

ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITÀ DI BOLOGNA
SCUOLA DI SCIENZE

Corso di laurea magistrale in
ANALISI E GESTIONE DELL'AMBIENTE

*Uso combinato della metodologia Life Cycle Assessment e
del modello RothC per stimare le prestazioni ambientali della
produzione di uva, in due aziende a conduzione
convenzionale*

Tesi di laurea in: Sistemi di gestione ambientale, di politica ed
economia ambientale

Relatore

Prof.ssa Serena Righi

Correlatore

Prof. Nicolas Greggio

Dott.ssa Virginia Lama

Candidato

Francesco Amistà

Sessione unica

A.A. 2020-2021

Indice

1	INTRODUZIONE	1
1.1	COSA SI INTENDE PER VALUTAZIONE DEL CICLO DI VITA (LCA)	1
1.2	GLI INIZI E I PROGRESSI DELLA METODOLOGIA LCA	2
1.3	LA STRUTTURA DEL LCA	3
1.3.1	DEFINIZIONE DEGLI OBIETTIVI E DELLO SCOPO	4
1.3.2	ANALISI DEGLI IMPATTI AMBIENTALI: LCIA	8
1.3.3	INTERPRETAZIONE	11
1.4	MODELLI DI CARATTERIZZAZIONE	11
1.5	ENVIRONMENTAL FOOTPRINT	13
1.5.1	LA GUIDA PRODUCT ENVIRONMENTAL FOOTPRINT CATEGORY RULES (PEFCR)	13
1.6	CENNI SUGLI STUDI LCA CONDOTTI SUL PROCESSO DI COLTIVAZIONE DELL'UVA E DI PRODUZIONE DEL VINO	14
1.7	MODELLIZZAZIONE DEL C ORGANICO NEL SUOLO IN SUPPORTO ALL'LCA	16
2	OBIETTIVO DELLO STUDIO	17
3	MATERIALI E METODI	17
3.1	INQUADRAMENTO DELL'AREA DI STUDIO	17
3.2	CARATTERIZZAZIONE DEI SITI	19
3.3	USO DEL SUOLO A VIGNETO NEI SITI	22
3.4	CAMPIONAMENTO NEI SITI	27
3.5	IL METODO DEL CAMPIONAMENTO SPEDITIVO	31
3.6	ANALISI DI LABORATORIO	33
3.6.1	PREPARAZIONE DEL CAMPIONE	33
3.6.2	DETERMINAZIONE DELLA TESSITURA DEL SUOLO MEDIANTE IL METODO DELL'IDROMETRO GAZZETTA UFFICIALE (GU) SUPP. ORD. N.79, SERIE N. 121 DEL 25/05/1992	35
3.6.3	DETERMINAZIONE DEL CARBONIO ORGANICO TOTALE E CALCOLO DEL SOC	42
3.7	VALUTAZIONE DEL CICLO DI VITA DELL'UVA	46
3.7.1	IL SOFTWARE GABI®	46
3.7.2	OBIETTIVO DELLO STUDIO LCA	47
3.7.2.1	Confini del sistema	47

3.7.2.2	Unità funzionale	48
3.7.2.3	Analisi d'inventario	48
3.7.2.4	Valutazione degli impatti ambientali	54
3.8	IL MODELLO ROTH C: STRUTTURA DELL'ALGORITMO	55
3.9	MODELLAZIONE DEI DATI PER L'UTILIZZO IN ROTH C	60
3.9.1	OBIETTIVO DELLO STUDIO CON ROTH C	60
3.9.2	SCENARI IPOTIZZATI	60
3.9.3	METODO DI MODELLAZIONE ROTH C CON IL SOFTWARE VENSIMPLE	67
3.9.4	INPUT DEL MODELLO	68
3.9.5	CONFRONTO ROTH C E GWP	74
4	RISULTATI	75
4.1	ANALISI D'INVENTARIO	75
4.2	VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI AMBIENTALI	81
4.1.1	ANALISI SIMULAZIONE DAL MODELLO ROTH C	107
4.1.2	VALUTAZIONE DEL SOC	109
4.1.3	ANALISI DEL CONFRONTO GWP CON ROTH C	124
5	CONCLUSIONI	127
6	BIBLIOGRAFIA	129

Abstract

Lo studio ha applicato la metodologia *Life Cycle Assessment* (LCA) con l'obiettivo di valutare i potenziali impatti ambientali derivanti dalla coltivazione dell'uva in due aziende a conduzione convenzionale del ravennate, denominate DZ e NG. Successivamente è stato applicato il modello RothC per simulare scenari sulla variazione del Soil Organic Carbon (SOC) e valutare in che misura le diverse pratiche agronomiche di gestione del suolo influenzino la variazione del SOC e la relativa emissione di CO₂. Infine, i risultati dell'LCA sono stati integrati con quelli del modello RothC.

Gli esiti dell'LCA indicano che, generalmente, sui diversi aspetti ambientali l'azienda DZ ha impatti superiori a quelli di NG soprattutto a causa di un maggiore utilizzo di fertilizzanti e pesticidi. Per quanto riguarda il contributo al riscaldamento globale (GWP), DZ mostra un impatto circa doppio di quello di NG.

Il modello RothC ha individuato quali pratiche culturali aumentano il SOC mitigando le emissioni di CO₂eq. in particolare: l'inerbimento perenne, la scelta di forme di allevamento con elevata produzione di residui culturali e l'utilizzo di ammendanti.

L'integrazione dei valori dei due strumenti ha permesso di ottenere un bilancio globale di CO₂ eq. in cui le emissioni totali rispetto al GWP, aumentano in DZ e diminuiscono in NG, portando a un impatto di DZ circa tre volte superiore rispetto a quello di NG. Fertilizzazione, potatura e lavorazione del suolo sono pratiche considerate nel calcolo del GWP in termini di consumo ed emissione dei processi produttivi, ma non come input di carbonio fornibili al suolo, determinando sovra o sottostima delle effettive emissioni di CO₂eq.

Questo studio dimostra l'utilità di incentivare la diffusione dell'applicazione integrata dei due strumenti nel settore viticolo, determinante per la comprensione e quantificazione delle emissioni di CO₂ associate alla fase di coltivazione, sulla quale quindi indirizzare ottimizzazioni e approfondimenti.

Acronimi

ARPAE: Agenzia Regionale per la Prevenzione Ambiente Energia dell'Emilia-Romagna

LCT: Life Cycle Thinking

AC: Acidification/Acidificazione

ACFa: Ammendante Compostato misto da Fanghi agroindustriali

AoP: Areas of Protection/Area di protezione

BIO: *Microbial Biomass* o Biomassa Microbica

Bw: orizzonte di alterazione in situ legata al weathering

CHNS/O: carbonio, idrogeno, azoto, zolfo/ossigeno

CO₂: anidride carbonica

DEOM: *Materiale Organico Decomponibile*

Dext3r: applicazione per scaricare i dati meteo

DG ENV: Directorate General Enviromental

DM: Decreto Ministeriale

DPI: Disciplinari di Produzione Integrata

DPM: *Decomposable Plant Material* o Materiale Vegetale facilmente Decomponibile

EOM: *Exogenous organic Matter*

EPLCA: *European Platform on Life Cycle Assesment*

EuF: Eutrophication freshwater

EuM: Eutrophication marine

EuT: Eutrophication terrestrial

FAO: *Food and Agriculture Organization of the United Nation* o Organizzazione delle Nazioni Unite per l'alimentazione e l'agricoltura

FE: Ecotoxicity freshwater/Ecotossicità delle acque dolci

FYM: *Farmyard manure* o Letame di stalla

G.D.C.: Geneva Double Courtin

GU: Gazzetta Ufficiale

GWP excl. biogenic carbon: Climate change, excluded biogenic carbon/Cambiamento climatico escluso il carbonio biogenico

GWP incl. biogenic carbon: Clima change, included biogenic carbon/ Cambiamento climatico incluso il carbonio biogenico

GWP: Global Warming Potential/Cambiamento climatico

HCL: acido cloridico

HEOM: *Materiale Organico Umificato*

Htce: Human toxicity, cancer effects

HTnc: Human toxicity, non-cancer effects

HUM: *Humified Organic Matter* o *Materia Organica Umificata*

ID: Delineazione Carotgrafica

ILCD: International reference Life Cycle Data System

IOM: *Inert Organic Matter* o *Materia Organica Inerte*

IPP: Green Paper on Integrated Product Policy

IR: Ionizing radiation, human health

ISO: *International Organization for Standardization* o *Organizzazione Internazionale per la Standardizzazione*

JRC: *Joint Research Centre*

k: tasso di decomposizione

L0: lettura del bianco

L24h: lettura a 24 ore

L40": lettura a 40 secondi

LCA: *Life Cycle Assessment*

LCC: **Life Cycle Costing**

LCDN: Life Cycle Data Network

LCI: Life Cycle Inventory/Analisi d'inventario

LCIA: Life Cycle Impact Assessment/Analisi degli impatti di ciclo di vita

LU: Land use

N, P, K: azoto, fosforo e potassio

OD: Ozone depletion midpoint

OEF: Organisation Enviromental Footprint

ONU: *Organization of the United Nation* o *Organizzazione delle Nazioni Unite*

Ord: Ordinamento

PEF: Product Enviromental Footprint

PEFCR: Product Enviromental Footprint Category Rules

PM: Particulate metter/Respiratory inorganic

POF: Photochemical ozone formation, human health

RD: Resource depletion, mineral, fossil and renewables

REOM: *Materiale Organico Resistente*

RothC: Rothamsted Carbon

RPM: *Resistant Plant Material* o Materiale Vegetale Resistente

SD: *System Dynamics* o dinamica dei sistemi

SETAC: *Society for Environmental Toxicology and Chemistry*

SLCA: Social Life Cycle Assessment

SO: Sostanza Organica

SOC: *Soil Organic Carbon* o Carbonio Organico nel Suolo

supp: supportto

TOC: *Total Organic Carbon* o Carbonio Organico Totale

UC: Unità Cartografica

UF: Unità funzionale

UTS: Unità Tipologica di Suolo

VensimPLE: *Ventana System Personal Learning Edition*

W.R.B.: World Reference Base

WD: Resource depletion water

$\Delta\text{CO}_2\text{eq}$: variazione di anidride carbonica equivalente

(NaPO₃)₆: soluzione disperdente di esametafosfato di sodio

1 Introduzione

1.1 Cosa si intende per valutazione del ciclo di vita (LCA)

In un mondo in continuo cambiamento, sono risultati di fondamentale importanza gli studi e le pubblicazioni scientifiche elaborate dalla Comunità Europea, secondo un processo di aggiornamento tuttora in atto, per la formulazione di politiche europee finalizzate alla tutela ambientale.

La valutazione del ciclo di vita di prodotti, in inglese Life Cycle Assessment (LCA), è stata individuata dalla Commissione Europea come uno dei migliori strumenti attualmente a disposizione per valutare i potenziali impatti ambientali dei prodotti e i benefici associati alle diverse opzioni di politica.

Il LCA è una metodologia multi-criteriale che permette di conteggiare le risorse e le emissioni lungo ogni step della filiera di prodotti, beni e servizi (Figura 1, JRC. EUR. 2838 EN 2016; Sala et al., 2016). Il LCA si basa sul concetto di *Life Cycle Thinking* (LCT), ovvero un approccio di tipo olistico, che mira a considerare l'intero ciclo di vita di un prodotto o servizio. L'obiettivo chiave del LCT è quello di evitare lo spostamento degli impatti tra fasi del ciclo di vita diverse, o tra regioni geografiche, o tra varie categorie d'impatto (JRC EUR. 2838 EN 2006; Sala et al., 2016). Il LCA è una metodologia standardizzata secondo le ISO 14040/44 (ISO 14040/44, 2006).

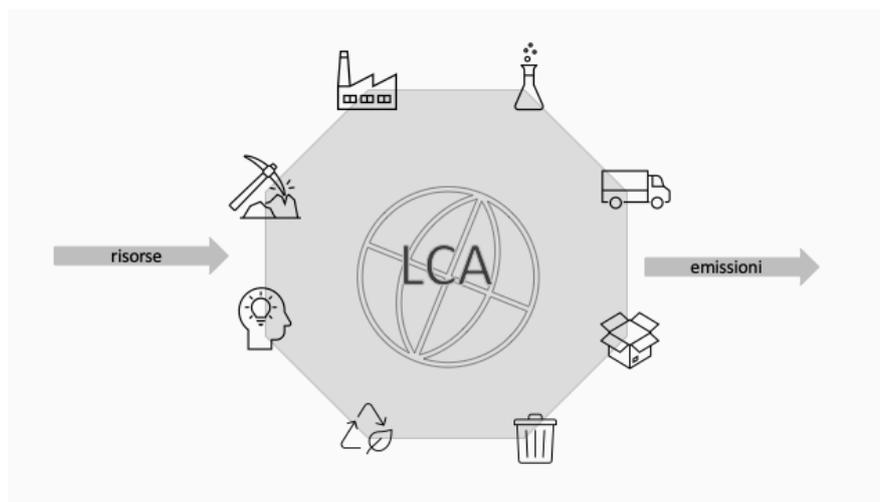


Figura 1 Life Cycle Assessment. Rappresentazione di risorse ed emissioni lungo tutto il ciclo di vita di un prodotto

(JRC Technical reports, Life cycle assessment for the impact assessment of policies. EUR 2838 EN 2016, pp 5)

1.2 Gli inizi e i progressi della metodologia LCA

Le origini del LCA possono essere ricondotte agli Stati Uniti e ad alcune zone del Nord Europa tra gli anni '60 -'70, frutto di collaborazioni tra università ed industrie. Le prime applicazioni prendevano in esame il conteggio dei flussi di energia eolica, di risorse (carbone, petrolio, acciaio ecc.), di produzione di rifiuti solidi, per ogni processo industriale coinvolto nel ciclo di vita dei prodotti. Forse, una prima testimonianza la possiamo trovare nel 1963 nella World Energy Conference, in cui il primo studio LCA fu orientato sul fabbisogno energetico associato alla produzione di prodotti e prodotti chimici intermedi (Hauschild et al.,2018). Negli anni, la forte crescita economica ha portato ad un aumento degli impatti ambientali, orientando l'LCA verso studi che ne contenessero gli effetti. Un primo caso che gettò le basi dell'attuale metodologia fu commissionato dalla Coca-Cola nel 1969. Lo studio si concentrava sulla comparazione di diverse bevande, allo scopo di valutare quale fosse la più eco-compatibile.

Nel contesto Europeo del 2001, LCT ed LCA hanno ricevuto il primo forte sostegno istituzionale grazie alla pubblicazione del Green Paper on Integrated Product Policy (IPP) che andava ad indicare il LCA come pilastro delle politiche e delle leggi ambientali. La Commissione Europea (DG Environmental and JRC- *Joint Research Centre*) ha continuato negli anni a sostenere le politiche e le leggi ambientali andando ad istituire nel 2005 la *European Platform on Life Cycle Assessment* (EPLCA) con l'obiettivo di promuovere il LCT nella politica ed economia europee. In particolare, è stato sviluppato il *Life Cycle Data Network* (LCDN) e l'*International reference Life Cycle Data System* (ILCD). Il LCDN mira a fornire un'infrastruttura globale per la pubblicazione di dati LCA di qualità garantita da diverse organizzazioni, mentre l'ILCD configura una serie di manuali utili a facilitare le migliori pratiche di LCA (JRC, 2021).

La *Society for Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) ha contribuito a dare una prima definizione di LCA e a redigere una prima linea guida, recepita dalla *International Organization for Standardization* (ISO) nella ISO14040.

Le nuove norme che regolano il LCA sono costituite dalle:

- ISO 14040:2006 (Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Principi e quadro di riferimento)
- ISO 14044:2006 (Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Requisiti e linee guida).

1.3 La struttura del LCA

La ISO 14040:2006 (Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Principi e quadro di riferimento) definisce il LCA come “consolidato approccio metodologico all’analisi di impatto ambientale di prodotti e servizi, che consiste nella compilazione e valutazione attraverso tutto il ciclo di vita dei flussi in entrata e in uscita, nonché i potenziali impatti ambientali, di un sistema di prodotto”.

La metodologia considera gli input e gli output rispettivamente di materiali, di energia e di emissioni in ogni fase del ciclo di vita del prodotto, supporta l'identificazione degli hotspot all'interno della filiera e identifica le categorie d'impatto, le fasi del ciclo di vita, i processi e i flussi elementari più rilevanti. È un approccio multi-criteriale che va a coprire un'ampia varietà di pressioni ed impatti associati alla salute umana e a quella degli ecosistemi e delle risorse naturali.

La metodologia LCA si articola in quattro fasi obbligatorie (Figura 2):

- definizione degli obiettivi e dello scopo (goal and scope definition)
- analisi di inventario (inventory analysis)
- analisi degli impatti (impact assessment)
- interpretazione (interpretation)

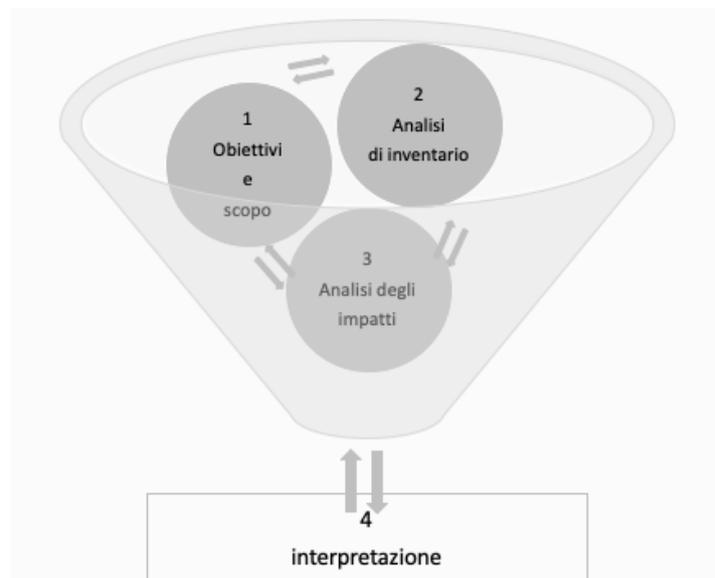


Figura 2. La struttura Life Cycle Assessment (ISO 14040:2006)

I motivi per cui si effettua uno studio LCA sono molteplici, tra questi:

- quantificare gli impatti ambientali legati al ciclo di vita di un prodotto o servizio
- identificare i punti deboli del ciclo di vita di un prodotto, permettendo un miglioramento nella sua progettazione, minimizzandone gli impatti ambientali
- supportare le decisioni da parte di industrie e di organizzazioni governative e non governative facendo sì che la sfera ambientale venga tenuta in considerazione
- favorire la commercializzazione di prodotti più sostenibili.

Per definire un prodotto o un servizio sostenibile, al LCA, che rappresenta la metodologia d'elezione per la valutazione ambientale, devono essere associati altri strumenti per la valutazione degli impatti sociali (SLCA) ed economici (LCC).

1.3.1 Definizione degli obiettivi e dello scopo

La definizione degli obiettivi costituisce la fase preliminare e fondamentale della valutazione del ciclo di vita (ILCD Handbook. EUR 24708 EN. 2010). La definizione degli obiettivi è iterativa ed è decisiva per tutte le fasi del LCA in quanto spiega il motivo per cui si svolge lo studio e descrive il sistema preso in considerazione.

In questa fase vengono presi in esame sei aspetti:

- obiettivi
- motivazione e contesto decisionale
- metodo, assunzioni e limitazioni
- target audience
- intento comparativo e divulgazione al pubblico
- committenti dello studio.

Nella fase di ambito viene identificato e definito nel dettaglio l'oggetto dello studio LCA. Vengono quindi definite la/e funzione/i del sistema attraverso la descrizione precisa delle funzioni del sistema analizzato nei suoi diversi aspetti: unità funzionale (UF), confini del sistema, unità di processo e requisiti di qualità dei dati (ILCD Handbook. EUR 24708 EN. 2010).

Confini del sistema

La definizione dei confini del sistema permette di definire quali parti e processi del ciclo di vita saranno inclusi nel sistema analizzato e quali saranno invece esclusi. L'operazione consente di separare il sistema analizzato dal resto della tecnosfera e di attribuirgli i potenziali impatti sull'ambiente.

Unità funzionale

L'unità funzionale è la misura della funzione del sistema studiato e fornisce il riferimento a cui gli input e output devono essere correlati. Per definire gli aspetti qualitativi e quantitativi della funzione/i del sistema studiato nell'UF si utilizzano le domande "cosa", "quanto", "quanto bene" e "per quanto tempo". La risposta a queste domande permette di creare una sorta di unità di misura che rende comparabili prodotti diversi ma aventi la stessa funzione.

A seconda degli obiettivi dello studio vi sono tre tipologie di confini del sistema:

- dalla culla alla tomba "*from cradle to grave*", ovvero la valutazione completa del ciclo di vita dall'estrazione delle risorse alla fase d'uso e smaltimento. L'UF è definita in base alla funzione primaria svolta dal sistema analizzato ed è utilizzata per analisi di miglioramento della catena produttiva
- dalla culla al cancello "*from cradle to gate*", ovvero la valutazione parziale del ciclo di vita di un prodotto dall'estrazione delle materie prime fino al cancello della fabbrica, escludendo dunque la fase d'uso e di smaltimento del prodotto. L'UF per questo tipo di studio è solitamente definita in termini di unità fisica. Questo tipo di sistema è utilizzato ad esempio per il confronto tra diversi processi produttivi dello stesso prodotto o stessi processi aventi materie prime diverse
- dal cancello al cancello "*gate to gate*", LCA parziale che riguarda un solo processo dell'intera catena produttiva. Come descritto al punto precedente, l'UF è definita in termini di unità fisica, come una certa quantità di prodotto. Questo confine del sistema è applicato sia allo scopo di migliorare il ciclo produttivo sia per fare il confronto tra diversi processi tecnologici che fanno però uso di materie prime differenti ma aventi lo stesso prodotto finale.

Discorso a parte deve essere fatto per il rifiuto.

Il rifiuto è il punto di partenza del "*zero-burden approach*"; in questo approccio non è possibile applicare confini del sistema del tipo "*from cradle to gate*" in quanto il punto di partenza "culla" coincide con il momento in cui il prodotto diventa rifiuto. Lo *zero-burden approach* viene

utilizzato per il confronto di sistemi di smaltimento di rifiuti con lo scopo di confrontare diversi scenari alternativi. L'UF è definita in termini di input del sistema inteso come rifiuto (Figura 3).

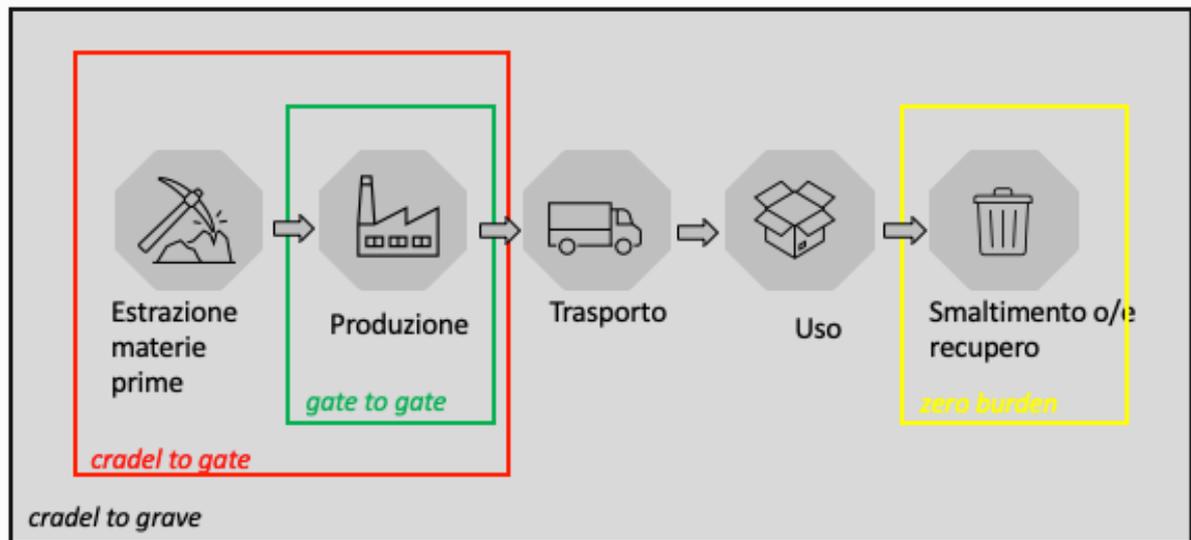


Figura 3. I confini del sistema in un'analisi LCA (ILCD Handbook. EUR 24708 EN. 2010)

Per descrivere i confini del sistema si fa uso di diagrammi che vanno ad indicare quali unità di processo appartenenti al ciclo di vita vengono incluse nell'analisi LCA.

Unità di processo

Con unità di processo si intende l'elemento più piccolo considerato nell'analisi di inventario del ciclo di vita e per il quale vengono quantificati i dati in input e output. L'ILCD definisce le interazioni tra i diversi sistemi come:

- flusso elementare: singola sostanza o energia entrante o uscente dal sistema studiato che è stata estratta/rilasciata dall'ecosfera senza precedenti trasformazioni umane
- flusso intermedio: che si verifica tra unità di processo del sistema prodotto studiato
- flusso di prodotto: in entrata o uscita da un altro sistema produttivo.

Non tutti i processi e i flussi sono quantitativamente rilevanti per definire i confini del sistema. I criteri di cut-off permettono di decidere quali processi e flussi elementari sono irrilevanti per lo studio e quindi di ometterli dalle fasi del ciclo di vita. L'utilizzo dei criteri di cut-off consente così di concentrare l'attenzione all'ottenimento di dati di qualità maggiore e di rappresentare in un diagramma semi-schematico le parti e le fasi quantitativamente rilevanti del ciclo di vita del sistema studiato (ILCD Handbook. EUR 24708 EN 2010).

Analisi di Inventario

L'analisi di inventario (LCI) rappresenta una fase del LCA e consiste nella raccolta di dati primari e secondari che consentono di quantificare i flussi del sistema prodotto in input e output. La qualità dei dati deve rispondere a criteri di accuratezza, precisione/incertezza e completezza. In particolare, nell'accuratezza occorre capire quanto bene i dati di inventario raccolti rappresentino il vero inventario del processo tramite: rappresentatività temporale, tecnologica e geografica. Invece, il grado in cui un set di dati è appropriato al caso di studio è analizzato tramite l'appropriatezza (ILCD Handbook. EUR24708 EN. 2010).

Prima di procedere alla raccolta dei dati è necessario:

- pianificare la raccolta di tutti i dati relativi ai flussi di risorse materiali ed energetiche, e uso del suolo, al fine di descrivere il sistema studiato
- validare i dati e la loro correlazione all'UF
- allocare, cioè attribuire in base ai prodotti e coprodotti i flussi in entrata e in uscita.

I dati che vengono raccolti per l'analisi LCA si distinguono in:

- dati primari, qualsiasi dato le cui fonti sono state direttamente osservate in campo e raccolte ai fini dell'analisi
- dati secondari, vengono così definiti quei dati di inventari provenienti da altre fonti, come ad esempio banche dati appositamente create per LCA (GaBi Database), letteratura scientifica, consulenti ecc.

I dati primari sono i dati essenziali per rappresentare il processo specifico, le cui fonti sono talvolta difficili da reperire per l'assenza di documentazione nelle realtà aziendali. Le campagne di raccolta dati devono essere condotte elaborando specifiche schede e grafici di flusso, in modo da ottenere un inventario appropriato ed una documentazione esaustiva già a livello di singola unità di processo (ISO 14044:2006).

Una parte importante nella fase di inventario riguarda l'allocazione intesa come "...suddivisione dei flussi in entrata e uscita di un processo o di un sistema produttivo tra il sistema produttivo studiato e uno o più altri sistemi collegati agli altri co-prodotti." (European Commission, 2010).

La difficoltà nell'attribuire flussi in entrata/uscita ad un singolo processo produttivo si ha in presenza di un sottoprodotto che ha un valore economico. Ad esempio, le assi di legno e i

trucioli, il latte e il siero di latte; pertanto, i vari flussi di materia ed energia devono essere allocati ai differenti prodotti.

La ISO 14044:2006 specifica che l'allocazione deve essere effettuata in base ad una relazione fisica presente tra i diversi prodotti o funzioni. Se questa non è possibile si effettua una relazione economica che si basa sul valore di mercato di prodotti o funzioni.

1.3.2 Analisi degli impatti ambientali: LCIA

L'analisi degli impatti ambientali del ciclo di vita, in inglese Life Cycle Impact Assessment (LCIA) è quella fase della valutazione che permette di misurare quanto e in che modo le fasi del ciclo di vita del prodotto incidono sulle diverse categorie di impatto. LCIA ha lo scopo di tradurre l'inventario delle emissioni del ciclo di vita e del consumo di risorse in termini di indicatori ambientali, valutando così l'entità del loro impatto sulle aree da proteggere (AoP) intese come salute umana, risorse ambientali e risorse naturali (ILCD Handbook. EUR 24586 EN. 2010).

Nella fase LCIA si identificano dunque gli aspetti ambientali più rilevanti per il prodotto in fase di studio.

L'analisi di impatto è articolata in quattro fasi secondo la ISO 14040:2006, alcune delle quali sono obbligatorie ed altre facoltative:

- Classificazione (obbligatoria)
- Caratterizzazione (obbligatoria)
- Normalizzazione (facoltativa)
- Ponderazione (facoltativa).

Classificazione

La classificazione è la prima fase dell'analisi degli impatti ambientali. In particolare, la classificazione permette di attribuire i flussi elementari dell'analisi d'inventario alle categorie di impatto in base alla capacità delle sostanze di contribuire ai diversi impatti ambientali. Con il termine categorie d'impatto si identificano gli aspetti ambientali valutati ai fini dello studio e nei quali vengono tradotti i risultati dell'analisi d'inventario (ISO 14040:2006).

La selezione delle categorie d'impatto da analizzare viene effettuata tenendo conto degli obiettivi, dei confini del sistema e dell'ambito dello studio LCA.

