, e i risultati ottenuti sottoponendole a diversi test di cessione e saggi di ecotossicità. I campioni sono stati sottoposti a test di cessione secondo le norme UNI EN 12457-2 e UNI EN 12457-1 la cui differenza sostanziale è il rapporto tra il volume di lisciviante utilizzato e il peso del campione testato. I risultati riguardanti le concentrazioni misurate sugli eluati hanno riportato, come del resto previsto, un rilascio maggiore utilizzando un rapporto liquido/solido minore, in quanto le concentrazioni sono soggette a una minore diluizione. Tra gli analiti ricercati sono stati riscontrate concentrazioni importanti non solo di Bario e Vanadio, elementi caratteristici degli eluati ottenuti da EAFS, ma anche di Alluminio, parametro per il quale non è previsto un limite normativo. La comunità scientifica ha aperto, da molti anni, un dibattito su quali siano i metodi da applicare (saggi su differenti organismi sia acquatici che terrestri) e gli eventuali limiti, per la valutazione della caratteristica di ecotossicità dei rifiuti tramite test di cessione, ma ad oggi non si è giunti a una applicazione normativa di queste proposte. Le stesse "Linee guida per la gestione delle scorie nere di acciaieria a forno elettrico", emanate da Regione Lombardia nel settembre non riportano indicazioni e/o specifici criteri per la valutazione di ecotossicità del materiale e tali informazioni non sono ad oggi ancora state fornite. La normativa vigente richiede invece che la caratterizzazione ecotossicologica del sottoprodotto debba essere condotta secondo le indicazioni fornite dal CLP. La scoria di acciaieria, valutata in questo studio, è risultato conforme ai limiti imposti da tale normativa.
- III. Infine la terza parte descrive l'applicazione dell'analisi del rischio sito-specifica in casi studio relativi al recupero di rifiuti industriali e prodotti derivanti dal loro trattamento in tre diversi scenari. Il rischio ottenuto, considerando come concentrazione i dati ottenuti dalle elaborazioni statistiche dei test di cessione richiesto da normativa, è risultato accettabile nella maggior parte dei casi ad eccezione di un parametro per le WFS nello scenario 1. Utilizzando, nello scenario 2, i dati ottenuti dalla campagna sperimentale, descritta nel paragrafo 5.2, si è giunti a valori di rischio non accettabile per il parametro Alluminio. Va sottolineato che per lo sviluppo del modello sono stati utilizzati dati di input in favore della sicurezza.
- Il test di lisciviazione previsto da normativa adotta un rapporto liquido-solido (L/S) di 10 l/kg, un valore non rappresentativo nel contesto del recupero di rifiuti, ma più pertinente per valutare i processi di lisciviazione nelle discariche. Inoltre, il test di lisciviazione utilizzato

prevede l'impiego di materiali con una granulometria inferiore a 4 mm, che raramente corrisponde alle caratteristiche fisiche del materiale impiegato nelle operazioni di recupero. In questo caso specifico, il materiale recuperato presenta infatti una granulometria compresa tra 0 e 90 mm.

Si può quindi affermare, per effettuare un'analisi del rischio accurata, è necessario valutare il rilascio di inquinanti con metodiche di cessione diverse da quelle previste da normativa come, ad esempio, la UNI EN 12457-1, test di percolazione in colonna o test di lisciviazione in situ che simulano meglio le condizioni reali. Inoltre, è importante ricercare nell'eluato parametri aggiuntivi rispetto a quelli richiesti dalla normativa sul recupero; tali parametri dovrebbero essere definiti in funzione del processo produttivo che genera tale rifiuto e occorre dedicare maggiore attenzione al monitoraggio della presenza di composti organici negli eluati. Infine, anche se le concentrazioni dei singoli inquinanti rientrano nei limiti previsti, il loro impatto complessivo potrebbe comunque rappresentare una sfida ambientale.

CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE E SVILUPPI FUTURI

In questo lavoro di ricerca si è proposto di analizzare strumenti e metodologie finalizzati alla valutazione della compatibilità ambientale di materiali derivati da processi di recupero e riutilizzo, con l'obiettivo di consentirne l'impiego sicuro ed efficace nel settore delle costruzioni. I livelli di approccio considerati prendono in analisi le concentrazioni riscontrate negli eluati ottenuti mediante test di cessione, risultati di test ecotossicologici e valori di rischio per la falda sotterranea calcolati mediante analisi di rischio. Se da un lato il rispetto delle concentrazioni limite previste per il recupero è stato confermato, i test ecotossicologici condotti durante le campagne sperimentali hanno prodotto risultati eterogenei, con alcuni eluati che si sono rivelati tossici per gli organismi testati. L'analisi di rischio applicata al recupero dei materiali ha inoltre evidenziato che, pur risultando accettabile in base ai parametri considerati, il rischio varia in funzione dello scenario d'uso e delle condizioni sito-specifiche. Ne consegue che il rispetto dei limiti imposti per gli eluati potrebbe non costituire una garanzia assoluta di ammissibilità al recupero dei materiali derivanti da rifiuti.

Ulteriori approfondimenti riguardanti il presente argomento di ricerca potrebbero riguardare:

- Per quanto riguarda i dati riguardanti gli AR, continuare ad implementare il database in modo da tener controllate le caratteristiche dei prodotti. In tal modo sarà possibile riscontrare le eventuali migliori derivanti dall'implementazione del nuovo trattamento di selezione ottica. Un altro sviluppo riguarderà inevitabilmente il controllo dei parametri previsti dall'EoW ad oggi non ricercati negli AR.
- Ricerca negli eluati ottenuti da test di cessione di ulteriori parametri in quei materiali il cui processo produttivo prevede l'utilizzo di composti organici, come per esempio i composti organici nelle WFS derivanti dall'impiego di resine.
- Applicare diverse metodiche di test di cessione per valutare il rilascio come test di percolazione in colonna e test su monolita. Tali test consentiranno di ottenere dati più significativi riguardanti il rilascio dei materiali oggetto di studio in condizioni verosimili al loro reale impiego. I dati ottenuti potranno essere utilizzati per lo sviluppo di Analisi di Rischio più accurate.
- Realizzazione di lisimetri in situ dove sono presenti casi studio significativi di recupero di rifiuti industriali che potranno servire sia come monitoraggio che come fonte di dati.

BIBLIOGRAFIA

1. CEE DIRETTIVA DEL CONSIGLIO Del 15 Luglio 1975 Relativa Ai Rifiuti (75/442/CEE); 1975;
2. CE DIRETTIVA 2006/12/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO Del 5 Aprile 2006 Relativa Ai Rifiuti; 2006;
3. CE DECISIONE DELLA COMMISSIONE Del 3 Maggio 2000 Che Sostituisce La Decisione 94/3/CE Che Istituisce Un Elenco Di Rifiuti Conformemente All'articolo 1, Lettera a), Della Direttiva 75/442/CEE Del Consiglio Relativa Ai Rifiuti e La Decisione 94/904/CE Del Consiglio Che Istituisce Un Elenco Di Rifiuti Pericolosi Ai Sensi Dell'articolo 1, Paragrafo 4, Della Direttiva 91/689/CEE Del Consiglio Relativa Ai Rifiuti Pericolosi; 2000;
4. CEE DIRETTIVA DEL CONSIGLIO Del 12 Dicembre 1991 Relativa Ai Rifiuti Pericolosi; 1991;
5. CE DIRETTIVA 2008/98/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO Del 19 Novembre 2008 Relativa Ai Rifiuti e Che Abroga Alcune Direttive; 2008;
6. UE DIRETTIVA (UE) 2018/851 DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO Del 30 Maggio 2018 Che Modifica La Direttiva 2008/98/CE Relativa Ai Rifiuti; 2018;
7. Decreto Del Presidente Della Repubblica 10 Settembre 1982, n. 915 . Attuazione Delle Direttive (CEE) n. 75/442 Relativa Ai Rifiuti, n. 76/403 Relativa Allo Smaltimento Dei Policlorodifenili e Dei Policlorotrifenili e n. 78/319 Relativa Ai Rifiuti Tossici e Nocivi. ; 1982;
8. DECRETO LEGISLATIVO 5 Febbraio 1997, n. 22 Attuazione Delle Direttive 91/156/CEE Sui Rifiuti, 91/689/CEE Sui Rifiuti Pericolosi e 94/62/CE Sugli Imballaggi e Sui Rifiuti Di Imballaggio.; 1997;
9. Ministero dell'ambiente Decreto 5 Febbraio 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; 1998;
10. IL MINISTRO DELL'AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO Decreto 5 Aprile 2006, n. 186. "Regolamento Recante Modifiche al Decreto Ministeriale 5 Febbraio 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".; 2006;
11. DECRETO LEGISLATIVO 3 Aprile 2006, n. 152 Norme in Materia Ambientale.; 2006;
12. Ente nazionale italiano di unificazione UNI 10802:2023 - Rifiuti - Campionamento Manuale, Preparazione Del Campione Ed Analisi Degli Eluati ; 2023;
13. Ente nazionale italiano di unificazione UNI EN 12457-2:2004 Caratterizzazione Dei Rifiuti - Lisciviazione - Prova Di Conformità per La Lisciviazione Di Rifiuti Granulari e Di Fanghi - Parte 2: Prova a Singolo Stadio, Con Un Rapporto Liquido/Solido Di 10 l/Kg, per Materiali Con Particelle Di Dimensioni Minori Di 4 Mm (Con o Senza Riduzione Delle Dimensioni) ; 2004;
14. PRESIDENTE DELLA REPUBBLICA DECRETO LEGISLATIVO 3 Settembre 2020, n. 116 Attuazione Della Direttiva (UE) 2018/851 Che Modifica La Direttiva 2008/98/CE Relativa Ai Rifiuti e Attuazione Della Direttiva (UE) 2018/852 Che Modifica La Direttiva 1994/62/CE Sugli Imballaggi e i Rifiuti Di Imballaggio.; 2020;

15. Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica *DECRETO 28 Giugno 2024, n. 127. Regolamento Recante Disciplina Della Cessazione Della Qualifica Di Rifiuto Dei Rifiuti Inerti Da Costruzione e Demolizione, Altri Rifiuti Inerti Di Origine Minerale, Ai Sensi Dell'articolo 184-Ter, Comma 2, Del Decreto Legislativo 3 Aprile 2006, n. 152/2006.; 2024;*
16. REGOLAMENTO (CE) N. 1907/2006 DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO Del 18 Dicembre 2006 Concernente La Registrazione, La Valutazione, l'autorizzazione e La Restrizione Delle Sostanze Chimiche (REACH), Che Istituisce Un'agenzia Europea per Le Sostanze Chimiche. **2006.**
17. DECISIONE N. 768/2008/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO Del 9 Luglio 2008 Relativa a Un Quadro Comune per La Commercializzazione Dei Prodotti. **2008.**
18. Regione Lombardia Linee Guida per La Gestione Delle Scorie Nere Di Acciaieria a Forno Elettrico. **2021.**
19. Regione Lombardia LINEE GUIDA PER LA GESTIONE DELLE TERRE DI FONDERIA. **2022.**
20. European Commission: Directorate-General for Internal Market Entrepreneurship and SMEs, I.; Reetsch, A.; Tessien, J.; Schröder, N.; Zelfde, J.; Ooms, J.; Bruggen, R.; Lundberg, P.; Zamparutti, T. *Background Data Collection for Future EU End-of-Waste Criteria of Construction and Demolition Waste - Final Report*; Publications Office of the European Union, 2024;
21. European Commission *EU Construction & Demolition Waste Management Protocol*; 2016;
22. Bialucha, R.; Gerigk, U.; Kobesen, H. *REACH REGISTRATION OF FERROUS SLAG-STATE OF THE ART*; 2019;
23. ECHA Registration Dossier - ECHA Available online: <https://echa.europa.eu/it/registration-dossier/-/registered-dossier/16150> (accessed on 23 January 2024).
24. Regolamento (CE) N. 440/2008 Della Commissione, Del 30 Maggio 2008 , Che Istituisce Dei Metodi Di Prova Ai Sensi Del Regolamento (CE) n. 1907/2006 Del Parlamento Europeo e Del Consiglio Concernente La Registrazione, La Valutazione, l'autorizzazione e La Restrizione Delle Sostanze Chimiche (REACH). **2008.**
25. SNPA LG_SNPA_24_20_classificazione_rifiuti-1. **2020.**
26. UNI 10802 "Rifiuti - Campionamento Manuale, Preparazione Del Campione Ed Analisi Degli Eluati" ; 2023;
27. UNI EN 12457-1:2004 *Caratterizzazione Dei Rifiuti - Lisciviazione - Prova Di Conformità per La Lisciviazione Di Rifiuti Granulari e Di Fanghi - Parte 1: Prova a Singolo Stadio, Con Un Rapporto Liquido/Solido Di 2 l/Kg, per Materiali Con Elevato Contenuto Di Solidi e Con Particelle Di Dimensioni Minori Di 4 Mm (Con o Senza Riduzione Delle Dimensioni) ; 2004;*
28. UNI EN 12457-2:2004 *Caratterizzazione Dei Rifiuti - Lisciviazione - Prova Di Conformità per La Lisciviazione Di Rifiuti Granulari e Di Fanghi - Parte 2: Prova a Singolo Stadio, Con Un*

-
- Rapporto Liquido/Solido Di 10 l/Kg, per Materiali Con Particelle Di Dimensioni Minori Di 4 Mm (Con o Senza Riduzione Delle Dimensioni) ; 2004;*
29. *UNI EN 12457-3:2004 Caratterizzazione Dei Rifiuti - Lisciviazione - Prova Di Conformità per La Lisciviazione Di Rifiuti Granulari e Di Fanghi - Parte 3: Prova a Doppio Stadio, Con Rapporti Liquido/Solido Di 2 l/Kg e 8 l/Kg, per Materiali Con Elevato Contenuto Di Solidi e Con Particelle Di Dimensioni Minori Di 4 Mm (Con o Senza Riduzione Delle Dimensioni) ; 2004;*
 30. *UNI EN 12457-4:2004 Caratterizzazione Dei Rifiuti - Lisciviazione - Prova Di Conformità per La Lisciviazione Di Rifiuti Granulari e Di Fanghi - Parte 4: Prova a Singolo Stadio, Con Un Rapporto Liquido/Solido Di 10 l/Kg, per Materiali Con Particelle Di Dimensioni Minori Di 10 Mm (Con o Senza Riduzione Delle Dimensioni) ; 2004;*
 31. *UNI CEN/TS 15862:2012 Caratterizzazione Dei Rifiuti - Prova Di Conformità per La Lisciviazione - Prova Di Lisciviazione a Singolo Stadio per Rifiuti Monolitici Con Un Rapporto Liquido Superficie (L/A) Fisso per Porzioni Di Prova Con Dimensioni Minime Fissate ; 2012;*
 32. *UNI EN 15863:2015 Caratterizzazione Dei Rifiuti - Prova Di Comportamento Alla Lisciviazione per Caratterizzazione Di Base - Test Di Lisciviazione Dinamica Su Monolite Con Rinnovo Periodico Del Lisciviante in Condizioni Sperimentali Definite . **2015.***
 33. *UNI EN 12920:2009 Caratterizzazione Dei Rifiuti - Metodologia per La Determinazione Del Comportamento Alla Lisciviazione Dei Rifiuti in Condizioni Specificate . **2009.***
 34. *UNI EN 14405:2017 Caratterizzazione Dei Rifiuti - Prove Di Comportamento Alla Lisciviazione - Prova Di Percolazione a Flusso Ascendente (Nelle Condizioni Specificate) ; 2017;*
 35. *UNI EN 14429:2015 Caratterizzazione Dei Rifiuti - Prove Di Comportamento Alla Lisciviazione - Influenza Del PH Sulla Lisciviazione Con Aggiunta Iniziale Di Acido/Base . **2015.***
 36. *UNI EN 14997:2015 Caratterizzazione Dei Rifiuti - Prove Di Comportamento Alla Lisciviazione - Influenza Del PH Sulla Lisciviazione Con Controllo Continuo Del PH ; 2015;*
 37. *UNI CEN/TS 15364:2006 Caratterizzazione Dei Rifiuti - Prove Di Comportamento Alla Lisciviazione - Prova Di Capacità Di Neutralizzazione Acida e Basica ; 2006;*
 38. *UNI CEN/TS 16660:2015 Caratterizzazione Dei Rifiuti - Prova Di Comportamento Alla Lisciviazione - Determinazione Del Carattere Riducente e Della Capacità Riducente ; 2015;*
 39. *UNI EN 17195:2024 Prodotti Da Costruzione - Valutazione Del Rilascio Di Sostanze Pericolose - Analisi Delle Sostanze Inorganiche in Eluati ; 2024;*
 40. *UNI EN 17087:2019 Prodotti Da Costruzione - Valutazione Del Rilascio Di Sostanze Pericolose - Preparazione Di Porzioni Di Prova Dal Campione Di Laboratorio per La Prova Di Rilascio e l'analisi Del Contenuto ; 2019;*
 41. *UNI EN 16637-1:2023 Prodotti Da Costruzione - Valutazione Del Rilascio Di Sostanze Pericolose - Parte 1: Guida per La Determinazione Delle Prove Di Lisciviazione e Ulteriori Fasi Di Prova ; 2023;*
 42. *UNI EN 16637-2:2023 Prodotti Da Costruzione - Valutazione Del Rilascio Di Sostanze Pericolose - Parte 2: Prova Di Lisciviazione Dinamica Superficiale ; 2023;*