Caratterizzazione

La caratterizzazione è la fase del LCA che permette di quantificare il contributo dei flussi elementari alle diverse categorie di impatto. L'impatto di ogni emissione o consumo di risorse è modellato quantitativamente, secondo il meccanismo ambientale che rappresenta "Tutti i processi chimici, biologici o fisici relativi ad una determinata categoria di impatto e che mettono in relazione i risultati dell'analisi di inventario, gli indicatori di categoria e gli end-point di categoria" (ISO 14044:2006).

Il risultato della caratterizzazione viene espresso come punteggio di impatto, applicando i fattori di caratterizzazione.

Il fattore di caratterizzazione rappresenta il contributo di un flusso elementare ad un impatto ed è spesso il risultato di un valore ricavato dalle organizzazioni internazionali su basi scientifiche. Gli impatti sulle Aree di Protezione (AoP) sono modellati applicando le conoscenze sui percorsi di impatto rilevanti o sui meccanismi ambientali (ILCD Handbook. EUR 24586 EN. 2010).

I modelli d'impatto ambientale collocano i fattori di caratterizzazione a due livelli secondo la posizione dell'indicatore (Figura 4, ISO 14044:2006):

- livello midpoint in cui l'indicatore è collocato tra i dati d'inventario e AoP, ma prima della fine
- livello endpoint in cui l'indicatore è posizionato il più vicino possibile all'AoP.

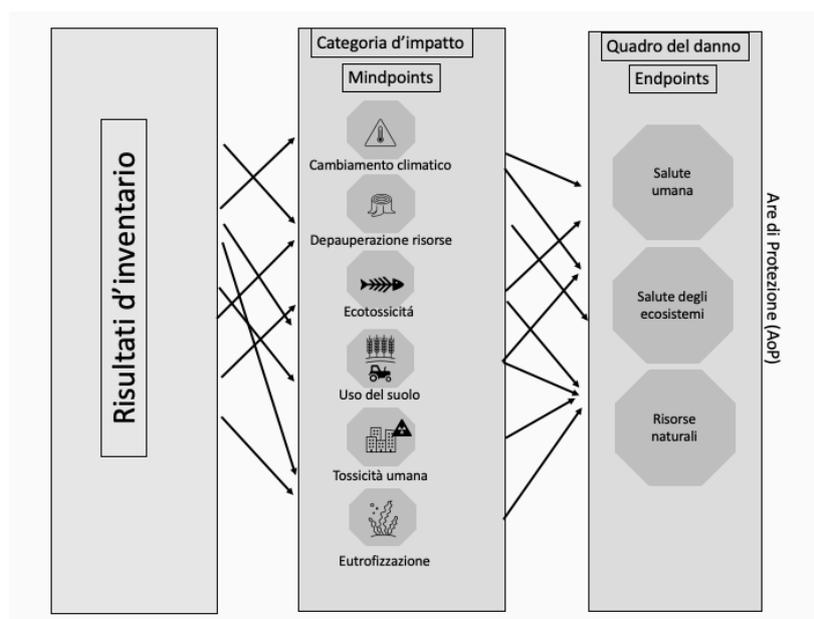


Figura 4. Rappresentazione di alcune categorie d'impatto per la modellazione a livello midpoint ed endpoint (ILCD Handbook, EUR 24586 EN. 2010)

In passato l'assenza di una standardizzazione tecnicamente dettagliata conseguente alle molteplici metodologie LCIA introduceva elementi di soggettività nell'individuazione dell'indicatore. Gli studi UNEP-SETAC hanno permesso di attenuare la soggettività, individuando, tra le pratiche esistenti, quelle considerate migliori tra i modelli di caratterizzazione, in quanto frutto di maggiore condivisione tra le parti interessate, gli esperti di settore e le diverse organizzazioni nazionali e internazionali. L'esito è stato un miglioramento dei modelli di caratterizzazione a livello midpoint ed endpoint per ogni categoria d'impatto, per arrivare ad ottenere una valutazione dell'impatto ambientale del ciclo di vita anche a livello globale e sempre più indipendente rispetto all'utente finale e al committente.

Normalizzazione e ponderazione

I risultati della caratterizzazione non sono comparabili tra di loro in quanto presentano differenti indicatori di categoria e dunque anche diverse unità di misura.

Per rendere confrontabili le diverse categorie d'impatto si ricorre alla normalizzazione mentre si utilizza la pesatura per quantificare il valore dell'impatto.

Si tratta di fasi LCA considerate non obbligatorie in quanto introducono soggettività nello studio. La fase di normalizzazione elabora i risultati del sistema analizzato per le diverse categorie di impatto mettendoli in relazione ad uno scenario di riferimento. L'operazione di normalizzazione permette infatti di ottenere un valore adimensionale per tutte le categorie di impatto ed è quindi utile per fare confronti validi tra diversi scenari (ILCD Handbook. EUR 24708 EN 2010). Per situazioni di trade-off in cui un prodotto risulta vantaggioso dal punto di vista ambientale per alcune categorie di impatto, ma non tutte, rispetto al prodotto con cui lo si sta confrontando può essere utile effettuare una ponderazione delle categorie di impatto, assegnando pesi differenti alle varie categorie. In questo modo è facilitata l'identificazione di un "compromesso" per selezionare il prodotto "migliore". In un certo senso, se si seleziona il prodotto in questione, è come se si stesse assegnando un peso maggiore alle categorie di impatto per le quali il prodotto mostra migliori performance. In linea teorica, questo procedimento non andrebbe effettuato "a tavolino" per favorire un prodotto rispetto ad un altro, ma nel modo più oggettivo possibile e a priori rispetto ai risultati ottenuti dalle prime fasi di LCIA.

In questo processo si utilizzano fattori numerici per assegnare pesi diversi agli indicatori di categoria di impatto. Questi fattori numerici si basano su scelte di valore che non sono scientificamente fondate. Pertanto, a fini di trasparenza, gli esiti della ponderazione possono

essere oggetto di una dichiarazione comparativa pubblica solo se affiancati a quelli non ponderati.

1.3.3 Interpretazione

L'interpretazione è l'ultima fase dell'LCA e ha lo scopo di:

- individuare elementi rilevanti per il miglioramento del modello
- valutare il raggiungimento degli obiettivi iniziali dello studio e dunque la validità dei risultati
- esprimere i risultati finali dello studio in maniera chiara e comprensibile ai destinatari.

L'individuazione dei problemi rilevanti permette il miglioramento dei risultati delle singole fasi e del modello finale dell'LCA e si ottiene tramite le analisi di completezza, consistenza e sensibilità. L'analisi di completezza valuta la quantità dei flussi misurati nella fase d'inventario rispetto ai flussi totali e il rispetto delle regole di cut-off (ILCD Handbook. EUR 24708 EN 2010). L'analisi di completezza è una valutazione qualitativa che si applica a tutte le fasi del ciclo di vita e l'analisi di sensibilità mette in rapporto l'incidenza delle scelte metodologiche e dei dati sui risultati per valutarne l'affidabilità. Le conclusioni fanno emergere se le domande che sono state poste nella fase della definizione degli obiettivi sono state soddisfatte dallo studio; devono dare riscontro di eventuali limitazioni ai fini di valutarne l'incidenza tipologica e quantitativa sugli effetti, per arrivare poi a formulare raccomandazioni “logiche, ragionevoli e plausibili”, fondate su conclusioni strettamente collegate ai contenuti dell'obiettivo dello studio (ISO 14044:2006; ILCD Handbook. EUR 24708 EN 2010).

Tali raccomandazioni possono essere a titolo esemplificativo, rivolte al miglioramento del prodotto su un determinato processo/i o emissioni che hanno un potenziale di miglioramento rilevante, a scegliere un fornitore che nella catena di approvvigionamento garantisca un impatto minore sulla produzione, a orientare lo studio verso lo sviluppo di tecnologie tramite politiche mirate anche fiscali e di investimento.

1.4 Modelli di caratterizzazione

Ritornando brevemente sugli aspetti già in precedenza accennati e relativi agli studi effettuati per ridurre la soggettività dei modelli di caratterizzazione, va nominato l'ILCD, manuale che contiene una serie di documenti che forniscono una base comune per dati, metodi e valutazioni

del ciclo di vita che siano coerenti, robusti e di qualità garantita (ILCD Handbook. EUR24571 EN. 2011).

La guida definisce i requisiti che i modelli di caratterizzazione devono soddisfare per analizzare le emissioni in aria, acqua e suolo e le risorse consumate in termini di contributi sui diversi impatti sulla salute umana, sull'ambiente naturale e sulle risorse naturali.

L'ILCD cita tre livelli di qualità validi sia per le categorie midpoint che endpoint con riferimento al grado di raccomandazione (Tabella 1):

- livello I raccomandato e soddisfacente
- livello II raccomandato con necessità di miglioramenti
- livello III raccomandato ma da applicare con cautela.

Tabella 1. Elenco dei metodi e livelli raccomandati (ILCD Handbook. EUR24571 EN. 2011)

Impact category	Recommendation at midpoint		
	Recommended default LCIA method	Indicator	Classification
Climate change	Baseline model of 100 years of the IPCC	Radiative forcing as Global Warming Potential (GWP100)	I
Ozone depletion	Steady-state ODPs 1999 as in WMO assessment	Ozone Depletion Potential (ODP)	I
Human toxicity, cancer effects	USEtox model (Rosenbaum et al, 2008)	Comparative Toxic Unit for humans (CTU _h)	II/III
Human toxicity, non-cancer effects	USEtox model (Rosenbaum et al, 2008)	Comparative Toxic Unit for humans (CTU _h)	II/III
Particulate matter/Respiratory inorganics	RiskPoll model (Rabl and Spadaro, 2004) and Greco et al 2007	Intake fraction for fine particles (kg PM2.5-eq/kg)	I
Ionising radiation, human health	Human health effect model as developed by Dreicer et al. 1995 (Frischknecht et al, 2000)	Human exposure efficiency relative to U ²³⁵	II
Ionising radiation, ecosystems	No methods recommended		Interim
Photochemical ozone formation	LOTOS-EUROS (Van Zelm et al, 2008) as applied in ReCiPe	Tropospheric ozone concentration increase	II
Acidification	Accumulated Exceedance (Seppälä et al. 2006, Posch et al, 2008)	Accumulated Exceedance (AE)	II
Eutrophication, terrestrial	Accumulated Exceedance (Seppälä et al. 2006, Posch et al, 2008)	Accumulated Exceedance (AE)	II
Eutrophication, aquatic	EUTREND model (Struijs et al, 2009b) as implemented in ReCiPe	Fraction of nutrients reaching freshwater end compartment (P) or marine end compartment (N)	II
Ecotoxicity (freshwater)	USEtox model, (Rosenbaum et al, 2008)	Comparative Toxic Unit for ecosystems (CTU _e)	II/III
Ecotoxicity (terrestrial and marine)	No methods recommended		
Land use	Model based on Soil Organic Matter (SOM) (Mia i Canals et al, 2007b)	Soil Organic Matter	II
Resource depletion, water	Model for water consumption as in Swiss Ecoscarcity (Frischknecht et al, 2008)	Water use related to local scarcity of water	II
Resource depletion, mineral, fossil and renewable ⁵	CML 2002 (Guinée et al., 2002)	Scarcity	II

In Tabella 1 sono descritti anche i livelli di classificazione mista (II/III) legati, a volte, all'applicazione del metodo a diversi tipi di sostanze e livelli di classificazione definiti

“interim”, in quanto degni di nota perché migliori tra i metodi studiati per quella categoria d’impatto ma non raccomandati, necessitando di ulteriori approfondimenti, perfezionamenti e approvazioni.

I modelli di caratterizzazione di livello I si applicano su scala globale (ad es. cambiamento climatico); i livelli II e III sono di tipo regionale e locale, orientati all’utente finale o al committente dello studio (ad es. consumo delle riserve non rinnovabili e consumo del suolo). Gli ultimi due hanno un livello di raccomandazione non soddisfacente, in quanto vengono introdotti flussi individuali o aggiunti metodi non ancora riconosciuti nell’ILCD, perché bisognosi di essere esplicitamente spiegati in tutte le fasi dello studio LCA, compresa quella di esposizione dei risultati (ILCD Handbook. EUR24571 EN. 2011).

1.5 Environmental Footprint

Sul fronte della valutazione quantitativa dell’impatto ambientale dei prodotti durante tutto il ciclo di vita, la Commissione Europea si è impegnata nella creazione di un mercato unico dei prodotti “verdi”, con l’aiuto di due metodi: Product Environmental Footprint (PEF) e Organisation Environmental Footprint (OEF). Nel termine “mercato verde” sono inclusi l’etichettatura ecologica, l’impronta di carbonio e gli acquisti verdi.

PEF e OEF sono metodi basati sul LCA raccomandati dall’UE; contengono istruzioni dettagliate che permettono alle aziende e alle organizzazioni di misurare e comunicare le prestazioni ambientali di prodotti e organizzazioni e quindi di competere sul mercato con informazioni ambientali affidabili (European Commission, 2012).

Questi due metodi, pur con diversi limiti, come concorrenza sleale, costi, informazioni ambientali non disponibili, per citarne solo alcuni, rappresentano strumenti efficaci di cui le aziende dispongono per commercializzare i loro prodotti verdi, facendoli distinguere tra gli stati membri dell’UE in una situazione confusionale di modelli e di mercati.

1.5.1 La guida Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR)

Un grande passo avanti per migliorare la metodologia per la misurazione e comunicazione delle prestazioni ambientali legate al ciclo di vita di prodotti e organizzazioni è stato fatto nel 2013, con l’avvio del test pilota per l’elaborazione delle cosiddette Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs), portato a termine nel 2016. La guida PEFCR contiene regole specifiche per categoria di prodotto, a completamento della guida metodologica generale per gli studi PEF. Il test pilota si è concentrato su un maggiore livello di dettaglio per ciascuna

categoria di prodotto. Ha evidenziato i parametri di rilevanza maggiore che contribuiscono ad aumentare la rilevanza, la riproducibilità e la coerenza dei risultati, così da incidere su una riduzione dei costi rispetto a uno studio basato sui requisiti completi della guida PEF. Il test pilota ha permesso inoltre di armonizzare l'utilizzo dell'LCA all'interno del mercato unico dei prodotti verdi (PEFCR, 2017).

1.6 Cenni sugli studi LCA condotti sul processo di coltivazione dell'uva e di produzione del vino

Negli ultimi anni è cresciuta l'attenzione della comunità scientifica nei confronti della valutazione del ciclo di vita dell'uva e del vino. Gli studi LCA hanno coperto un'ampia varietà di ricerche riguardanti gli impatti ambientali legati, tra gli altri, all'uso di acqua e di energia, alla generazione di emissioni di gas serra e di rifiuti solidi organici e inorganici, all'uso del suolo, all'uso di sostanze chimiche, ai cambiamenti climatici e all'impatto sugli ecosistemi lungo l'intera filiera di produzione (Christ et al., 2013).

Ardenne et al. (2006), presentando il caso studio di un'azienda viticola italiana su cui è stata condotta l'analisi LCA di una bottiglia di vino rosso da 0,75 litri, hanno dimostrato che la produzione della bottiglia di vetro e dei materiali da imballaggio sono responsabili di circa la metà del consumo energetico associato al ciclo di vita del vino.

Similmente, nel 2012, Point et al., hanno condotto uno studio LCA riguardante la valutazione del ciclo di vita di una bottiglia di vino da 0,75 litri prodotta e consumata in Nuova Scozia, Canada. Lo studio ha quantificato i vari input materiali ed energetici e le emissioni associate all'intero ciclo di vita del prodotto, evidenziando come la viticoltura e il trasporto verso i mercati rappresentino i principali impatti rispetto al totale.

In particolare, lo studio ha sottolineato come un miglioramento significativo a livello di impatto ambientale deriverebbe dall'utilizzo di bottiglie più leggere, non originate da vetro di materia prima vergine. Lo stesso studio ha evidenziato che circa il 50% degli impatti legati alla presenza di sostanze chimiche nel vigneto, riguardano l'uso di pali di acciaio e di conservanti chimici nel legno che sostiene i vigneti. Sullo stesso tema, altri studi hanno provato come i sistemi di palizzamento risultino tra i maggiori responsabili delle emissioni di gas serra nella catena del valore della produzione di vino (Soosay et al., 2012).

Alcuni ricercatori (Bustamante et al., 2008; Ruggieri et al., 2009; Devesa-Rey et al., 2011) hanno affrontato la questione cruciale dei rifiuti della filiera della produzione del vino, sia organici con sottoprodotti come vinacce, fecce, raspi e fanghi disidratati che inorganici, quali

pallet in disuso, contenitori chimici, sostegni rotti delle viti. Per entrambi i rifiuti lo smaltimento in discarica o l'incenerimento sono purtroppo ancora pratiche molto diffuse, soprattutto quando i rifiuti risultano di scarso o nessun valore economico.

Gli studi riportati in letteratura intendono incoraggiare e diffondere l'applicazione LCA sul sistema di gestione dei rifiuti. La pratica risulterebbe cruciale per le aziende che potrebbero così promuovere azioni di miglioramento, per diminuire l'impatto dei residui agro-industriali sull'ambiente e per stabilire nuovi processi per possibili ulteriori fonti di reddito.

Rispetto alle emissioni di gas serra, l'imprescindibile legame tra clima e luoghi di coltivazione delle uve da vino, il cui insieme è caratterizzato da alta variabilità, rende l'industria più soggetta ad affrontare situazioni impreviste (Webb et al., 2008).

Si è riscontrato come la produzione del vino consumi grandi quantità di energia e produca un significativo impatto a causa dei gas a effetto serra. Studi in materia hanno quantificato in circa 2,618 GJ l'energia necessaria per trasformare una tonnellata di uva in prodotto finito e per ogni bottiglia standard di vino prodotta è quantificato tra 0,41 kg e 1,6 kg il rilascio di CO₂ nell'atmosfera (Ardente et al., 2006; Jones, 2003; Smyth e Russell, 2009). Molta strada è ancora da percorrere per rendere più consapevoli gli agricoltori/imprenditori dell'importanza della raccolta di dati nelle aziende.

Anche la gestione delle acque e delle problematiche riconducibili alla contaminazione di quelle superficiali e sotterranee è un importante tema da approfondire.

Già dal 2001, gli studi di Knowles e Hill (2001), Taylor (2006), Gabzdylova et al. (2009), Mosse et al. (2011) hanno fatto emergere come il 70% delle acque utilizzate da un'azienda vinicola si tramuti in acqua di scarto che, se non adeguatamente trattata, porta a importanti rischi ambientali.

Altro tema fortemente dibattuto nella ricerca scientifica riguarda gli impatti ambientali sull'uso di territorio da parte dell'industria vinicola in espansione. Le principali preoccupazioni vengono sollevate da stakeholder, più sensibili e interessati ai cambiamenti climatici che si verificano più intensamente in questi ultimi anni.

In particolare, gli impatti derivanti dall'uso del suolo si traducono nella perdita di biodiversità, nell'inquinamento e contaminazione localizzata, nell'impatto sulle proprietà e sui valori di mercato dei terreni. Queste preoccupazioni sono associate ad altre derivanti dal mantenimento di vecchie pratiche agricole inadeguate, come la lavorazione profonda del terreno, un eccessivo uso di fertilizzanti e di pesticidi, la rimozione dei residui del raccolto, che vanno ad influire drasticamente sulla qualità del suolo (Lal 2004, 2008). Attualmente, le attività agricole costituiscono una fonte significativa di emissioni di CO₂, CH₄ e N₂O. Tuttavia, l'adozione di

pratiche di gestione sostenibili all'interno dei sistemi agricoli ha dimostrato di poter ridurre queste emissioni, sfruttando la capacità naturale dei suoli agricoli di assorbire e immagazzinare CO₂ (Janssens et al., 2003; Bosco et al., 2013). Di qui la necessità e l'urgenza di adottare il LCA per valutare in maniera quantitativa e qualitativa i potenziali impatti ambientali, per individuare le pratiche agricole meno impattanti, rispettose dell'ambiente e sostenibili economicamente.

Ne sono un esempio il passaggio di molte aziende viticole ad un'agricoltura biologica o biodinamica e gli investimenti in agricoltura di precisione, che tiene conto delle effettive esigenze colturali e delle caratteristiche biochimiche e fisiche del suolo (mite.gov.it, 2020). Grazie allo sviluppo di tecnologie digitali, l'agricoltura di precisione permette di eseguire interventi a distanza con macchinari connessi in rete, di utilizzare trattori robotizzati, di eseguire trattamenti con i droni (Dorofeeva et al., 2019), e di utilizzare dati satellitari (Buontempo et al., 2020) di libero accesso.

Dagli studi scientifici analizzati è possibile concludere che il LCA rappresenta uno strumento fondamentale per l'analisi degli impatti ambientali e per il conseguente insediamento di pratiche agricole sempre più sostenibili.

1.7 Modellizzazione del C organico nel suolo in supporto all'LCA

La fissazione fotosintetica del carbonio rimuove anidride carbonica dall'aria e la incorpora in materiale vegetale che, una volta arrivata a terra, può restare immagazzinato nel suolo. I materiali vegetali rappresentano un ecosistema complesso che concorre a modificare le caratteristiche del suolo, arricchendolo di composti chimici quali acidi umici e fulvici che contribuiscono a migliorare la struttura del suolo, rendendola meno vulnerabile all'azione del vento e dell'acqua. L'insieme dei processi di fissazione del carbonio contribuisce alla riduzione dei gas serra atmosferici e rallenta l'erosione del suolo.

Nel 2015 durante i colloqui di Parigi sul clima l'iniziativa "4 per 1000" poneva in evidenza come obiettivo per la sicurezza alimentare e climatica, la fissazione del carbonio nei suoli agricoli. La proposta sosteneva che l'incremento di tenore in carbonio dei suoli dello 0,4 per cento all'anno in tutto il mondo era in grado di compensare le emissioni future (Handelsman, 2021).

Nel processo di coltivazione della vite e di produzione del vino l'associazione di LCA con altri metodi e modelli (Goglio et al., 2015) è in grado di dare elementi di maggiore precisione e completezza agli studi per la quantificazione dello stoccaggio di carbonio nel suolo al fine di

valutare come questo influenzi la categoria d'impatto del cambiamento climatico (Bosco et. al., 2013).

2 Obiettivo dello studio

Lo scopo dello studio è quello di stimare le prestazioni ambientali di due aziende viticole a conduzione “convenzionale”, di media estensione, situate nel territorio ravennate, e denominate nello studio come “DZ” e “NG”, tramite l'uso combinato della metodologia Life Cycle Assessment (LCA) e del modello Rothamsted Carbon (RothC).

In particolare, si sono valutati gli impatti ambientali della fase di coltivazione. Per il confronto fra le aziende si è assunta come unità funzionale “**1 quintale di uva prodotta**”, considerando il ciclo di vita dell'uva dalla produzione delle materie prime alla fase di raccolta.

Con il modello RothC, implementato sul software VensimPLE, si è voluto verificare in che termini la diversa conduzione del suolo vada ad influire sulla sua capacità di agire come pozzo di assorbimento per contrastare il cambiamento climatico (GWP).

Lo studio ha considerato l'arco temporale 2018-2020.

3 Materiali e metodi

3.1 Inquadramento dell'area di studio

Lo studio è stato condotto su terreni a vigneto di due aziende con sistema di conduzione “convenzionale”, localizzate nella Regione Emilia-Romagna.

Il primo sito DZ con un'estensione di 2,993 ha è collocato nel Comune di Bagnacavallo, in provincia di Ravenna, Via Rotondi 8 (44°25' 35.24"N, 11°58' 46.55"E); l'altro sito NG di 2,95 ha si trova nella frazione di Convetello, all'interno del Comune di Ravenna, Via Prato 9/a (44° 29'56.01"N, 12°06'18.93"E) (Figura 5).

Le aziende insistono su un suolo pianeggiante, a un'altitudine sul livello del mare che per DZ è di circa 7 m, per NG è di circa 2 m.

La zona circostante i due siti presenta un uso del suolo atto al seminativo semplice irriguo, con frutteti e vigneti ed è ricca di corsi d'acqua.

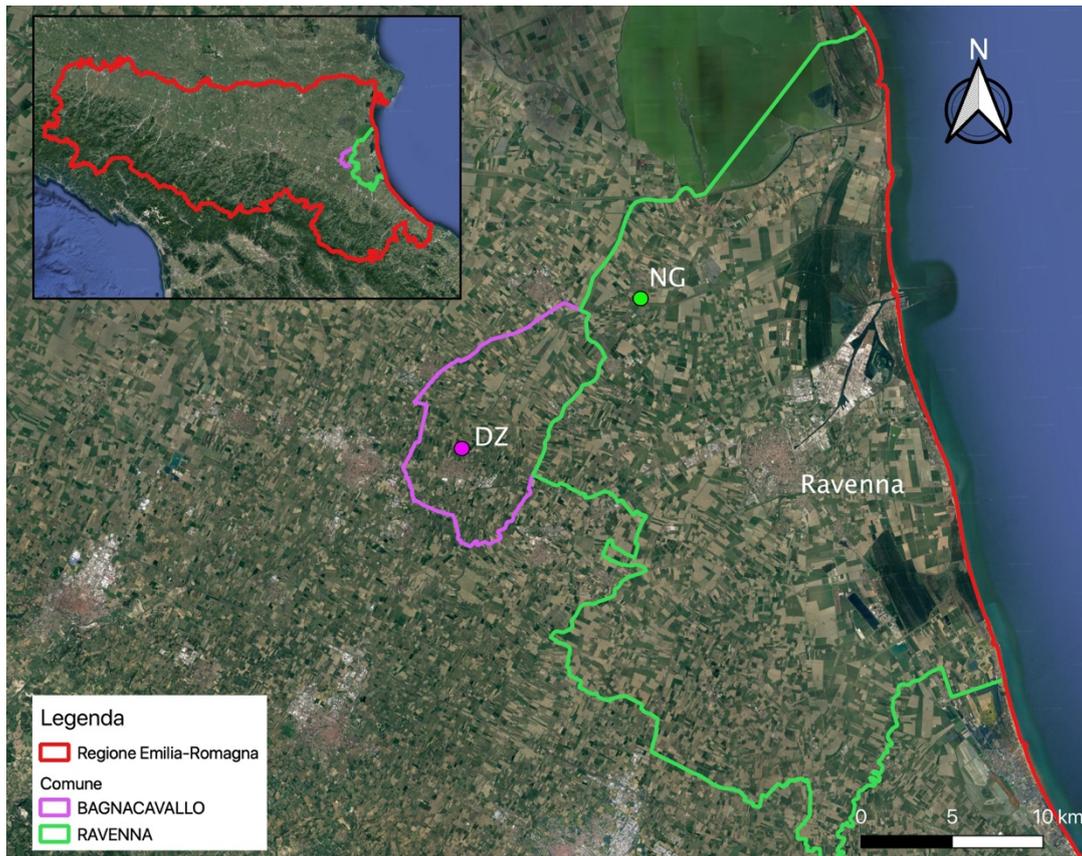


Figura 5. Inquadramento dell'area di studio

La morfologia del paesaggio è riconducibile a quel settore della costa adriatica caratterizzato da ambienti di transizione che sono stati condizionati da dinamiche fluviali connesse alla trasgressione Olocenica, successive all'ultima glaciazione (Buscaroli et al, 2011).

L'evoluzione della linea di costa è derivata dall'azione combinata del sistema deltizio del fiume Po con quello degli attuali Fiumi Uniti. L'avanzamento della linea di costa di circa 20 km, derivato da depositi sabbiosi, è progredito nel corso del tempo e ne sono testimonianza le successive formazioni di una serie di cordoni litorali sabbiosi e retrostanti spazi lagunari via via disattivati, colmati e in parte sepolti, a dare il segno del passaggio tra ambienti continentali e ambienti marini. (Buscaroli et al, 2011).

Nelle zone più interne i corpi idrici appenninici hanno depositato in prossimità della pianura il loro carico grossolano di ghiaia e sabbie, formando un sistema di canali fluviali. È possibile individuare un passaggio della media e bassa pianura grazie a pendii sempre più bassi e a una diminuzione della granulometria del suolo. Nelle zone in prossimità delle aste fluviali o di paleoalvei o paleocanali, il piano campagna è leggermente più rilevato e la granulometria più grossolana evidenzia un ambiente deposizionale di maggior energia. Distanti dai corsi fluviali, sono presenti delle aree di piana interfluviale costituite da ampie depressioni, valli o paludi, formatesi in seguito alla tracimazione delle acque durante i periodi di piena.

Queste zone, oggetto dei primi tentativi di bonifica già dal'500, subirono negli anni una forte azione antropica che portò alla regolarizzazione del normale corso dei corpi idrici fluviali, così da modificare fortemente il paesaggio (Buscaroli et al, 2011).

Nella Carta del Paesaggio Geologico della Regione Emilia-Romagna 1:250000 (<https://ambiente.regione.emilia-romagna.it/it/geologia/geologia/geositi-paesaggio-geologico/paes-geol>) entrambe le aziende ricadono nei depositi di canale di argine della piana dei fiumi appenninici.

3.2 Caratterizzazione dei siti

Per definire le caratteristiche delle aree di studio sono stati di riferimento l'atlante climatico ARPAE 1961-2015, Regione Emilia-Romagna, edizione 2017 e il Catalogo dei suoli della Regione Emilia-Romagna, Servizio Geologico Sismico e dei Suoli, Carta dei suoli 1:50.000.

Le caratteristiche climatiche dell'Emilia-Romagna, riguardanti le temperature e le precipitazioni medie annue rilevate negli anni 1991-2015 (Figure 6, 7) fanno intendere che DZ e NG si trovino in un'area connotata da temperature medie comprese tra 13 e 15 °C con precipitazioni medie annue che si assestano tra i 600 e 700 mm.