43. UNI EN 16637-3:2024 *Prodotti Da Costruzione - Valutazione Del Rilascio Di Sostanze Pericolose - Parte 3: Prova Di Percolazione a Flusso Ascendente Orizzontale* ; 2024;
44. UNI EN 1744-3:2003 *Prove per Determinare Le Proprietà Chimiche Degli Aggregati - Preparazione Di Eluati per Dilavamento Di Aggregati* ; 2003;
45. European Commission *Study on Methodological Aspects Regarding Limit Values for Pollutants in Aggregates in the Context of the Possible Development of End-of-Waste Criteria under the EU Waste Framework Directive*; 2014;
46. APAT *Criteri Metodologici per l'applicazione Dell'analisi Assoluta Di Rischio Ai Siti Contaminati*; 2008;
47. Ted W. Simon *Environmental Risk Assessment: A Toxicological Approach*, 2nd Edition. **2019**.
48. Di Gianfilippo, M.; Verginelli, I.; Costa, G.; Spagnuolo, R.; Gavasci, R.; Lombardi, F. A Risk-Based Approach for Assessing the Recycling Potential of an Alkaline Waste Material as Road Sub-Base Filler Material. *Waste Management* **2018**, *71*, 440–453, doi:10.1016/j.wasman.2017.10.006.
49. Di Gianfilippo, M.; Hyks, J.; Verginelli, I.; Costa, G.; Hjelmar, O.; Lombardi, F. Leaching Behaviour of Incineration Bottom Ash in a Reuse Scenario: 12 Years-Field Data vs. Lab Test Results. *Waste Management* **2018**, *73*, 367–380, doi:10.1016/J.WASMAN.2017.08.013.
50. National Academies of Sciences, E.; National Academies of Sciences, E.; National Academies of Sciences, E. *Health Risk Considerations for the Use of Unencapsulated Steel Slag*; 2023; ISBN 9780309700115.
51. Environment Agency *Steel Slag Quality Protocol Chemical Risk Assessment on BOS and EAF Slags*; 2013;
52. USEPA *Risk Assessment of Spent Foundry Sands In Soil-Related Applications Evaluating Silica-Based Spent Foundry Sand From Iron, Steel, and Aluminum Foundries*; 2014;
53. Dos Reis, G.S.; Quattrone, M.; Ambrós, W.M.; Cazacliu, B.G.; Sampaio, C.H. Current Applications of Recycled Aggregates from Construction and Demolition: A Review. *Materials* 2021, *Vol. 14*, Page 1700 **2021**, *14*, 1700, doi:10.3390/MA14071700.
54. Cardoso, R.; Silva, R.V.; Brito, de J.; Dhir, R. Use of Recycled Aggregates from Construction and Demolition Waste in Geotechnical Applications: A Literature Review. *Waste Manag* **2016**, *49*, 131–145, doi:10.1016/J.WASMAN.2015.12.021.
55. Bennert, T.; Papp, J.; Maher, A.; Gucunski, N. Utilization of Construction and Demolition Debris Under Traffic-Type Loading in Base and Subbase Applications. <https://doi.org/10.3141/1714-05> **2000**, 33–39, doi:10.3141/1714-05.
56. Barbudo, A.; Agrela, F.; Ayuso, J.; Jiménez, J.R.; Poon, C.S. Statistical Analysis of Recycled Aggregates Derived from Different Sources for Sub-Base Applications. *Constr Build Mater* **2012**, *28*, 129–138, doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2011.07.035.

57. Nuovo Rapporto Legambiente: L'economia Circolare Nel Settore Delle Costruzioni - BibLus Available online: <https://biblus.acca.it/economia-circolare-nel-settore-delle-costruzioni-legambiente/> (accessed on 16 December 2024).
58. Yeung, A.T.; Mok, K.Y.; Tham, L.G.; Lee, P.K.K.; Pei, G. Use of Inert C&D Materials for Seawall Foundation: A Field-Scale Pilot Test. *Resour Conserv Recycl* **2006**, *47*, 375–393, doi:10.1016/J.RESCONREC.2005.12.011.
59. Xiao, Z.; Ling, T.C.; Kou, S.C.; Wang, Q.; Poon, C.S. Use of Wastes Derived from Earthquakes for the Production of Concrete Masonry Partition Wall Blocks. *Waste Management* **2011**, *31*, 1859–1866, doi:10.1016/J.WASMAN.2011.04.010.
60. Diotti, A. Caratterizzazione Ambientale e Tecnica Degli Aggregati Riciclati Da Costruzione e Demolizione e Loro Utilizzo Nella Produzione Di Calcestruzzo Strutturale, 2022.
61. Diotti, A.; Plizzari, G.; Sorlini, S. Leaching Behaviour of Construction and Demolition Wastes and Recycled Aggregates: Statistical Analysis Applied to the Release of Contaminants. *Applied Sciences (Switzerland)* **2021**, *11*, doi:10.3390/app11146265.
62. UNI 11531-1 Costruzione e Manutenzione Delle Opere Civili Delle Infrastrutture - Criteri per l'impiego Dei Materiali - Parte 1: Terre e Miscele Di Aggregati Non Legati;
63. Damgaard, A.; Lodato, C. Background Data Collection and Life Cycle Assessment for Construction and Demolition Waste (CDW) Management.; 2022.
64. ISPRA Rapporto Rifiuti Speciali - Versione Integrale. **2023**.
65. Fondazione per lo sviluppo sostenibile *L'Italia Del Riciclo 2021*; 2021;
66. Sorlini, S.; Abbà, A.; Diotti, A.; Piccinali, A.; Plizzari, G. Caratteristiche Chimiche e Ambientali Dei Rifiuti Inerti Da Costruzione e Demolizione Alla Luce Del Nuovo Regolamento per La Cessazione Della Qualifica Di Rifiuto., doi:10.32024/ida.v6i2.219.
67. Del Rey, I.; Ayuso, J.; Galvín, A.P.; Jiménez, J.R.; López, M.; García-Garrido, M.L. Analysis of Chromium and Sulphate Origins in Construction Recycled Materials Based on Leaching Test Results. *Waste Management* 2015, *46*, 278–286.
68. Keestrack K5e En Frederikshavn: Sistemáticamente Sostenible - Obras Públicas Available online: <https://www.interempresas.net/ObrasPublicas/Articulos/256558-Keestrack-K5e-en-Frederikshavn-sistematicamente-sostenible.html> (accessed on 14 November 2024).
69. Aggregati Riciclati: Cosa Sono, Come e Perché Usarli Available online: <https://terrasolida.it/aggregati-riciclati-cosa-sono-come-e-perche-usarli/> (accessed on 14 November 2024).
70. Ministero dell'Ambiente *Individuazione Dei Rifiuti Non Pericolosi Sottoposti Alle Procedure Semplificate Di Recupero Ai Degli Articoli 31 e 33 Del Decreto Legislativo 5 Febbraio 1997, n. 22*; Italy, 1998;

71. Galvín, A.P.; Ayuso, J.; García, I.; Jiménez, J.R.; Gutiérrez, F. The Effect of Compaction on the Leaching and Pollutant Emission Time of Recycled Aggregates from Construction and Demolition Waste. *J Clean Prod* **2014**, *83*, 294–304, doi:10.1016/j.jclepro.2014.07.074.
72. Diotti, A.; Plizzari, G.; Sorlini, S. Technical Analysis of Full-Scale Construction and Demolition Waste Treatment Plants: Case Studies of the Lombardy Region, Italy. *Detritus* **2021**, *15*, 51–66, doi:10.31025/2611-4135/2021.14087.
73. Galvín, A.P.; Agrela, F.; Ayuso, J.; Beltrán, M.G.; Barbudo, A. Leaching Assessment of Concrete Made of Recycled Coarse Aggregate: Physical and Environmental Characterisation of Aggregates and Hardened Concrete. *Waste Management* **2014**, *34*, 1693–1704, doi:10.1016/j.wasman.2014.05.001.
74. Coudray, C.; Amant, V.; Cantegrit, L.; Le Bocq, A.; Theyry, F.; Denot, A.; Eisenlohr, L. Influence of Crushing Conditions on Recycled Concrete Aggregates (RCA) Leaching Behaviour. *Waste Biomass Valorization* **2017**, *8*, 2867–2880, doi:10.1007/s12649-017-9868-2.
75. Bestgen, J.O.; Cetin, B.; Tanyu, B.F. Effects of Extraction Methods and Factors on Leaching of Metals from Recycled Concrete Aggregates. *Environmental Science and Pollution Research* **2016**, *23*, 12983–13002, doi:10.1007/s11356-016-6456-0.
76. Mahedi, M.; Cetin, B. Carbonation Based Leaching Assessment of Recycled Concrete Aggregates. *Chemosphere* **2020**, *250*, doi:10.1016/j.chemosphere.2020.126307.
77. Nurhanim et al. Leaching Behavior of Construction and Demolition Waste (Concrete and Gypsum). *Iranica journal of energy and environment* **2016**, doi:10.5829/idosi.ijee.2016.07.02.17.
78. Council of the European Union, 2003/33/EC, Council Decision Establishing Criteria and Procedures for the Acceptance of Waste at Landfills Pursuant to Article 16 of and Annex, II., to Directive 1999/31/EC. *Off. J. Eur. Commun.*, (2003), Pp. 27-49.
79. López-Uceda, A.; Galvín, A.P.; Barbudo, A.; Ayuso, J. Long-Term Leaching and Mechanical Behaviour at Recycled Aggregate with Different Gypsum Contents. *Environmental Science and Pollution Research* **2019**, *26*, 35565–35573, doi:10.1007/s11356-019-04925-5.
80. Butera, S.; Christensen, T.H.; Astrup, T.F. Composition and Leaching of Construction and Demolition Waste: Inorganic Elements and Organic Compounds. *J Hazard Mater* **2014**, *276*, 302–311, doi:10.1016/j.jhazmat.2014.05.033.
81. Agrela, F.; Díaz-López, J.L.; Rosales, J.; Cuenca-Moyano, G.M.; Cano, H.; Cabrera, M. Environmental Assessment, Mechanical Behavior and New Leaching Impact Proposal of Mixed Recycled Aggregates to Be Used in Road Construction. *J Clean Prod* **2021**, *280*, doi:10.1016/j.jclepro.2020.124362.
82. MINISTERO DELL'AMBIENTE E DELLA SICUREZZA ENERGETICA DECRETO 28 Giugno 2024, n. 127 Regolamento Recante Disciplina Della Cessazione Della Qualifica Di Rifiuto Dei Rifiuti Inerti Da Costruzione e Demolizione, Altri Rifiuti Inerti Di Origine Minerale, Ai Sensi Dell'articolo 184-Ter, Comma 2, Del Decreto Legislativo 3 Aprile 2006, n. 152/2006. Available online:

- <https://www.gazzettaufficiale.it/eli/id/2024/09/11/24G00144/sg> (accessed on 15 November 2024).
83. Mariaková, D.; Mocová, K.A.; Fořtová, K.; Ryparová, P.; Pešta, J.; Pavlů, T. Ecotoxicity and Essential Properties of Fine-Recycled Aggregate. *Materials* **2021**, *14*, 1–16, doi:10.3390/ma14020463.
 84. Mariaková, D.; Mocová, K.A.; Fořtová, K.; Pavlů, T.; Hájek, P. Waste Glass Powder Reusability in High-Performance Concrete: Leaching Behavior and Ecotoxicity. *Materials* **2021**, *14*, doi:10.3390/ma14164476.
 85. Vytlačilova, V. Testing Ecological Suitability for the Utilization of Recycled Aggregates. *Green Processing and Synthesis* **2017**, *6*, 225–234, doi:10.1515/gps-2016-0074.
 86. Mocová, K.A.; Sackey, L.N.A.; Renkerová, P. Environmental Impact of Concrete and Concrete-Based Construction Waste Leachates. In Proceedings of the IOP Conference Series: Earth and Environmental Science; 2019; Vol. 290.
 87. Heisterkamp, I.; Ratte, M.; Schoknecht, U.; Gartiser, S.; Kalbe, U.; Ilvonen, O. Ecotoxicological Evaluation of Construction Products: Inter-Laboratory Test with DSLT and Percolation Test Eluates in an Aquatic Biotest Battery. *Environ Sci Eur* **2021**, *33*, doi:10.1186/s12302-021-00514-x.
 88. Mariaková, D.; Mocová, K.A.; Pešta, J.; Fořtová, K.; Tripathi, B.; Pavlů, T.; Hájek, P. Ecotoxicity of Concrete Containing Fine-Recycled Aggregate: Effect on Photosynthetic Pigments, Soil Enzymatic Activity and Carbonation Process. *Sustainability (Switzerland)* **2022**, *14*, doi:10.3390/su14031732.
 89. Barbosa, R.; Lapa, N.; Dias, D.; Mendes, B. Concretes Containing Biomass Ashes: Mechanical, Chemical, and Ecotoxic Performances. *Constr Build Mater* **2013**, *48*, 457–463, doi:10.1016/j.conbuildmat.2013.07.031.
 90. Rodrigues, P.; Silvestre, J.D.; Flores-colen, I.; Viegas, C.A.; Ahmed, H.H.; Kurda, R.; de Brito, J. Evaluation of the Ecotoxicological Potential of Fly Ash and Recycled Concrete Aggregates Use in Concrete. *Applied Sciences (Switzerland)* **2020**, *10*, doi:10.3390/app10010351.
 91. Rodrigues, P.; Silvestre, J.D.; Flores-Colen, I.; Viegas, C.A.; de Brito, J.; Kurad, R.; Demertzi, M. Methodology for the Assessment of the Ecotoxicological Potential of Construction Materials. *Materials* **2017**, *10*, doi:10.3390/ma10060649.
 92. The Effect of Compaction on the Leaching and Pollutant Emission Time of Recycled Aggregates from Construction and Demolition Waste | Enhanced Reader (accessed on 14 November 2024).
 93. GLI AGGREGATI RICICLATI NELLE OPERE EDILI PUBBLICHE E PRIVATE: LE OPPORTUNITÀ AMBIENTALI ED ECONOMICHE | Enhanced Reader (accessed on 14 November 2024).
 94. Tavira, J.; Jiménez, J.R.; Ayuso, J.; López-Uceda, A.; Ledesma, E.F. Recycling Screening Waste and Recycled Mixed Aggregates from Construction and Demolition Waste in Paved Bike Lanes. *J Clean Prod* **2018**, *190*, 211–220, doi:10.1016/J.JCLEPRO.2018.04.128.