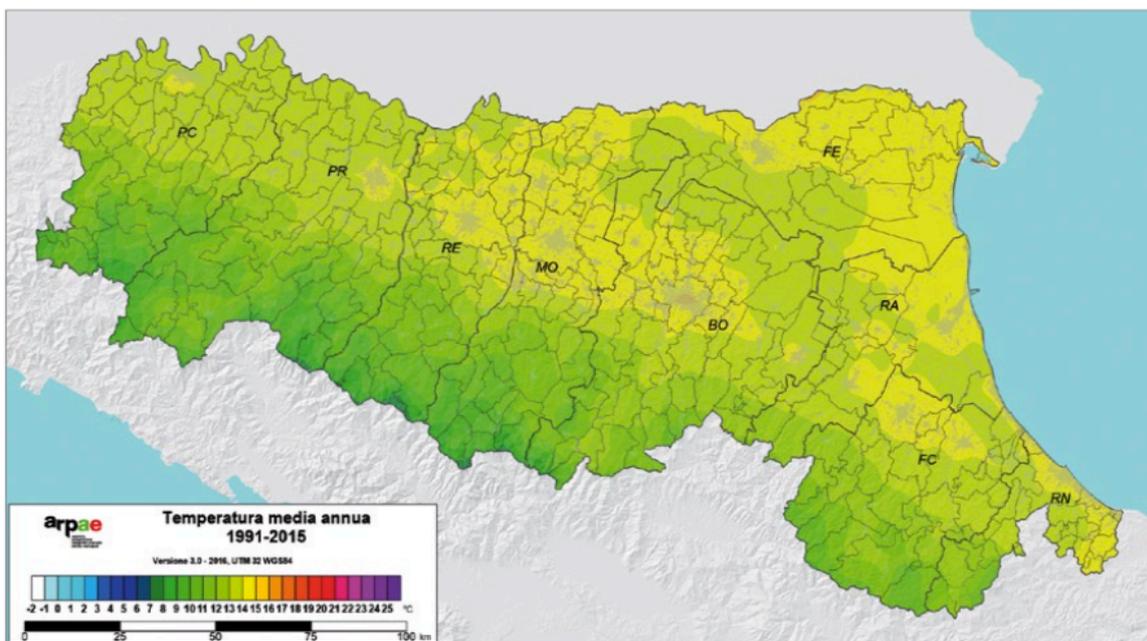


Figura 6. Temperatura media annua della Regione Emilia-Romagna, anni 1991-2015 (ARPAE, 2017)

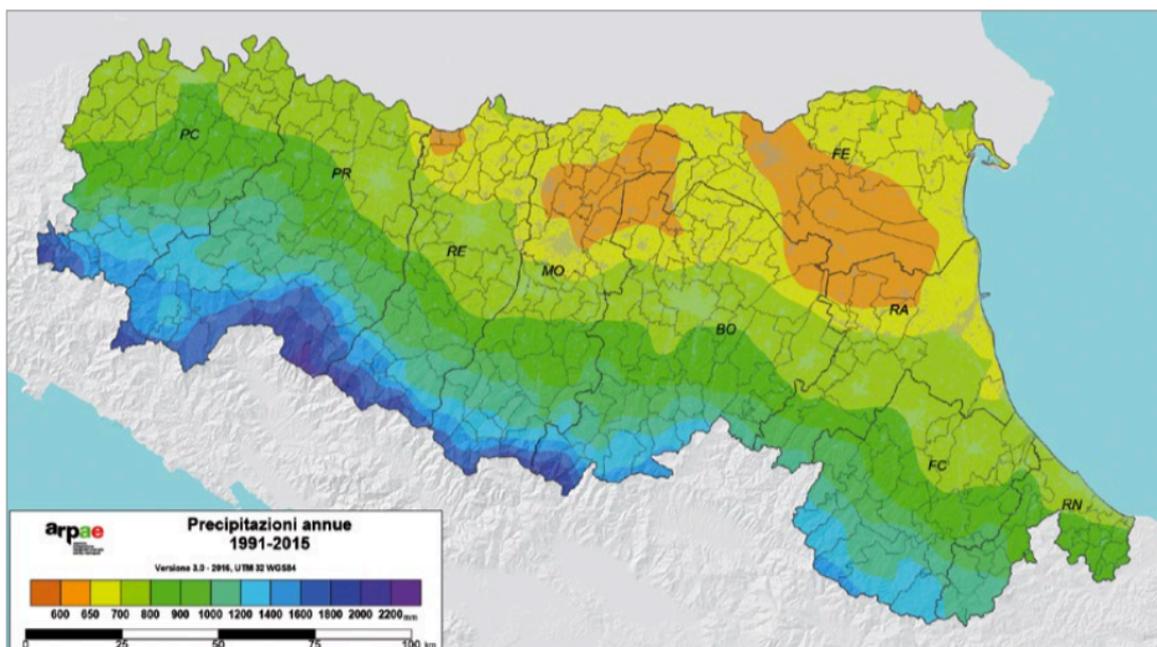


Figura 7. Valori medi delle precipitazioni annuali in Emilia-Romagna, anni 1991-2015 (ARPAE, 2017)

Le caratteristiche pedologiche delle are di studio sono desunte dalla carta dei suoli 1:50.000 (<https://ambiente.regione.emilia-romagna.it/it/geologia/cartografia/webgis-banchedati/webgis-suoli>), carta tematica che rappresenta la distribuzione geografica dei suoli e ne descrive i principali caratteri chimico-fisici e le qualità.

Nella carta dei suoli la delineazione cartografica (ID) è un poligono all'interno del quale vi sono uno o più Polipedon, che individuano paesaggi composti definiti da più tipi di suoli uniti o separati tra di loro. Ogni Polipedon è costituito da tanti Pedon i quali sono l'unità di paesaggio elementare, minima di campionamento, con specifiche caratteristiche ecologiche. I Pedon correlati in maniera significativa e distintiva, rappresentano pertanto ambiti omogenei di territorio per caratteri morfologici, litologici, climatici e di uso del suolo.

Con la terminologia Unità Tipologica di Suolo (UTS) ci si riferisce ad un suolo le cui proprietà variano nel tempo e nello spazio, così da portare alla formazione di suoli differenti (Regione Emilia-Romagna, Carta dei suoli 50k, 2010). Una o più UTS possono trovarsi all'interno della delineazione cartografica.

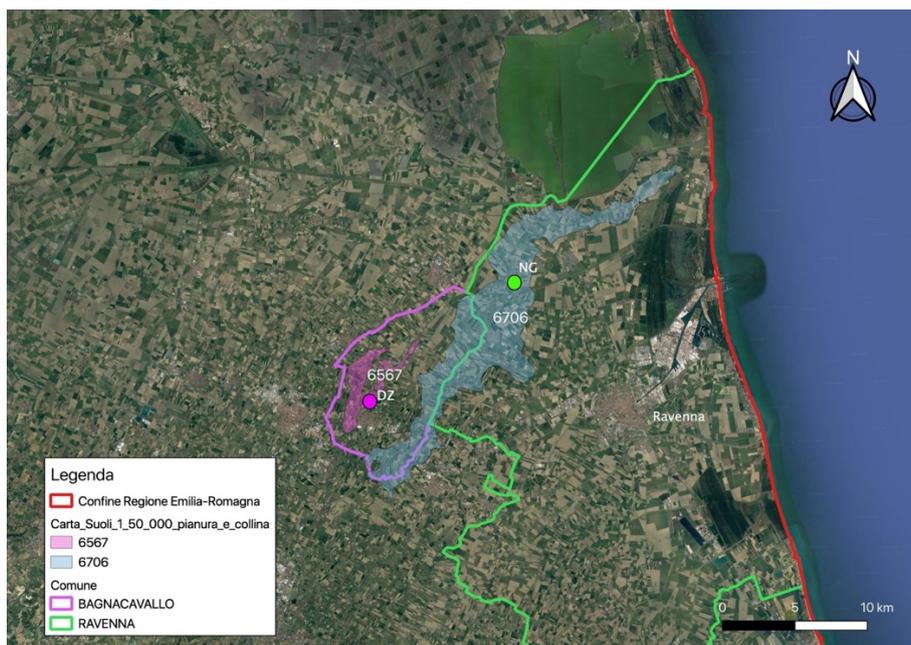


Figura 8. Delineazioni cartografica delle due aziende viticole

Nella Figura 8 sono raffigurate le due delineazioni della Carta dei Suoli 1:50000 all'interno delle quali ricadono rispettivamente le aziende oggetto di indagine. In Tabella 2 sono indicate le UTS presenti all'interno delle delineazioni e la classificazione World Reference Base (W.R.B) attribuita ad ognuna.

Tabella 2. Distinzione delle caratteristiche pedologiche delle aziende, (Regione Emilia-Romagna, Carta dei suoli 50k, 2010)

Azienda	ID della delineazione	Nome UTS	Sigla UTS	Classificazione W.R.B.
DZ	6567	SANT'OMOBONO franco limosi	SMB2	Fluvic Cambisols (Calcaric, Siltic)
		SANT'OMOBONO franco argillosi limosi	SMB1	Fluvic Cambisols (Calcaric, Siltic)
NG	6706	VILLALTA franco sabbiosi molto fini	VIL1	Fluvic Cambisols (Calcaric)
		SANT'OMOBONO franco limosi	SMB1	Fluvic Cambisols (Calcaric, Siltic)

All'interno della delimitazione dove ricade DZ sono presenti due Unità Tipologiche di Suolo: tipo SANT'OMOBONO franco limosi, con una diffusione omogenea e localizzata in lieve prevalenza nel tratto più ampio della delimitazione e tipo SANT'OMOBONO franco argillosi limosi, tipologia quest'ultima rilevata in prossimità dei dossi, in prevalenza nel tratto più stretto della delimitazione.

Nella delimitazione di NG sono presenti UTS tipo SANT'OMOBONO franco limosi e tipo VILLALTA franco sabbiosi molto fini, questi ultimi sono localizzati nella porzione centrale di tutta la delimitazione, sul dosso, nella parte più o meno allargata verso i bordi.

I suoli SANT'OMOBONO franco argillosi limosi sono molto profondi, molto calcarei, moderatamente alcalini, a tessitura franca limosa nella parte superiore e franca limosa o franca argillosa limosa in quella inferiore. Il suolo VILLALTA differisce dagli altri suoli per la tessitura franca sabbiosa, molto fine nella parte superiore e franca sabbiosa o franca in quella inferiore. Tutte le UTS presenti sono classificate in base al W.R.B. come Fluvis cambisols. Ossia suoli abbastanza recenti che presentano nel proprio profilo un orizzonte cambico (orizzonte di alterazione Bw le cui proprietà sono legate agli effetti del weathering) ed un andamento variabile di proprietà quali C organico e tessitura, riconducibili a diverse deposizioni fluviali.

3.3 Uso del suolo a vigneto nei siti

Nei siti oggetto di studio i vigneti a Trebbiano sono a conduzione “convenzionale”.

Con il termine “convenzionale” si intende quel metodo di conduzione agricola che utilizza prodotti di origine chimica e non a scopo di fertilizzante e antiparassitario.

L'impianto dei vigneti considerati è costituito da un lungo fila dove sono presenti i filari di vite e la struttura che li sorregge e un'interfila (tra due file) che separa un filare dall'altro.

Il sesto di impianto, che è la distanza tra una vite e l'altra e tra i filari, condiziona la densità delle viti per ettaro e quindi incide sulla resa e sulla qualità del vino (Gho et al., 2011).

La corretta gestione del vigneto prevede una serie di pratiche agronomiche quali la concimazione, i trattamenti antiparassitari e le potature. Per mantenere un buon equilibrio vegeto-produttivo le due aziende utilizzano concimazioni con Macronutrienti quali azoto, fosforo e potassio e Micronutrienti quali ferro, calcio ecc (Bottura et al, 2011). L'azienda NG utilizza anche un ammendante compost di fanghi agroindustriali (ACFa), originati dalla filiera produttiva della vinaccia, pressati, seccati e uniti a sfalci delle potature.

La difesa della vite dalle malattie e dai parassiti è un aspetto decisivo per ottenere una buona produzione in termine di quantità e qualità. Per debellare le malattie entrambe le aziende fanno uso di fungicidi, insetticidi ed erbicidi. I fungicidi ed insetticidi sono distribuiti con atomizzatore; gli erbicidi con barra irroratrice lungo la fila. In entrambe le aziende negli spazi inerbiti tra le file è praticato lo sfalcio; l'erba tagliata, sottoposta a trinciatura assieme ai residui di potature, viene lasciata sul posto.

La potatura è fondamentale per garantire un equilibrato rapporto tra la superficie fogliare e la produzione nonché un microclima dei grappoli ben illuminato e arieggiato che riduca il rischio di patologie, di condensa di umidità e ombreggiamento.

Alla tradizionale potatura invernale si affianca quella “a verde” che ha acquistato nel tempo un ruolo importante (Bottura et al, 2011). Nel corso dell'anno vengono svolte diverse operazioni di potatura (Figura 9, 10) secondo il ciclo di sviluppo della pianta:

- dal riposo della vite alla formazione dei grappoli
- dalla prefioritura alla chiusura del grappolo e preinvaiaatura
- alla maturazione.

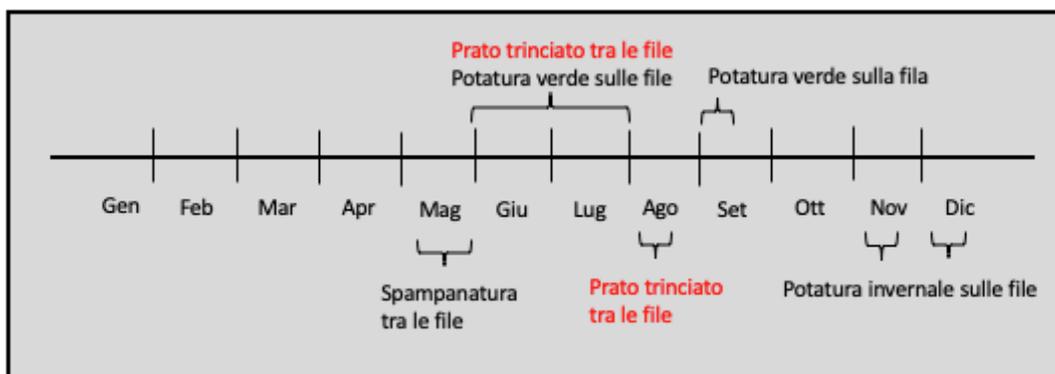


Figura 9. Azienda DZ. Interventi di potatura e trinciatura nel vigneto durante l'anno

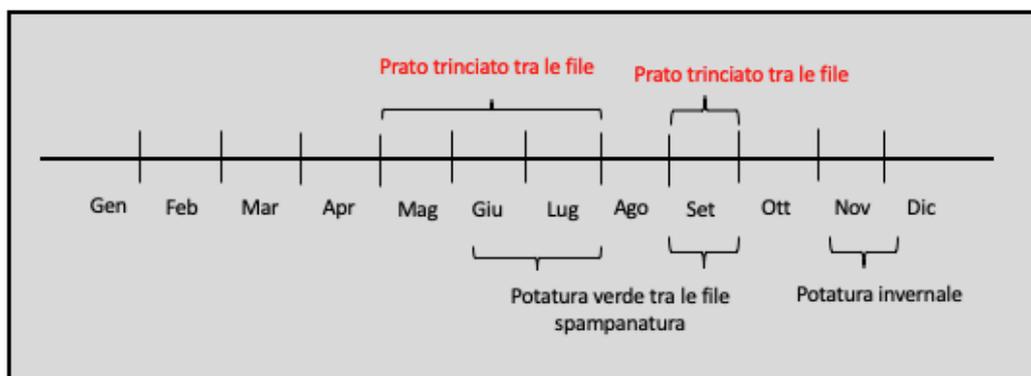


Figura 10. Azienda NG. Interventi di potatura e trinciatura nel vigneto durante l'anno

Rispetto alla forma di allevamento DZ ha adottato Geneva Double Courtin (G.D.C) e Guyot. N.G. ha adottato la tipologia Guyot e quella denominata Cordone capovolto (Figure 11,12, 13).

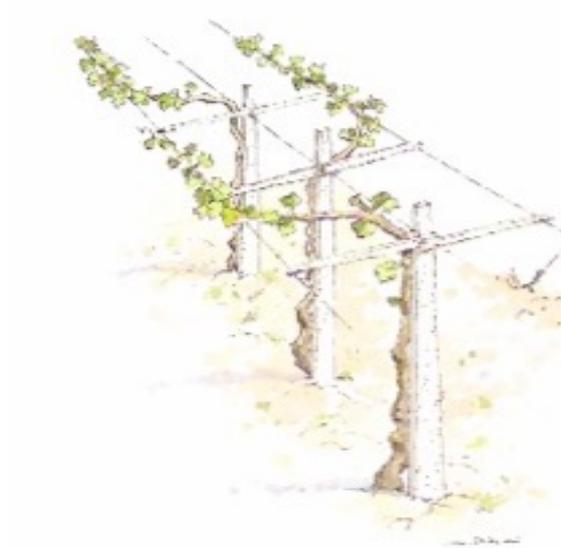


Figura 11. Allevamento della vite G.D.C (Il piacere del vino, Slow Food Editore, 2011)



Figura 12. Allevamento della vite Guyot (Il piacere del vino, Slow Food Editore, 2011)

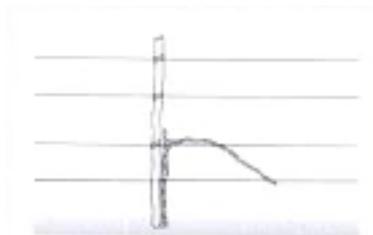


Figura 13. Allevamento a Cordone capovolto (guadoalmelo.it)

L'allevamento a G.D.C. prevede, sulla pianta alta fino ad un metro e mezzo circa, la formazione di due branche perpendicolari alla direzione del filare, sostenute da supporti mobili, imperniati su pali vicini ai ceppi (Figura 14). Al termine dei supporti le branche deviano e sono sostenute da due fili di ferro paralleli. I germogli ricadono verso il basso senza essere legati (Figura 15). Il sistema G.D.C. permette la meccanizzazione della vendemmia e della potatura; garantisce una produzione elevata e richiede bassi consumi irrigui.



Figura 14. Azienda DZ. Supporti mobili del sistema GDC imperniati ai pali

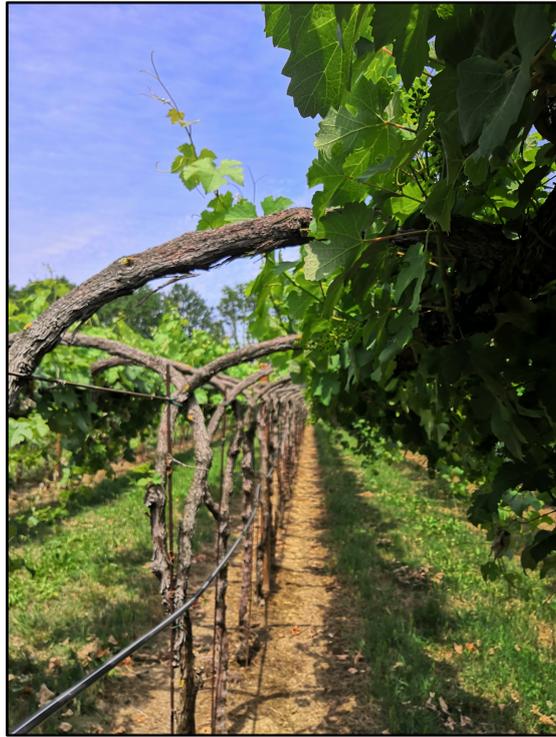


Figura 15. Azienda DZ. Branche della vite a sistema GDC sostenute da fili di ferro

Il sistema di allevamento a Guyot è caratterizzato da fusti alti dai 50 agli 80 cm in cui vengono lasciati uno sperone di due gemme e un capo a frutto che può portare fino a 10-12 gemme. Nel processo di potatura si esporta il vecchio capo a frutto con i germogli formati. Dei due germogli che si sono sviluppati sullo sperone, quello più vicino al ceppo è accorciato e ridotto a due gemme (taglio del futuro); l'altro capo destinato alla produzione (taglio del presente), è legato orizzontalmente a un filo di ferro sostenuto da due pali. Altri due/tre fili sono destinati a sostenere la vegetazione che si svilupperà verticalmente.

Questi tipi di allevamento si prestano a sopportare un buon grado di meccanizzazione e potature. (Gho et al.,2011).

Cordone capovolto è una tipologia di allevamento a Guyot modificata in quanto il capo a frutto è legato ad archetto verso il basso.

Oltre alla struttura, altro aspetto importante nel vigneto è quello del suo ciclo di vita. Il ciclo di vita è connotato da fasi che si susseguono nel tempo, dall'impianto alla vecchiaia (<https://www.quattrocalici.it/conoscere-il-vino/il-ciclo-biologico-della-vite/>):

- periodo improduttivo, variabile da 1 a 3 anni
- periodo a produttività crescente, dopo i 3 e fino a 4 anni
- periodo di produttività costante: la pianta raggiunge la maturità che può durare fino a 20-25 anni
- periodo di vecchiaia: dopo i 30-40 anni la pianta incomincia a invecchiare e la produttività a calare.

In DZ, i vigneti hanno 7-8 anni per il Guyot e 15 anni per il GDC e rientrano nel ciclo di vita caratterizzato da una produttività costante. I vigneti NG sono stati piantati nel 1994, pertanto la loro produttività è riconducibile alla fase compresa tra il periodo di produttività costante e quello di invecchiamento, con una produttività dunque che inizia a calare.

3.4 Campionamento nei siti

In data 16/06/2021 ha avuto inizio la campagna di raccolta dei dati sul campo, con campionamenti effettuati presso DZ in Via Rotondi 8, Bagnacavallo (RA) e presso NG in Via Prato 9/a, frazione di Convetello (RA) (Figure 16, 17).

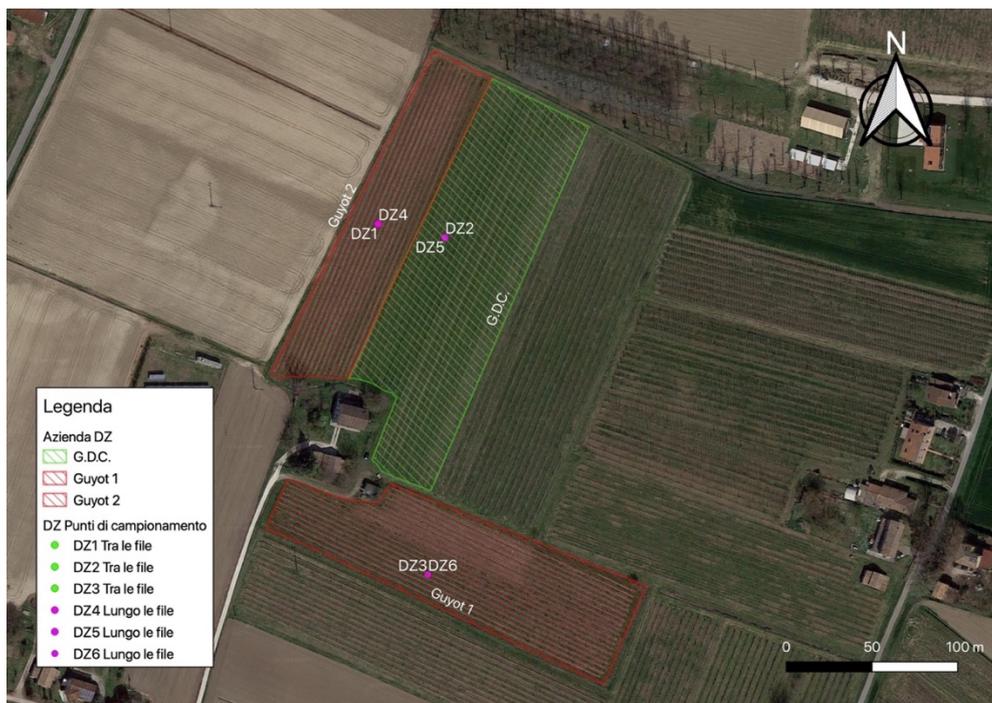


Figura 16. Campo viticolo DZ, punti di campionamento

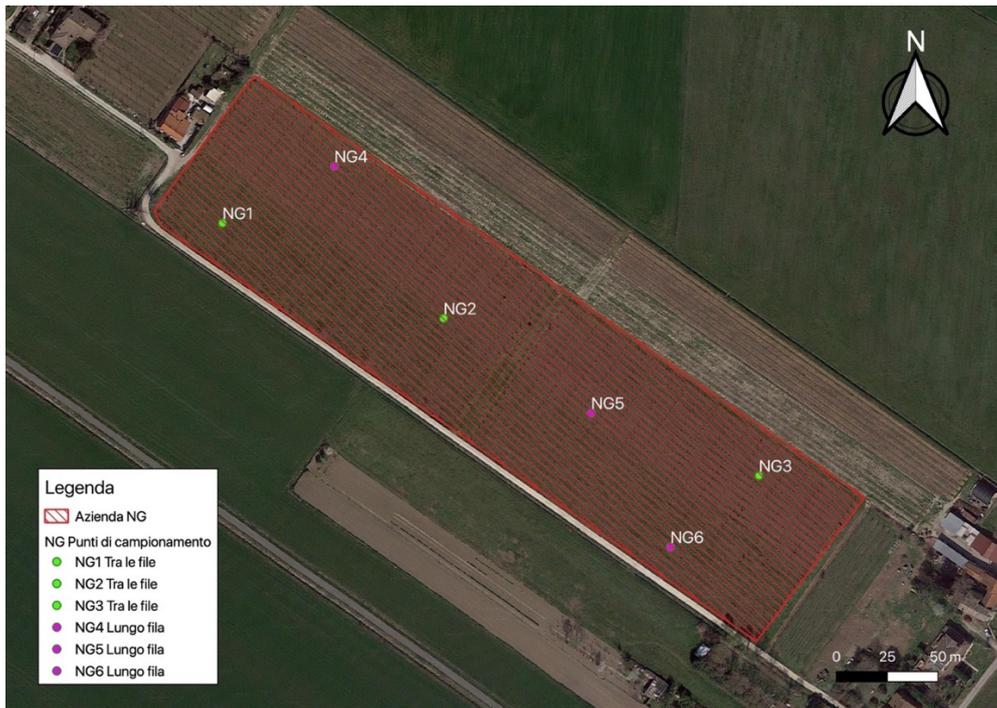


Figura 17. Campo viticolo NG, punti di campionamento

In considerazione delle caratteristiche strutturali e gestionali dei vigneti, in ogni azienda sono stati individuati 6 punti di campionamento di cui tre nell'interfila (tra le file), identificati come DZ 1, 2, 3 e NG 1, 2, 3 e tre lungo la fila, identificati come DZ 4, 5, 6 e NG 4, 5, 6. Questo perché tra le file il suolo è perennemente inerbito e non raggiunto dall'irrigazione goccia a goccia, mentre lungo la fila il suolo è nudo nei periodi dell'anno seguenti agli interventi di diserbo e interessato dall'irrigazione quando presente.

Per ogni campione sono stati prelevati tre sub campioni, mantenendo una distanza tra l'uno e l'altro di 5 mt. La procedura ha permesso di ottenere un campione composto rappresentativo di ciascun punto. Il vigneto DZ presenta irrigazione lungo le file per tutta la sua estensione, mentre il vigneto NG presenta irrigazione solo nella porzione allevata a Guyot, dove non è stato effettuato il campionamento, e non nella porzione allevata a Cordone Capovolto dove si è campionato. Pertanto, per consentire un valido confronto tra le aziende in ragione degli scenari da sviluppare nello studio con RothC, per il vigneto NG sono stati simulati due ulteriori punti di campionamento per la porzione a Guyot, i cui dati sul suolo sono stati estrapolati dai valori medi misurati sulla porzione a Cordone capovolto. I due ulteriori campionamenti simulati per NG sono stati identificati uno tra le file NG 7 e uno lungo la fila NG 8.

In figura 18 è mostrato lo schema concettuale dei campionamenti all'interno dei due vigneti con sintetizzate le pratiche culturali che diversificano i vari siti.

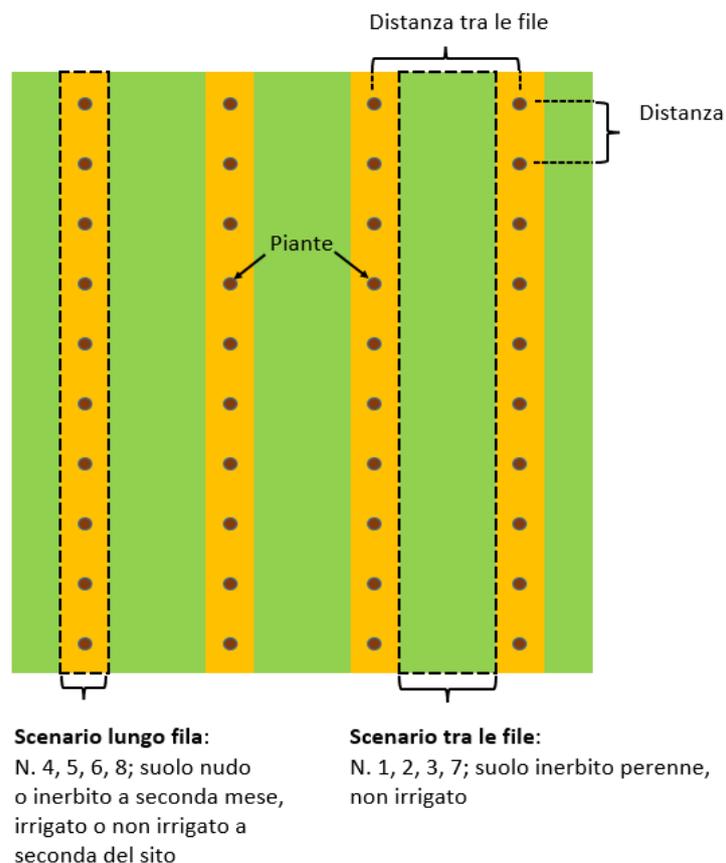


Figura 18. Rappresentazione concettuale della struttura degli scenari all'interno dei vigneti

Nella tabella 3 sono riportati gli elementi osservati al momento del rilevamento nei due vigneti oggetto di studio.