95. Agrela, F.; Barbudo, A.; Ramírez, A.; Ayuso, J.; Carvajal, M.D.; Jiménez, J.R. Construction of Road Sections Using Mixed Recycled Aggregates Treated with Cement in Malaga, Spain. *Resour Conserv Recycl* **2012**, *58*, 98–106, doi:10.1016/j.resconrec.2011.11.003.
96. Home - ANPAR Available online: <https://anpar.org/> (accessed on 14 November 2024).
97. Nuovo Rapporto Legambiente: L'economia Circolare Nel Settore Delle Costruzioni - BibLus Available online: <https://biblus.acca.it/economia-circolare-nel-settore-delle-costruzioni-legambiente/> (accessed on 15 November 2024).
98. World steel Association 2023 *World Steel in Figures*; 2023;
99. Piemonti, A.; Conforti, A.; Cominoli, L.; Luciano, A.; Plizzari, G.; Sorlini, S. Exploring the Potential for Steel Slags Valorisation in an Industrial Symbiosis Perspective at Meso-Scale Level. *Waste Biomass Valorization* **2023**, *14*, 3355–3375, doi:10.1007/s12649-022-01940-5.
100. Ragipani, R.; Bhattacharya, S.; Suresh, A.K. A Review on Steel Slag Valorisation: Via Mineral Carbonation. *React Chem Eng* 2021, *6*, 1152–1178.
101. Federacciai *LA SIDERURGIA ITALIANA IN CIFRE*; 2023;
102. Yildirim, I.Z.; Prezzi, M. *JOINT TRANSPORTATION RESEARCH PROGRAM FHWA/IN/JTRP-2009/32 Final Report USE OF STEEL SLAG IN SUBGRADE APPLICATIONS Technology Transfer and Project Implementation Information Use of Steel Slag in Subgrade Applications*; 2009;
103. Piemonti, A.; Conforti, A.; Cominoli, L.; Sorlini, S.; Luciano, A.; Plizzari, G. Use of Iron and Steel Slags in Concrete: State of the Art and Future Perspectives. *Sustainability (Switzerland)* **2021**, *13*, 1–27, doi:10.3390/su13020556.
104. World steel Association *Steel Industry Co-Products*; 2021;
105. Sorlini, S.; Sanzeni, A.; Rondi, L. Reuse of Steel Slag in Bituminous Paving Mixtures. *J Hazard Mater* **2012**, *209*, 84–91, doi:10.1016/j.jhazmat.2011.12.066.
106. Benassi, L.; Alias, C.; Feretti, D.; Gelatti, U.; Piovani, G.; Zerbini, I.; Sorlini, S. Ecotoxicity and Genotoxicity of Steel Slags: Preliminary Results. *Detritus* **2019**, *6*, 32–38, doi:10.31025/2611-4135/2019.13815.
107. Riboldi, A.; Cornacchia, G.; Gelfi, M.; Borgese, L. borgese@unibs.it; Zacco, A.; Bontempi, E.; Boniardi, M. V.; Casaroli, A.; Depero, L.E. Grain Size Effect in Elution Test of Electric Arc Furnace Slag. *Applied Sciences (Switzerland)* **2020**, *10*, doi:10.3390/app10020477.
108. Primavera, A.; Pontoni, L.; Mombelli, D.; Barella, S.; Mapelli, C. EAF Slag Treatment for Inert Materials' Production. *Journal of Sustainable Metallurgy* **2016**, *2*, 3–12, doi:10.1007/S40831-015-0028-2/TABLES/9.
109. Engström, F.; Larsson, M.L.; Samuelsson, C.; Sandström, Å.; Robinson, R.; Björkman, B. Leaching Behavior of Aged Steel Slags. *Steel Res Int* **2014**, *85*, 607–615, doi:10.1002/srin.201300119.

110. Ledesma, E.F.; Lozano-Lunar, A.; Ayuso, J.; Galvín, A.P.; Fernández, J.M.; Jiménez, J.R. The Role of PH on Leaching of Heavy Metals and Chlorides from Electric Arc Furnace Dust in Cement-Based Mortars. **2018**, doi:10.1016/j.conbuildmat.2018.06.175.
111. Manso, J.M.; Polanco, J.A.; Losañez, M.; González, J.J. Durability of Concrete Made with EAF Slag as Aggregate. *Cem Concr Compos* **2006**, *28*, 528–534, doi:10.1016/j.cemconcomp.2006.02.008.
112. Proctor, D.M.; Fehling, K.A.; Shay, E.C.; Wittenborn, J.L.; Green, J.J.; Avent, C.; Bigham, R.D.; Connolly, M.; Lee, B.; Shepker, T.O.; et al. Physical and Chemical Characteristics of Blast Furnace, Basic Oxygen Furnace, and Electric Arc Furnace Steel Industry Slags. *Environ Sci Technol* **2000**, *34*, 1576–1582, doi:10.1021/ES9906002.
113. Sukmak, P.; Sukmak, G.; De Silva, P.; Horpibulsuk, S.; Kassawat, S.; Suddeepong, A. The Potential of Industrial Waste: Electric Arc Furnace Slag (EAF) as Recycled Road Construction Materials. **2023**, doi:10.1016/j.conbuildmat.2023.130393.
114. Piatak, N.M.; Parsons, M.B.; Seal Ii, R.R. Characteristics and Environmental Aspects of Slag: A Review. **2014**, doi:10.1016/j.apgeochem.2014.04.009.
115. Singh, S.K.; Vashistha, P.; Chandra, R.; Rai, A.K. Study on Leaching of Electric Arc Furnace (EAF) Slag for Its Sustainable Applications as Construction Material. *Process Safety and Environmental Protection* **2021**, *148*, 1315–1326, doi:10.1016/j.psep.2021.01.039.
116. Neuhold, S.; van Zomeren, A.; Dijkstra, J.J.; van der Sloot, H.A.; Drissen, P.; Algermissen, D.; Mudersbach, D.; Schüller, S.; Griessacher, T.; Raith, J.G.; et al. Investigation of Possible Leaching Control Mechanisms for Chromium and Vanadium in Electric Arc Furnace (EAF) Slags Using Combined Experimental and Modeling Approaches. *Minerals* **2019**, *9*, doi:10.3390/min9090525.
117. González-Ortega, M.A.; Cavalaro, S.H.P.; Rodríguez de Sensale, G.; Aguado, A. Durability of Concrete with Electric Arc Furnace Slag Aggregate. *Constr Build Mater* **2019**, *217*, 543–556, doi:10.1016/j.conbuildmat.2019.05.082.
118. Yokoyama, S.; Suzuki, A.; Nik, H.B.M.N.; Kanematsu, H.; Ogawa, A.; Takahashi, T.; Izaki, M.; Umemoto, M. Serial Batch Elution of Electric Arc Furnace Oxidizing Slag Discharged from Normal Steelmaking Process into Fresh Water. *ISIJ International* **2010**, *50*, 630–638, doi:10.2355/isijinternational.50.630.
119. Alias, C.; Feretti, D.; Benassi, L.; Abbà, A.; Gelatti, U.; Sorlini, S.; Zerbini, I.; Piovani, G. The Release of Contaminants from Steel Slags and Natural Aggregates: Evaluation of Toxicity and Genotoxicity. *Environ Mol Mutagen* **2021**, *62*, 66–77, doi:10.1002/EM.22407.
120. Čabanová, K.; Kukutschová, J.; Matejka, V.; Gröplová, K.; Vlček, J.; Čabanová, K.; Kukutschová, J.; Horáková, V.; Eleková, H.; Matějka, V. *The Influence of Metallurgical Slags Particle Size on the Inhibition of Algal Growth of Desmodesmus Subspicatus*; 2010;
121. Alias, C.; Zerbini, I.; Abbà, A.; Benassi, L.; Gelatti, U.; Sorlini, S.; Piovani, G.; Feretti, D. Ecotoxicity Evaluation of Industrial Waste and Construction Materials: Comparison Between Leachates from Granular Steel Slags and Steel Slags-Containing Concrete Through a Plant-Based Approach. *Bull Environ Contam Toxicol* **2023**, *111*, doi:10.1007/s00128-023-03764-y.

122. Liu, T.; Wang, Y.; Zeng, Y.; Li, J.; Yu, Q.; Wang, X.; Gao, D.; Wang, F.; Cai, S. Effects from Converter Slag and Electric Arc Furnace Slag on Chlorophyll a Accumulation of *Nannochloropsis* Sp. *Applied Sciences (Switzerland)* **2021**, *11*, doi:10.3390/app11199127.
123. EUROFER European-Steel-in-Figures-2021. **2021**.
124. Guo, J.; Bao, Y.; Wang, M. Steel Slag in China: Treatment, Recycling, and Management. *Waste Management* 2018, *78*, 318–330.
125. Euroslag - Euroslag Available online: <https://www.euroslag.com/> (accessed on 23 January 2024).
126. Iron and Steel Slag Statistics: NIPPON SLAG ASSOCIATION Available online: <https://www.slg.jp/e/statistics/index.html> (accessed on 23 January 2024).
127. Abu-Eishah, S.I.; El-Dieb, A.S.; Bedir, M.S. Performance of Concrete Mixtures Made with Electric Arc Furnace (EAF) Steel Slag Aggregate Produced in the Arabian Gulf Region. **2012**, doi:10.1016/j.conbuildmat.2012.02.012.
128. Coppola, L.; Buoso, A.; Coffetti, D.; Kara, P.; Lorenzi, S. Electric Arc Furnace Granulated Slag for Sustainable Concrete. **2016**, doi:10.1016/j.conbuildmat.2016.06.142.
129. San-José, J.T.; Vegas, I.; Arribas, I.; Marcos, I. The Performance of Steel-Making Slag Concretes in the Hardened State. **2014**, doi:10.1016/j.matdes.2014.04.030.
130. Maslehuddin, M.; Sharif, A.M.; Shameem, M.; Ibrahim, M.; Barry, M. Comparison of Properties of Steel Slag and Crushed Limestone Aggregate Concretes. *Constr Build Mater* **2003**, *17*, 105–112.
131. Arribas, I.; Vegas, I.; San-José, J.T.; Manso, J.M. Durability Studies on Steelmaking Slag Concretes. **2014**, doi:10.1016/j.matdes.2014.06.002.
132. Pellegrino, C.; Cavagnis, P.; Faleschini, F.; Brunelli, K. Properties of Concretes with Black/Oxidizing Electric Arc Furnace Slag Aggregate. **2012**, doi:10.1016/j.cemconcomp.2012.09.001.
133. Faleschini, F.; Santamaria, A.; Zanini, M.A.; San José, J.T.; Pellegrino, C. Bond between Steel Reinforcement Bars and Electric Arc Furnace Slag Concrete. *Materials and Structures/Materiaux et Constructions* **2017**, *50*, doi:10.1617/s11527-017-1038-2.
134. Monosi, S.; Ruello, M.L.; Sani, D. Electric Arc Furnace Slag as Natural Aggregate Replacement in Concrete Production. **2015**, doi:10.1016/j.cemconcomp.2015.10.004.
135. Lee, J.Y.; Choi, J.S.; Yuan, T.F.; Yoon, Y.S.; Mitchell, D. Comparing Properties of Concrete Containing Electric Arc Furnace Slag and Granulated Blast Furnace Slag. *Materials* 2019, *Vol. 12*, Page 1371 **2019**, *12*, 1371, doi:10.3390/MA12091371.
136. Parron-Rubio, M.E.; Perez-García, F.; Gonzalez-Herrera, A.; Rubio-Cintas, M.D. Concrete Properties Comparison When Substituting a 25% Cement with Slag from Different Provenances. *Materials* 2018, *Vol. 11*, Page 1029 **2018**, *11*, 1029, doi:10.3390/MA11061029.

137. Saly, F.; Guo, L.; Ma, R.; Gu, C.; Sun, W. Properties of Steel Slag and Stainless Steel Slag as Cement Replacement Materials: A Comparative Study. *Journal Wuhan University of Technology, Materials Science Edition* **2018**, *33*, 1444–1451, doi:10.1007/s11595-018-1989-3.
138. Roslan, N.H.; Ismail, M.; Khalid, N.H.A.; Muhammad, B. Properties of Concrete Containing Electric Arc Furnace Steel Slag and Steel Sludge. *Journal of Building Engineering* **2020**, *28*, 101060, doi:10.1016/J.JOBE.2019.101060.
139. Roslan, N.H.; Ismail, M.; Abdul-Majid, Z.; Ghoreishamiri, S.; Muhammad, B. Performance of Steel Slag and Steel Sludge in Concrete. *Constr Build Mater* **2016**, *104*, 16–24, doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2015.12.008.
140. Khan, K.M.; Ali, F.; Sultan, T.; Ahmed, S.; Ahmed, A. Experimental Study to Compare the Effects of Gradation, Additives and Filler Materials on Performance of CIR Mixes. *Life Sci J* **2013**, *10*, 176–184.
141. Ziari, H.; Khabiri, M.M. Preventive Maintenance of Flexible Pavement and Mechanical Properties of Steel Slag Asphalt. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* **2007**, *15*, 188–192, doi:10.1080/16486897.2007.9636928.
142. Skaf, M.; Manso, J.M.; Aragón, Á.; Fuente-Alonso, J.A.; Ortega-López, V. EAF Slag in Asphalt Mixes: A Brief Review of Its Possible Re-Use. *Resour Conserv Recycl* **2017**, *120*, 176–185, doi:10.1016/J.RESCONREC.2016.12.009.
143. Pasetto, M.; Baldo, N. Laboratory Investigation on Foamed Bitumen Bound Mixtures Made with Steel Slag, Foundry Sand, Bottom Ash and Reclaimed Asphalt Pavement. *Road Materials and Pavement Design* **2012**, *13*, 691–712, doi:10.1080/14680629.2012.742629.
144. Pasetto, M.; Baldo, N. Experimental Evaluation of High Performance Base Course and Road Base Asphalt Concrete with Electric Arc Furnace Steel Slags. *J Hazard Mater* **2010**, *181*, 938–948, doi:10.1016/J.JHAZMAT.2010.05.104.
145. Pasetto, M.; Baldo, N. Electric Arc Furnace Steel Slags in “High Performance” Asphalt Mixes: A Laboratory Characterisation. *2006 TMS Fall Extraction and Processing Division: Sohn International Symposium* **2006**, *5*, 443–450.
146. Kavussi, A.; Qazizadeh, M.J. Fatigue Characterization of Asphalt Mixes Containing Electric Arc Furnace (EAF) Steel Slag Subjected to Long Term Aging. *Constr Build Mater* **2014**, *72*, 158–166, doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2014.08.052.
147. Fonseca, A.I.; Gascón, C.; Ojeda, J.L.; Navarro, J.A.; Ruiz, A. Use of Iron and Steel Aggregate in the Basque Country. *Carreteras* **2013**, *4*, 50–63.
148. Wang, Y.; Wang, G. Improvement of Porous Pavement. **2011**.
149. Milačič, R.; Zuliani, T.; Oblak, T.; Mladenovič, A.; ančar, J.Š. Environmental Impacts of Asphalt Mixes with Electric Arc Furnace Steel Slag. *J Environ Qual* **2011**, *40*, 1153–1161, doi:10.2134/JEQ2010.0516.
150. Dondi, G.; Mazzotta, F.; Lantieri, C.; Cuppi, F.; Vignali, V.; Sangiovanni, C. Use of Steel Slag as an Alternative to Aggregate and Filler in Road Pavements. *Materials* **2021**, *14*, 1–13, doi:10.3390/ma14020345.