Tabella 3. Localizzazione dei luoghi di campionamenti eseguiti in DZ e NG e stato del suolo superficiale

NOME CAMPIONE	LUOGO DI CAMPIONAMENTO	METODO DI ALLEVAMENTO	FASE FENOLOGICA	OSSERVAZIONI
DZ1	Tra le file	Guyot	Fioritura	Presenti resti dello sfalcio dell'erba
DZ2		G.D.C		Non ancora praticato lo sfalcio

DZ3		Guyot		Presenti resti dello sfalcio dell'erba		
DZ4	Lugo le file	Guyot	Fioritura	Suolo nudo diserbato/lavorato e irrigazione		
DZ5		G.D.C				
DZ6		Guyot				
NG 1	Tra le fila	Cordone capovolto	Fioritura	I campioni sono stati prelevati nella parte laterale in quanto tra le file è stata riscontrata un'aratura che ha movimentato il suolo. Presenti residui di trinciatura.		
NG 2						
NG 3						
NG 4	Lungo fila			Cordone capovolto	Fioritura	Il lungo fila è inerbito.
NG 5						
NG 6						

3.5 Il metodo del campionamento speditivo

Per conoscere gli elementi peculiari della composizione del suolo delle due aziende il campionamento speditivo è stato condotto con trivella Edelman, detta anche olandese.

La trivella Edelman è costituita da un'asta di alluminio con un'impugnatura alla cui estremità è posizionato un cucchiaio che permette di prelevare porzioni di suolo (Figura 19).

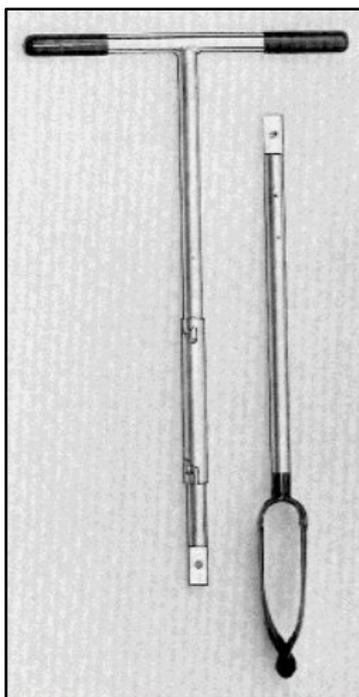


Figura 19. Trivella Edelman detta anche olandese

Sull'asta della trivella è stato applicato un nastro per segnalare la profondità da raggiungere che nel campionamento specifico è stata fissata in 0-30 cm.

La scelta della profondità di campionamento è stata finalizzata alle elaborazioni con RothC, onde determinare il valore del SOC con criteri allineati a quanto riportato nella maggior parte della letteratura dedicata. Questo è stato frutto di una ricerca bibliografica condotta su studi scientifici recenti (Tabella 4).

Tabella 4. Ricerca bibliografica sulla profondità di campionamento finalizzata alle elaborazioni con RothC

Indice	Autori	Anno	Profondità
1	Mishra et. al.	2021	0-30 cm
2	Giongo et al.	2020	0-20 cm
3	D'Avino et al.	2020	0-30 cm
4	Azad et al.	2020	0-20 cm
5	Wang et al.	2020	0-20 cm
6	Singh et al.	2019	0-30 cm
7	Mishraa,et al	2019	0-30 cm
8	Mondini et al.	2018	0-25 cm
9	Morais et al.	2018	0-10 cm
10	Meyer et al.	2018	0-30 cm
11	Fryer et al.	2021	0-30 cm
12	Jha et al.	2021	0-30 cm
13	Martin et al.	2021	0-23 cm
14	Mesfin et al.	2021	0-30 cm
15	Mishra et al.	2021	0-30 cm
16	Deligios et al.	2021	0-20 cm
17	Hasukawa et al.	2021	0-30 cm
18	Shirato et al.	2021	0-15 cm

Dei 18 articoli presi in considerazione come pertinenti allo studio per la valutazione di SOC, 10 indicavano una profondità di campionamento da 0-30 cm, altri 8 indicavano una profondità di campionamento inferiore a 0-30 cm.

Si è scelto di campionare alla profondità di 30 cm in quanto questo tipo di profondità consente di ottenere informazioni rappresentative sul contenuto di nutrienti nella porzione di suolo in cui si sviluppano le radici delle piante

Sono state necessarie più trivellate per raggiungere la profondità desiderata e, tra una trivellata e l'altra, è stato effettuato un avvinamento.

L'avvinamento ha permesso di eliminare il materiale caduto, durante l'estrazione del cucchiaio pieno di terra. Il suolo estratto è stato messo all'interno di un secchio. Questa procedura è stata eseguita per tutti i 12 punti di campionamento effettuati (Figura 20).



Figura 20. Materiale per un campionamento speditivo tra le fila

Rispetto ad una vanga, la trivella olandese crea nel suolo una cavità cilindrica verticale più piccola, permettendo quindi di prelevare il materiale terroso per le analisi di laboratorio a profondità crescenti, senza danneggiare il vitigno e consentendo di effettuare le normali pratiche agronomiche di concimazione, diserbo, difesa e raccolta.

Terminata la fase di estrazione dei campioni si è proceduto alla quartatura, operazione che ha permesso di ridurre il quantitativo di suolo da analizzare per poterlo, in seguito, agevolmente utilizzare nelle analisi di laboratorio. Ogni campione è stato inserito in un sacchetto di plastica trasparente è stato etichettato, andando poi a trascrivere la data di campionamento, il luogo e la profondità campionata.

3.6 Analisi di laboratorio

3.6.1 Preparazione del campione

Per avviare le analisi i sacchetti dei campioni effettivamente raccolti (12) sono stati aperti nel Laboratorio di chimica analitica di Ravenna, per essere sottoposti alle fasi di pretrattamento.

Il pretrattamento è consistito in una fase di essiccazione all'aria aperta, in una fase di cernita e in una fase di separazione dello scheletro dalla terra fine.

Asciugatura all'aria

Tale fase ha permesso l'evaporazione dell'acqua in eccesso presente nel campione. All'interno di una bacinella sono stati messi due campioni, separati tra loro e dal fondo della bacinella, da una carta filtro 50x50 cm (Figura 21). La carta filtro, oltre a svolgere una funzione assorbente, ha permesso di distinguere i singoli campioni in quanto, sempre sulla carta, sono stati riportati i dati identificativi dei campioni stessi. Le bacinelle sono state lasciate all'aria per tre giorni.

Cernita

In seguito, i campioni secchi al tatto sono stati sottoposti alla fase di cernita, con rimozione degli apparati radicali che risultavano troppo grossi ai fini dell'analisi.



Figura 21. Asciugatura all'aria dei campioni di suolo separati da carta filtro nelle bacinelle

Separazione scheletro-terre fine

Dopo la cernita, i campioni sono stati sottoposti alla macinazione utilizzando un *macinatore* che ha permesso di separare lo scheletro dalla terra fine, cioè la frazione granulometrica avente diametro inferiore ai 2 mm, detta "terra fine". Il *macinatore* è uno strumento utilizzato per suoli compatti che presentano degli aggregati resistenti; per suoli sciolti che presentano granulometria prevalentemente sabbiosa o suoli con scheletro altamente friabile, per ottenere la terra fine si usano altre tecniche quali rispettivamente la setacciatura a secco e quella ad umido. Il *macinatore* è costituito da tre tramogge al cui interno sono presenti due pistoni, uno gommato e uno non gommato (Figura 22). Nel pistone gommato dal diametro di 2mm è stato inserito il campione di suolo. Quando si è avviato il *macinatore* i pistoni hanno spinto il

campione contro le pareti andando a esercitare una pressione tra gli aggregati del suolo e le pareti del pistone gommato. Si è ottenuta così la disgregazione degli aggregati del campione con la separazione dello scheletro dalla terra fine.

Il prodotto derivato dalla frantumazione è stato raccolto in sacchetti e in seguito utilizzato per le analisi chimiche, volte a determinare la tessitura del suolo e il contenuto di carbonio organico totale.



Figura 22. Il macinatore

3.6.2 Determinazione della tessitura del suolo mediante il metodo dell'idrometro (GU supp. Ord. n.79, serie n. 121 del 25/05/1992)

La determinazione della tessitura mediante il metodo dell'idrometro si basa sulla variazione della densità massa/volume della soluzione, in rapporto ai tempi di sedimentazione delle particelle di suolo. Per granulometria si intende la proprietà fisica del suolo che lo identifica in base alla composizione delle sue particelle solide, distinte per classi granulometriche. La classificazione USDA è stata presa come riferimento in quanto è la più utilizzata in ambito pedologico.

Nelle analisi pedologiche la tessitura può essere definita come la porzione relativa di sabbia, limo, e argilla del suolo con particelle < 2mm.

La determinazione della tessitura mediante il metodo dell'idrometro si attua in due fasi.

La prima fase, caratterizzata da una dispersione fisica e meccanica, consiste nella dispersione del campione mediante l'aggiunta di una soluzione di $(\text{NaPO}_3)_6$ che porta ad una completa distruzione degli aggregati del suolo.

La seconda fase prevede la separazione delle frazioni di sabbia, limo e argilla che avviene sfruttando la diversa velocità di sedimentazione delle particelle all'interno di una soluzione acquosa disperdente.

Per calcolare la velocità di sedimentazione delle particelle si applica la legge di Stoke.

Nella prima fase di dispersione fisica, si è proceduto a prelevare dai 6 campioni DZ 70-80 g di terra fine; sono stati prelevati invece 50-60 g di materiale dagli altri 6 campioni NG. La scelta di prelevare una differente quantità di campione è derivata dalla composizione prevalentemente sabbiosa del terreno NG e quindi dal suo maggior peso (webGis-suoli, Regione Emilia-Romagna, 2015 ultima modifica 2021). Tutti i campioni (12) sono stati inseriti nelle beute e ad ognuno sono stati aggiunti 100 ml di $(\text{NaPO}_3)_6$ (Figura 23).

Prima della pesata il prodotto dei singoli campioni è stato mescolato e da ciascuno sono stati prelevati tre o quattro sub campioni, così da ottenere un campione rappresentativo. Ciascuna beuta contenente il campione e la soluzione disperdente è stata collocata all'interno di un agitatore oscillante, per due ore (Figura 24). Questa procedura procura una reazione di scambio ionico tra la superficie delle particelle colloidali e la soluzione circostante.



Figura 23. Beute contenenti il campione e la soluzione disperdente



Figura 24. Agitatore oscillante

Trascorse 2 ore l'agitatore oscillante è stato spento e la sospensione contenuta in ciascuna beuta è stata sottoposta alla dispersione meccanica con un *disaggregatore*.

Il *disaggregatore* è composto da un bicchiere rimovibile al cui interno viene inserita la soluzione e da un corpo macchina che ha, collegata alla base, un'asta con un disco ruotante/vibrante.

La procedura consiste nel travasare all'interno del bicchiere disaggregatore il contenuto di ciascuna beuta. La sospensione viene poi miscelata per 3 minuti. Il travaso della sospensione è stato fatto con l'aiuto di una spruzzetta in plastica contenete acqua deionizzata.

Nella seconda fase, la sospensione di suolo ottenuta dalla disaggregazione è stata versata in un cilindro sedimentatore da 1 litro con l'aiuto di una spruzzetta in plastica e portata a volume con acqua deionizzata (Figura 25). Alla fine della procedura si sono ottenuti 12 cilindri sedimentatori che sono stati chiusi con il Parafilm®, pellicola di cera (poliolefine e cera paraffinica) impermeabile all'acqua, semitrasparente ed elastica e sigillati con un coperchio.



Figura 25. Cilindri sedimentatori con i campioni di suolo pronti per le letture con densimetro

Nella fase di lettura gli strumenti utilizzati sono stati un idrometro o densimetro di Boujocous ASTM 152H e un termometro a scala 0-50 °C.

L'idrometro o densimetro di Boujocous ASTM 152H è costituito da un contenitore in vetro di forma conica, chiuso (Figura 26). Alla base dello strumento sono presenti dei piombini fermati da una cera; nella parte superiore è presente uno stelo. La scala dell'idrometro è tarata nell'unità di misura in g/l i cui valori si riferiscono alla concentrazione di particelle inferiori ad un determinato diametro, in una sospensione contenente terreno secco (Gazzetta Ufficiale supp. Ord. n.79, serie n. 121 del 25/05/1992).



Figura 26. Densimetro di Boujous ASTM 152H

Quando si effettuano le letture densiometriche è importante misurare anche la temperatura della sospensione.

L'idrometro viene utilizzato per effettuare le letture densitometriche relative alle tre classi granulometriche sabbia, limo e argilla, secondo il principio della variazione della densità (massa/volume) in rapporto ai tempi di sedimentazione delle particelle di suolo.

La dispersione chimico-fisica che si sviluppa inizialmente nel cilindro sedimentatore deve essere resa omogenea con azioni di capovolgimento cui fa seguito una fase di riposo dei cilindri che ha una durata precisa, misurata a cronometro. Scegliendo opportuni tempi, ad una lettura di massa volumetrica corrisponde una misura di una data dimensione di particelle ancora in sospensione.

La misurazione delle diverse velocità di sedimentazione viene fatta applicando la legge di Stokes secondo la quale la sedimentazione della sabbia risulta a 40'' (L40'') mentre quella di sedimentazione del limo risulta a 24h (L24h).

$$v = (\rho_s - \rho_l) * g * d^2 / 18\eta_l$$

dove:

v : velocità di caduta delle particelle (cm/s)

ρ_s : massa volumica reale delle particelle (g/cm³)

ρ_l : massa volumica del liquido di sedimentazione (g/cm³)

g : accelerazione di gravità = 981 cm/s²

d : diametro delle particelle (cm)

η_l : viscosità del liquido di sedimentazione (g/cm·s).

Nell'applicazione della legge di Stoke sono poste 5 assunzioni:

1. g sia l'unica accelerazione agente sulle particelle, la legge non è valida per particelle con $\varnothing < 0,2 \mu\text{m}$, soggette a moto browniano
2. le particelle abbiano tutte la stessa massa volumica reale. Si assume che questa sia $2,60 \text{ g/cm}^3$ ossia la densità media del quarzo e del feldspato, i minerali più comuni nel suolo
3. il flusso sia laminare
4. le particelle abbiano moto reciprocamente indipendente fra di loro
5. le particelle siano sferiche e abbiano superficie liscia.

Nella pratica, prima di effettuare la lettura, ogni singolo cilindro sedimentatore è stato inizialmente agitato fino allo stacco del suolo depositato sul fondo. Successivamente si sono effettuati 20 doppi capovolgimenti completi per omogenizzare al massimo la sospensione. La manovra è stata eseguita lentamente, mettendo le due mani ben salde all'estremità del cilindro sedimentatore, così da non far uscire il contenuto.

La determinazione della tessitura è stata il risultato di tre letture. La prima lettura a 40'' (L40'') immediatamente dopo l'appoggio del cilindro sedimentatore, la seconda lettura dopo 24 ore (L24h) dalla precedente, la terza e ultima lettura del bianco è stata fatta contemporaneamente alle due letture precedenti (LO40'' e LO24h).

La prima lettura ha avuto inizio alle ore 17:25 del giorno 28/06/2021. Durante lo scorrere del tempo sono stati tolti dal cilindro coperchio e Parafilm®, sono stati preparati l'idrometro, il termometro e una spruzzetta in plastica contenete 2-ottanolo, agente antischiuma volatile. Trascorsi i 40'' è stato immerso l'idrometro nella sospensione, accompagnandolo nella discesa con la mano; a idrometro stabilizzato, si è spruzzato un po' di 2-ottanolo per rendere visibile lo stelo. Un eccesso di 2-ottanolo procura un abbassamento dell'idrometro in quanto va ad influenzare la densità della soluzione, portando ad una lettura sbagliata. Terminata questa procedura si estrae l'idrometro e si immerge il termometro per il rilevamento della temperatura. La procedura descritta è stata applicata a tutti i cilindri sedimentatori e 24 ore dal termine della prima lettura, si è proceduto alla seconda lettura (L24h) per consentire la precipitazione di tutto il limo e la sospensione delle sole argille.

Per la lettura delle prove in bianco LO40'' e LO24h è stato preparato un cilindro sedimentatore contenente la sola soluzione disperdente di 50 g/l di $(\text{NaPO}_3)_6$ che ha una densità è maggiore rispetto all'acqua. La lettura è stata effettuata a $20 \pm 0,1^\circ\text{C}$, immergendo l'idrometro nel cilindro sedimentatore.

I valori della frazione granulometrica più grossolana (sabbia) di quella intermedia (limo) e più fine (argilla) in g/kg nel terreno, sono stati calcolati applicando le seguenti formule:

$$C_1(\text{sabbia}) = 1000 - 1000 \cdot \frac{L_1 + 0,36(T_1 - 20) - L_0}{P}$$

$$C_2(\text{limo}) = 1000 - C_3(\text{argilla}) - C_1(\text{sabbia})$$

$$C_3(\text{argilla}) = 1000 \cdot \frac{L_2 + 0,36(T_2 - 20) - L_0}{P}$$

Dove:

L_1 : prima lettura dell'idrometro, tempo di deposizione della sabbia, in g/l

T_1 : temperatura della soluzione alla prima lettura, in °C

L_2 : seconda lettura dell'idrometro, tempo di deposizione di sabbia e limo, in g/l

T_2 : temperatura della soluzione alla seconda lettura, in °C

L_0 : lettura fatta sulla soluzione disperdente senza il campione

P : peso in g del campione utilizzato.

I risultati ottenuti sono stati elaborati dal software Spaw Hydrology 6.02.70 (Saxton and Rawls, 2006) (Figura 27) che ha permesso di attribuire la classe di tessitura USDA a ogni campione esaminato.

Per altri dati richiesti dal software, che non sono stati raccolti nel corso dello studio specifico, sono stati di riferimento i dati delle impostazioni di default.

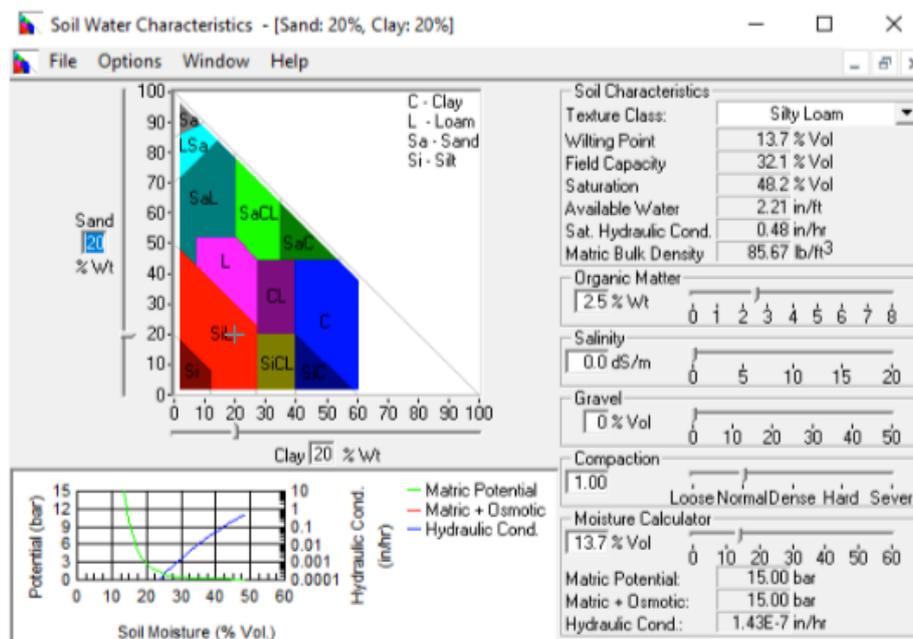


Figura 27. Interfaccia del software SPAW Hydrology

3.6.3 Determinazione del carbonio organico totale e calcolo del SOC

L'ultima analisi di laboratorio è stata effettuata per la determinazione del *Total Organic Carbon* (TOC) basata sull'ossidazione secca (ISO 10694), "Metodo VII.1", consigliato dalla Gazzetta Ufficiale (GU) Supp. Ord. N 248 del 21/10/1999).

Le linee guida della GU consentono adattamenti operativi in rapporto alla dotazione di analizzatore elementare di cui un laboratorio effettivamente dispone.

Nello caso studiato, l'analizzatore elementare in dotazione è del tipo Thermo Fischer FLASH 2000 CHNS/O.

Questo analizzatore permette l'analisi in contemporanea dei seguenti elementi:

- carbonio C
- azoto N
- idrogeno H
- zolfo S

Per determinare il TOC i campioni sono stati pretrattati. Il pretrattamento è consistito nel prelevare con una spatola alcuni grammi di prodotto da ciascun sacchetto contenente il materiale derivato dalla precedente frantumazione con il *macinatore*. Il prodotto, messo in un mortaio, è stato ulteriormente macinato con un pestello in modo da rompere gli aggregati più fini sino a raggiungere un diametro delle particelle $< 0,5$ mm e setose al tatto. La fase di macinazione con il pestello è una delle più delicate del processo. Dal materiale derivante da questa seconda macinazione, sono stati prelevati campioni dal peso compreso tra 0.008 e 0.01 g, poi inseriti all'interno di capsule d'argento.

Le capsule di argento sono state poste su una piastra in alluminio (Figura 28), utile per il trattamento con una diluzione di acido cloridrico (HCL) 1,5 N.



Figura 28. Piastra in alluminio con alloggiamenti e capsule d'argento

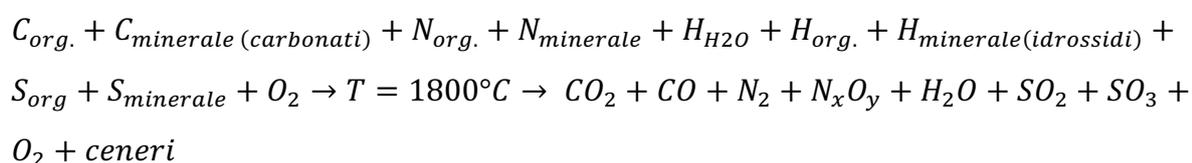
Tramite l'utilizzo di una micro siringa sono state inseriti circa 40 μL , di soluzione diluita di HCl (1.5 N), allo scopo di sciogliere i carbonati creando un'effervescenza sul campione. Terminato l'effetto di effervescenza, il materiale è stato messo in una stufa ventilata, alla temperatura di 60°C per 60 minuti. Le procedure di trattamento con HCl e di asciugatura in stufa vengono ripetute fino alla scomparsa dell'effervescenza sul campione. Nel nostro caso l'aggiunta di HCl è stata eseguita sette volte; normalmente il fenomeno dell'effervescenza si esaurisce dopo 4 o 5 applicazioni.

La capsula è stata chiusa, per proseguire il processo nell'analizzatore elementare.

Prima del suo utilizzo, è stato necessario condizionarlo e calibrarlo con la preparazione di quattro aliquote di BBOT comprese tra 2 e 3 mg ($\pm 1 \mu\text{g}$) e con la preparazione di *Soil Reference Material*, che rappresentano valori standard di riferimento per il confronto con i risultati dei campioni.

Principio di funzionamento dell'analizzatore elementare

Il metodo VII.1 si basa sulla completa ed istantanea ossidazione del campione per "flash combustion" a 1800°C per 5-8 secondi, con la conseguente conversione di tutte le sostanze organiche e inorganiche in prodotti gassosi secondo la seguente reazione:



Il processo per l'analisi TOC con analizzatore elementare Thermo Fischer FLASH 2000 CHNS/O si sviluppa in sette step (Figura 29):

1. il campione incapsulato viene posato all'interno dell'auto-campionatore
2. il campione cade nel crogiolo e viene sottoposto a "flash combustion" (1800°C per 5-8 secondi in presenza di O₂) incendiandosi
3. i gas liberati sono condotti dalla corrente di He₂ attraverso la fase ossidante del CuO
4. i gas liberati attraversano la fase riducente del Cu metallico causando la riduzione di N_xO_y a N₂ e dell'O₂ in eccesso portando alla formazione di 2CuO
5. i gas escono dalla colonna impaccata ed entrano nella colonna cromatografica di separazione N, C, H e S
6. escono in ordine di tempo N₂, CO₂, H₂O e SO₃
7. la presenza di gas è rilevata da un *Rilevatore a Conducibilità Termica* (TCD) che invia i segnali al PC e restituisce i cromatogrammi mediante il software "Eager Experience".

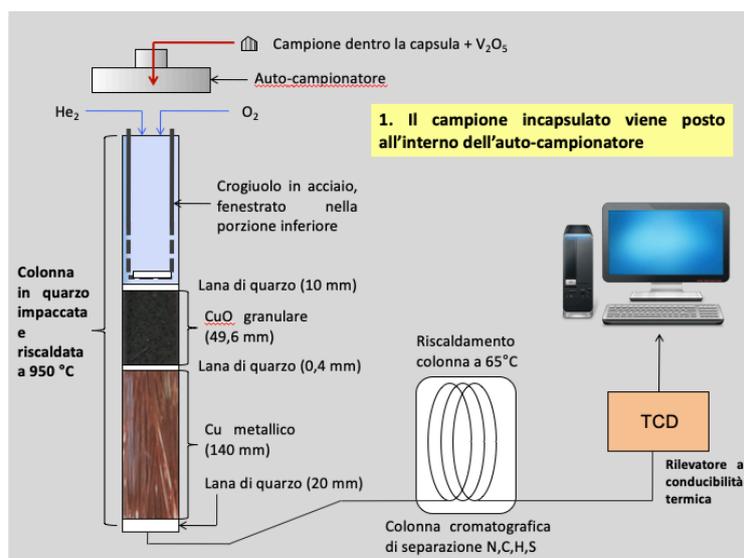


Figura 29. Schema dell'analizzatore elementare Thermo Fischer FLASH 2000 CHNS/O (Zannoni, 2020)

Prima di procedere alla calibrazione dell'analizzatore è sempre necessario eseguire controlli sulla connessione con il pc, il software e sulla funzionalità dell'analizzatore, in particolare la prova di tenuta dei gas a colonna spenta (leak test a freddo) e il raggiungimento della fornace della temperatura di 950 °C (leak test a caldo).

L'analizzatore elementare viene calibrato mediante la lettura di 4 capsule: la prima serve per condizionare lo strumento, le altre tre per la calibrazione contenente circa 2-3 mg di BBOT (2,5-Bis(5'-tert-butyl-2-benzoxazol-2-yl)thiophene). Il BBOT è una molecola organica il cui

contenuto è rappresentato da circa 70% di carbonio (Tabella 5): si tratta di uno standard analitico (AOS) di routine, per la determinazione di carbonio, idrogeno, azoto, ossigeno e zolfo (Davies, 2009). Anche il *soil reference* è uno standard analitico (AOS) e viene utilizzato per la determinazione di carbonio e azoto (Davies, 2009b; Maines, 2019).

Tabella 5. Valori standard riferiti al BBOT

Elementi	Valore certificato (% w/w)
Carbonio	72,53
Idrogeno	6,09
Azoto	6,51
Ossigeno	7,43
Zolfo	7,44

Le capsule contenenti i campioni di suolo trattato, le repliche di suolo, i BBOT e i *soil reference* sono stati inseriti in un auto campionatore, posto sopra l'analizzatore, secondo un ordine prestabilito in modo che i primi campioni a cadere all'interno del crogiolo siano i BBOT e *soil reference*. La determinazione della curva di calibrazione è stata effettuata da un tecnico di laboratorio.

Terminata l'analisi all'interno dell'analizzatore, i contenuti percentuali di C, N, H e S vengono calcolati tramite il software "Eager Experience" mediante la seguente formula:

$$C = \frac{I \cdot 100}{K \cdot M}$$

Dove:

- C: contenuto percentuale dell'elemento considerato nel campione di suolo
- K: valore medio del fattore di taratura (Mv · s/mg)
- I: area del picco dell'elemento (C, N, H o S) nel campione di suolo (Mv · s)
- M: massa del campione di suolo (mg).

I risultati ottenuti di TOC, sabbia e argilla sono stati elaborati dal software Spaw Hydrology 6.02.70 (Saxton and Rawls, 2006) (cfr. Tabella 21) per stimare la densità del suolo. La conoscenza di quest'ultima, unitamente alla profondità di campionamento, ha permesso di calcolare il SOC in tC ha⁻¹ a partire dalla percentuale di TOC, tramite la formula:

$$\text{SOC (tC ha}^{-1}\text{)} = \text{TOC(\%)} \cdot \text{soil density (t m}^{-3}\text{)} \cdot 100 \cdot \text{soil depth (m)}.$$

3.7 Valutazione del ciclo di vita dell'uva

3.7.1 Il software GaBi®

Tra i software disponibili sul mercato, GaBi® è sicuramente uno dei più utilizzati da aziende e organizzazioni per misurare e comunicare le prestazioni di sostenibilità di tutte le fasi del ciclo di vita di un prodotto in campo ambientale. In particolare, il software supporta aziende e organizzazioni nello sviluppo di prodotti sostenibili, orientando verso un utilizzo delle risorse più consapevole in termini ambientali e identificando quali processi produttivi nella filiera possono essere ottimizzati allo scopo di ridurre i costi ambientali. Grazie al software è possibile calcolare gli indicatori ambientali maggiormente rilevanti legati alla filiera del prodotto, inclusi quelli richiesti dagli enti di certificazione per l'ottenimento di etichette e certificazioni ambientali. Queste ultime rivestono particolare importanza anche in ambito economico poiché forniscono al prodotto un vantaggio in termini di competitività rispetto ai prodotti "convenzionali", influenzando così le scelte dei consumatori (<https://gabi.sphera.com/italy/software/gabi-software/>).

IL software GaBi® si basa sull'approccio LCT, permette di valutare il ciclo di vita di qualsiasi prodotto, scomponendolo in ogni sua parte e individuando i flussi di materiali ed energia coinvolti in tutta la filiera (supply chain). Il software consente di analizzare ogni fase del prodotto dalla culla alla tomba, di quantificarne gli impatti per diverse categorie di impatto e di evidenziarne i trade-off, migliorando così la progettazione del prodotto.

Il software si avvale di elementi essenziali quali piani, processi, flussi e bilanci per la valutazione del ciclo di vita del prodotto. La funzione dei piani è quella di rappresentare il sistema di prodotto analizzato, raccogliendo al suo interno tutte le unità di processo incluse nei confini del sistema. La costruzione della catena dei processi avviene tramite l'inserimento di processi, all'intero del piano, collegati tra loro o ad altri piani tramite flussi. Ciascun processo è costituito da flussi di input e output di materia e/o di energia, identificati durante la fase di inventario. I processi e i flussi sono organizzati in cartelle all'interno del database ed è anche possibile crearli *ex novo*, nel caso manchino i processi/flussi di interesse nel database e/o si abbiano a disposizione i dati per crearli. I flussi sono inoltre "caratterizzati", ciò significa che contengono le "informazioni" che descrivono come essi influiscono sui diversi aspetti ambientali. I flussi sono utilizzati per descrivere le interazioni all'interno di un sistema di prodotto (flussi intermedi), nonché le interazioni tra un sistema di prodotto e l'ambiente circostante (flussi elementari) e vengono espressi tramite quantità.

Infine, i risultati dell'analisi LCA vengono visualizzati nei bilanci. Questi ultimi sono utilizzati come strumento per la verifica del raggiungimento degli obiettivi iniziali dello studio e forniscono una “fotografia” degli impatti ambientali del ciclo di vita del prodotto per come esso è stato modellato all'interno del software.

3.7.2 Obiettivo dello studio LCA

L'obiettivo dello studio è valutare i potenziali impatti ambientali derivanti dalla coltivazione di “1 quintale di uva” (unità funzionale) nel caso di due aziende a conduzione *convenzionale*, nominate rispettivamente DZ e NG, tramite l'applicazione della metodologia LCA e di integrarne i risultati con quelli del modello RothC, per la valutazione del pool SOC e dell'influenza delle diverse pratiche di gestione del suolo sulla categoria di impatto Global Warming Potential (GWP).

Lo scopo è anche individuare i punti critici del processo produttivo in modo da poter suggerire eventuali modifiche volte al miglioramento del modello gestionale di DZ e NG.

Lo studio è stato condotto facendo riferimento agli standard della serie ISO 14040 considerando l'arco temporale 2018-2020.

Lo studio è rivolto principalmente ai gestori delle due aziende, ma i risultati possono anche essere estesi ad un pubblico più ampio allo scopo di fornire spunti e/o elementi per ulteriori riflessioni, approfondimenti e sviluppi, da applicare in altre realtà agro-viticole in un'ottica di responsabilità sociale e d'impresa dal punto di vista ambientale.

L'analisi è comparativa.

3.7.2.1 Confini del sistema

I confini del sistema per entrambe le aziende DZ e NG sono definiti come “*From cradle to gate*” (dalla culla al cancello), ovvero dalla fase di produzione delle materie prime a quella di raccolta del prodotto (Figura 30).

I confini del sistema escludono le fasi di impianto del vigneto, di trasporto dell'uva prodotta in azienda e quelle successive alla raccolta dell'uva in quanto non di dipendenza dei committenti dello studio. Non vengono inoltre considerati gli impatti legati alla produzione e alla manutenzione delle infrastrutture e dei macchinari utilizzati nella fase di coltivazione.

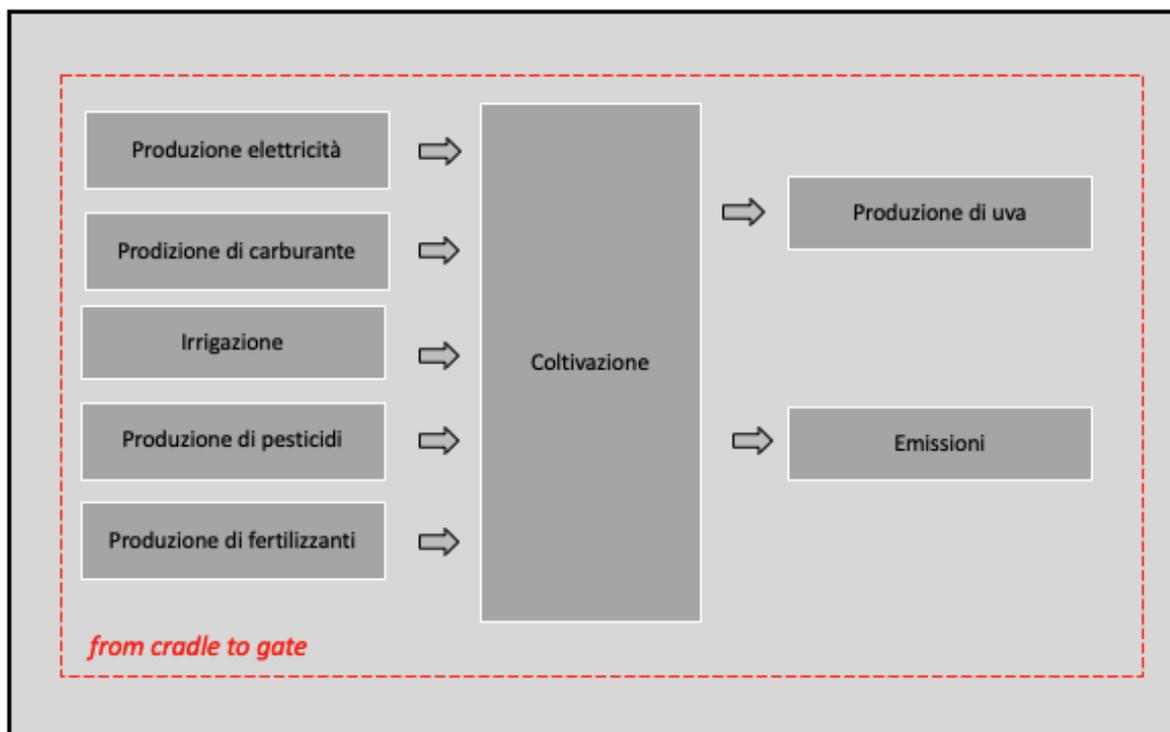


Figura 30. DZ e NG. Rappresentazione dei confini del sistema della coltivazione della vite

3.7.2.2 Unità funzionale

L'unità funzionale considerata per il confronto tra le due aziende DZ e NG è "1 quintale di uva prodotta".

3.7.2.3 Analisi d'inventario

I dati relativi al processo di coltivazione dell'uva sono stati raccolti direttamente dalle aziende e sono quindi definiti come dati primari.

Sono stati ricavati i dati sulla produzione media in quintali e sulla produzione media in quintali/ha di uva prodotta, facendo riferimento all'arco temporale 2018-2020.

Per quantificare gli impatti relativi alla produzione delle materie prime, necessarie alla fase di coltivazione, si è fatto uso di banche dati quali GaBi® Professional v.10.6 ed Ecoinvent versione 3.7 (2020), ovvero di dati secondari. Per quanto riguarda la selezione dei dataset all'interno delle banche dati sono stati utilizzati processi rappresentativi della situazione nazionale quando possibile, altrimenti sono stati utilizzati processi a scala europea o globale. Nel caso in cui i processi relativi a determinati flussi non fossero reperibili nelle banche dati, i processi non sono stati presi in considerazione dallo studio per l'impossibilità di quantificarne gli impatti.

I processi a monte della fase di coltivazione considerati nel presente studio comprendono i consumi di carburante dei mezzi agricoli, l'utilizzo di acqua ed elettricità, la produzione di pesticidi (fungicidi, insetticidi ed erbicidi) e di fertilizzanti.

Nel caso in cui nelle banche dati non fossero presenti i dataset corrispondenti ai pesticidi effettivamente utilizzati si è fatto uso di dataset relativi a composti analoghi. Per il pesticida rame ossicloruro, ad esempio, è stato necessario l'uso del dataset "ossido di rame" per poterne quantificarne l'impatto relative alla produzione delle materie prime sulla fase di coltivazione.

Per quantificare gli impatti legati alla produzione dei fertilizzanti a base di azoto, fosforo e potassio (N, P, K) sono stati selezionati tre dataset di composti aventi al loro interno N, P e K, rispettivamente. La massa di ogni composto è stata quantificata tenendo in considerazione la formula del composto stesso e il quantitativo di elemento (N, P o K) effettivamente applicato sotto forma di fertilizzante nelle due aziende agricole. Per quanto riguarda N, il dataset "*urea, agrarian*" è stato selezionato come composto rappresentativo per quantificare gli impatti della produzione dei fertilizzanti non di sintesi, a base azotata. L'urea contiene il 45% di N. Per K è stato scelto il dataset "*potassium chloride*" che contiene il 60% di K, mentre per P è stato preso in considerazione il dataset "*triple superphosphate*" che ha una percentuale di P del 45%. Per i fertilizzanti di sintesi chimica Fe e Mg non è stato possibile quantificare gli impatti dei processi e quindi sono stati esclusi dallo studio.

Per modellare e quantificare gli impatti a valle della coltivazione dell'uva, in particolare quelli legati alle emissioni provocate dall'utilizzo dei pesticidi e dei fertilizzanti, è stato necessario comprendere come i singoli principi attivi si ripartiscano in aria, in acqua e nel suolo. Il calcolo per i pesticidi è stato effettuato con l'ausilio del software PestLCI che permette di quantificare la ripartizione di 1 kg di pesticida nell'ambiente. I valori di ripartizione sono stati calcolati per i pesticidi effettivamente applicati quando questi erano presenti nella banca dati del software, altrimenti è stata utilizzata la ripartizione di composti analoghi. Compreso e quantificato come i pesticidi si ripartiscono nei vari comparti ambientali, sono stati utilizzati i flussi elementari relativi alle emissioni dei vari pesticidi nei diversi comparti ambientali già presenti nella banca dati di GaBi®. Nel caso in cui i flussi elementari dei pesticidi non fossero presenti all'interno della banca dati sono stati creati *ex novo* utilizzando i fattori di caratterizzazione relativi alle categorie d'impatto eutrofizzazione delle acque dolci e tossicità umana cancerogena e non cancerogena presenti all'interno della banca dati USEtox®, results for organic and inorganic substances, version 1.12 (2019).

Per l'erbicida glufosinate-ammonium, ad esempio, è stato necessario creare *ad hoc* un flusso elementare per quantificare l'impatto legato alla sua emissione.

È importante specificare che il flusso elementare relativo al pesticida effettivamente applicato nei due casi studio è sempre stato prioritizzato quando presente nella banca dati di GaBi® a prescindere dalla sua quantificazione tramite un composto analogo nel software PestLCI. Per la quantificazione degli impatti associati all'uso dei fertilizzanti si sono seguite le linee guida definite nelle PEFCR sul vino (https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/documents/PEFCR%20_wine.pdf). Queste ultime specificano i requisiti minimi da soddisfare per quantificare le emissioni derivanti dall'applicazione di fertilizzanti nella fase di coltivazione (Tabella 6).

Tabella 6. Fertilizzanti. Emissioni e requisiti minimi secondo le linee guida PEFCR sul vino (ec.europa.eu., 2018)

N (da urea)	Emissioni in aria	0.022 kg N ₂ O/ kg N fertilizzante applicato
	Emissioni in aria	kg NH ₃ = kg N * FracGASF= 1*0.1* (17/14) = 0.12 kg NH ₃ / kg N fertilizzante applicato
	Emissioni in acque dolci	kg NO ₃ -= kg N*FracLEACH = 1*0.3*(62/14) = 1.33 kg NO ₃ -/ kg N applicato
CO ₂ (da urea)	Emissioni in aria	1.57 kg CO ₂ / kg urea
P	Emissioni in acque dolci	3.07 kg PO ₄ / kg P

In Tabella 7 sono riassunti i dati di input e output riconducibili al processo di coltivazione delle due aziende.

Tabella 7. Inventario della fase di coltivazione per le due aziende agricole; per ogni flusso in input e output è specificato il nome del processo aggregato o del flusso elementare rispettivamente utilizzati per modellare e quantificare gli impatti legati alla produzione o all'emissione del composto; quando non presenti e dunque non considerati è utilizzata la dicitura Non Disponibile (ND).

Nome dati	Tipo di flusso Input/Output	Processo aggregato	Flusso
Carburante	I	gasolio	
Elettricità	I	Elettricità	
Irrigazione	I	Acqua	
Manconzeb e Penconazolo	I	Captan (ecoinvent)	
Folpet	I	Folpet	
Fosetyl-Al	I	fosetyl-Al (ecoinvent)	
Metalaxil-m	I	Napropamide (ecoinvent)	
Metiram	I	ND	

Spiroxamina	I	ND	
Meptyldinocap	I	ND	
Fluxapyroxad	I	ND	
Oxathiapiprolin	I	ND	
Ametoctradina	I	ND	
Boscalid	I	ND	
Emamectina benzoato	I	ND	
Flupyradifurone	I	ND	
Ciprodinil	I	ND	
fludioxonil	I	ND	
Fenpyrazamine	I	ND	
Dimetomorf	I	ND	
Metiram	I	ND	
Propineb	I	ND	
Cyflufenamid	I	ND	
Fluopicolide	I	ND	
Acetamiprid	I	ND	
Pyriofenone	I	ND	
Thiamethoxam	I	ND	
Trichoderma asperellum	I	ND	
Clorpirifos-metile	I	ND	
rame metallico	I	ossido di rame (ecoinvent)	
zolfo puro	I	zolfo da raffineria	
Spinetoram	I	ND	
Flupyradifurone	I	ND	
Chlorantraniliprole	I	ND	
Emamectina benzoato	I	ND	
Clorpirifos-metile	I	ND	
Abamectina	I	ND	
MCPA	I	mecoprop	
Propaquizafop	I	aluminum hydroxide	
Glufosinate ammonio	I	ND	
Glifosato acido	I	Glifosato (ecoinvent)	
Fertilizzanti azotati	I	urea agraria	
K	I	cloruro di potassio	
P	I	superfosfato	
Mg	I	ND	
Ferro solubile	I	ND	
Ferro chelato	I	ND	
uva	O		
Emissioni in aria	Pencolazono	O	Captan
	Metalaxil-m, Oxathiapiprolin e Ametoctradina	O	Metalaxyl-M
	Dimethomorph	O	Dimethomorph
	Mancozeb	O	Mancozeb
	Boscalid	O	Boscalid

	Metiram	O	Metiram
	Iprodinil e Fenpyrazamine	O	Cyprodinil
	Fludioxonil	O	Fludioxonil
	Folpet	O	Folpet
	Spiroxamina, Meptyldinocap, Pencolazono e Flupyradifurone	O	Spiroxamine
	Glufosinate-ammonium	O	Glufosinate- ammonium
	MCPA	O	MCPA
	Propaquizafop	O	Propaquizafop
	Glifosato acido	O	Glifosato
	Abamectina	O	Abamectin
	Fertilizzanti azotati	O	Ammoniaca
		O	Protossido di azoto
		O	Anidride carbonica (CO2 da urea)
Emissioni in acqua	Spiroxamina, Meptyldinocap e Flupyradifurone	O	Spiroxamine
	Boscalid	O	Boscalid
	Dimethomorph	O	Dimethomorph
	Metiram	O	Metiram
	iprodinil e Fenpyrazamine	O	Cyprodinil
	Fludioxonil	O	Fludioxonil
	Folpet	O	Folpet
	Fosfetyl-aluminium	O	Fosfetyl- aluminium
	Pencolazono	O	Captan
	Metalaxil-m, Oxathiapiprolin e Ametoctradina	O	Metalaxyl-M
	Metiram	O	Metiram
	MCPA	O	MCPA
	Propaquizafop	O	Propaquizafop
	Glifosato acido	O	Glifosato
	Abamectina	O	Abamectin
fertilizzanti azotati	O	Nitrate	
P	O	fosfato	
Emissioni nel suolo	Boscalid	O	Boscalid
	Dimethomorph	O	Dimethomorph
	Mancozeb	O	Mancozeb

	Iprodinil e Fenpyrazamine	O	Cyprodinil
	Fludioxonil	O	Fludioxonil
	Folpet	O	Folpet
	Fosfetyl-aluminium	O	Fosfetyl-aluminium
	Pencolazono	O	Captan
	Metalaxil-m, Oxathiapiprolin e Ametoctradina	O	Metalaxyl-M
	Metiram	O	Metiram
	Spiroxamina, Meptyldinocap, Pencolazono e Flupyradifurone	O	Spiroxamine
	MCPA	O	MCPA
	Propaquizafop	O	Propaquizafop
	Glifosato acido	O	Glifosato
	Chlorantraniliprole	O	Chlorantranilipor
	Clorpirifos-metile	O	Chlorpyifos
	Abamectina	O	Abamectin
Emissioni non considerate	Fluxapyroxad	O	ND
	Dimetomorf	O	ND
	Propineb	O	ND
	Meptyldinocap	O	ND
	Boscalid	O	ND
	Rame ossicloruro	O	ND
	Cyflufenamid	O	ND
	Fluopicolide	O	ND
	Acetamiprid	O	ND
	Thiamethoxam	O	ND
	Clorpirifos-metile	O	ND
	Emamectina benzoato	O	ND
	Flupyradifurone	O	ND
	Spinetoram	O	ND
Mg	O	ND	
Ferro solubile	O	ND	
Ferro chelato	O	ND	

I pesticidi e i fertilizzanti non riscontrati nelle banche dati a disposizione, rappresentano una percentuale trascurabile rispetto al quantitativo totale dei composti i cui impatti sono stati effettivamente quantificati, con una ricaduta trascurabile quindi anche dal punto di vista degli impatti conseguenti (Tabella 8).

Tabella 8. DZ e NG. Elementi reperiti dalle banche dati e conseguentemente inclusi nella modellazione, espressi in percentuale rispetto al totale degli elementi inclusi nel sistema analizzato

Aziende	Tipo di flusso	Elementi quantificati
DZ	input	99%
	output	99%
NG	input	97%
	output	95%

Assunzioni

Nel caso studio, poiché l'azienda DZ presenta irrigazione sull'intera superficie di 3ha, mentre l'azienda NG presenta una superficie di 7ha, di cui 4ha non irrigati e 3ha irrigati, per NG si è deciso di considerare l'intera superficie. La scelta di considerare i 7 ha in toto, nonostante la loro suddivisione in terreni a conduzione sostanzialmente diversa all'interno dell'azienda NG (3 irrigui e 4 no), è stata effettuata per rappresentare il regime di conduzione agricola medio della zona in cui l'azienda NG si trova. Di fatto, molte aziende viticole della zona praticano un'agricoltura convenzionale, senza input irrigui artificiali, in primis a causa della mancanza o distanza dalle fonti di approvvigionamento irriguo, mentre altre aziende viticole più avanzate e vicine alla risorsa adottano la fertirrigazione come pratica ordinaria di conduzione viticola. Pertanto, i consumi di carburante dei mezzi agricoli, l'utilizzo di acqua ed elettricità, la produzione di pesticidi (fungicidi, insetticidi ed erbicidi) e di fertilizzanti per l'azienda DZ sono stati correlati all'intera superficie di 3ha mentre per l'azienda NG sono stati rapportati su 7ha, ottenendo così valori rappresentativi di un unico terreno a conduzione media.

Sono stati tralasciati gli impatti riguardanti la costruzione e la manutenzione delle infrastrutture e dei macchinari durante la fase di coltivazione, assumendo che questi non incidessero in maniera significativa sugli impatti totali.

Infine, è bene far presente che nell'azienda DZ la raccolta dell'uva avviene meccanicamente e il gasolio utilizzato per tale operazione, seppur minimo sull'intero quantitativo annuale, non è stato conteggiato.

3.7.2.4 Valutazione degli impatti ambientali

Una volta definiti l'unità funzionale e i confini del sistema e condotto l'analisi d'inventario, la fase successiva e ultima è rappresentata dalla valutazione degli impatti ambientali.

Il metodo utilizzato per la valutazione degli impatti è ILCD/PEF recommendation versione 1.09 in cui sono presenti le seguenti categorie d'impatto:

- Acidification (AC)
- Climate change, excluded biogenic carbon (GWP excl. biogenic carbon)
- Climate change, included biogenic carbon (GWP incl. biogenic carbon)
- Ecotoxicity freshwater (FE)
- Eutrophication marine (EuM)
- Eutrophication freshwater (EuF)
- Eutrophication terrestrial (EuT)
- Human toxicity, cancer effects (HTce)
- Human toxicity, non-cancer effects (HTnc)
- Ionizing radiation, human health (IR)
- Land use (LU)
- Ozone depletion midpoint (OD)
- Particulate matter/Respiratory inorganic (PM)
- Photochemical ozone formation, human health (POF)
- Resource depletion water (WD)
- Resource depletion, mineral, fossil and renewables (RD).

3.8 Il modello RothC: struttura dell'algoritmo

Il modello RothC-26.3 viene utilizzato per prevedere il turnover del carbonio organico in terreni superficiali non intrisi d'acqua in rapporto al tipo di suolo, alla temperatura, al contenuto di umidità e alla copertura arborea. I risultati che si possono ottenere dall'applicazione del modello permettono di migliorare la comprensione dei sistemi di produzione dei diversi tipi di suolo, orientando verso le migliori pratiche di gestione del terreno, della produzione alimentare fino al raggiungimento degli obiettivi ambientali.

RothC si basa su una scala temporale di mesi/anni/secoli per calcolare:

- il Carbonio Organico del Suolo (Soil Organic Carbon – SOC) in $t\ ha^{-1}$
- la biomassa microbica in $t\ ha^{-1}$
- $\Delta\ ^{14}C$ (variazione nel tempo del carbonio 14).

Il modello iniziale nasce nelle campagne di Rothamsted (West Common, Regno Unito) nel centro di ricerca omonimo per valutare il turnover di carbonio organico nei suoli seminativi, da qui l'origine del suo nome: Rothamsted Long Term Field Experiments. Negli anni il modello è stato esteso alla rotazione di prati e boschi, in terreni e climi diversi (Powlson et al., 1996).

RothC è progettato per funzionare in due modalità: "in avanti" (*Forward*) in cui dagli input noti di C organico forniti al suolo, viene calcolato il SOC e "inversa" (*Inverse*), quando conoscendo il SOC iniziale vengono calcolati gli input di C organico necessari per mantenerlo in equilibrio.

La struttura del modello RothC è rappresentata da cinque pool o comparti:

- materiale vegetale decomponibile (Decomposable Plant Material-DPM)
- materiale vegetale resistente (Resistent Plant Material-RPM)
- biomassa microbica (Microbical Biomass-BIO)
- materia organica umificata (Humified Organic Matter-HUM)
- materia organica inerte (Inorganic Organic Matter-IOM).

I primi quattro comparti DPM, RPM, BIO e HUM rappresentano, all'interno del modello, quei pool con turnover dinamici di assimilazione, trasformazione e mineralizzazione della materia organica da parte dei compositori. Il quinto pool IOM è la porzione di carbonio organico contenuto nel suolo che non viene degradato; ne è un esempio il carbon fossile che è inerte e non viene considerato nel turnover del modello in quanto rimane immutato nel suo stato naturale. I cinque pool se sommati, vanno a configurare il Soil Organic Carbon (SOC).

Un comparto importante, oltre a quelli citati sopra è rappresentato dalla percentuale di input derivanti dai residui culturali agricoli di carbonio organico provenienti dalla materia vegetale che si decompongono secondo un rapporto DPM/RPM, caratteristico di ogni coltura.

Il pool della DPM è concettualmente riconducibile alla frazione cellulosa ed emicellulosa dei residui vegetali, mentre l'RPM a quella ligninica. Pertanto, se le potature derivano da un bosco ceduo, il manuale di RothC consiglia di assumere che l'input di carbonio sia costituito per circa l'80% da RPM e per il 20% da DPM ottenendo un valore del rapporto pari a 0.25. Il valore del rapporto è di 1.44 per le colture erbacee con DPM al 59% del materiale vegetale e l'RPM al 41%. Per prati a macchia viene utilizzato un valore di rapporto di 0.67.

Gli input dei residui che arrivano al suolo sono frazionati in DPM ed RPM, ognuno di essi si decompone andando ad incrementare i comparti di BIO e HUM nel suolo e di CO₂ in atmosfera.

Il contenuto di carbonio organico che viene trasferito in questi comparti segue un rapporto tra BIO + HUM e CO₂ definito dal contenuto di argilla presente nel suolo. Il contenuto percentuale di BIO + HUM è ripartito tra i due pool per i seguenti valori:

- BIO 46%;
- HUM 54%.

Questo trasferimento del C dai diversi pool del suolo e l'accumulo nel comparto della CO₂ atmosferica si ripete ad ogni step mensile (Figura 31).

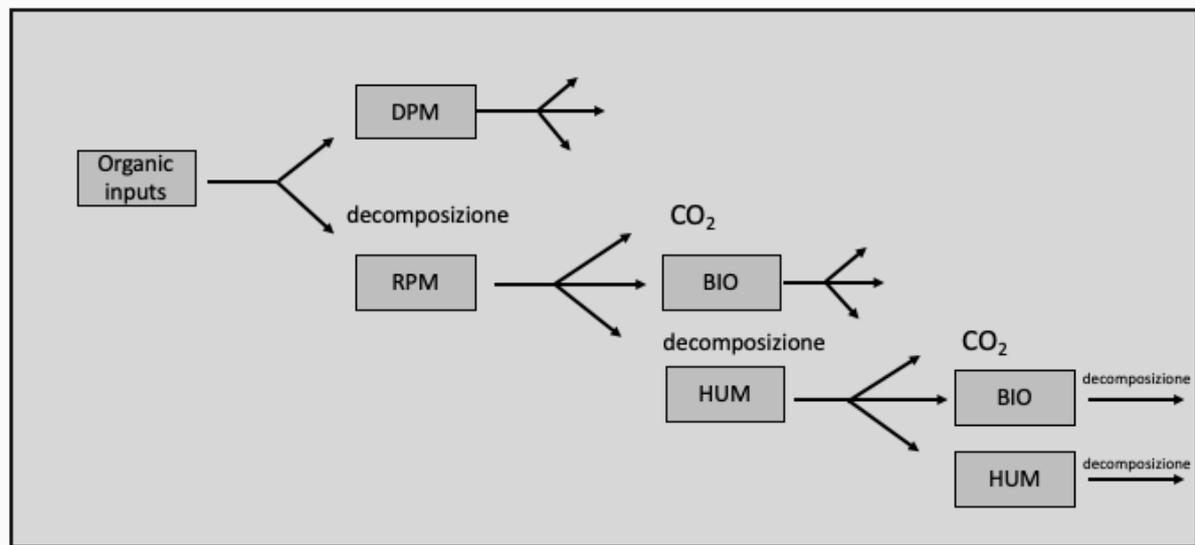


Figura 31. Struttura del modello RothC secondo un criterio di decomposizione dei pool

Ai pool a seconda della composizione assunta, viene attribuito un tempo di turnover diverso. La DPM costituita da residui vegetali facilmente decomponibili ha un turnover di 0,1 anni. Per l'RPM avente residui vegetali più resistenti alla decomposizione il turnover è di 3 anni. All'interno del suolo la componente microbica del carbonio BIO ha un turnover di 1,5 anni. La componente umificata ha invece un turnover di 50 anni, in quanto rappresenta la porzione maggiormente stabilizzata e costituita da componenti resistenti alla degradazione fisica. Da ultimo per la materia organica inerte (IOM), Wullschleger et al. (1995) stima un tempo di turnover superiore a 1000 anni, mentre Coleman and Jenkinson (2014) impostano di default l'età della IOM a 50.000 anni, implicando che essa non contenga praticamente ¹⁴C ($\Delta^{14}\text{C} = -998,0$) e che debba considerarsi di età geologica piuttosto che pedologica.

L'unità di misura di ogni comparto è espressa in tC ha⁻¹.

Nel modello RothC la decomposizione dei quattro comparti attivi avviene secondo una cinetica di primo ordine la cui velocità di reazione è proporzionale alla quantità del reagente.

Nel nostro caso data una certa quantità di carbonio organico Y (t C per ha^{-1}) dei compartimenti DPM, RPM, BIO e HUM, la decomposizione avviene secondo la formula:

$$Ye^{-abckt}$$

dove:

- a è il tasso di modifica della temperatura
- b è il tasso di modifica dell'umidità
- c è il tasso di modifica della copertura del suolo
- k è la costante del tasso di decomposizione per comparto (y^{-1})
- t è $1/12$, poiché k si basa su un tasso di decomposizione annuale (y).

Quindi $Y(1-e^{-abckt})$ è la quantità di C che si decompone in un comparto in un certo mese (K. Coleman et al., 2014).

Ogni comparto ha un tasso di decomposizione K diverso, inversamente proporzionale al relativo turnover. In particolare: DPM ha $K = 10 y^{-1}$, RPM ha $K = 0.3 y^{-1}$, BIO ha $K = 0.6 y^{-1}$ e HUM ha $K = 0.02 y^{-1}$.

La versione base di RothC considera due tipi principali di apporti di C al suolo: i residui colturali e l'eventuale fertilizzante organico che viene assunto essere unicamente letame di stalla (FYM). Per tale motivo sono stati condotti diversi studi atti a sperimentare e validare versioni di RothC modificate che prendano in considerazione anche altri tipi di fertilizzanti (compost, fanghi, biochar) (Lefebvre et al., 2020). Per l'azienda NG, essendo fertilizzata con ACFa, i medesimi scenari sono stati simulati sia con la versione base che con una versione modificata di RothC che tiene in considerazione l'utilizzo del compost come fertilizzante. La versione modificata è quella proposta da Mondini et al. (2017) che indica gli apporti di C sottoforma di fertilizzanti come Exogenous Organic Matter (EOM). I fertilizzanti organici a seconda che si considerino FYM o EOM all'interno dell'algoritmo di RothC sono modellizzati diversamente. Nella versione base di RothC l'FYM arrivato al suolo viene partizionato in DPM 49%, RPM 49% e HUM 2%. Ad ogni passo temporale mensile, parte di ogni pool di input di C viene decomposto secondo il suo specifico tasso di decomposizione. Una parte viene mineralizzata come CO_2 e il resto viene trasferito ai compartimenti BIO e HUM.

Il modello proposto da Mondini et al (2017), invece, introduce dei pool aggiuntivi nel suolo quali: materiale organico decomponibile (DEOM), materiale organico resistente (REOM) e materiale organico umificato (HEOM). L'EOM aggiunto al suolo è suddiviso nei pool DEOM, REOM e HEOM secondo i fattori di partizione f_{DEOM} , f_{REOM} e $f_{HEOM} = 1 - f_{DEOM} - f_{REOM}$.