151. Agostinacchio, M.; Olita, S. Use of Marginal Materials in Road Constructions: Electric-Arc Furnace Slag.
152. Gostečnik, M.; Šinik, P.; Mladenovič, A.; Ščančar, J.; Milačič, R. Environmental Impacts of Mixed Aggregates for Use in Unbound Layers in Road Construction Okoljski Vplivi Mešanih Agregatov Za Uporabo v Nevezanih Materialih v Cestogradnji. **2020**, doi:10.2478/rmzmag-2020-0002.
153. Islam, Z.; Tran, Q.T.; Koizumi, S.; Kato, F.; Ito, K.; Araki, K.S.; Kubo, M.; Islam, Z.; Tran, Q.T.; Koizumi, S.; et al. Effect of Steel Slag on Soil Fertility and Plant Growth. *J Agric Chem Environ* **2022**, *11*, 209–221, doi:10.4236/JACEN.2022.113014.
154. Negim, O.; Eloifi, B.; Mench, M.; Bes, C.; Gaste, H.; Motelica-Heino, M.; Le Coustumer, P. Effect of Basic Slag Addition on Soil Properties, Growth and Leaf Mineral Composition of Beans in a Cu-Contaminated Soil. *Soil Sediment Contam* **2010**, *19*, 174–187, doi:10.1080/15320380903548508.
155. WANG, X.; CAI, Q.S. Steel Slag as an Iron Fertilizer for Corn Growth and Soil Improvement in a Pot Experiment. *Pedosphere* **2006**, *16*, 519–524, doi:10.1016/S1002-0160(06)60083-0.
156. Abbaspour, A.; Kalbasi, M.; Shariatmadari, H. Effect of Steel Converter Sludge as Iron Fertilizer and Soil Amendment in Some Calcareous Soils. *J Plant Nutr* **2004**, *27*, 377–394, doi:10.1081/PLN-120027661.
157. Radić, S.; Sandev, D.; Maldini, K.; Vujčić Bok, V.; Lepeduš, H.; Domijan, A.M. Recycling Electric Arc Furnace Slag into Fertilizer: Effects of “Waste Product” on Growth and Physiology of the Common Bean (*Phaseolus Vulgaris* L.). *Agronomy* **2022**, *Vol. 12*, Page 2218 **2022**, *12*, 2218, doi:10.3390/AGRONOMY12092218.
158. Akinwumi, I. Soil Modification by the Application of Steel Slag. *Periodica Polytechnica Civil Engineering* **2014**, *58*, 371–377, doi:10.3311/PPCI.7239.
159. Teo, P. Ter; Zakaria, S.K.; Salleh, S.Z.; Taib, M.A.A.; Sharif, N.M.; Seman, A.A.; Mohamed, J.J.; Yusoff, M.; Yusoff, A.H.; Mohamad, M.; et al. Assessment of Electric Arc Furnace (EAF) Steel Slag Waste’s Recycling Options into Value Added Green Products: A Review. *Metals* **2020**, *Vol. 10*, Page 1347 **2020**, *10*, 1347, doi:10.3390/MET10101347.
160. Badiie, H.; Maghsoudipour, A.; Dehkordi, B.R. Use of Iranian Steel Slag for Production of Ceramic Floor Tiles. *Advances in Applied Ceramics* **2008**, *107*, 111–115, doi:10.1179/174367608X263377.
161. Cornacchia, G.; Agnelli, S.; Gelfi, M.; Ramorino, G.; Roberti, R. Reuse of EAF Slag as Reinforcing Filler for Polypropylene Matrix Composites. *JOM* **2015**, *67*, 1370–1378, doi:10.1007/S11837-015-1396-6/FIGURES/10.
162. Gobetti, A.; Cornacchia, G.; Ramorino, G. Innovative Reuse of Electric Arc Furnace Slag as Filler for Different Polymer Matrixes. *Minerals* **2021**, *11*, doi:10.3390/min11080832.
163. Gobetti, A.; Cornacchia, G.; Ramorino, G. Reuse of Electric Arc Furnace Slag as Filler for Nitrile Butadiene Rubber. *JOM* **2022**, *74*, 1329–1339, doi:10.1007/S11837-021-05135-6/FIGURES/8.

-
164. Zambito, P. *Depuratore Della Val Trompia: Aggregati Industriali e Calcestruzzo Innovativo, Un Mix Di Ecosostenibilità*. Consiglio Nazionale Giovani Imprenditori Edili; Brescia, 2023.
165. Vezzola, M. *IMPIEGO DEI MATERIALI CONFORMI ALL'EoW NEI CONGLOMERATI BITUMINOSI. FOCUS SULLE SCORIE D'ACCIAIERIA*. Consiglio Nazionale Giovani Imprenditori Edili; Brescia, 2023;
166. Zecchini, A. *L'esperienza Italcementi e Calcestruzzi Nella Valorizzazione Dei Materiali Derivanti Da Altri Processi. Materiali per l'Edilizia e Le Infrastrutture Sostenibili Gli Aggregati Riciclati*; 2019;
167. Faleschini, F.; Pellegrino, C. *PROBLEMI E OPPORTUNITA' PER LE SCORIE NERE DA FORNO ELETTRICO. Workshop SLAG NEW LIFE: Studio Delle Scorie Nere EAF*; Brescia, 2017;
168. *DOSSIER TERRE ESAUSTE*; 2020;
169. Etxeberria, M.; Pacheco, C.; Meneses, J.M.; Berridi, I. Properties of Concrete Using Metallurgical Industrial By-Products as Aggregates. *Constr Build Mater* **2010**, *24*, 1594–1600, doi:10.1016/j.conbuildmat.2010.02.034.
170. Chesner, W.H.; Collins, R.J.; MacKay, M.H.; Emery, J. User Guidelines for Waste and By-Product Materials in Pavement Construction.
171. Park, C.L.; Kim, B.G.; Yu, Y. The Regeneration of Waste Foundry Sand and Residue Stabilization Using Coal Refuse. *J Hazard Mater* **2012**, *203–204*, 176–182, doi:10.1016/j.jhazmat.2011.11.100.
172. Mymrin, V.; Correia, R.A.M.; Alekseev, K.; Klitzke, W.; Avanci, M.A.; Rolim, P.H.B.; Argenta, M.A.; Carmo, J.B. Sustainable Materials from Hazardous Lead Ore Flotation Waste in Composites with Spent Foundry Sand and Clay. *International Journal of Advanced Manufacturing Technology* **2020**, *109*, 1333–1344, doi:10.1007/s00170-020-05722-y.
173. Bakis, R.; Koyuncu, H.; Demirbas, A. An Investigation of Waste Foundry Sand in Asphalt Concrete Mixtures. *Waste Management and Research* **2006**, *24*, 269–274, doi:10.1177/0734242X06064822.
174. Basar, H.M.; Deveci Aksoy, N. The Effect of Waste Foundry Sand (WFS) as Partial Replacement of Sand on the Mechanical, Leaching and Micro-Structural Characteristics of Ready-Mixed Concrete. *Constr Build Mater* **2012**, *35*, 508–515, doi:10.1016/j.conbuildmat.2012.04.078.
175. Kaur, G.; Siddique, R.; Rajor, A. Micro-Structural and Metal Leachate Analysis of Concrete Made with Fungal Treated Waste Foundry Sand. *Constr Build Mater* **2013**, *38*, 94–100, doi:10.1016/j.conbuildmat.2012.07.112.
176. Savić, V.; Topalović, V.; Matijašević, S.; Nikolić, J.; Grujić, S.; Zildžović, S.; Radulović, A. Chemical Durability of Sintered Glass-Composite Prepared from Glass Cullet and Waste Foundry Sand. *Metallurgical and Materials Engineering* **2021**, *27*, 105–113, doi:10.30544/477.
177. Dungan, R.S.; Dees, N.H. The Characterization of Total and Leachable Metals in Foundry Molding Sands. *J Environ Manage* **2009**, *90*, 539–548, doi:10.1016/j.jenvman.2007.12.004.

-
178. Dayton, E.A.; Whitacre, S.D.; Dungan, R.S.; Basta, N.T. Characterization of Physical and Chemical Properties of Spent Foundry Sands Pertinent to Beneficial Use in Manufactured Soils. *Plant Soil* **2010**, *329*, 27–33, doi:10.1007/s11104-009-0120-0.
179. Miguel, R.E.; Ippolito, J.A.; Leytem, A.B.; Porta, A.A.; Banda Noriega, R.B.; Dungan, R.S. Analysis of Total Metals in Waste Molding and Core Sands from Ferrous and Non-Ferrous Foundries. *J Environ Manage* **2012**, *110*, 77–81, doi:10.1016/j.jenvman.2012.05.025.
180. Bozym, M. The Study of Heavy Metals Leaching from Waste Foundry Sands Using a One-Step Extraction. *E3S Web of Conferences* **2017**, *19*, doi:10.1051/e3sconf/20171902018.
181. Deng, A. Contaminants in Waste Foundry Sand and Its Leachate. *Int J Environ Pollut* **2009**, *38*, 425–443, doi:10.1504/IJEP.2009.027274.
182. Ji, S.; Wan, L.; Fan, Z. The Toxic Compounds and Leaching Characteristics of Spent Foundry Sands. *Water Air Soil Pollut* **2001**, *132*, 347–364, doi:10.1023/A:1013207000046.
183. Deng, A. Contaminants in Waste Foundry Sand and Its Leachate. *Int J Environ Pollut* **2009**, *38*, 425–443, doi:10.1504/IJEP.2009.027274.
184. Zhang, H.; Su, L.; Li, X.; Zuo, J.; Liu, G.; Wang, Y. Evaluation of Soil Microbial Toxicity of Waste Foundry Sand for Soil-Related Reuse. *Front Environ Sci Eng* **2014**, *8*, 89–98, doi:10.1007/s11783-013-0591-3.
185. Miguel, R.E.; Ippolito, J.A.; Porta, A.A.; Banda Noriega, R.B.; Dungan, R.S. Use of Standardized Procedures to Evaluate Metal Leaching from Waste Foundry Sands. *J Environ Qual* **2013**, *42*, 615–620, doi:10.2134/jeq2012.0356.
186. Alves, B.S.Q.; Dungan, R.S.; Carnin, R.L.P.; Galvez, R.; De Carvalho Pinto, C.R.S. Metals in Waste Foundry Sands and an Evaluation of Their Leaching and Transport to Groundwater. *Water Air Soil Pollut* **2014**, *225*, doi:10.1007/s11270-014-1963-4.
187. Siddiquea, R.; Kaur, G.; Rajor, A. Waste Foundry Sand and Its Leachate Characteristics. *Resour Conserv Recycl* **2010**, *54*, 1027–1036, doi:10.1016/j.resconrec.2010.04.006.
188. Deng, A.; Tikalsky, P.J. Geotechnical and Leaching Properties of Flowable Fill Incorporating Waste Foundry Sand. *Waste Management* **2008**, *28*, 2161–2170, doi:10.1016/j.wasman.2007.09.018.
189. Arulrajah, A.; Yaghoubi, E.; Imteaz, M.; Horpibulsuk, S. Recycled Waste Foundry Sand as a Sustainable Subgrade Fill and Pipe-Bedding Construction Material: Engineering and Environmental Evaluation. *Sustain Cities Soc* **2017**, *28*, 343–349, doi:10.1016/j.scs.2016.10.009.
190. Bakis, R.; Koyuncu, H.; Demirbas, A. An Investigation of Waste Foundry Sand in Asphalt Concrete Mixtures. *Waste Management and Research* **2006**, *24*, 269–274, doi:10.1177/0734242X06064822.
191. Dungan, R.S.; Dees, N.H. The Characterization of Total and Leachable Metals in Foundry Molding Sands. *J Environ Manage* **2009**, *90*, 539–548, doi:10.1016/j.jenvman.2007.12.004.

192. Dayton, E.A.; Whitacre, S.D.; Dungan, R.S.; Basta, N.T. Characterization of Physical and Chemical Properties of Spent Foundry Sands Pertinent to Beneficial Use in Manufactured Soils. *Plant Soil* **2010**, *329*, 27–33, doi:10.1007/s11104-009-0120-0.
193. Bozym, M. The Study of Heavy Metals Leaching from Waste Foundry Sands Using a One-Step Extraction. In Proceedings of the E3S Web of Conferences; 2017; Vol. 19.
194. Kaur, G.; Siddique, R.; Rajor, A. Micro-Structural and Metal Leachate Analysis of Concrete Made with Fungal Treated Waste Foundry Sand. *Constr Build Mater* **2013**, *38*, 94–100, doi:10.1016/j.conbuildmat.2012.07.112.
195. Xiang, R.; Li, Y.; Li, S.; Xue, Z.; Yuan, L. New Insight into Treatment of Foundry Waste: Porous Insulating Refractory Based on Waste Foundry Sand via a Sacrificial Fugitive Route. *Journal of the Australian Ceramic Society* **2021**, *57*, 427–433, doi:10.1007/s41779-020-00540-7.
196. Bozym, M. Assessment of Leaching of Heavy Metals from Landfilled Foundry Waste during Exploitation of the Heaps. *Pol J Environ Stud* **2019**, *28*, 4117–4126, doi:10.15244/pjoes/99240.
197. Basar, H.M.; Deveci Aksoy, N. The Effect of Waste Foundry Sand (WFS) as Partial Replacement of Sand on the Mechanical, Leaching and Micro-Structural Characteristics of Ready-Mixed Concrete. *Constr Build Mater* **2012**, *35*, 508–515, doi:10.1016/j.conbuildmat.2012.04.078.
198. Basar, H.M.; Deveci Aksoy, N. The Effect of Waste Foundry Sand (WFS) as Partial Replacement of Sand on the Mechanical, Leaching and Micro-Structural Characteristics of Ready-Mixed Concrete. *Constr Build Mater* **2012**, *35*, 508–515, doi:10.1016/j.conbuildmat.2012.04.078.
199. USEPA *Risk Assessment of Spent Foundry Sands In Soil-Related Applications Evaluating Silica-Based Spent Foundry Sand From Iron, Steel, and Aluminum Foundries*; 2014;
200. Council of the European Union, 2003/33/EC, Council Decision Establishing Criteria and Procedures for the Acceptance of Waste at Landfills Pursuant to Article 16 of and Annex, II., to Directive 1999/31/EC. *Off. J. Eur. Commun.*, (2003), Pp. 27–49.
201. Yazoghli-Marzouk, O.; Vulcano-Greullet, N.; Cantegrit, L.; Friteyre, L.; Jullien, A. Recycling Foundry Sand in Road Construction-Field Assessment. *Constr Build Mater* **2014**, *61*, 69–78, doi:10.1016/j.conbuildmat.2014.02.055.
202. Alias, C.; Feretti, D.; Benassi, L.; Abbà, A.; Gelatti, U.; Sorlini, S.; Zerbini, I.; Piovani, G. The Release of Contaminants from Steel Slags and Natural Aggregates: Evaluation of Toxicity and Genotoxicity. *Environ Mol Mutagen* **2021**, *62*, 66–77, doi:10.1002/em.22407.
203. Zhang, H.-F.; Wang, Y.-J.; Wang, J.-L.; Huang, T.-Y.; Xiong, Y. Environmental Toxicity of Waste Foundry Sand. *Huanjing Kexue/Environmental Science* **2013**, *34*, 1174–1180.
204. Curieses, S.P.; Sáenz, M.E.; Larramendy, M.; Di Marzio, W. Ecotoxicological Evaluation of Foundry Sands and Cosmetic Sludges Using New Earthworm Biomarkers. *Ecotoxicology* **2016**, *25*, 914–923, doi:10.1007/s10646-016-1649-3.