I pool DEOM e REOM si decompongono con tassi di decomposizione specifici (K_{DEOM} e K_{REOM}) che sono diversi a seconda del tipo di matrice. HEOM è incorporato direttamente nel pool HUM e si decompone con lo stesso tasso di decomposizione ($K = 0,02 \text{ yr}^{-1}$). DEOM e REOM decomposti sono divisi in CO_2 , BIO e HUM. La proporzione di DEOM e REOM decomposti che va a CO_2 , BIO e HUM è regolata allo stesso modo dei pool di ingresso dei residui vegetali. L'adattamento dei parametri del pool, in questo modo, fornisce parametri cinematicamente definiti che riflettono il tasso di mineralizzazione del C osservato per ogni residuo (Borgen et al., 2011; Trinoústrot et al., 2000) (Figura 32).

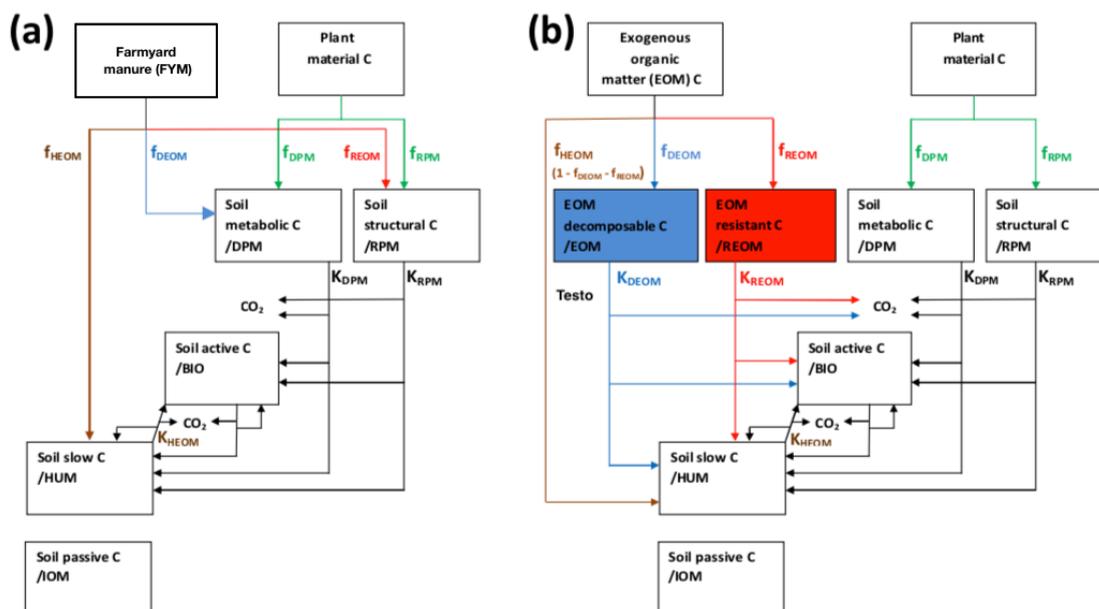


Figura 32. Modificazione del modello RothC. (Mondini et al., 2017) Legenda: Struttura del modello RothC standard (a) e modificato (b). DPM: materiale vegetale decomponibile; RPM: materiale vegetale resistente; FYM: letame; EOM: materia organica esogena; DEOM: EOM decomponibile; REOM: EOM resistente; HEOM: EOM umificato; BIO: biomassa microbica del suolo; HUM: materia organica del suolo umificata; IOM: materia organica inerte; f : fattore di ripartizione; K : tasso costante di decomposizione (yr^{-1})

Nel RothC è un saldo modello di riferimento che può essere applicato anche su larga scala e in presenza di diverse condizioni climatiche. L'adattabilità è il suo punto di forza ma anche un limite. Per ottenere dati più rappresentativi di casi specifici il modello RothC necessita di modifiche, integrazioni e l'individuazione di altri parametri.

3.9 Modellazione dei dati per l'utilizzo in RothC

3.9.1 Obiettivo dello studio con RothC

Gli elementi cardine dell'LCA sono stati integrati con il modello RothC realizzato su VensimPLE per simulare scenari attendibili sulla variazione del SOC, per valutarne l'incidenza rispetto alle due diverse conduzioni viticole DZ e NG.

L'obiettivo è quello di stimare quale delle due diverse conduzioni agronomiche prese in esame sul lungo periodo, cento anni, vada ad incidere maggiormente sulla fissazione del SOC e i tempi impiegati a raggiungere uno stato di equilibrio e quale contribuisca alla capacità di agire come pozzo di assorbimento per contrastare il cambiamento climatico (GWP).

Sugli scenari dell'azienda NG è stata effettuata una doppia simulazione.

Sono stati confrontati i valori del SOC ottenuti nel modello di base RothC che considera il compost come *farmyard manure* (FYM) e secondo l'implementazione del modello proposta da Mondini (2017), che tratta il compost come *Exogenous Organic Matter* (EOM).

3.9.2 Scenari ipotizzati

Nello studio, per DZ sono stati creati 6 scenari per ognuno dei quali si è svolta una fase di inizializzazione e di simulazione. Per NG sono stati creati 8 scenari, anche qui per ognuno di essi vi è stata una fase di inizializzazione, mentre le simulazioni sono state due per ognuno (16 simulazioni). Questo perché si è voluto studiare come varia il SOC se l'input di C fornito dal compost viene considerato come l'FYM del modello base o come l'EOM proposto da Mondini et al., (2017).

Nella prima fase di inizializzazione degli scenari sono stati inseriti gli *input* climatici di una serie storica compresa dal 1991 al 2015 e quelli colturali per ottenere valori che indicano il punto d'equilibrio raggiunto da tutti gli *stocks* di carbonio organico, ponendo a 0 il loro valore iniziale. Gli scenari di inizializzazione permettono di testare il modello e studiare le dinamiche del SOC, come suolo considerato nel suo stato naturale.

Nella seconda fase relativa alla simulazione degli scenari sono stati considerati gli *input* climatici di una serie storica compresa dal 2016 al 2020, mentre agli *input* relativi alle pratiche colturali già considerate per l'inizializzazione sono state aggiunte le irrigazioni e gli eventuali apporti di C organico come fertilizzante. In questo modo le simulazioni degli scenari riescono a rappresentare quanta CO₂ viene emessa o sequestrata nel suolo, per il turnover della materia organica. Questo valore rappresenta il fattore addizionale da confrontare con la categoria

d'impatto GWP su 100 anni e indica quanta CO₂ viene mediamente prodotta all'anno sui 100 anni. Può esprimersi come valore in negativo, come sequestro di CO₂ e positivo, segno di un'emissione di CO₂.

Considerati la varietà e la complessità degli elementi presi in esame dallo studio, per le due aziende è stata elaborata una tabella riassuntiva, che associa alle simulazioni di ogni punto campionato una codifica rappresentativa dei principali input distintivi delle simulazioni con RothC (Tabella 9).

Tabella 9. Azienda DZ e NG. Caratteristiche colturali e codifiche delle simulazioni attribuite ai punti campionati

Azienda	Forma di allevamento	Posizione (1)	Irrigato	Vegetato	Fertilizzato	Codifica (2)
DZ	Guyot	1	No	Si	No	DZ1_nir_v
	GDC	2	No	Si	No	DZ2_nir_v
	Guyot	3	No	Si	No	DZ3_nir_v
	Guyot	4	Si	No/Si	No	DZ4_ir_b
	GDC	5	Si	No/Si	No	DZ5_ir_b
	Guyot	6	Si	No/Si	No	DZ6_ir_b
NG	Cordone capovolto	1	No	Si	Si	NG1_nir_v_EOM
	Cordone capovolto	2	No	Si	Si	NG2_nir_v_EOM
	Cordone capovolto	3	No	Si	Si	NG3_nir_v_EOM
	Cordone capovolto	4	No	No/Si	Si	NG4_nir_b_EOM
	Cordone capovolto	5	No	No/Si	Si	NG5_nir_b_EOM
	Cordone capovolto	6	No	No/Si	Si	NG6_nir_b_EOM
	Guyot	7	No	Si	Si	NG7_nir_v_EOM
	Guyot	8	Si	No/Si	Si	NG8_ir_b_EOM
NG	Cordone capovolto	1	No	Si	Si	NG1_nir_v_FYM
	Cordone capovolto	2	No	Si	Si	NG2_nir_v_FYM
	Cordone capovolto	3	No	Si	Si	NG3_nir_v_FYM
	Cordone capovolto	4	No	No/Si	Si	NG4_nir_b_FYM
	Cordone capovolto	5	No	No/Si	Si	NG5_nir_b_FYM
	Cordone capovolto	6	No	No/Si	Si	NG6_nir_b_FYM
	Guyot	7	No	Si	Si	NG7_nir_v_FYM
	Guyot	8	Si	No/Si	Si	NG8_ir_b_FYM

1: i numeri 1, 2, 3 e 7 corrispondono a campionamenti tra i filari; i numeri 4, 5, 6 e 8 corrispondono a campionamenti lungo i filari.

2: Codifica simulazioni: nir = not irrigated, ir = irrigated, v = vegetated, b = bare on partially bare during the year, EOM = Exogenous Organic Matter, FYM = Farm Yard Manure.

In maggior dettaglio, nelle tabelle 10 e 11 sono mostrati gli input della gestione colturale in DZ ed NG, rispettivamente per le inizializzazioni e le simulazioni degli scenari delle due aziende.

Tabella 10. Input della gestione colturale considerati in DZ e NG per l'inizializzazione degli Scenari

DZ 1					DZ 4			
Mese	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM
	tC ha-1			tC ha-1	tC ha-1			tC ha-1
1	0	0.961	0.6	0	0	0.961	1	0
2	0	0.961	0.6	0	0	0.961	1	0
3	0.919	0.961	0.6	0	0.919	0.961	1	0
4	0	0.961	0.6	0	0	0.961	0.6	0
5	0	0.961	0.6	0	0	0.961	1	0
6	0.594	0.961	0.6	0	0.594	0.961	0.6	0
7	0	0.961	0.6	0	0	0.961	1	0
8	0.769	0.961	0.6	0	0.769	0.961	0.6	0
9	0	0.961	0.6	0	0	0.961	1	0
10	0	0.961	0.6	0	0	0.961	0.6	0
11	0	0.961	0.6	0	0	0.961	0.6	0
12	0	0.961	0.6	0	0	0.961	1	0
DZ 2					DZ 5			
Mese	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM
	tC ha-1			tC ha-1	tC ha-1			tC ha-1
1	0	1.089	0.6	0	0	1.089	1	0
2	0	1.089	0.6	0	0	1.089	1	0
3	0.371	1.089	0.6	0	0.371	1.089	1	0
4	0	1.089	0.6	0	0	1.089	0.6	0
5	0	1.089	0.6	0	0	1.089	1	0
6	0.157	1.089	0.6	0	0.157	1.089	0.6	0
7	0	1.089	0.6	0	0	1.089	1	0
8	0.163	1.089	0.6	0	0.163	1.089	0.6	0
9	0	1.089	0.6	0	0	1.089	1	0
10	0.566	1.089	0.6	0	0.566	1.089	0.6	0
11	0	1.089	0.6	0	0	1.089	0.6	0
12	0	1.089	0.6	0	0	1.089	1	0
DZ 3					DZ 6			
Mese	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM
	tC ha-1			tC ha-1	tC ha-1			tC ha-1
1	0	0.833	0.6	0	0	0.833	1	0
2	0	0.833	0.6	0	0	0.833	1	0
3	0.919	0.833	0.6	0	0.919	0.833	1	0
4	0	0.833	0.6	0	0	0.833	0.6	0

5	0	0.833	0.6	0	0	0.833	1	0
6	0.495	0.833	0.6	0	0.495	0.833	0.6	0
7	0	0.833	0.6	0	0	0.833	1	0
8	0.386	0.833	0.6	0	0.386	0.833	0.6	0
9	0	0.833	0.6	0	0	0.833	1	0
10	0	0.833	0.6	0	0	0.833	0.6	0
11	0	0.833	0.6	0	0	0.833	0.6	0
12	0	0.833	0.6	0	0	0.833	1	0
NG 1					NG 4			
Mese	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM tC ha-1	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM tC ha-1
1	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
2	0.000	0.897	0.6	0	0.000	0.897	0.6	0
3	1.179	0.897	0.6	0	1.179	0.897	0.6	0
4	0.000	0.897	0.6	0	0.000	0.897	1	0
5	0.276	0.897	0.6	0	0.276	0.897	1	0
6	0.376	0.897	0.6	0	0.376	0.897	0.6	0
7	0.376	0.897	0.6	0	0.376	0.897	1	0
8	0.000	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
9	0.376	0.897	0.6	0	0.376	0.897	1	0
10	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
11	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
12	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
NG 2					NG 5			
Mese	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM tC ha-1	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM tC ha-1
1	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
2	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
3	1.179	0.897	0.6	0	1.179	0.897	0.6	0
4	0.000	0.897	0.6	0	0	0.897	1	0
5	0.276	0.897	0.6	0	0.276	0.897	1	0
6	0.376	0.897	0.6	0	0.376	0.897	0.6	0
7	0.376	0.897	0.6	0	0.376	0.897	1	0
8	0.000	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
9	0.376	0.897	0.6	0	0.376	0.897	1	0
10	0.000	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
11	0.000	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
12	0.000	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
NG 3					NG 6			
Mese	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM tC ha-1	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM tC ha-1
1	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
2	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
3	1.179	0.897	0.6	0	1.179	0.897	0.6	0
4	0	0.897	0.6	0	0	0.897	1	0
5	0.276	0.897	0.6	0	0.276	0.897	1	0

6	0.376	0.897	0.6	0	0.376	0.897	0.6	0
7	0.376	0.897	0.6	0	0.376	0.897	1	0
8	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
9	0.376	0.897	0.6	0	0.376	0.897	1	0
10	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
11	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
12	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
NG 7					NG 8			
Mese	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM tC ha-1	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM tC ha-1
1	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
2	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
3	0.993	0.897	0.6	0	0.993	0.897	0.6	0
4	0	0.897	0.6	0	0	0.897	1	0
5	0.232	0.897	0.6	0	0.232	0.897	1	0
6	0.317	0.897	0.6	0	0.317	0.897	0.6	0
7	0.317	0.897	0.6	0	0.317	0.897	1	0
8	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
9	0.317	0.897	0.6	0	0.317	0.897	1	0
10	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
11	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0
12	0	0.897	0.6	0	0	0.897	0.6	0

Tabella 11. Input della gestione colturale considerati in DZ e NG per le simulazioni degli Scenari

DZ 1						DZ 4				
Mese	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM tC ha-1	Irrigazione mm	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM tC ha-1	Irrigazione mm
1	0	0.250	0.6	0	0	0	0.250	1	0	0.00
2	0	0.250	0.6	0	0	0	0.250	1	0	0.00
3	0.919	0.250	0.6	0	0	0.919	0.250	1	0	0.00
4	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	0.6	0	28.1
5	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	1	0	107.6
6	0.594	1.440	0.6	0	0	0.594	1.440	0.6	0	39.6
7	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	1	0	161.8
8	0.769	1.440	0.6	0	0	0.769	1.440	0.6	0	200.4
9	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	1	0	8.1
10	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	0.6	0	0.00
11	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	0.6	0	0.00
12	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	1	0	0.00
DZ 2						DZ 5				
Mese	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Irrigazione	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Irrigazione

	tC ha-1			tC ha-1	mm	tC ha-1			tC ha-1	mm
1	0	0.250	0.6	0	0	0	0.250	1	0	0.00
2	0	0.250	0.6	0	0	0	0.250	1	0	0.00
3	0.371	0.250	0.6	0	0	0.371	0.250	1	0	0.00
4	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	0.6	0	12.7
5	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	1	0	48.4
6	0.157	1.440	0.6	0	0	0.157	1.440	0.6	0	17.8
7	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	1	0	72.8
8	0.163	1.440	0.6	0	0	0.163	1.440	0.6	0	90.2
9	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	1	0	3.6
10	0.566	1.440	0.6	0	0	0.566	1.440	0.6	0	0.00
11	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	0.6	0	0.00
12	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	1	0	0.00
DZ 3						DZ 6				
Mese	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM tC ha-1	Irrigazione mm	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM tC ha-1	Irrigazione mm
1	0	0.250	0.6	0	0	0	0.250	1	0	0.00
2	0	0.250	0.6	0	0	0	0.250	1	0	0.00
3	0.919	0.250	0.6	0	0	0.919	0.250	1	0	0.00
4	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	0.6	0	28.1
5	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	1	0	107.6
6	0.495	1.440	0.6	0	0	0.495	1.440	0.6	0	39.6
7	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	1	0	161.8
8	0.386	1.440	0.6	0	0	0.386	1.440	0.6	0	200.4
9	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	1	0	8.1
10	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	0.6	0	0.00
11	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	0.6	0	0.00
12	0	1.440	0.6	0	0	0	1.440	1	0	0.00
NG 1						NG 4				
Mese	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM, FYM tC ha-1	Irrigazione mm	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM, FYM tC ha-1	Irrigazione mm
1	0	0.25	0.6	0	0	0	0.25	0.6	0	0
2	0	0.25	0.6	0	0	0	0.25	0.6	0	0
3	1.179	0.25	0.6	0	0	1.179	0.25	0.6	0	0
4	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	1	0	0
5	0.276	1.44	0.6	0	0	0.276	1.44	1	0	0
6	0.376	1.44	0.6	0	0	0.376	1.44	0.6	0	0
7	0.376	1.44	0.6	0	0	0.376	1.44	1	0	0
8	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	0.6	0	0
9	0.376	1.44	0.6	0	0	0.376	1.44	1	0	0
10	0	1.44	0.6	0.629	0	0	1.44	0.6	0.629	0

11	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	0.6	0	0
12	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	0.6	0	0
NG 2						NG 5				
Mese	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM, FYM tC ha-1	Irrigazione mm	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM, FYM tC ha-1	Irrigazione mm
1	0	0.25	0.6	0	0	0	0.25	0.6	0	0
2	0	0.25	0.6	0	0	0	0.25	0.6	0	0
3	1.179	0.25	0.6	0	0	1.179	0.25	0.6	0	0
4	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	1	0	0
5	0.276	1.44	0.6	0	0	0.276	1.44	1	0	0
6	0.376	1.44	0.6	0	0	0.376	1.44	0.6	0	0
7	0.376	1.44	0.6	0	0	0.376	1.44	1	0	0
8	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	0.6	0	0
9	0.376	1.44	0.6	0	0	0.376	1.44	1	0	0
10	0	1.44	0.6	0.629	0	0	1.44	0.6	0.629	0
11	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	0.6	0	0
12	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	0.6	0	0
NG 3						NG 6				
Mese	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM, FYM tC ha-1	Irrigazione mm	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM, FYM tC ha-1	Irrigazione mm
1	0	0.25	0.6	0	0	0	0.25	0.6	0	0
2	0	0.25	0.6	0	0	0	0.25	0.6	0	0
3	1.179	0.25	0.6	0	0	1.179	0.25	0.6	0	0
4	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	1	0	0
5	0.276	1.44	0.6	0	0	0.276	1.44	1	0	0
6	0.376	1.44	0.6	0	0	0.376	1.44	0.6	0	0
7	0.376	1.44	0.6	0	0	0.376	1.44	1	0	0
8	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	0.6	0	0
9	0.376	1.44	0.6	0	0	0.376	1.44	1	0	0
10	0	1.44	0.6	0.629	0	0	1.44	0.6	0.629	0
11	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	0.6	0	0
12	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	0.6	0	0
NG 7						NG 8				
Mese	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM, FYM tC ha-1	Irrigazione mm	Input C tC ha-1	DPM/RPM	Bare-veget	EOM, FYM tC ha-1	Irrigazione mm
1	0	0.25	0.6	0	0	0	0.25	0.6	0	0
2	0	0.25	0.6	0	0	0	0.25	0.6	0	0
3	0.993	0.25	0.6	0	0	0.993	0.25	0.6	0	0
4	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	1	0	0
5	0.232	1.44	0.6	0	0	0.232	1.44	1	0	223.6

6	0.317	1.44	0.6	0	0	0.317	1.44	0.6	0	154.4
7	0.317	1.44	0.6	0	0	0.317	1.44	1	0	160.4
8	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	0.6	0	158.4
9	0.317	1.44	0.6	0	0	0.317	1.44	1	0	84.4
10	0	1.44	0.6	0.629	0	0	1.44	0.6	0.629	28
11	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	0.6	0	0
12	0	1.44	0.6	0	0	0	1.44	0.6	0	0

3.9.3 Metodo di modellazione RothC con il software VensimPLE

Per il caso di studio è stato utilizzato il modello base RothC, implementato dal software VensimPLE. Grazie all'approccio della dinamica dei sistemi (*System Dynamics-SD*) presente all'interno del *software* Vensim PLE è stato possibile ricreare la struttura del modello RothC e apporre modifiche riguardanti variabili e dati in input per modellare il Soil Organic Carbon (Orlando, 2019).

Il SD è un approccio allo studio del comportamento dei sistemi complessi nel tempo. Si basa su due componenti fondamentali: le variabili di *stocks* e le variabili di *flusso*. Le variabili di *stocks*, (DPM, RPM, BIO, HUM e CO₂) sono i *pool* che nel modello base RothC rappresentano quantità misurabili, che si accumulano in una certa quantità. I primi quattro *stocks* identificano nel software VensimPLE flussi sia di *input* che di *output*. Il quinto *stock*, CO₂ rappresenta un flusso di output che in ogni fase della decomposizione della materia organica, in un susseguirsi di fasi temporali, libera anidride carbonica.

I flussi sono definiti come quantità che vengono misurate rispetto a un periodo di tempo e presentano dimensioni di tipo temporale (Orlando, 2019).

Lo stock IOM, materiale organico inerte, è resistente alla degradazione e viene utilizzato per le analisi del radiocarbonio all'interno del modello RothC. Poiché il caso di studio è incentrato sul contenuto di C organico totale sui residui colturali agricoli, quest'ultimo stock è stato considerato costante.

Infine nel software VensimPLE sono presenti *variabili* che vanno ad influenzare le dinamiche degli stoks e i flussi durante ogni fase temporale, variabili che riguardano gli input climatici, del suolo e quelli colturali, riconducibili alla quantità di carbonio che si decompone in ogni comparto (Orlando,2019).

Come nel software originale di RothC, gli algoritmi del modello implementato su VensimPLE possono funzionare in due modalità, inizializzazione e simulazione, modalità che consentono di fare simulazioni a lungo termine della decomposizione del SOC e calcolare il tasso di mineralizzazione del carbonio organico del suolo.

Come nel software originale l'algoritmo è stato impostato per fare inizializzazioni degli scenari su un periodo di 10000 anni, fornendo dati di SOC ogni 12 mesi. Per le simulazioni invece il periodo considerato è stato di 100 anni, per rendere confrontabile il risultato delle simulazioni con la categoria d'impatto GWP su 100 anni, ottenuto dalle analisi LCA delle due aziende DZ e NG.

3.9.4 Input del modello

Gli input necessari del modello si distinguono in tre tipologie: climatici; relativi al suolo; colturali.

Questi sono diversi a seconda degli scenari ipotizzati nelle due aziende, mentre, a seconda che si tratti della fase di inizializzazione o di simulazione degli scenari, cambiano gli input climatici e colturali, mentre i parametri relativi al suolo rimangono costanti.

- *Input climatici*: riguardano la precipitazione media mensile (P mm), la temperatura media mensile (T °C) e l'evapotraspirazione media mensile (ET0).

Le precipitazioni e le temperature medie mensili sono servite per calcolare il deficit di umidità nel suolo.

Sono stati ricavati input climatici per gli scenari di inizializzazione e simulazione.

I dati degli scenari di inizializzazione di DZ sono ricavati dalle tabelle climatologiche del Comune di Bagnacavallo (RA) e quelli di NG dalle tabelle climatologiche del Comune di Ravenna urbana entrambe pubblicate da ARPAE.it (edizione 2020, ultima modifica 21/11/2021).

I valori indicati fanno riferimento ai dati giornalieri di precipitazioni e temperature massime e minime superficiali registrate, mediate su una serie storica nel periodo 1991-2015.

Per entrambe le aziende, gli scenari di simulazione, sono stati ricavati i dati climatici nell'arco temporale 2016-2020 dal portale Dext3r versione 0.95 del servizio idroMeteoClima ARPAE-Smic (accesso dicembre 2020) con riferimento alla stazione Granarolo faentino (RA) per l'azienda DZ e alla stazione Ravenna urbana (RA) per l'azienda NG. La mancata disponibilità di dati per alcuni giorni è stata mediata o sostituita da altri dati, presi da stazioni prossimali.

I dati relativi alle temperature e alle precipitazioni sono stati associati a quelli relativi all'evapotraspirazione. L'evaporazione è la quantità di acqua che evapora dal suolo mentre

l'evapotraspirazione è un processo che combina la quantità di acqua persa dal processo di evaporazione dal suolo e da quello di traspirazione delle piante.

I valori dell'evapotraspirazione mensile (ET₀) sono stati stimati tramite Equazione di Hargreaves, per il calcolo dell'ET₀ giornaliera (Hargreaves and Samani, 1985, Allen et al., 1998). La stima dell'equazione di Hargreaves è basata sulla temperatura e sulla radiazione solare misurata ai confini dell'atmosfera terrestre (radiazione solare extraterrestre).

$$ET_0 = 0.0023 \cdot R_a \cdot (T_{mean} + 17.8) \cdot (T_{max} - T_{min})^{0.5}$$

dove:

- 0.0023: coefficiente empirico
- 17.8: fattore di conversione da gradi Fahrenheit a Celsius
- R_a: equivalente di evaporazione della radiazione extraterrestre (mm day⁻¹) è determinata nel seguente modo:

$$R_a (mm \text{ day}^{-1}) = R_s (MJ \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}) \cdot 0.408$$

$$R_s (MJ \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}) = R_s (W \text{ m}^{-2}) \cdot 0.0864$$

dove R_s è la radiazione solare extraterrestre.

I valori della radiazione extraterrestre in funzione della latitudine e del giorno dell'anno sono stati ottenuti dal sito https://www.engr.scu.edu/~emaurer/tools/calc_solar.cgi.pl.

I dati estrapolati sono stati rappresentati per ciascuna azienda (Tabelle 12, 13, 14, 15).

Tabella 12. Input climatici DZ. Valori medi calcolati su dati ARPAE anni 1991-2015

DZ stazione di Granarolo faentino (RA)	P mensile (1) mm	T min mensile °C	T max mensile °C	T media mensile °C	Rs media mensile W m-2	ET0 mensile mm
Gen	24.9	-0.7	7.7	3.5	144.2	22.4
Feb	64.1	1.5	10.4	6.0	208.3	33.8
Mar	43.5	3.4	14.6	9.0	294.7	66.2
Apr	34.2	7.5	19.7	13.6	393.0	104.6
Mag	77.6	11.0	22.4	16.7	463.8	135.3
Giu	51.0	15.4	29.3	22.3	495.9	180.5
Lug	26.5	17.5	32.2	24.8	482.7	198.4
Ago	39.0	17.6	32.1	24.8	425.9	173.8
Set	58.3	13.5	26.4	20.0	336.1	110.7
Ott	52.4	9.4	19.0	14.2	240.1	59.9
Nov	83.2	5.4	12.0	8.7	162.3	27.0
Dic	54.6	0.7	7.6	4.1	128.7	18.8

Tabella 13. Input climatici NG. Valori medi calcolati su dati ARPAE anni1991-2015

NG stazione di Ravenna Urbana (RA)	P mensile (1) mm	T min mensile °C	T max mensile °C	T media mensile °C	Rs media mensile W m-2	ET0 mensile mm
Gen	23.5	-1.4	7.5	3.0	143.7	22.4
Feb	73.5	0.9	10.8	5.9	207.8	35.6
Mar	35.5	2.7	15.5	9.1	294.2	71.1
Apr	28.2	7.3	20.9	14.1	392.8	112.3
Mag	71.3	11.4	23.6	17.5	463.7	144.0
Giu	65.4	15.9	30.3	23.1	495.9	187.5
Lug	46.3	17.8	32.3	25.1	482.6	198.0
Ago	53.0	18.1	32.2	25.1	425.7	172.6
Set	69.8	13.9	26.7	20.3	335.8	111.1
Ott	60.6	9.5	19.4	14.4	239.6	61.0
Nov	95.1	5.6	12.1	8.9	161.7	26.9
Dic	60.1	-0.1	7.3	3.6	128.2	18.8

Tabella 14. Dati climatici DZ. Valori medi calcolati su dati Dext3r, anni 2016-2020

DZ	P mensile mm	T min mensile °C	T max mensile °C	T media mensile °C	Rs media mensile W m-2	ET0 mensile mm
Gen	38.3	-0.40	7.10	3.35	144.2	21.0
Feb	43.7	-0.40	9.90	4.75	208.3	34.5
Mar	55.0	3.30	15.00	9.15	294.7	68.3
Apr	61.6	7.10	18.90	13.00	393.0	101.1
Mag	58.1	11.60	24.40	18.00	463.8	149.3
Giu	48.0	15.40	28.70	22.05	495.9	175.3
Lug	40.2	17.40	31.50	24.45	482.7	192.5
Ago	48.3	17.40	31.40	24.40	425.9	169.0
Set	65.8	13.50	26.00	19.75	336.1	108.5
Ott	84.1	10.00	20.00	15.00	240.1	62.6
Nov	73.6	5.30	13.20	9.25	162.3	30.0

Tabella 15. Dati climatici NG. Valori medi calcolati su dati Dext3r, anni 2016-2020

NG	P mensile mm	T min mensile °C	T max mensile °C	T media mensile °C	Rs media mensile W m-2	ET0 mensile mm
Gen	39.7	-0.40	7.20	3.40	143.72	21.1
Feb	43.8	-0.40	9.90	4.70	207.82	34.4
Mar	54.3	3.40	14.70	9.00	294.24	66.6
Apr	61.9	7.20	18.50	12.90	392.78	98.6
Mag	55.5	11.80	23.90	17.80	463.73	144.3
Giu	47.4	15.50	28.20	21.90	495.92	170.7
Lug	37.7	17.50	30.80	24.20	482.64	185.8
Ago	56.1	17.50	30.70	24.10	425.67	162.9
Set	74.6	13.70	25.70	19.70	335.77	106.1
Ott	87.7	10.20	20.00	15.10	239.64	62.0
Nov	75.2	5.50	13.30	9.40	161.74	29.9
Dic	60.8	0.60	7.90	4.30	128.23	19.2

I dati climatici ricavati dalle tabelle sono stati inseriti come dati in input per RothC.

Mettendo in relazione le precipitazioni, le temperature e l'evapotraspirazione mese/anno per il periodo 2016-2020, si è ottenuta una fotografia puntuale delle caratteristiche climatiche di DZ e NG (Figura 33, 34).

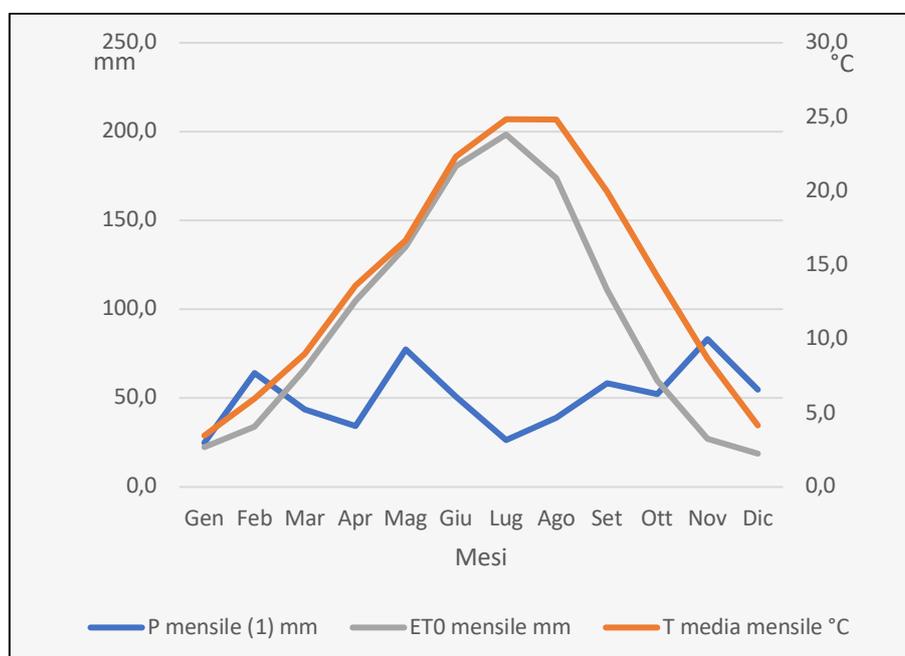


Figura 33. Azienda DZ. Dati mensili di precipitazioni, temperature ed evapotraspirazione nel periodo 2016-2020

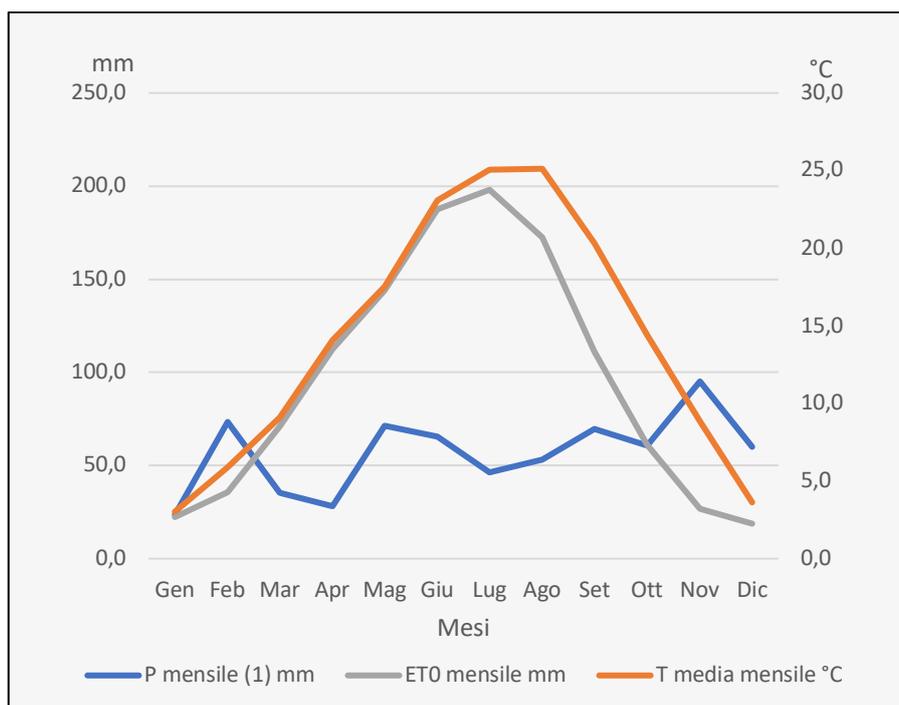


Figura 34. Azienda NG. Dati mensili di precipitazione, temperature ed evapotraspirazione nel periodo 2016-2020

I grafici evidenziano come entrambe le aziende siano connotate dal punto di vista climatico da:

- massime precipitazioni in autunno
- precipitazioni con frequenza sub-massime in primavera
- precipitazioni minime in estate
- temperature massime in estate
- temperature minime in inverno.
- *Input relativi al suolo:* comprendono la profondità di lavorazione, la percentuale di argilla, soil density, SOC e IOM (Tabella 14).

La percentuale di argilla nel suolo viene utilizzata allo scopo di calcolare quanta acqua disponibile per la pianta è in grado di contenere il *topsoil*. Inoltre, tale percentuale è in grado di influenzare il modo in cui la materia organica si decompone.

I valori percentuali di argilla sono ricavati dalle analisi svolte in laboratorio e la soil density con il software Spaw Hydrology 6.02.70 (Saxton and Rawls, 2006).

I valori di SOC sono ricavati dalle analisi di laboratorio eseguite per la determinazione del TOC (cfr. Tabella 20).

- *Input colturali*: si riferiscono alle diverse gestioni del suolo svolte in DZ e NG.

Particolare sono considerati elementi quali l'irrigazione (mm), bear to vegetate, i residui colturali intesi come input di carbonio ($t\ C\ per\ ha^{-1}$), il rapporto RPM/DPM e gli ammendanti. In entrambi i siti è presente un sistema di irrigazione lungo fila. DZ ha una irrigazione a goccia, captata da una falda sotterranea. In particolare nell'allevamento a Guyot il sistema è a goccia interrata, mentre nella parte allevata a G.D.C. l'irrigazione è sottochioma.

NG beneficia di una micro irrigazione favorita dalla vicinanza del fiume Lamone, presente limitatamente alla tipologia di allevamento a Guyot.

I sistemi di allevamento delle viti di DZ e di NG presentano tra le fila un suolo non vegetato, dove si pratica la trinciatura. Lungo le fila il suolo non sempre è coperto, si riscontra suolo vegetato e non vegetato, conseguenza della pratica di diserbo. Infatti sul suolo nudo, dopo un certo tempo dal diserbo, incomincia a crescere una vegetazione pioniera. Indicativamente vengono considerati tre trattamenti di diserbo nel corso dell'anno, nei mesi di aprile, agosto e novembre, pertanto nel lungo fila, sostanzialmente il suolo è nudo nei restanti mesi invernali da novembre a marzo.

Il modello RothC assegna il valore 0.6 al suolo vegetato e il valore 1 al suolo nudo.

Per i residui colturali è stata fatta una misura puntuale di input di carbonio derivante dalle trinciature dell'inerbimento e delle potature verdi o vegetative che vengono fatte nel periodo estivo e di quelle invernali effettuate dopo la caduta delle foglie.

I dati delle potature invernali, di quelle verdi e del trinciato sono stati misurati sul campo in DZ. Per NG sono state registrate sul campo le sole potature invernali; i dati delle potature verdi e di trinciato sono stati estrapolati sulla base del dato misurato in DZ, al fine di ottenere un dato omogeneo tra le aziende.

La misurazione dei residui colturali è stata ottenuta con la seguente procedura:

- prelievo di un campione di potatura su una o più piante lungo la fila, in modo che sia rappresentativo in termini di produzione di biomassa
- il campione prelevato viene lasciato all'aria aperta se presenta un tenore di umidità troppo alto, altrimenti viene chiuso ed etichettato all'interno di un sacchetto e pesato.
- per determinare il peso secco, in laboratorio è stata prelevata un'aliquota di campione mettendola in una stufa a $105^{\circ}C$ per 24h
- è stata fatta una proporzione tra il peso a secco dell'aliquota e il peso a secco del campione intero, il risultato è stato moltiplicato per il numero delle piante determinato dalla loro densità d'impianto.

Per quanto riguarda il rapporto DPM/RPM il modello RothC prevede che nella fase di inizializzazione sia inserito un unico valore per l'intero anno di simulazione. Successivamente per avere una simulazione che tenga conto del reale contributo delle potature e del trinciato, si è inserito manualmente mese per mese il rapporto DPM/RPM secondo misure in campo.

Sul tema degli ammendanti intesi come fertilizzanti non di sintesi si riscontra che DZ non ne fa uso mentre NG li utilizza sotto forma di compost.

Nel caso studio, il compost di NG che deriva da fanghi agroindustriali, viene assunto essere nella simulazione sia come un letame (FYM), in base a quanto previsto dal modello base RothC, sia come un ammendante compost vero e proprio, introducendo nel modello un altro pool implementato come *Exogenous Organic Matter* (EOM) secondo la variante del modello proposta da (Mondini, 2017).

3.9.5 Confronto RothC e GWP

Le simulazioni del SOC negli scenari delle due aziende hanno permesso di calcolare la variazione di questo nel tempo, ossia il delta SOC, espresso come:

$$\Delta SOC = \frac{SOC_{finale} - SOC_{iniziale}}{tempo}$$

Dove si è considerato un tempo = 100 anni, al pari di quello utilizzato per calcolare gli effetti dell'emissione di gas climalteranti della categoria GWP. Dai valori di delta SOC espressi in t C ha⁻¹anno⁻¹ sono stati calcolati i relativi delta CO₂ eq. (t CO₂ ha⁻¹anno⁻¹) moltiplicando per il rapporto del peso molecolare della CO₂ (p.m.=44) con il peso atomico del C (p.a.=12).

Di seguito, il delta CO₂ eq. da t ha⁻¹anno⁻¹ viene convertito in kg di CO₂ eq. ha⁻¹anno⁻¹ ed infine rapportato all'UF (1 q di uva) per esprimerlo in kg di CO₂ eq. su quintale di uva come segue:

$$\Delta CO_2eq UF^{-1} (kg CO_2eq q^{-1}) = \frac{\Delta CO_2eq (kg CO_2eq ha^{-1})}{\frac{q}{ha}}$$

Questo ha permesso di confrontare i quantitativi di CO₂ eq. emessi (kg CO₂ eq. q⁻¹) negli scenari di simulazione con quelli del GWP su 100 anni perché espresso con la medesima unità di misura. Alla GWP è stato escluso l'effetto del carbonio biogenico, data la sua stretta correlazione con l'output dei kg CO₂ eq. q⁻¹ ricavato da RothC.

Le aziende studiate sono connotate da un'alta variabilità di valori di CO₂ eq. sia per la differente gestione agronomica praticata tra le file e lungo le file che per l'adozione di diverse forme di allevamento come nell'azienda DZ. Queste condizioni non permettono di ottenere un unico

valore per il confronto con la categoria d'impatto GWP 100. Per ciascuna azienda, quindi, è stato ricavato un valore medio ponderato di CO₂ eq. e la relativa deviazione standard ponderata, ad indicazione della variabilità in essere.

Per calcolare la media ponderata e la deviazione standard ponderata è stato assegnato un diverso peso agli scenari di simulazione tra le file e lungo le file. Come visibile in figura 20 gli scenari tra le file hanno un'estensione doppia (peso = 2) rispetto agli scenari lungo la fila (peso =1). In questo modo è stato possibile confrontare le emissioni di CO₂eq. di ogni singola azienda con il GWP 100.

Il calcolo della media ponderata e della deviazione standard ponderata sono riportati in maniera esemplificativa nelle seguenti formule.

$$\text{Media ponderata (Med.Pond)} = \frac{(G1 * 2 + G2 * 2 + G3 * 2 + G4 + G5 + G6)}{(2 + 2 + 2 + 1 + 1 + 1)}$$

Deviazione standard ponderata

$$= \sqrt{\frac{(2 * (G1 - \text{Med.Pond})^2 + 2 * (G2 - \text{Med.Pond})^2 + 2 * (G3 - \text{Med.Pond})^2 + (G4 - \text{Med.Pond})^2 + (G5 - \text{Med.Pond})^2 + (G6 - \text{Med.Pond})^2)}{(2 + 2 + 2 + 1 + 1 + 1)}}$$

Dove G1÷6 sono i valori degli scenari e mentre ai denominatori è riportata la sommatoria dei pesi.

4 Risultati

4.1 Analisi d'inventario

I dati raccolti nell'azienda DZ e nell'azienda NG relativi alle pratiche di coltivazione utilizzate hanno consentito la quantificazione e la conseguente modellazione dei flussi di materiali ed energia in input e output dei due sistemi considerati. Tutti i flussi sono il risultato della media calcolata sul triennio 2018-2020 e sono rapportati all'unità funzionale, 1 q di uva prodotto (Tabella 16).

Tabella 16. Inventario per le aziende DZ e NG. Flussi in input e output relativi alla produzione di 1 q di uva (UF). La dicitura non disponibile “ND” è riportata per tutti i flussi per i quali non è stato reperito il rispettivo dataset e che non sono stati dunque inclusi nella modellazione

Azienda DZ					
Dati delle aziende	Tipo di flusso Input/Output	Processo aggregato	Flusso	unità	Quantità
Carburante	I	Gasolio		kg	5,79E-01
Elettricità	I	Elettricità		MJ	6,29E+00
Irrigazione	I	Acqua		kg	6,91E+00
Manconzeb e Penconazolo	I	Captan (ecoinvent)		kg	2,89E-02
Folpet	I	Folpet		kg	7,17E-03
Fosetyl-Al	I	Fosetyl-Al (ecoinvent)		kg	1,42E-02
Rame ossicloruro	I	ossido di rame (ecoinvent)		kg	9,85E-03
Trichoderma asperellum	I	ND		kg	4,54E-05
Meptyldinocap	I	ND		kg	1,15E-03
Dimethomorph	I	ND		kg	1,94E-03
Boscalid	I	ND		kg	6,81E-04
Rame ossicloruro	I	ND		kg	1,32E-02
Pyriofenone	I	ND		kg	3,17E-04
Cyprodinil	I	ND		kg	6,30E-04
Bioscalid	I	ND		kg	1,16E-03
Metiram	I	ND		kg	4,25E-03
Spirotetramat	I	ND		kg	3,51E-05
Flupyradifurone	I	ND		kg	2,38E-04
Chlorantraniliprole	I	ND		kg	2,21E-04
Emamectina benzoato	I	ND		kg	5,66E-05
Clorpirifos-metile	I	ND		kg	9,32E-04
Glifosato acido	I	Glifosato (ecoinvent)		kg	9,22E-03
MCPA	I	mecoprop		kg	6,14E-04
Propaquizafop	I	idrossido di alluminio		kg	4,55E-05
Glufosinate ammonio	I	ND		kg	5,84E-04
Fertilizzanti azotati	I	urea agraria		kg	1,02E+00
K	I	cloruro di potassio		kg	7,14E-01
P	I	superfosato		kg	5,67E-01
Magnesio	I	ND		kg	1,60E-02
Ferro solubile	I	ND		kg	2,88E-03
Ferro chelato	I	ND		kg	2,64E-03
uva	O			kg	1,00E+02
Emissioni in aria			Captan	kg	2,66E-05
			Boscalid	kg	2,30E-04
			Metiram	kg	5,31E-04

	iprodinil e Fenpyrazamine	O	Cyprodinil	kg	7,87E-05
	Dimethomorph	O	Dimethomorph	kg	2,42E-04
	Folpet	O	Folpet	kg	8,91E-04
	Mancozeb	O	Mancozeb	kg	1,43E-02
	Chlorantraniliprole	O	Chlorantranilipor	kg	2,76E-05
	Abamectina	O	Abamectin	kg	1,02E-06
	Glifosato acido	O	Glifosato	kg	6,59E-05
	Glufosinate-ammonium	O	Glufosinate-ammonium	kg	5,80E-04
	MCPA	O	MCPA	kg	9,90E-06
	Propaquizafop	O	Propaquizafop	kg	3,41E-07
		O	Ammoniaca	kg	5,64E-02
		O	protossido di azoto	kg	1,03E-02
	Fertilizzanti azotati	O	anidride carbonica (CO2 da urea)	kg	1,06E+00
Emissioni in acqua	Boscalid	O	Boscalid	kg	5,90E-05
	iprodinil e Fenpyrazamine	O	Cyprodinil	kg	2,03E-05
	Dimethomorph	O	Dimethomorph	kg	6,21E-05
	Folpet puro	O	Folpet	kg	2,29E-04
	Mancozeb	O	Mancozeb	kg	3,68E-03
	Pencolazono	O	Captan	kg	6,83E-06
	Fosfetyl-Al	O	Fosfetyl-Al	kg	1,36E-03
	Metiram	O	Metiram	kg	1,36E-04
	Chlorantraniliprole	O	Chlorantranilipor	kg	7,05E-06
	Abamectina	O	Abamectin	kg	2,28E-07
	Glifosato acido	O	Glifosato	kg	2,89E-04
	MCPA	O	MCPA	kg	1,92E-05
	Propaquizafop	O	Propaquizafop	kg	1,37E-06
	Fertilizzanti azotati	O	Nitrate	kg	6,25E-01
P	O	fosfato	kg	7,83E-01	
Emissioni nel suolo	Boscalid	O	Boscalid	kg	3,13E-04
	iprodinil e Fenpyrazamine	O	Cyprodinil	kg	1,06E-04
	Dimethomorph	O	Dimethomorph	kg	6,59E-04
	Folpet puro	O	Folpet	kg	2,00E-03
	Mancozeb	O	Mancozeb	kg	8,50E-03
	Pencolazono	O	Captan	kg	4,53E-05
	Metiram	O	Metiram	kg	8,00E-04
	Fosefeyl-Al	O	Fosfetyl-Al	kg	5,05E-03
	Chlorantraniliprole	O	Chlorantranilipor	kg	5,23E-05
	Abamectina	O	Abamectin	kg	3,53E-06

	Clorpirifos-metile	O	Chlorpyifos	kg	1,64E-04
	Glifosato acido	O	Glifosato	kg	3,56E-03
	MCPA	O	MCPA	kg	3,17E-04
	Propaquizafop	O	Propaquizafop	kg	2,14E-05
Emissioni non considerate	Meptyldinocap	O	ND	kg	1,15E-03
	Trichoderma asperellum	O	ND	kg	4,54E-05
	Pyriofenone	O	ND	kg	3,17E-04
	Emamectina benzoato	O	ND	kg	5,66E-05
	Spirotetramat	O	ND	kg	3,51E-05
	Flupyradifurone	O	ND	kg	2,38E-04
	Mg	O	ND	kg	1,60E-02
	Ferro solubile	O	ND	kg	2,88E-03
Ferro chelato	O	ND	kg	2,64E-03	
Azienda NG					
	Carburante	I	Gasolio	kg	8,58E-01
	Elettricità	I	Elettricità	MJ	1,95E+00
	Irrigazione	I	Acqua	kg	1,99E+00
	Manconzeb e Penconazolo	I	Captan (ecoinvent)	kg	1,67E-02
	Folpet	I	Folpet	kg	7,63E-03
	Fosetyl-Al	I	fosetyl-Al (ecoinvent)	kg	2,68E-02
	Metalaxil-m	I	Napropamide (ecoinvent)	kg	4,62E-04
	METIRAM	I	ND	kg	2,51E-03
	Spiroxamina	I	ND	kg	4,93E-04
	Meptyldinocap	I	ND	kg	2,61E-04
	Fluxapyroxad	I	ND	kg	9,03E-05
	Oxathiapiprolin	I	ND	kg	1,84E-08
	Ametoctradina	I	ND	kg	6,28E-04
	Emamectina benzoato	I	ND	kg	7,45E-06
	Flupyradifurone	I	ND	kg	1,00E-04
	ciprodinil	I	ND	kg	2,96E-04
	fludioxonil	I	ND	kg	1,97E-04
	Fenpyrazamine	I	ND	kg	3,80E-04
	Dimetomorf	I	ND	kg	1,56E-04
	Metiram	I	ND	kg	2,74E-03
	Propineb	I	ND	kg	3,73E-03
	Cyflufenamid	I	ND	kg	3,03E-05
	Fluopicolide	I	ND	kg	2,10E-04
	Acetamiprid	I	ND	kg	5,91E-06
	Thiamethoxam	I	ND	kg	2,95E-05
	Clorpirifos-metile	I	ND	kg	1,33E-04
	Rame ossicloruro	I	ossido di rame (ecoinvent)	kg	1,59E-02
	zolfo	I	zolfo	kg	2,10E-02
	Spinetoram	I	ND	kg	2,41E-05
	Abamectina	I	ND	kg	9,77E-06
	Glifosato acido	I	Glifosato (ecoinvent)	kg	1,00E-01

	Fertilizzanti azotati	I	urea agrararia	kg	4,94E-01
	K	I	cloruro di potassio	kg	5,13E-01
	P	I	superfosfato	kg	1,20E-01
	Mg	I	ND	kg	2,43E-02
	Ferro solubile	I	ND	kg	5,85E-04
	Ferro chelato	I	ND	kg	7,19E-04
	uva	O		kg	1,00E+02
Emissioni in aria	Pencolazono	O	Captan	kg	2,06E-03
	Metalaxil-m, Oxathiapiprolin e Ametoctradina	O	Metalaxyl-M	kg	5,31E-04
	Metiram	O	Metiram	kg	2,03E-03
	iprodinil e Fenpyrazamine	O	Cyprodinil	kg	2,61E-04
	Fludioxonil	O	Fludioxonil	kg	7,71E-05
	Mancozeb	O	Mancozeb	kg	2,06E-03
	Folpet	O	Folpet	kg	9,55E-04
	Spiroxamina, Meptyldinocap, Pencolazono e Flupyradifurone	O	Spiroxamine	kg	3,77E-04
	Glifosato acido	O	Glifosato	kg	3,77E-03
	Abamectina	O	Abamectin	kg	8,56E-06
Fertilizzanti azotati		O	Ammoniacca	kg	2,73E-02
		O	protossido di azoto	kg	5,00E-03
		O	anidride carbonica (CO2 da urea)	kg	5,04E-02
		O			
Emissioni in acqua	Spiroxamina, Meptyldinocap, Pencolazono e Flupyradifurone	O	Spiroxamine	kg	8,99E-05
	iprodinil e Fenpyrazamine	O	Cyprodinil	kg	6,85E-05
	Mancozeb	O	Mancozeb	kg	5,31E-04
	Fludioxonil	O	Fludioxonil	kg	1,97E-05
	Folpet	O	Folpet	kg	2,44E-04
	Fosfetyl-Al	O	Fosfetyl-Al	kg	1,17E-02
	Pencolazono	O	Captan	kg	5,31E-04
	Metalaxil-m, Oxathiapiprolin e Ametoctradina	O	Metalaxyl-M	kg	7,71E-05
	Metiram	O	Metiram	kg	5,22E-04
	Glifosato acido	O	Glifosato	kg	9,67E-04
	Abamectina	O	Abamectin	kg	1,71E-06
	Fertilizzanti azotati	O	Nitrate	kg	3,02E-01
	P	O	fosfato	kg	1,66E-01
Emissioni nel suolo	Iprodinil e Fenpyrazamine	O	Cyprodinil	kg	3,51E-04

	Fludioxonil	O	Fludioxonil	kg	1,03E-04
	Folpet	O	Folpet	kg	2,35E-03
	Fosfetyl-Al	O	Fosfetyl-Al	kg	1,17E-02
	Mancozeb	O	Mancozeb	kg	2,82E-03
	Pencolazono	O	Captan	kg	2,82E-03
	Metalaxil-m, Oxathiapiprolin e Ametoctradina	O	Metalaxyl-M	kg	7,49E-04
	Metiram	O	Metiram	kg	5,17E-03
	Spiroxamina, Meptyldinocap, Pencolazono e Flupyradifurone	O	Spiroxamine	kg	8,35E-04
	Glifosato acido	O	Glifosato	kg	9,76E-03
	Abamectina	O	Abamectin	kg	2,87E-05
Emissioni non considerate	Fluxapyroxad	O	ND	kg	9,03E-05
	Dimetomorf	O	ND	kg	1,56E-04
	Propineb	O	ND	kg	3,73E-03
	Cyflufenamid	O	ND	kg	3,03E-05
	Fluopicolide	O	ND	kg	2,10E-04
	Acetamiprid	O	ND	kg	5,91E-06
	Thiamethoxam	O	ND	kg	2,95E-05
	Clorpirifos-metile	O	ND	kg	1,33E-04
	Spinetoram	O	ND	kg	2,41E-05
	Mg	O	ND	kg	2,43E-02
	Ferro solubile	O	ND	kg	5,85E-04
Ferro chelato	O	ND	kg	7,19E-04	

Legenda colori: rosso: carburante ed elettricit ; grigio: fungicidi; arancione: insetticidi; blu: erbicidi; verde: concimi.

La tabella 17 mostra le percentuali di flussi in input e output legati a pesticidi e fertilizzanti i cui impatti sono effettivamente inclusi nel modello e quantificati. Nello specifico, oltre il 70% dei flussi dei pesticidi e oltre il 96% dei flussi dei fertilizzanti sono stati analizzati per l'azienda DZ e l'azienda NG con una ricaduta trascurabile quindi anche dal punto di vista dell'affidabilit  dei risultati LCIA ad essi associati.

Tabella 17. Aziende DZ e NG. Percentuale in massa in input e output dei prodotti

Elementi quantificati		Pesticidi	fertilizzanti
DZ	input	85%	99%
	output	79%	99%
NG	input	94%	98%
	output	99%	96%

4.2 Valutazione degli impatti ambientali

Per l'azienda DZ e l'azienda NG la valutazione degli impatti ambientali associati alla coltivazione di 1 q di uva è stata eseguita con il metodo di impact assessment *ILCD/PEF recommendation version 1.09*. In tabella 18 sono riportati, distinti per aziende, i risultati ottenuti per le singole categorie d'impatto.

Tabella 18. Aziende DZ e NG. Impatti ambientali associati al processo di coltivazione

Categorie d'impatto	Unità	Quantità DZ	Quantità NG
AC	Mole of H+ eq.	2,07E-01	9,77E-02
GWP (excl. Bio CO2)	kg CO2 eq.	7,19E+00	3,42E+00
GWP (incl. Bio CO2)	kg CO2 eq.	7,09E+00	3,27E+00
FE	CTUe	1,54E+03	1,51E+03
EuF	kg P eq.	2,60E-01	5,61E-02
EuM	kg N eq.	1,50E-01	7,34E-02
EuT	Mole of N eq.	7,96E-01	3,95E-01
HTc	CTUh	2,11E-07	2,05E-07
HTnc	CTUh	1,56E-06	1,83E-06
IR	kBq U235 eq.	2,60E-01	1,47E-01
LU	kg C deficit eq.	3,38E+02	2,96E+02
OD	kg CFC-11 eq.	1,60E-07	1,15E-07
PM	kg PM2.5 eq.	5,85E-03	2,93E-03
POF	kg NMVOC eq.	9,26E-03	6,54E-03
WD	m³ eq.	6,09E-02	2,78E-02
RD	kg Sb eq.	2,14E-04	2,94E-04

Per confrontare i risultati delle due aziende per le diverse categorie d'impatto è stata eseguita la normalizzazione utilizzando i risultati di DZ come riferimento (100%) e ottenendo così un valore percentuale adimensionale (Tabella 19).

Tabella 19. Aziende DZ e NG. Categorie d'impatto espresse con dati normalizzati

Categorie d'impatto	DZ norm	NG norm
AC	100%	47%
GWP (excl. Bio CO2)	100%	48%
GWP (incl. Bio CO2)	100%	46%
FE	100%	98%
EuF	100%	22%
EuM	100%	49%
EuT	100%	50%
HTc	100%	97%
HTnc	100%	117%
IR	100%	57%
LU	100%	88%
OD	100%	72%
PM	100%	50%
POF	100%	71%
WD	100%	46%
RD	100%	137%

Dai risultati normalizzati, rappresentati graficamente in figura 35, appare evidente come gli impatti ambientali dell'azienda NG siano inferiori rispetto a quelli di DZ per la maggior parte delle categorie di impatto. È da notare però che NG mostra impatti maggiori nelle categorie: consumo delle risorse (RD) (137%) e tossicità umana non cancerogena (HTnc) (117%).