-
205. Mastella, M.A.; Gislou, E.S.; Pelisser, F.; Ricken, C.; Silva, L.D.; Angioletto, E.; Montedo, O.R.K. Mechanical and Toxicological Evaluation of Concrete Artifacts Containing Waste Foundry Sand. *Waste Management* **2014**, *34*, 1495–1500, doi:10.1016/j.wasman.2014.02.001.
206. Aneke, F.I.; Awuzie, B.O.; Mostafa, M.M.H.; Okorafor, C. Durability Assessment and Microstructure of High-Strength Performance Bricks Produced from Pet Waste and Foundry Sand. *Materials* **2021**, *14*, doi:10.3390/ma14195635.
207. Andrade, R.M.; Cava, S.; Silva, S.N.; Soledade, L.E.B.; Rossi, C.C.; Robertoleite, E.; Paskocimas, C.A.; Varela, J.A.; Longo, E. Foundry Sand Recycling in the Troughs of Blast Furnaces: A Technical Note. *J Mater Process Technol* **2005**, *159*, 125–134, doi:10.1016/J.JMATPROTEC.2003.10.021.
208. Alonso-Santurde, R.; Coz, A.; Viguri, J.R.; Andrés, A. Recycling of Foundry By-Products in the Ceramic Industry: Green and Core Sand in Clay Bricks. *Constr Build Mater* **2012**, *27*, 97–106, doi:10.1016/J.CONBUILDMAT.2011.08.022.
209. Quaranta, N.E.; Lalla, N.S.; Caligaris, M.G.; Boccaccini, A.R.; Vieira, C.M. Ceramic Tiles Adding Waste Foundry Sand to Different Clays. *WIT Transactions on Ecology and the Environment* **2010**, *140*, 99–108, doi:10.2495/WM100101.
210. Hossiney, N.; Das, P.; Mohan, M.K.; George, J. In-Plant Production of Bricks Containing Waste Foundry Sand—A Study with Belgaum Foundry Industry. *Case Studies in Construction Materials* **2018**, *9*, e00170, doi:10.1016/J.CSCM.2018.E00170.
211. Leonel, R.F.; Folgueras, M. V.; Dalla Valentina, L.V.O.; Prim, S.R.; Prates, G.A.; Caraschi, J.C. Characterization of Soil-Cement Bricks with Incorporation of Used Foundry Sand. *Ceramica* **2017**, *63*, 329–335, doi:10.1590/0366-69132017633672131.
212. Lin, D.-F.; Luo, H.-L.; Lin, J.-D.; Zhuang, M.-L. Characterizations of Temperature Effects on Sintered Ceramics Manufactured with Waste Foundry Sand and Clay. *J Mater Cycles Waste Manag* **2018**, *20*, 127–136, doi:10.1007/s10163-016-0553-5.
213. de Matos, P.R.; Pilar, R.; Bromerchenkel, L.H.; Schankoski, R.A.; Gleize, P.J.P.; de Brito, J. Self-Compacting Mortars Produced with Fine Fraction of Calcined Waste Foundry Sand (WFS) as Alternative Filler: Fresh-State, Hydration and Hardened-State Properties. *J Clean Prod* **2020**, *252*, 119871, doi:10.1016/J.JCLEPRO.2019.119871.
214. Sebki, G.; Safi, B.; Chahour, K. Recycling of Foundry Sand Wastes in Self-Compacting Mortars: Use as Cementitious Materials and Fine Aggregates. *Journal of Applied Engineering Sciences* **2019**, *9*, 195–200, doi:10.2478/JAES-2019-0027.
215. Vázquez-Rodríguez *, F.J.; Valadez-Ramos, J.; Puente-Ornelas, R.; Contreras, J.E.; Arato, A.; Rodríguez, E.A. NONFERROUS WASTE FOUNDRY SAND AND MILLING FLY ASH AS ALTERNATIVE LOW MECHANICAL STRENGTH MATERIALS FOR CONSTRUCTION INDUSTRY: EFFECT ON MORTARS AT EARLY AGES; 2018; Vol. 48;.
216. Çevik, S.; Mutuk, T.; Oktay, B.M.; Demirbaş, A.K. Mechanical and Microstructural Characterization of Cement Mortars Prepared by Waste Foundry Sand (WFS). *Journal of the Australian Ceramic Society* **2017**, *53*, 829–837, doi:10.1007/s41779-017-0096-9.

-
217. Construction Sand and Gravel Data Sheet - Mineral Commodity Summaries 2020 | Enhanced Reader (accessed on 14 November 2024).
218. Global Construction Aggregates - Market Size, Market Share, Market Leaders, Demand Forecast, Sales, Company Profiles, Market Research, Industry Trends and Companies - The Freedonia Group Available online: <https://www.freedoniagroup.com/industry-study/global-construction-aggregates-3742.htm> (accessed on 14 November 2024).
219. Aktaş, B.; Aslan, Ş. *COMPARATIVE EVALUATION OF REPLACEMENT FOUNDRY SAND WITH MINERAL FINE AGGREGATES ON HMA PROPERTIES*;
220. Recycling and Beneficial Use of Foundry Byproducts | American Foundry Society Available online: <https://www.afsinc.org/recycling-and-beneficial-use-foundry-byproducts> (accessed on 14 November 2024).
221. Gambalunga, B.; Nicolini, J.L.; Inocente, J.M.; Pich, C.T.; Angioletto, E.; Pereira, F.R.; Montedo, O.R.K.; Arcaro, S. Valorization of Waste Foundry Sand Aggregates in Hot-Mix Asphalt. *Process Safety and Environmental Protection* **2023**, *173*, 277–288, doi:10.1016/J.PSEP.2023.03.025.
222. E Silva, L.M.S.; Magalhães, R.S.; MacEdo, W.C.; Santos, G.T.A.; Albas, A.E.S.; Teixeira, S.R. Utilization of Discarded Foundry Sand (DFS) and Inorganic Waste from Cellulose and Paper Industry for the Manufacture of Glass-Ceramic Materials. *Ceramica* **2020**, *66*, 413–420, doi:10.1590/0366-69132020663802899.
223. Zhao-shu, Z.; Ju-pei, X.; Xiao-qin, Z. Glass Matrix Composite Material Prepared with Waste Foundry Sand. *China Foundry* **2006**, *3*, 279–283.
224. Chiara, M.; Politecnico, Z.; Torino, D.; Fiore, S.; Di Torino, P.; Clerici, C. *Reuse of Foundry Sands for Core and Glass Production*; 2004;
225. Leonardo de Brito Andrade, R.L.P.C.R.C. de A.P. Spent Foundry Sand to Portland Cement Concrete: An Aggregate Analysis. *RevistaMateria* **2018**.
226. Lin, K.; Cheng, C.-J.; Cheng, A.; Chao, S. Study on Recycled Waste Foundry Sand as Raw Materials of Cement Additives. **2012**.
227. *UNI EN 933-11:2009 Prove per Determinare Le Caratteristiche Geometriche Degli Aggregati - Parte 11: Prova Di Classificazione per i Costituenti Degli Aggregati Grossi Riciclati*;
228. Pandard, P.; Römbke, J. Proposal for a “Harmonized” Strategy for the Assessment of the HP 14 Property. *Integr Environ Assess Manag* **2013**, *9*, 665–672, doi:10.1002/ieam.1447.
229. Hennebert, P. Proposal of Concentration Limits for Determining the Hazard Property HP 14 for Waste Using Ecotoxicological Tests. *Waste Management* **2018**, *74*, 74–85, doi:10.1016/J.WASMAN.2017.11.048.

ALLEGATO I: NEW RECYCLING PROCESS FOR THE FOUNDRY SANDS: INNOVATION AIMED TO GET MATERIALS WITH HIGH ADDED VALUE

Deliverable B 1.2

Report and map on the current situation of foundry waste reuse/disposal

INTRODUZIONE

Il settore fondario, in particolare quella parte che prevede sistemi di formatura in sabbia, è caratterizzato da un elevato rapporto tra rifiuti generati e getti prodotti. La gestione dei residui generati dai processi lavorativi, riducendo i quantitativi prodotti e incentivando il riutilizzo sia all'interno della fonderia sia ricercando riutilizzi esterni alternativi alla tradizionale attività di smaltimento in discarica, gioca un ruolo fondamentale per lo sviluppo di un modello di economia circolare.

In questo report viene riportata una panoramica a livello nazionale dei rifiuti prodotti dal settore metallurgico sulla base dei dati desunti dal Catasto Rifiuti Sezioni Nazionale di ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) aggiornato al 2020. Viene inoltre riportata un'analisi in merito ai flussi di rifiuti di interesse per il progetto basata sui dati estratti dal MUD (Modello Unico di Dichiarazione Ambientale) e dall'aggiornamento del PRGR (Programma Regionale di Gestione dei Rifiuti) della Regione Lombardia approvato con delibera di Giunta regionale n° 6408 del 23/05/2022.

PRODUZIONE NAZIONALE DI RIFIUTI SPECIALI

Le sostanze o gli oggetti che derivano da attività umane o da cicli naturali, di cui il detentore si disfi o abbia deciso o abbia l'obbligo di disfarsi, sono definiti rifiuti (Art. 183 del D.lgs. 3 aprile 2006, n. 152). Vengono classificati secondo l'origine, in rifiuti urbani e rifiuti speciali, e, secondo le caratteristiche in rifiuti pericolosi e non pericolosi.

I rifiuti speciali sono classificati, in accordo con l'Elenco Europeo dei Rifiuti, mediante 3 coppie di cifre, così individuate:

- la **prima coppia** di cifre determina il capitolo nel quale il rifiuto è compreso;
- la **seconda coppia** di cifre definisce il processo produttivo di provenienza;
- la **terza coppia** di cifre identifica il rifiuto e fornisce indicazioni secondo la sua classificazione (pericoloso o non pericoloso).

Secondo i dati estratti dal Catasto Rifiuti Sezione Nazionale dei rifiuti speciali (ISPRA, 2020), nel 2020, in Italia sono stati generati 146.983.736 tonnellate di rifiuti speciali, di cui 137.135.520 tonnellate classificati come non pericolosi (Tabella 1) e 9.848.216 tonnellate come non pericolosi (Tabella 2). Le imprese situate in Regione Lombardia generano 31.790.065 tonnellate di rifiuti speciali, circa il 21% del totale nazionale (Figura 1).

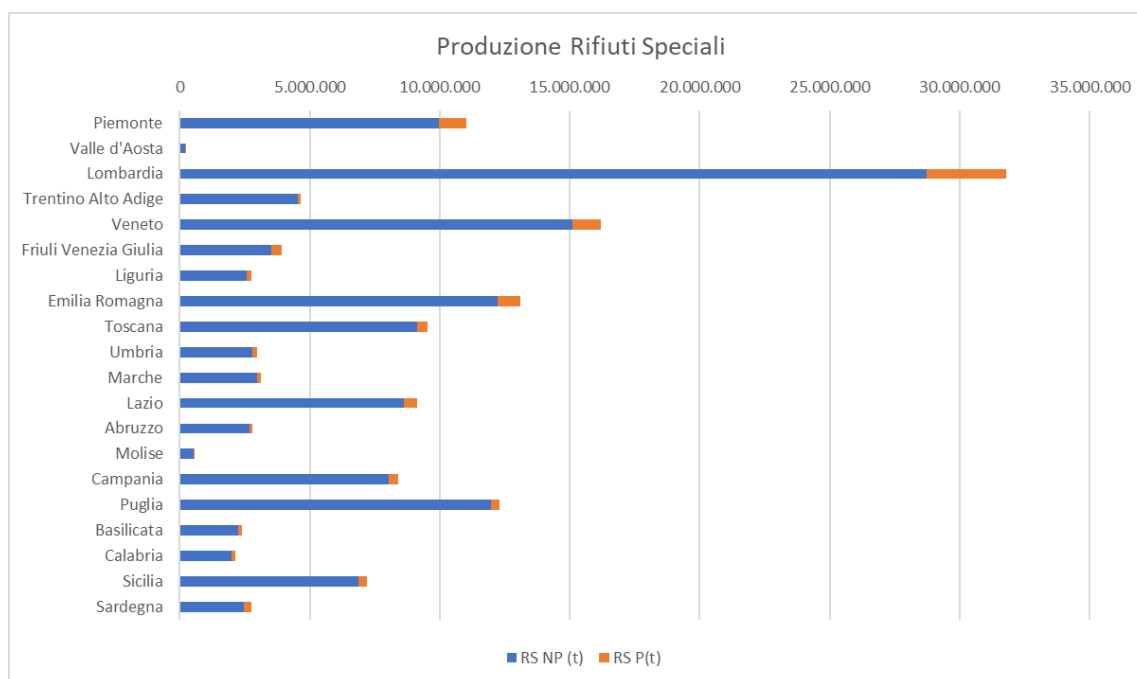
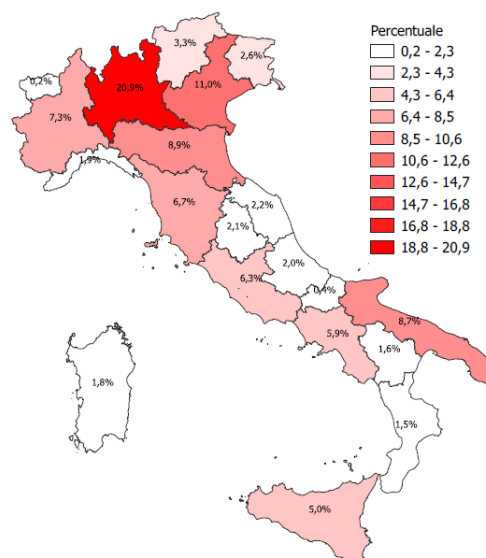


Figura 1 - Produzione rifiuti speciali 2020 (ISPRA, Catasto Rifiuti Sezione Nazionale)

Tabella 1 - Produzione rifiuti speciali non pericolosi - dati regionali 2020
(Elaborazione dati ISPRA , Catasto Rifiuti Sezione Nazionale)

Regione	Rifiuti Speciali Non Pericolosi (t)
Piemonte	9.955.254
Valle d'Aosta	225.481
Lombardia	28.724.737
Trentino Alto Adige	4.525.604
Veneto	15.100.057
Friuli Venezia Giulia	3.533.574
Liguria	2.565.440
Emilia Romagna	12.209.216
Toscana	9.127.120
Umbria	2.812.962
Marche	2.969.261
Lazio	8.605.660
Abruzzo	2.680.285
Molise	530.719
Campania	8.035.981
Puglia	11.957.145

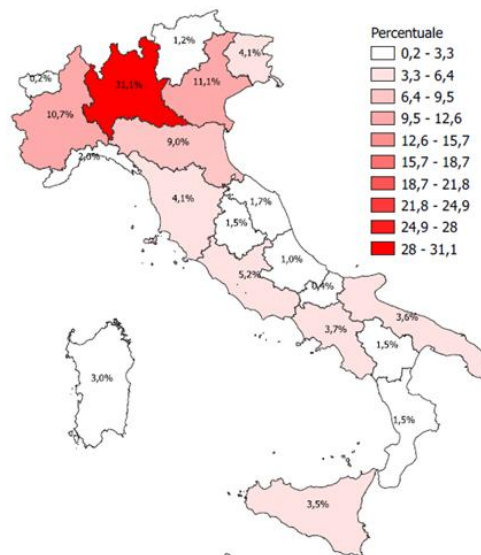
Basilicata	2.232.607
Calabria	2.002.913
Sicilia	6.871.921
Sardegna	2.469.583



ITALIA 137.135.520

Tabella 2 – Produzione rifiuti speciali pericolosi – dati regionali 2020 (Elaborazione dati ISPRA, Catasto Rifiuti Sezione Nazionale)

Regione	Rifiuti Speciali Pericolosi (t)
Piemonte	1.055.737
Valle d'Aosta	16.923
Lombardia	3.065.328
Trentino Alto Adige	115.863
Veneto	1.090.907
Friuli Venezia Giulia	406.119
Liguria	192.054
Emilia Romagna	882.323
Toscana	406.398
Umbria	146.205
Marche	162.999
Lazio	511.454
Abruzzo	99.133
Molise	40.932
Campania	360.142
Puglia	354.504
Basilicata	146.709
Calabria	152.061
Sicilia	342.321
Sardegna	300.104
ITALIA	9.848.216



La produzione di rifiuti speciali per Capitolo è riportata in Figura 2.

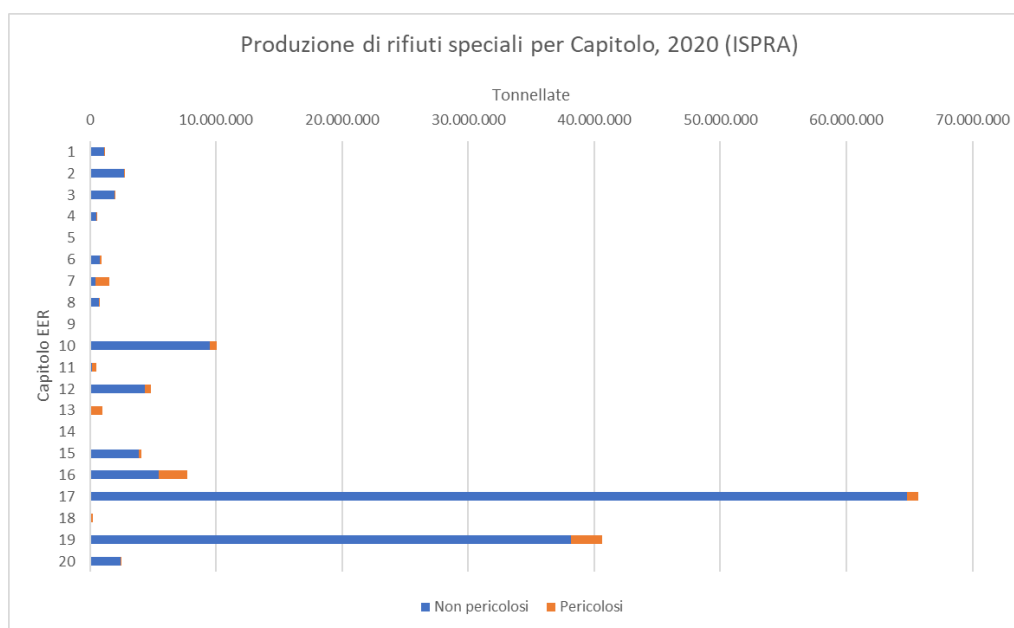


Figura 2 – Produzione totale dei rifiuti speciali per capitolo dell’Elenco europeo dei rifiuti – dato nazionale, anno 2020 (Elaborazione dati ISPRA, Catasto Rifiuti Sezione Nazionale)

I rifiuti compresi nel capitolo 10 dell’EER (Rifiuti provenienti da processi termici) ammontano per l’anno 2020 a 10.078.105 tonnellate (pari ad oltre il 7% del totale prodotto) e sono preceduti, in termini quantitativi, solo dal capitolo 17 “Rifiuti delle attività di costruzione e demolizione (compreso il terreno proveniente da siti contaminati)” e dal capitolo 19 “Rifiuti prodotti da impianti di gestione dei rifiuti, impianti di trattamento delle acque reflue fuori sito, nonché dalla potabilizzazione dell’acqua e dalla sua preparazione per uso industriale”, la cui produzione ammonta rispettivamente a 65.703.722 (pari al 48% della produzione totale) e 40.625.740 tonnellate (ovvero il 30% del totale prodotto).

RIFIUTI PROVENIENTI DA PROCESSI TERMICI

La Tabella 3 riporta la produzione di rifiuti speciali dell’industria metallurgica per singola regione e macroarea; nella stessa tabella sono inoltre riportati i quantitativi di rifiuti classificati come capitolo 10 dell’EER.

L’industria metallurgica (codice ATECO 24 - Metallurgia) ha prodotto nel 2020, su scala nazionale, 7.624.085 tonnellate di rifiuti speciali che corrispondono a circa il 5% del totale. Per le macroaree del NORD e del CENTRO la produzione di rifiuti non pericolosi appartenenti al capitolo 10 è in linea con la produzione delle aziende metallurgiche, mentre per il sud questi dati differiscono di molto soprattutto in certe Regioni (ad es. Puglia e Sardegna).

Tabella 3 – Rifiuti speciali prodotti in Italia dall’industria metallurgica e produzione di rifiuti classificati come capitolo 10 (Elaborazione dati ISPRA, Catasto Rifiuti Sezione Nazionale)

	Industria metallurgica (codice ATECO 24)			Rifiuti provenienti da processi termici (EER 10)		
	RS NP (t)	RS P (t)	Totale (t)	RS NP (t)	RS P (t)	Totale (t)
Piemonte	248.867	43.615	292.482	151.956	34.303	186.259
Valle d’Aosta	52.880	11.350	64.230	50.645	3.284	53.929
Lombardia	2.064.133	337.304	2.401.437	1.903.642	220.914	2.124.556
Trentino Alto Adige	90.942	10.283	101.225	100.538	8.173	108.711
Veneto	660.875	106.197	767.072	840.877	85.459	926.336
Friuli Venezia Giulia	326.239	73.566	399.805	199.555	62.768	262.323
Liguria	18.480	4.203	22.683	30.651	765	31.416
Emilia Romagna	323.395	13.995	337.390	518.639	12.387	531.026
NORD	3.785.811	600.513	4.386.324	3.796.503	428.053	4.224.556
Toscana	105.107	16.901	122.008	65.390	6.819	72.209
Umbria	343.225	77.503	420.728	288.497	9.325	297.822
Marche	54.928	2.696	57.624	52.551	1.006	53.557
Lazio	19.827	9.460	29.287	224.882	8.579	233.461
CENTRO	523.087	106.560	629.647	631.320	25.729	657.049
Abruzzo	6.590	3.102	9.692	25.310	2.471	27.781
Molise	682	263	945	16.821	-	16.821
Campania	37.606	14.388	51.994	27.157	13.741	40.898
Puglia	2.187.736	17.526	2.205.262	4.504.815	21.007	4.525.822
Basilicata	12.464	8.229	20.693	8.938	7.582	16.520
Calabria	2.591	4.528	7.119	53.322	4.620	57.942
Sicilia	64.629	6.609	71.238	60.553	20.347	80.900
Sardegna	137.818	103.353	241.171	397.425	32.391	429.816
SUD	2.450.116	157.998	2.608.114	5.094.341	102.159	5.196.500
TOTALE	6.759.014	865.071	7.624.085	9.522.164	555.941	10.078.105

RS NP: Rifiuto speciale Non Pericoloso; RS P: Rifiuto speciale Pericoloso

In Figura 3 è riportata la produzione di rifiuti speciali da parte dell’industria metallurgica e la produzione di rifiuti appartenenti al capitolo 10 dell’EER.

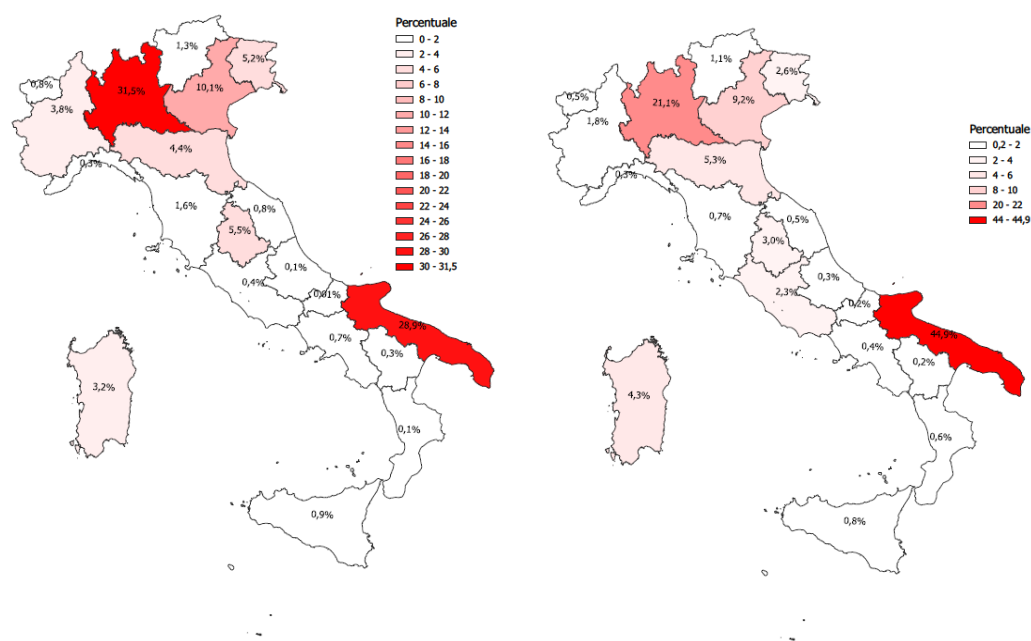


Figura 3 – Produzione rifiuti speciali da parte dell’industria metallurgica (sinistra) e produzione di rifiuti speciali appartenenti al capitolo 10 dell’EER (destra) – dato nazionale, anno 2020 (Elaborazione dati ISPRA, Catasto Rifiuti Sezione Nazionale)

Le aziende metallurgiche presenti sul territorio Lombardo hanno prodotto, nell’anno 2020, 2.401.437 tonnellate di rifiuti speciali, che rappresentano quasi il 32% del totale prodotto a livello nazionale, sempre a livello regionale, per quanto concerne la Lombardia, i rifiuti prodotti e classificati nel capitolo 10 dell’EER ammontano a 2.124.556 tonnellate, pari al 21% del totale nazionale.

PRODUZIONE REGIONALE DI RIFIUTI SPECIALI

Il quantitativo di rifiuti speciali appartenenti al Capitolo 10 generati sul territorio lombardo nell’anno 2018 è stato pari a 2.433.434⁶ tonnellate (circa il 30% del totale prodotto nello stesso anno a livello nazionale). L’industria metallurgica lombarda in quell’anno ha prodotto 2.869.109 tonnellate rifiuti speciali; il quantitativo maggiore è generato dalle industrie del ferro e dell’acciaio (CER4 1002, 64%), mentre la fusione di metalli ferrosi, classificati con CER4 1009, produce 384.615 tonnellate di rifiuti, pari al 16% del totale. Questo quantitativo comprende anche parte di scorie di acciaieria classificate con EER 100903). I rifiuti generati dalla fusione di metalli non ferrosi, come ad esempio leghe di alluminio e di rame, ammontano a 34.105 tonnellate. In Tabella 4 sono riportati i quantitativi di rifiuti speciali prodotti da processi termici in relazione al processo produttivo, per l’anno 2018.

⁶ Fonte aggiornamento PRGR Regione Lombardia

Tabella 4 – Produzione rifiuti prodotti da processi termici in relazione al processo produttivo, Lombardia 2018 (Elaborazione dati PRGR Regione Lombardia)

CER 2	CER4	Descrizione	Quantità (t)	%
10	01	Rifiuti prodotti da centrali termiche ed altri impianti termici (tranne 19)	118.846	4,9
10	02	Rifiuti dell'industria del ferro e dell'acciaio	1.546.543	63,6
10	03	Rifiuti della metallurgia termica dell'alluminio	114.098	4,7
10	04	Rifiuti della metallurgia termica del piombo	21.868	0,9
10	05	Rifiuti della metallurgia termica dello zinco	85.732	3,5
10	06	Rifiuti della metallurgia termica del rame	41.378	1,7
10	07	Rifiuti della metallurgia termica di argento, oro e platino	17	0,0
10	08	Rifiuti della metallurgia termica di altri minerali non ferrosi	280	0,0
10	09	Rifiuti della fusione di materiali ferrosi	384.615	15,8
10	10	Rifiuti della fusione di materiali non ferrosi	34.105	1,4
10	11	Rifiuti della fabbricazione del vetro e di prodotti di vetro	34.443	1,4
10	12	Rifiuti della fabbricazione di prodotti di ceramica, mattoni, mattonelle e mat. da costruz.	28.879	1,2
10	13	Rifiuti della fabbricazione di cemento, calce e gesso e manufatti di tali materiali	22.603	0,9
10	14	Rifiuti prodotti dai forni crematori	27	0,0
10		RIFIUTI PRODOTTI DA PROCESSI TERMICI	2.433.434	100

In Tabella 5 sono riportati i quantitativi di rifiuti speciali prodotti dalla fusione di metalli ferrosi suddivisi per categorie, per l'anno 2018.

Tabella 5 – Produzione rifiuti prodotti dalla fusione di metalli ferrosi, Lombardia 2018 (Elaborazione dati PRGR Regione Lombardia)

EER 2	EER4	EER6	Descrizione	Quantità (t)	%
10	09	03	Scorie di fusione	247.645	64,4
10	09	05*	Forme e anime da fonderia non utilizzate, contenenti sostanze pericolose	0	0,0
10	09	06	Forme e anime da fonderia non utilizzate, diverse da quelle alla voce 100905*	3.708	1,0
10	09	07*	Forme e anime da fonderia utilizzate, contenenti sostanze pericolose	3	0,0
10	09	08	Forme e anime da fonderia utilizzate, diverse da quelle di cui alla voce 100907*	111.400	29,0
10	09	09*	Polveri dei gas di combustione contenenti sostanze pericolose	2.420	0,6
10	09	10	Polveri dei gas di combustione diverse da quelle di cui alla voce 100909*	100	0,0
10	09	11*	Altri particolati contenenti sostanze pericolose	1.669	0,4
10	09	12	Altri particolati diversi da quelli di cui alla voce 100911*	17.639	4,6
10	09	13*	Leganti per rifiuti contenenti sostanze pericolose	0	0,0
10	09	14	Leganti per rifiuti diversi da quelli di cui alla voce 100913*	0	0,0
10	09	15*	Scarti di prodotti rilevatori di crepe, contenenti sostanze pericolose	0	0,0
10	09	16	Scarti di prodotti rilevatori di crepe, diversi da quelli di cui alla voce 100915	27	0,0
10	09	99	Rifiuti non specificati altrimenti	0	0,0
10	09		RIFIUTI DELLA FUSIONE DI MATERIALI FERROSI	384.611	100

Andando a dettagliare la composizione dei rifiuti generati dalla fusione di metalli ferrosi è stato possibile individuare le categorie di rifiuti d'interesse. Per quanto riguarda le fonderie di metalli ferrosi, è stata individuata la produzione di 3 principali categorie di rifiuti:

- EER 100903 Scorie di fusione → 247.645 tonnellate (64%);
- EER 100908 Forme e anime da fonderia utilizzate, diverse da quelle di cui alla voce 10 09 07*⁷ → 111.400 tonnellate (29%);
- EER 100912 Altri particolati diversi da quelli di cui alla voce 10 09 11*⁸ → 17.639 tonnellate (5%).

Dall'EER si può notare come sia le sabbie esauste che le polveri presentino un codice a specchio ed è quindi necessario determinarne la pericolosità. Come si può notare dai dati riportati in Tabella 4, solo un minimo quantitativo di sabbie esauste viene classificato come pericoloso.

Basandosi solamente sui dati presenti nel PRGR, non è possibile determinare il quantitativo di scorie prodotto dalle sole fonderie, in quanto vi sono acciaierie che classificano le scorie con il codice 100903.

Nella Tabella 6 è riportata la produzione di rifiuti prodotti dalla fusione di metalli non ferrosi, suddivisi per EER, in Lombardia nel 2018.

Tabella 6 – Produzione rifiuti prodotti dalla fusione di metalli non ferrosi, Lombardia 2018 (Elaborazione dati PRGR Regione Lombardia)

EER 2	EER4	EER6	Descrizione	Quantità (t)	%
10	10	03	Scorie di fusione	6.477	19
10	10	05*	Forme e anime da fonderia non utilizzate, contenenti sostanze pericolose	0	0
10	10	06	Forme e anime da fonderia non utilizzate, diverse da quelle alla voce 101005*	566	2
10	10	07*	Forme e anime da fonderia utilizzate, contenenti sostanze pericolose	8	0
10	10	08	Forme e anime da fonderia utilizzate, diverse da quelle alla voce 101007*	21.346	63
10	10	09*	Polveri dei gas di combustione, contenenti sostanze pericolose	391	1
10	10	10	Polveri dei gas di combustione, diverse da quelle di cui alla voce 101009*	0	0
10	10	11*	Altri particolati contenenti sostanze pericolose	10	0
10	10	12	Altri particolati diversi da quelli di cui alla voce 101011*	4	0
10	10	13*	Leganti per rifiuti contenenti sostanze pericolose	0	0
10	10	14	Leganti per rifiuti diversi da quelli di cui alla voce 101013*	0	0

⁷ EER 100907*: Forme e anime da fonderia utilizzate, contenenti sostanze pericolose

⁸ EER 100911*: Altri particolati contenenti sostanze pericolose

10	10	15*	Scarti di prodotti rilevatori di crepe, contenenti sostanze pericolose	0	0
10	10	16	Scarti di prodotti rilevatori di crepe, diversi da quelli alla voce 101015*	209	1
10	10	99	Rifiuti non specificati altrimenti	5.094	15
10	10		RIFIUTI DELLA FUSIONE DI MATERIALI NON FERROSI	34.104	100

I quantitativi maggiori di rifiuti prodotti dalle fonderie di metalli non ferrosi sono le sabbie esauste individuate dal EER 101008 “Forme e anime da fonderia utilizzate, diverse da quelle alla voce 101007*”, che rappresentano il 63% del totale pari a 21.346 tonnellate. La restante parte è composta principalmente da Scorie di fusione (EER 101003) e Rifiuti non specificati altrimenti (EER 101099) che rappresentano rispettivamente il 19% e il 15% del totale.

Tra i rifiuti pericolosi prodotti vengono individuate 8 tonnellate di “Forme e anime da fonderia utilizzate, contenenti sostanze pericolose” (EER 101007*)

ELABORAZIONE DATI MUD

Il Modello Unico di Dichiarazione Ambientale (MUD) è una comunicazione che enti ed imprese devono presentare annualmente, nella quale indicare la quantità e la tipologia di rifiuti che hanno prodotto e/o gestito nel corso dell’anno precedente. Il MUD si articola in sei Comunicazioni che identificano le tipologie di rifiuti per cui è necessario presentare il modello.

Le dichiarazioni MUD, oltre a fornire i dati sulla **produzione** dei rifiuti speciali, contengono anche informazioni sui quantitativi di rifiuti **ricevuti** o **inviati** ad altre regioni o nazioni. Questo è possibile grazie alle informazioni contenute nei moduli RT e i moduli DR delle diverse comunicazioni di interesse (rifiuti, veicoli fuori uso, imballaggi, RAEE) che costituiscono parte integrante del MUD, in particolare:

- nei moduli RT “ricevuto da terzi” vengono indicati i quantitativi e la provenienza dei rifiuti ritirati dalle ditte lombarde;
- nei moduli DR “destinato a terzi” vengono indicati i quantitativi e i soggetti a cui vengono inviati i rifiuti provenienti dalle ditte lombarde.

In questo modo è possibile ricostruire il flusso dei rifiuti in entrata e in uscita dalla Lombardia⁹.

SABBIE ESAUSTE (EER 100908)

Le sabbie esauste rappresentano, in termini quantitativi, il principale rifiuto prodotto dal processo di fonderia di metalli ferrosi;

⁹ PRGR Regione Lombardia, pag 225 relazione di Piano

PRODUZIONE DI SABBIE ESAUSTE DALLA FUSIONE DI METALLI FERROSI (EER 100908)

Sul territorio lombardo, secondo i dati MUD, sono presenti 65 aziende che nell'anno 2018 hanno prodotto 111.400 tonnellate di rifiuti classificabili col codice EER 100908 (Tabella 7). Brescia, Bergamo, Milano e Varese sono le province lombarde nelle quali son presenti il maggior numero di fonderie; questo dato si rispecchia sulla produzione di rifiuti speciali generati dalla fusione di materiali ferrosi, riportato in Figura 4. Il quantitativo prodotto dalle fonderie presenti in queste quattro province rappresenta il 92% del totale prodotto in Lombardia.

Tabella 7 – Localizzazione a livello provinciale dei produttori di sabbie esauste e quantitativo prodotto in tonnellate (FONTE – MUD 2018, Lombardia)

	Aziende produttrici (numero)	Produzione 2018 (t)	%
Brescia	21	60.536	54,3
Bergamo	14	31.600	28,4
Varese	9	6.404	5,7
Milano	10	4.441	4,0
Lecco	2	3.024	2,7
Pavia	3	2.764	2,5
Monza Brianza	2	1.071	1,0
Sondrio	1	918	0,8
Cremona	3	642	0,6
Como	0	0	0,0
Lodi	0	0	0,0
Mantova	0	0	0,0
TOTALE	65	111.400	100,0

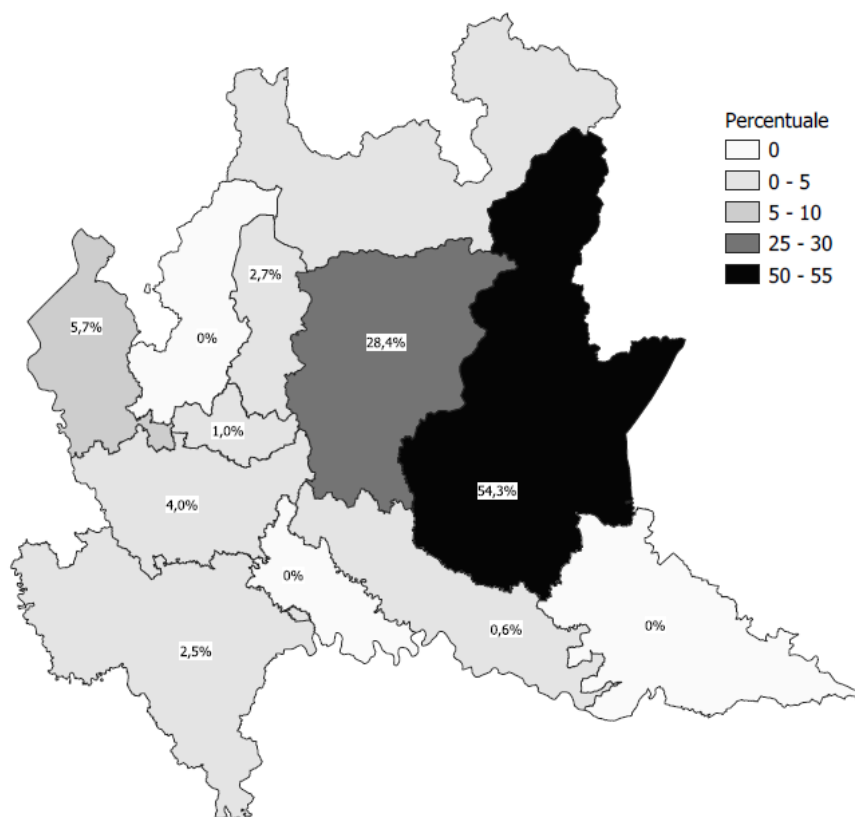


Figura 4 – Produzione provinciale percentuale sul totale regionale di sabbie esauste da fonderia

Possiamo classificare le aziende produttrici in 3 categorie:

- Grandi produttori: aziende che producono più di 10.000 t/anno;
- Medi produttori: aziende che producono tra 10.000 e 1.000 t/anno;
- Piccoli produttori: aziende che producono meno di 1.000 t/anno.

Secondo questa classificazione avremmo 3 grandi produttori (2 Brescia e 1 Bergamo), 19 medi produttori e 43 piccoli produttori. Le tre grandi aziende generano più del 40% di sabbie esauste.

DESTINAZIONE DELLE SABBIE ESAUSTE PRODOTTE IN LOMBARDIA

Dall'analisi dei moduli DR "destinato a terzi" nei quali vengono indicati i quantitativi e i soggetti a cui vengono inviati i rifiuti provenienti dalle ditte lombarde è stato possibile risalire alla destinazione delle sabbie esauste prodotte in Lombardia. La maggior parte di queste rimane sul territorio regionale (64%), in particolare nella Provincia di Brescia, mentre le altre Regioni principali destinatarie di questo rifiuto sono il Veneto (24%) e il Piemonte (8%). In Tabella 8 sono riportate le province destinatarie delle sabbie esauste prodotte in Regione Lombardia.

Tabella 8 - Destinazione delle sabbie esauste prodotte sul territorio regionale (tonnellate) (FONTE - MUD 2018)

Regione ricevente	Provincia ricevente	Quantità ricevuta (t)	%
	Brescia	51.122	46,3
	Pavia	10.012	9,0
	Mantova	4.897	4,4
	Milano	2.501	2,2
	Monza Brianza	1.661	1,5
	Varese	1.090	1,0
	Cremona	536	0,5
LOMBARDIA		72.319	64,9
	Vicenza	25.688	23,1
	Verona	690	0,6
	Treviso	125	0,1
	Venezia	26	0,0
VENETO		26.529	23,8
	Biella	5.304	4,8
	Novara	1.619	1,5
	Asti	1.188	1,1
	Cuneo	273	0,2
PIEMONTE		8.384	7,5
	Bologna	976	0,9
	Pisa	850	0,8
	Perugia	739	0,7
	Parma	644	0,6
	Trento	520	0,5
	Reggio Emilia	381	0,3
	La Spezia	58	0,1
ALTRO		4.168	3,7
TOTALE		110.900	100

In Figura 5 si riporta un esempio dei flussi origine-destinazione delle sabbie esauste prodotte sul territorio bresciano; lo spessore delle linee, che collegano la città di partenza e quella di destinazione, è proporzionale al quantitativo trasportato.

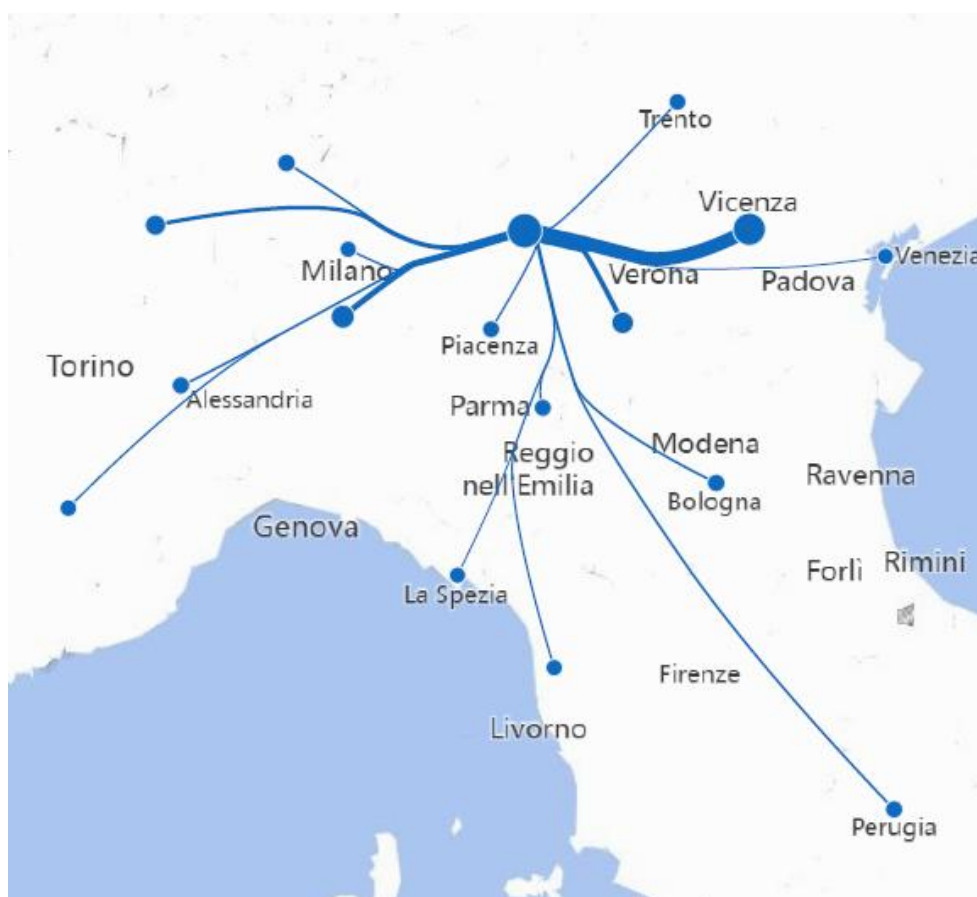


Figura 5 – Esempio di flussi di sabbie esauste prodotte sul territorio bresciano.

I principali destinatari di questo rifiuto sono intermediari, situati principalmente nelle province di Brescia e Vicenza, che effettuano trattamenti per poi avviarli a recupero di materia.

QUANTITATIVI GESTITI IN REGIONE LOMBARDA

Secondo i dati riportati nell'ultimo aggiornamento al PRGR, sono state gestite sul territorio lombardo 153.303 tonnellate di sabbie esauste nell'anno 2018; di queste 102.951 tonnellate deriverebbero dalla produzione regionale, mentre le restanti 48.421 sarebbero importate da altre Regioni, principalmente da Veneto e Piemonte.

In Tabella 9 viene riportata la sintesi dei quantitativi inviati a recupero e a smaltimento.

I maggiori quantitativi di sabbie esauste da fonderia, pari a 168.833 tonnellate (circa il 96,5% del totale) vengono inviate a recupero. In particolare, tra le operazioni di recupero di materia individuate dal D.Lgs 152/06 e ss.mm.ii., quelle principalmente adottate sono la R5 "riciclo/recupero di altre sostanze inorganiche" e R13 "messa in riserva di rifiuti per sottoporli a una delle operazioni indicate nei punti da R1 a R12 (escluso il deposito temporaneo, prima della raccolta, nel

luogo in cui sono prodotti)”; da sottolineare che la messa in riserva non costituisce un vero e proprio recupero ma una fase intermedia, pertanto tali quantitativi rischiano di essere considerati due volte. Tra i principali utilizzatori di sabbie esauste troviamo aziende individuate dai seguenti codici ATECO:

- 23.51 *Produzione di cemento*, che assorbono un quantitativo pari al 49% delle sabbie avviate a recupero di materia;
- 23.32 *Fabbricazione di mattoni, tegole ed altri prodotti per l'edilizia in terracotta* (circa il 12%).

Tabella 9 – Principali operazioni di recupero/smaltimento con cui vengono gestite le sabbie esauste (FONTE – MUD 2018)

	R4	R5	R13	D1	Totale provincia
	(t)				
Brescia	120	76.059	29.861	6.080	112.120
Pavia	0	38.210	2.695	0	40905
Mantova	0	13.660	836	0	14496
Milano	0	3.058	2	0	3060
Varese	0	2.000	205	0	2205
Cremona	0	1.099	0	0	1099
Monza	0	813	0	0	813
Brianza	0	215	0	0	215
Como	0	0	0	0	0
Bergamo	0	0	0	0	0
Lodi	0	0	0	0	0
Lecco	0	0	0	0	0
Sondrio	0	0	0	0	0
TOTALE	120	135.114	33.599	6.080	174.913

Il quantitativo di sabbie esauste inviate a smaltimento viene gestito secondo le operazioni individuate come D1 “*Deposito sul o nel suolo (a esempio discarica)*”.

POLVERI (EER 100912)

Sul territorio regionale vengono prodotte 17.639 tonnellate di polveri classificate con codice EER 100912, le quali hanno caratteristiche molto simili alle sabbie esauste ma sono caratterizzate da una granulometria più fine. In Tabella 10 sono riportati il numero di aziende produttrici di polveri e il quantitativo prodotto.

Il quantitativo maggiore di 100912 è generato nella provincia di Brescia, che da sola rappresenta circa il 73% della produzione regionale. In Tabella 11 sono riportate le città presso cui vengo avviati i rifiuti con EER 100912.

Tabella 10 – Localizzazione a livello provinciale dei produttori di 100912 e quantitativo prodotto (tonnellate) (FONTE – MUD 2018)

	Aziende produttrici	Produzione 2018	
	(numero)	(t)	%
Brescia	13	12.852	72,9
Pavia	1	1.701	9,6
Varese	6	1.160	6,6
Milano	8	845	4,8
Lecco	1	369	2,1
Bergamo	3	358	2,0
Monza Brianza	1	230	1,3
Cremona	1	125	0,7
Como	0	0	0,0
Lodi	0	0	0,0
Mantova	0	0	0,0
Sondrio	0	0	0,0
Totale	34	17.639	100,0

Tabella 11 – Destinazione dei rifiuti 100912 prodotte sul territorio regionale (tonnellate) (FONTE - MUD 2018)

Regione ricevente	Provincia ricevente	Quantità ricevuta	Percentuale sul totale
		(t)	%
LOMBARDIA	Brescia	1.233	7,2
	Mantova	273	1,6
	Cremona	267	1,6
	Monza Brianza	182	1,1
	Varese	149	0,9
		2.104	12,2
PIEMONTE	Biella	7.099	41,2
	Asti	132	0,8
	Novara	20	0,1
		7.251	42,1
VENETO	Vicenza	6.629	38,5
		6.629	38,5
ALTRO	Parma	860	5,0
	Bologna	469	2,7
	Perugia	739	4,3
	Pisa	21	0,1
		1.229	7,1
TOTALE		17.213	100

Differentemente da quanto avviene per le sabbie esauste, le polveri vengono principalmente avviate a recupero e smaltimento fuori dalla Regione: solo il 12% viene gestito sul territorio regionale mentre la maggior parte di queste viene inviata in Piemonte (42%) e Veneto (38%).

In Figura 6 si riporta un esempio dei flussi origine-destinazione delle sabbie esauste prodotte sul territorio bresciano.

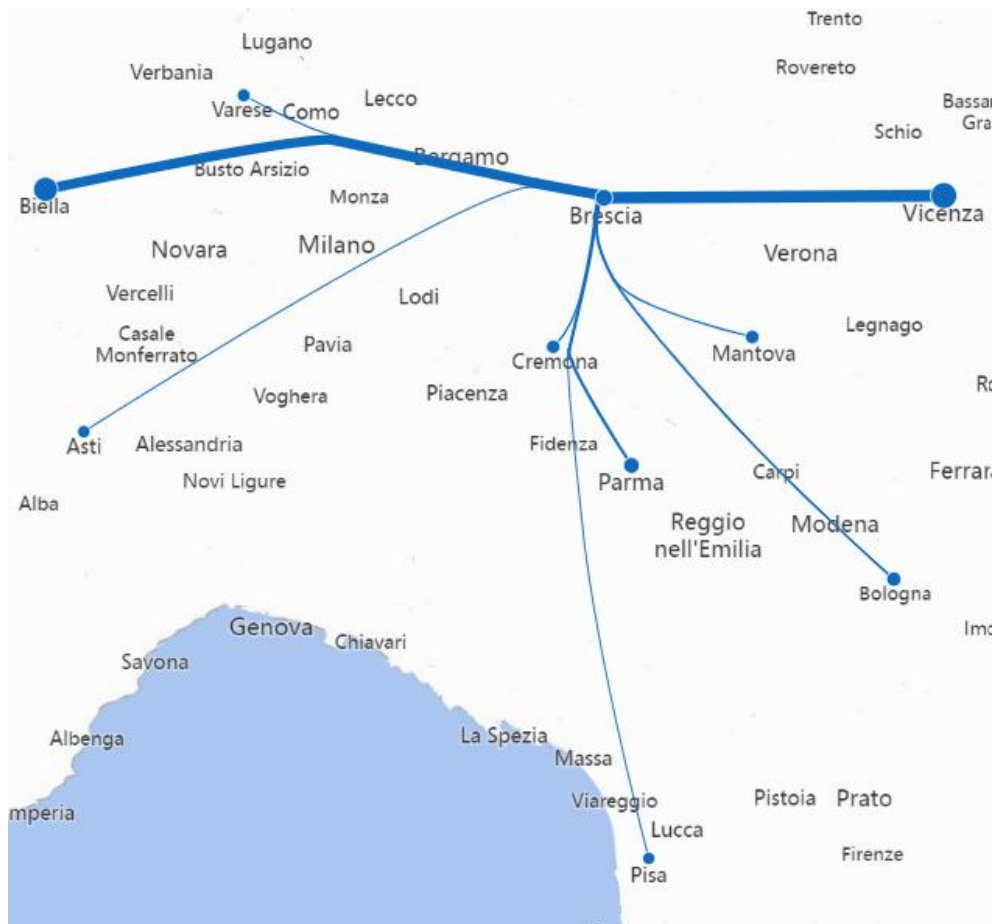


Figura 6 – Esempio di flussi di 100912 prodotte sul territorio bresciano.

Anche in questo caso, i principali destinatari di questo rifiuto sono intermediari che effettuano trattamenti per poi avviarli a recupero di materia.

SCORIE DI FUSIONE (EER 100903)

Il dato relativo a questo rifiuto è stato ottenuto sottraendo al totale dei rifiuti con EER 100903 il quantitativo prodotto dalle acciaierie. In Tabella 12 sono riportati il numero di aziende produttrici di scorie e il quantitativo prodotto.

Tabella 12 – Localizzazione a livello provinciale dei produttori di scorie e quantitativo prodotto (tonnellate) (FONTE - MUD 2018)

	Aziende produttrici	Produzione 2018	
	(numero)	(t)	(%)
Brescia	22	14.967	41,9
Bergamo	14	14.031	39,3
Milano	10	2.355	6,6
Varese	9	1.751	4,9
Pavia	3	1.391	3,9
Lecco	2	928	2,6
Cremona	3	162	0,5
Monza			
Brianza	2	92	0,3
Sondrio	1	2	0,0
Lodi	0	0	0,0
Como	0	0	0,0
Mantova	0	0	0,0
TOTALE	66	35.679	100,0

Come visto anche per le sabbie esauste e le polveri, il quantitativo maggiore di scorie da fusione viene prodotto nelle provincie di Brescia e Bergamo.

In Tabella 13 vengono mostrate le destinazioni delle scorie prodotte sul territorio lombardo e i quantitativi interessati.

Tabella 13 – Destinazione delle scorie prodotte sul territorio regionale (tonnellate) (FONTE - MUD 2018)

Regione ricevente	Provincia ricevente	Quantità ricevuta	Percentuale sul totale
		(t)	%
LOMBARDIA	Brescia	22.788	62,9
	Monza Brianza	1.297	3,6
	Milano	108	0,3
	Cremona	32	0,1
	Varese	31	0,1
		24.256	66,9
VENETO	Treviso	3.353	9,2
	Padova	2.934	8,1
	Vicenza	2.580	7,1
		8.867	24,5
PIEMONTE	Novara	2.371	6,5
	Asti	372	1,0
		2.743	7,6
ALTRO	Bologna	382	1,1
	Savona	4	0,0
		386	1,1
TOTALE		36.252	100

Le scorie, prodotte sul territorio lombardo vengono recuperate e smaltite sul territorio regionale con il quantitativo principale che viene gestito presso impianti situati sul territorio bresciano.

In Figura 7 si riporta un esempio dei flussi origine-destinazione delle sabbie esauste prodotte sul territorio bresciano.

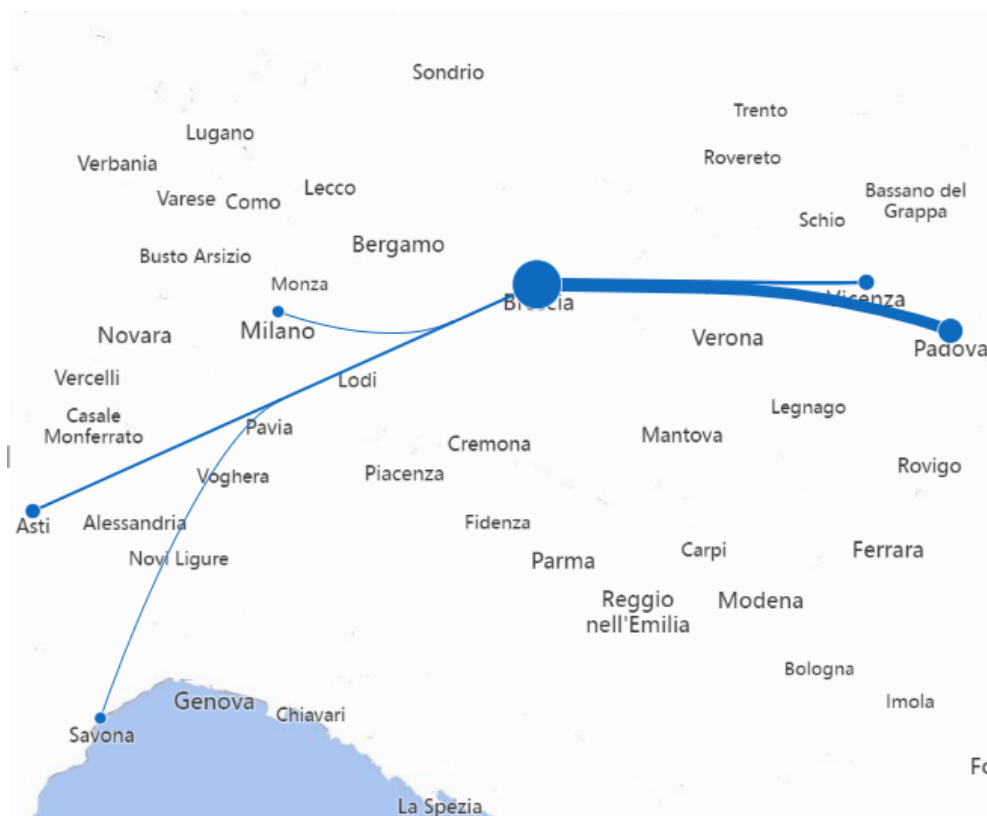


Figura 7 - Esempio di flussi di scorie di fusione prodotte sul territorio bresciano

SABBIE ESAUSTE DALLA FUSIONE DI METALLI NON FERROSI (EER 101008)

Nel 2018, le fonderie di metalli non ferrosi hanno prodotto 21.346 tonnellate di sabbie esauste. In tabella 14 è riportata la distribuzione della produzione per provincia.

Tabella 14 - Localizzazione a livello provinciale dei produttori di sabbie esauste dalla fusione di metalli non ferrosi (tonnellate) (FONTE - MUD 2018)

	Aziende produttrici (numero)	Produzione 2018 (t)	%
Brescia	20	11.079	51,9
Bergamo	9	6.828	32,0
Varese	10	1.876	8,8
Lecco	3	865	4,1
Milano	8	418	2,0
Como	3	252	1,2
Monza Brianza	2	29	0,1
Cremona	0	0	0,0

Lodi	0	0	0,0
Mantova	0	0	0,0
Pavia	0	0	0,0
Sondrio	0	0	0,0
TOTALE	55	21.345	100,0

Si può notare come anche le fonderie di metalli non ferrosi siano situate principalmente nelle città di Brescia, Bergamo e Varese: in queste tre città viene infatti prodotto più del 90 % di 101008 del quantitativo totale generato in regione.

In Tabella 15 vengono mostrate le destinazioni delle sabbie esauste prodotte sul territorio lombardo dalle fonderie di metalli non ferrosi e i quantitativi interessati.

Tabella 15 - Destinazione delle sabbie esauste prodotte sul territorio regionale dalla fusione di metalli non ferrosi (tonnellate) (FONTE - MUD 2018)

Regione ricevente	Provincia ricevente	Quantità ricevuta	Percentuale sul totale
		(t)	(-)
	Pavia	6.770	29,9
	Brescia	5.110	22,6
	Bergamo	3.357	14,8
	Cremona	664	2,9
	Monza Brianza	89	0,4
	Lecco	48	0,2
	Como	1	0,0
	Milano	1	0,0
LOMBARDIA		16.040	70,8
	Vicenza	6.373	28,1
VENETO		6.373	28,1
	Asti	248	1,1
	Torino	2	0,0
PIEMONTE		250	1,1
TOTALE		22.662	100

Buona parte del quantitativo di 101008 viene avviato a recupero o a smaltimento sul territorio regionale (70,8%) mentre la restante parte viene destinata in Veneto (28,1%) e in Piemonte (1,1%).

CONCLUSIONI

Tra i rifiuti generati dalle fonderie, le sabbie esauste rappresentano il quantitativo maggiore. Nonostante per la classificazione di tali residui sia previsto un codice specchio, i quantitativi di rifiuti classificati come pericolosi rappresentano una minima parte rispetto al totale. Tali rifiuti, relativamente all'anno 2018, sono perlopiù stati avviati a recupero di materia nei cementifici e nelle industrie di laterizi con un conseguente risparmio di materie prime; tuttavia, dipendendo questo dato dalle richieste di altri settori, è opportuno vagliare e perseguire

nuove vie di recupero, in modo da non essere dipendenti dal solo settore delle costruzioni.

ALLEGATO II: [DATABASE CARATTERIZZAZIONE CHIMICA CDW](#)

Il presente allegato è consultabile online mediante il link riportato nel titolo

ALLEGATO III: [DATABASE CARATTERIZZAZIONE MERCEOLOGICA CDW](#)

Il presente allegato è consultabile online mediante il link riportato nel titolo

ALLEGATO IV: [DATABASE CARATTERIZZAZIONE CHIMICA AR](#)

Il presente allegato è consultabile online mediante il link riportato nel titolo

ALLEGATO V: [DATABASE TEST DI CESSIONE AR](#)

Il presente allegato è consultabile online mediante il link riportato nel titolo

ALLEGATO VI: [DATABASE CARATTERIZZAZIONE CHIMICA EAFS](#)

Il presente allegato è consultabile online mediante il link riportato nel titolo

ALLEGATO VII: [DATABASE TEST DI CESSIONE EAFS](#)

Il presente allegato è consultabile online mediante il link riportato nel titolo

ALLEGATO VIII: [DATABASE CARATTERIZZAZIONE CHIMICA WFS](#)

Il presente allegato è consultabile online mediante il link riportato nel titolo

ALLEGATO IX: [DATABASE TEST DI CESSIONE WFS](#)

Il presente allegato è consultabile online mediante il link riportato nel titolo

ALLEGATO X: SINTESI DEI RISULTATI DI ECOTOSSICITÀ

Campione	Classe di Pericolo	Punteggio Ponderato (%)	Acutezza Pericolo	Campione	TBI%	SCF	Livello di Rischio Ecotossicologico	Campione EC	EcoScore	Intensità della Tossicità
9	I	0	Nessun Pericolo Acuto	23	-1,2		Assente	23	0	Nessuna tossicità
23	I	0	Nessun Pericolo Acuto	18	-0,8		Assente	24	0	Nessuna tossicità
24	I	0	Nessun Pericolo Acuto	25	-0,8		Assente	25	0	Nessuna tossicità
25	I	0	Nessun Pericolo Acuto	24	-0,2		Assente	9	22	Debole
2	II	33,3	Lieve Pericolo Acuto	2	1,9		Assente	2	22	Debole
6	II	33,3	Lieve Pericolo Acuto	9	3,2		Assente	13	22	Debole
11	II	33,3	Lieve Pericolo Acuto	17	3,4		Assente	15	22	Debole
13	II	33,3	Lieve Pericolo Acuto	20	4,8		Assente	17	22	Debole
17	II	33,3	Lieve Pericolo Acuto	11	4,9		Assente	18	22	Debole

Campio ne	Classe di Pericolo	Punteg gio Ponder ato (%)	Acutezza Pericolo	Campione	TBI%	SCF	Livello di Rischio Ecotossicologico	Campione EC	EcoScore	Intensità della Tossicità
18	II	33,3	Lieve Pericolo Acuto	13	5,8	3,4	Medio	19	22	Debole
20	II	33,3	Lieve Pericolo Acuto	21	6,1	3,4	Medio	20	22	Debole
21	II	33,3	Lieve Pericolo Acuto	22	6,1	3,4	Medio	1	33	Debole
22	II	33,3	Lieve Pericolo Acuto	6	6,9	3,4	Medio	6	33	Debole
7	II	66,7	Lieve Pericolo Acuto	1	7,9	3,4	Medio	11	33	Debole
10	II	66,7	Lieve Pericolo Acuto	15	8,2	3,4	Medio	12	33	Debole
16	II	50	Lieve Pericolo Acuto	19	8,7	3,4	Medio	22	33	Debole
1	III	33,3	Pericolo Acuto	16	9,5	3,4	Medio	16	39	Moderata
12	III	33,3	Pericolo Acuto	10	9,6	3,4	Medio	7	44	Moderata
15	III	33,3	Pericolo Acuto	12	10,2	3,4	Medio	5	56	Moderata
19	III	33,3	Pericolo Acuto	7	12,5	3,4	Medio	10	56	Moderata

Campione	Classe di Pericolo	Punteggio Ponderato (%)	Acutezza Pericolo	Campione	TBI%	SCF	Livello di Rischio Ecotossicologico	Campione EC	EcoScore	Intensità della Tossicità
5	III	55,6	Pericolo Acuto	14	12,8	3,4	Medio	14	56	Moderata
14	III	66,7	Pericolo Acuto	5	21	3,4	Medio	21	56	Moderata
3	IV	55,6	Pericolo Alto Acuto	3	22,7	3,4	Medio	3	78	Elevata
4	IV	88,9	Pericolo Alto Acuto	8	34,1		Alta	8	89	Elevata
8	IV	88,9	Pericolo Alto Acuto	4	37,3		Alta	4	100	Elevata