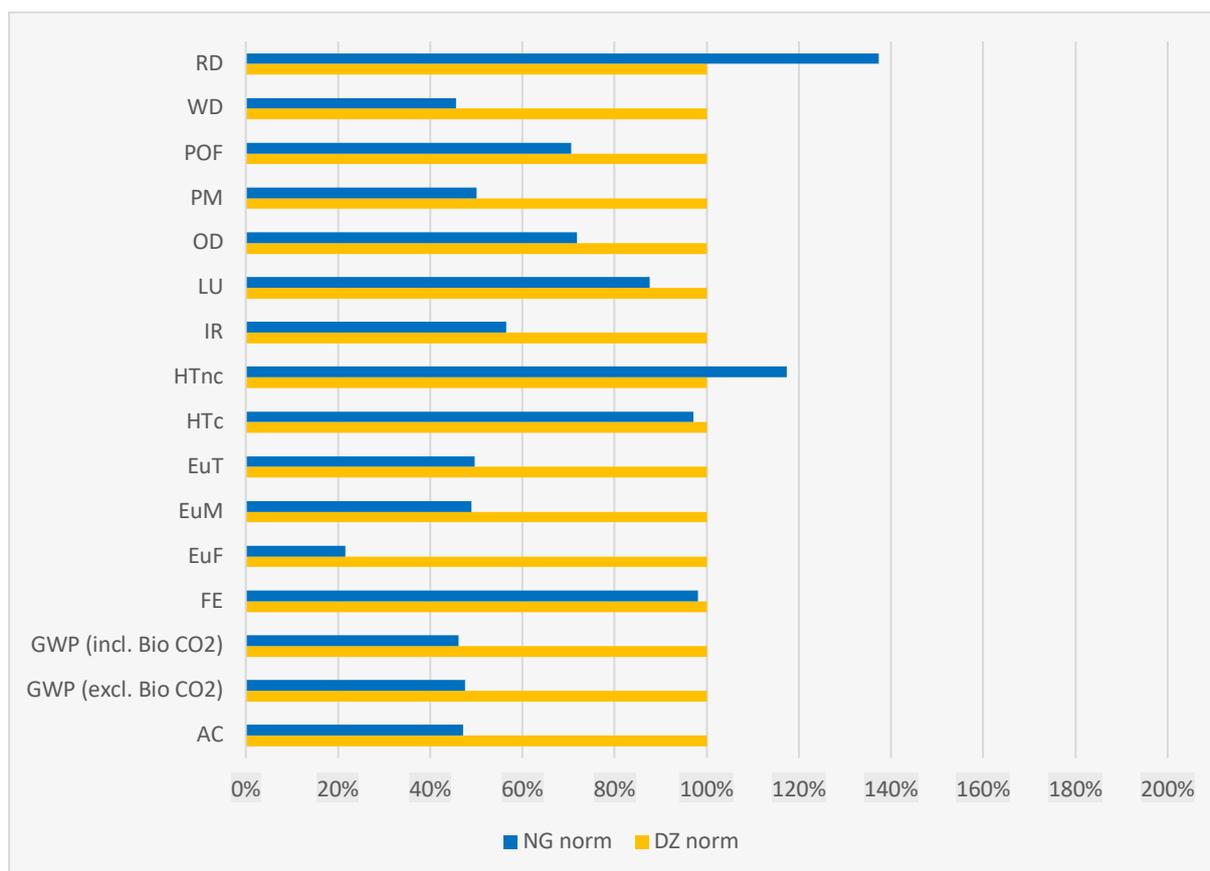


Figura 35. Aziende DZ e NG. Confronto delle prestazioni per ciascuna categoria d'impatto

Dall'analisi di questo primo risultato è possibile affermare che le modalità di coltivazione della azienda NG sono nettamente meno impattanti di quelle dell'azienda DZ.

Ciò probabilmente è riconducibile al fatto che per l'azienda NG consumi ed emissioni sono spalmati sull'intera superficie di 7 ha, nonostante siano applicati solo ai 3 ha irrigati, mentre per l'azienda DZ sono considerati gli effettivi quantitativi che vengono applicati all'intera superficie che viene totalmente irrigata. La scelta di considerare i 7 ha in toto, nonostante la loro suddivisione in terreni a conduzione sostanzialmente diversa all'interno dell'azienda NG (3 irrigui e 4 non irrigui), è stata effettuata per rappresentare il regime di conduzione agricola medio della zona in cui l'azienda NG si trova. Di fatto, molte aziende viticole della zona praticano un'agricoltura convenzionale, senza input irrigui artificiali, in primis a causa della mancanza o distanza dalle fonti di approvvigionamento irriguo, mentre altre aziende viticole più avanzate e vicine alla risorsa, adottano la fertirrigazione come pratica ordinaria.

La conseguenza della scelta è che, sebbene le aziende DZ e NG attuino una conduzione molto simile negli ettari irrigui, alla fine gli impatti sono diversi.

Lo studio è proseguito con l'analisi dei contributi dei singoli processi rispetto alle 16 categorie d'impatto individuate. I processi considerati sono: il set di produzione di fertilizzanti (urea, cloruro di potassio e superfosfato) e il set di produzione di pesticidi (captan, folpet, fosetyl-Al, glifosato, ossido di rame, zolfo, nanopramide, mecoprop e idrossido di alluminio), la produzione e l'uso del gasolio, la produzione e l'uso dell'elettricità, occupazione del suolo, irrigazione, emissioni da pesticidi in aria, in acque dolci e nel suolo agricolo, emissione da fertilizzanti in aria e nelle acque dolci.

Di seguito i contributi principali dei singoli processi per l'azienda DZ sulle categorie d'impatto:

- le emissioni di pesticidi contribuiscono alla categoria d'impatto ecotossicità delle acque dolci (FE) in aria (8%), nell'acqua (21%) e nel suolo agricolo (55%)
- l'emissione di fertilizzanti in aria contribuisce in un range tra il 60% e il 90% alle categorie d'impatto acidificazione (AC), cambiamento climatico escluso il carbonio biogenico (GWP excl. Bio CO₂) e incluso il carbonio biogenico (GWP incl. Bio CO₂), eutrofizzazione terrestre (EuF) e particolato atmosferico (PM)
- l'emissione di fertilizzanti in acqua contribuisce alla categoria d'impatto eutrofizzazione marina (EuM) (95%) e all'eutrofizzazione delle acque dolci (EuF) (99%)
- l'irrigazione contribuisce alla categoria d'impatto consumo delle risorse idriche (WD) (10%)
- il processo di produzione di gasolio contribuisce alla categoria d'impatto tossicità umana cancerogena (THc) (12%) e formazione di ozono fotochimico (POF) (12%)
- il processo di produzione di elettricità contribuisce alla categoria d'impatto radiazione ionizzante (IR) (29%), al consumo delle risorse idriche (WD) (44%) e al cambiamento climatico escluso il carbonio biogenico (GWP excl. Bio CO₂) (11%)
- l'occupazione del suolo contribuisce alla categoria d'impatto uso del suolo (LU) (98%)
- il set dei processi di produzione dei fertilizzanti contribuisce alle categorie d'impatto del cambiamento climatico escluso il carbonio biogenico (GWP excl. Bio CO₂) e incluso il carbonio biogenico (GWP incl. Bio CO₂), particolato atmosferico (PM), tossicità umana non cancerogena (HTnc), consumo delle risorse non rinnovabili (RD) e consumo delle risorse idriche (WD) con un range tra il 20% e il 30%, mentre verso le categorie d'impatto tossicità umana cancerogena (HTc), deplezione dell'ozono (OD), uso del suolo (LU), radiazione ionizzante (IR) e formazione di ozono fotochimico (POF), contribuisce con un range tra 50% e 70%

- il set dei processi di produzione dei pesticidi contribuisce in un range tra il 20% e 60% alle categorie d'impatto tossicità umana cancerogena (HTc) e non cancerogena (HTnc), deplezione dell'ozono (OD), radiazione ionizzante (IR) e formazione di ozono fotochimico (POF), mentre contribuisce per il 79% sulla categoria d'impatto consumo delle risorse non rinnovabili (RD).

I contributi principali dei singoli processi rispetto alle categorie d'impatto per l'azienda NG sono:

- l'emissione di pesticidi contribuisce alla categoria d'impatto ecotossicità delle acque dolci (FE) in aria (8%), in acqua (21%) e nel suolo agricolo (60%)
- l'emissione dei fertilizzanti in aria contribuisce con un range tra 40% e 60% alle categorie d'impatto cambiamento climatico escluso il carbonio biogenico (GWP excl. Bio CO₂) e incluso il carbonio biogenico (GWP incl. Bio CO₂) e il particolato atmosferico (PM), mentre contribuisce con un range tra 80% e 90% alle categorie d'impatto acidificazione (AC) ed eutrofizzazione terrestre (EuT)
- l'emissione di fertilizzanti in acqua contribuisce alla categoria d'impatto eutrofizzazione delle acque dolci (EuF) (98%) e all'eutrofizzazione delle acque marine (EuM) (96%)
- l'irrigazione contribuisce alla categoria d'impatto consumo delle risorse idriche (WD) (6%)
- il processo di produzione di gasolio contribuisce in un range tra il 10% e 30% alle categorie d'impatto cambiamento climatico escluso il carbonio biogenico (GWP excl. Bio CO₂), tossicità umana cancerogena (HTc) e non cancerogena (HTnc), formazione di ozono fotochimico (POF) e consumo delle risorse idriche (WD)
- il processo di produzione di elettricità contribuisce alla categoria d'impatto radiazione ionizzante (IR) (16%) e alla categoria d'impatto del consumo delle risorse idriche (WD) (30%)
- l'occupazione del suolo contribuisce sulla categoria d'impatto consumo delle risorse non rinnovabili (RD) (98%)
- il set dei processi di produzione di fertilizzanti contribuisce con un range tra il 10% e 45% alle categorie d'impatto cambiamento climatico escluso il carbonio biogenico (GWP excl. Bio CO₂) e incluso il carbonio biogenico (GWP incl. Bio CO₂), la tossicità umana cancerogena (HTc) e non cancerogena (HTnc), la radiazione ionizzante (IR),

formazione di ozono fotochimico (POF), deplezione dell'ozono (OD), consumo delle risorse idriche (WD) e particolato atmosferico (PM)

- il set dei processi di produzione dei pesticidi è invece il principale responsabile dell'impatto verso il cambiamento climatico escluso il carbonio biogenico (GWP excl. Bio CO₂) e incluso il carbonio biogenico (GWP incl. Bio CO₂), ecotossicità delle acque dolci (FE), radiazione ionizzante (IR), formazione di ozono fotochimico (POF), consumo delle risorse idriche (WD) e particolato atmosferico (PM) con un range tra il 10 e il 40% mentre verso le categorie d'impatto tossicità umana cancerogena (HTc) e non cancerogena (HTnc), deplezione dell'ozono (OD) e consumo delle risorse non rinnovabili (RD) contribuiscono in un range tra il 50 e il 90%.

È stata eseguita un'analisi di maggior dettaglio in cui sono stati confrontati i principali processi di ciascuna delle due aziende, rispetto alle 16 categorie d'impatto.

Per la categoria d'impatto acidificazione gli impatti maggiori si riscontrano per l'azienda DZ nella quale il processo di emissione derivante da fertilizzanti in aria (82%) e la produzione di superfosfato (13%) rappresentano i processi che contribuiscono in maniera preponderante all'impatto totale. Analogamente, per l'azienda NG i principali contributi all'acidificazione sono dovuti all'emissione in aria da fertilizzanti (84%) e alla produzione di superfosfato (6%). L'emissione in aria di ammoniaca (NH₃) dai fertilizzanti azotati è dovuta alla trasformazione dello ione ammonio, presente in soluzione nel suolo, in ammoniaca (Timilsena et al. 2014). Fra i fertilizzanti azotati, l'urea è particolarmente soggetta a perdite per volatilizzazione (circa 13%).

Il superfosfato viene prodotto dalla roccia fosfatica a partire dal minerale fluoroapatite (Ca₅(PO₄)₃F e Ca₁₀(PO₄)₆F₂). La roccia fosfatica, che in questa forma non è disponibile per le piante, richiede una trasformazione industriale, perciò, viene fatta reagire con l'acido fosforico e l'acido solforico per ottenere come prodotto principale il superfosfato singolo (da Silva et al. 2019: <https://www.chimicaindustrialeessenziale.org/materiali-e-applicazioni/fertilizzanti/>; <https://www.products.pcc.eu/it/blog/superfosfati-singoli-produzione-e-applicazione/>). Questo processo provoca l'emissione in aria di diossido di zolfo (S₂O) che contribuisce all'impatto sull'acidificazione con un contributo del 97% per l'azienda DZ e dell'86% per l'azienda NG e a una emissione di acido fluoridrico (HF) residuale.

In figura 36 si nota come per l'azienda DZ l'emissione in aria da fertilizzanti (ammoniaca) e la produzione di superfosfato (diossido di zolfo) abbiano sull'acidificazione un contributo del 50% maggiore rispetto all'azienda NG. Il differente contributo alle emissioni in aria tra le due

aziende è riconducibile al quantitativo di fertilizzante azotato utilizzato, a sua volta dipendente dal quantitativo di N effettivamente applicato per unità funzionale: 1.02 kg per l'azienda DZ e 0.5 kg per l'azienda NG. Sempre facendo riferimento all'unità funzionale, il quantitativo di fosforo effettivamente applicato è di 0.6 kg per l'azienda DZ e di 0.12 kg per l'azienda NG.

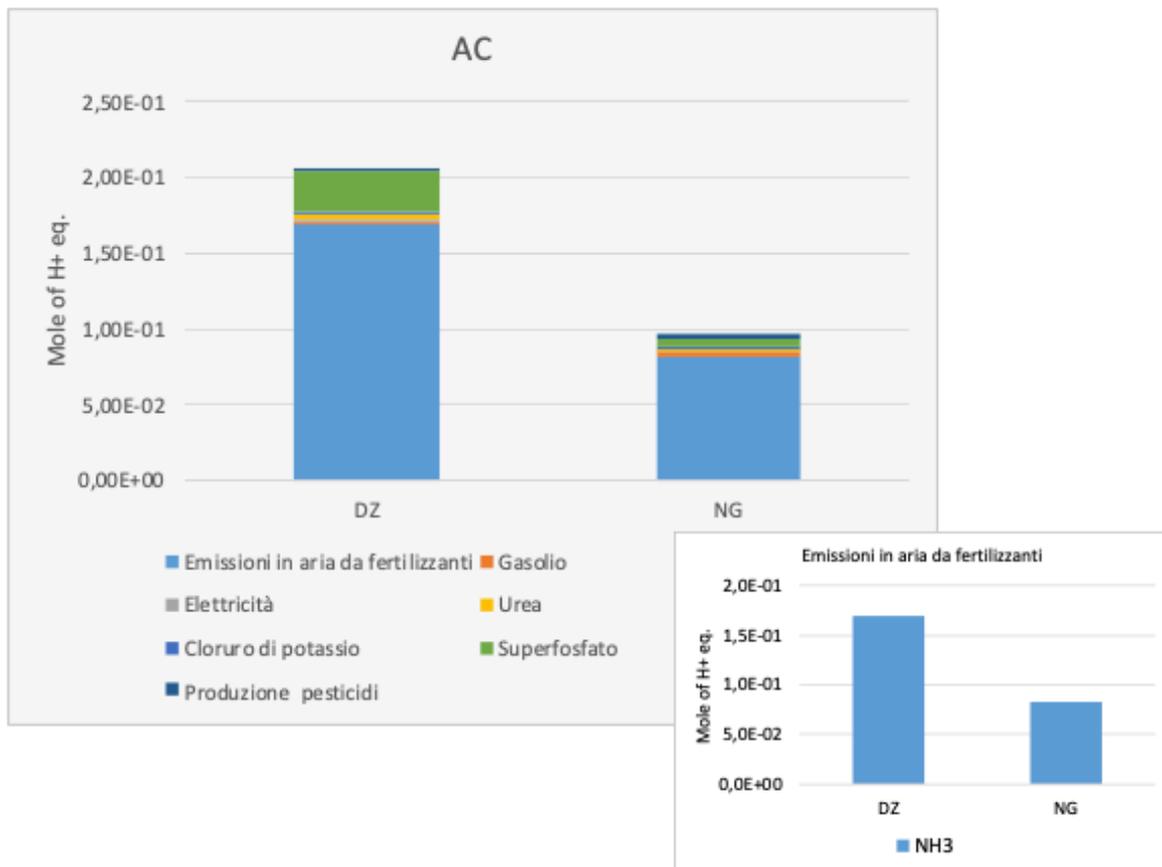


Figura 36. Aziende DZ e NG. Processi ed emissioni espresse in termini di contributi alla categoria d'impatto acidificazione (AC) con focus sulle emissioni in aria da fertilizzanti

Per la categoria d'impatto cambiamento climatico incluso ed escluso il carbonio biogenico (GWP) i principali contributi per l'azienda DZ sono dovuti a: processo di emissione in aria da fertilizzanti (58%), processo di produzione dell'urea (12%), processo di produzione di elettricità (11%) e processo di produzione di gasolio (4%); per l'azienda NG i principali contributi sono determinati da: emissione in aria da fertilizzanti (45%), processo di produzione di gasolio (13%) e processo di produzione di urea (12%).

L'emissione di fertilizzanti in aria provoca l'emissione del protossido di azoto (N_2O), la quale contribuisce al GWP con un contributo del 74% per l'azienda DZ e del 97% per l'azienda NG, e di anidride carbonica (CO_2) derivante dall'urea che contribuisce all'impatto su questa categoria per il 26% per l'azienda DZ e per il 3% per l'azienda NG. Il protossido di azoto (N_2O)

è il terzo più importante gas ad effetto serra, per quantità di emissioni, dopo l'anidride carbonica (CO₂) e il metano (CH₄), (<https://www.cnr.it/it/comunicato-stampa/9775/n20-una-crescente-minaccia-per-il-clima>). Il 91% delle emissioni di gas ad effetto serra da urea derivano per DZ dalle emissioni di anidride carbonica (CO₂), che per l'azienda NG risultano del 92%.

Il 71% delle emissioni di gas effetto serra da gasolio derivano per l'azienda DZ dalle emissioni di anidride carbonica (CO₂) e 20% dalle emissioni di metano (CH₄) mentre per l'azienda NG rispettivamente 70% e 21%.

La figura 37 fa emergere come l'azienda DZ abbia un impatto due volte superiore all'azienda NG sul cambiamento climatico (GWP).

Il quantitativo di anidride carbonica (CO₂) derivate da urea emesso per unità funzionale è 1.06 kg per l'azienda DZ e 0.05 kg per l'azienda NG; per quanto riguarda il protossido di azoto (N₂O), il quantitativo emesso per unità funzionale per l'azienda DZ è 0.01 kg, mentre per l'azienda NG è 0.005 kg.

Nelle due aziende il contributo percentuale legato all'emissione del protossido di azoto (N₂O) è molto maggiore rispetto a quello dell'emissione di anidride carbonica (CO₂) in conseguenza del fattore di caratterizzazione (CF) che per il protossido di azoto (N₂O) è 281 kg CO₂ eq. mentre per l'anidride carbonica è 1 kg CO₂ eq.

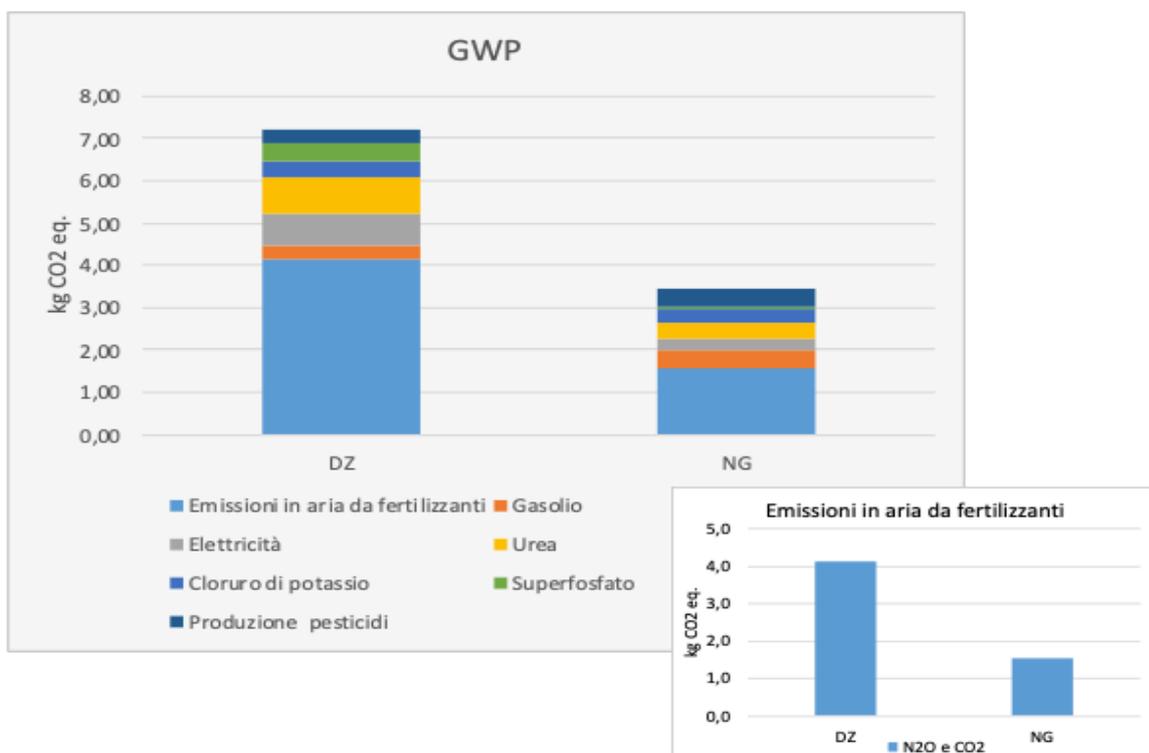


Figura 37. Aziende DZ e NG. Processi ed emissioni che contribuiscono alla categoria d'impatto cambiamento climatico (GWP) con focus sulle emissioni in aria da fertilizzanti

La figura 38 mostra i contributi dei diversi processi considerati sulla categoria d'impatto eutrofizzazione delle acque dolci (EuF). Si osserva che il contributo principale deriva dall'emissione di fosfato (PO_4^{3-}) da fertilizzanti in acqua (99%) sia per l'azienda DZ che (98%) per l'azienda NG.

La figura mostra come l'azienda DZ contribuisca all'eutrofizzazione delle acque dolci con un impatto doppio rispetto all'azienda NG in quanto il quantitativo di fosfato emesso per unità funzionale è 0.783 kg per l'azienda DZ e di 0.166 kg per l'azienda NG. La letteratura indica come circa l'80-90% di fosforo venga perso nell'ambiente contribuendo in maniera preponderante al fenomeno dell'eutrofizzazione delle acque dolci (Timilsena et al., 2014).

È da notare come il quantitativo in input emesso per unità funzionale relativo alla produzione di superfosfato, 0.56 kg per l'azienda DZ e 0.12 kg per l'azienda NG, sia inferiore ai quantitativi emessi per unità funzionale in output, 0.8 kg per l'azienda DZ e 0.16 kg per l'azienda NG. I quantitativi di fosfato emessi in output per unità funzionale sono maggiori dei quantitativi di superfosfato in quanto il dataset "superfosfato" contiene un 45 % di fosforo determinato nel composto rappresentativo mentre i quantitativi di fosfato in output corrispondono ai kg di fosforo applicato nella coltivazione da ciascuna delle due aziende e moltiplicato per il valore di riferimento fornito dalla linea guida delle PEFCR sul vino.

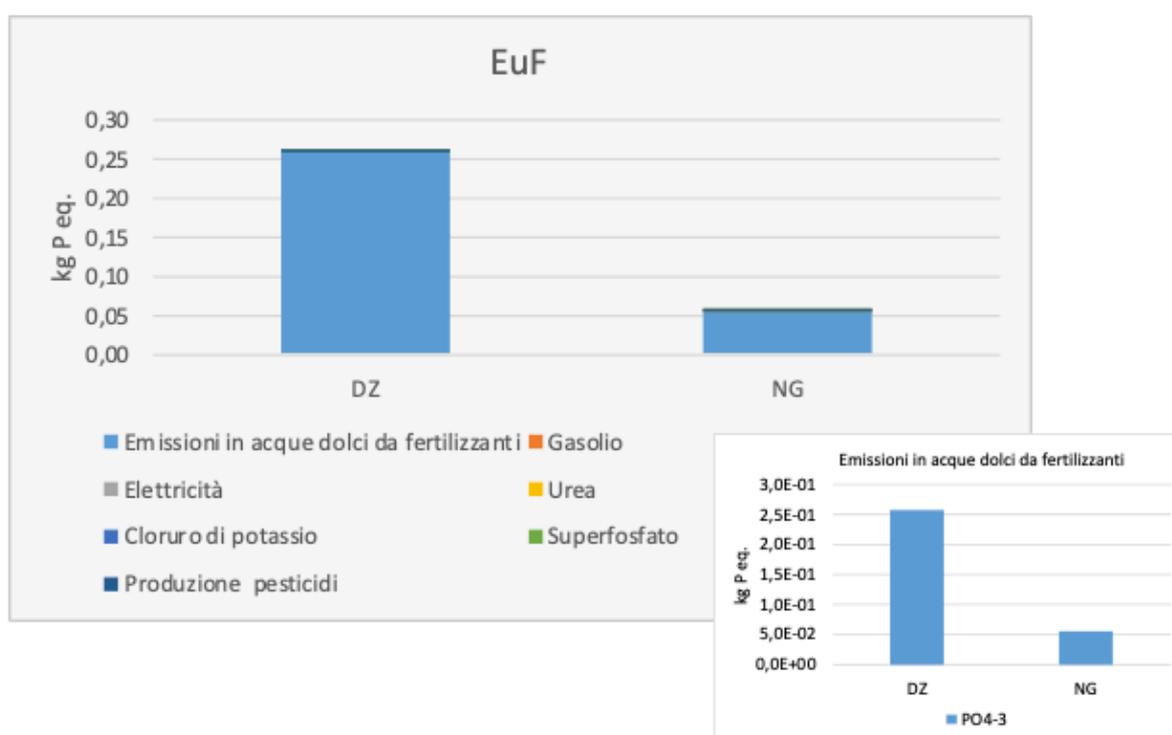


Figura 38. Aziende DZ e NG. Processi ed emissioni che contribuiscono alla categoria d'impatto eutrofizzazione delle acque dolci (EuF) con focus sulle emissioni in acque dolci da fertilizzanti

La figura 39 mostra i contributi dei diversi processi considerati sulla categoria d'impatto eutrofizzazione delle acque marine (EuM). Si osserva che il principale contributo è dovuto al processo di emissione da fertilizzanti in acqua (per il 95% per l'azienda DZ e per il 96% nel caso dell'azienda NG). Il contributo totale delle emissioni da fertilizzanti in acqua è rappresentato dalle emissioni di nitrato (NO_3^-) per entrambe le aziende. Anche in questo caso (Figura 39), il quantitativo di nitrato emesso per unità funzionale è 0.625 kg per l'azienda DZ e di 0.302 kg per l'azienda NG, determinando il maggior contributo di una azienda (DZ) rispetto all'altra (NG). La presenza di nitrato nel suolo deriva dall'applicazione di fertilizzanti azotati. Esso rappresenta infatti un nutriente essenziale per le piante ma un suo eccesso può provocare, in combinazione con composti fosforici, fenomeni di eutrofizzazione (<https://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00004100/4161-aziende-agroalimentari.pdf/>).

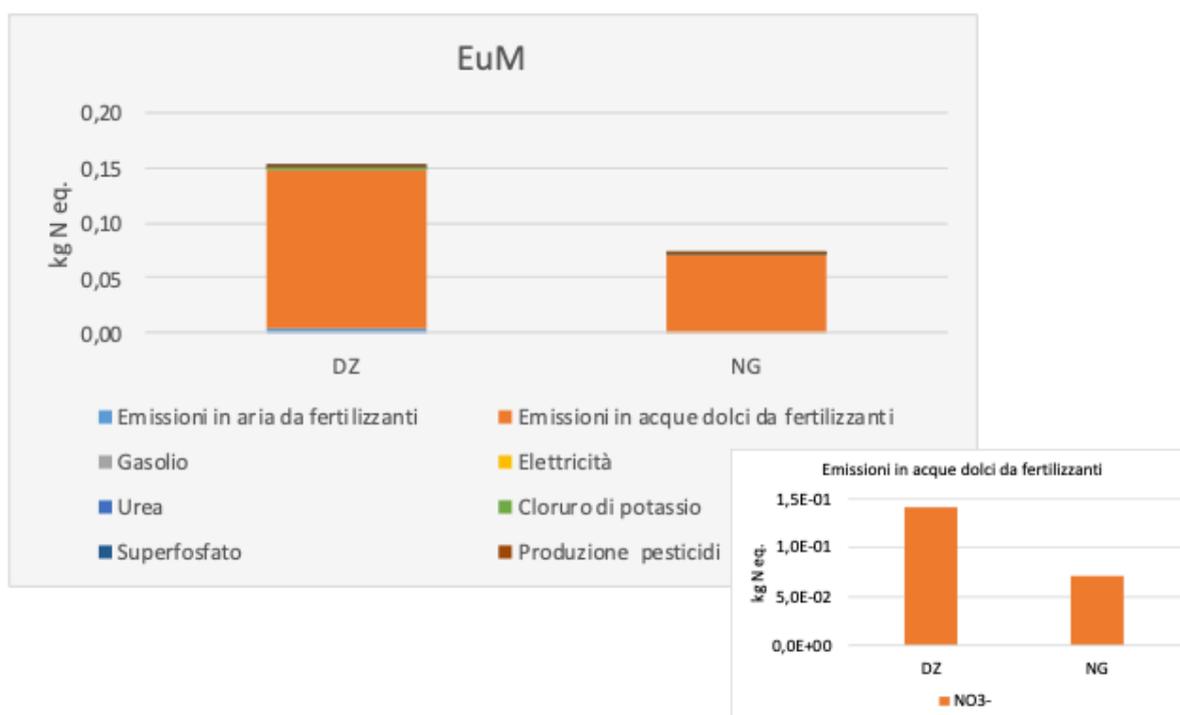


Figura 39. Aziende DZ e NG. Processi ed emissioni che contribuiscono alla categoria d'impatto eutrofizzazione delle acque marine (EuM) con focus sulle emissioni in acque dolci da fertilizzanti

La figura 40 mostra i contributi dei diversi processi considerati sulla categoria d'impatto dell'eutrofizzazione terrestre (EuT). Si osserva che il contributo principale è causato dall'emissione in aria da fertilizzanti, 96% per l'azienda DZ e 93% per l'azienda NG dove il contribuente totale all'emissione è rappresentato dall'ammoniaca (NH_3). Anche in questo caso (Figura 40) è l'effettivo quantitativo di N applicato per unità funzionale, 1.02 kg per l'azienda

DZ e 0.5 kg per l'azienda NG, a determinare la differenza di contributo alla categoria d'impatto eutrofizzazione terrestre (EuT) tra le due aziende.

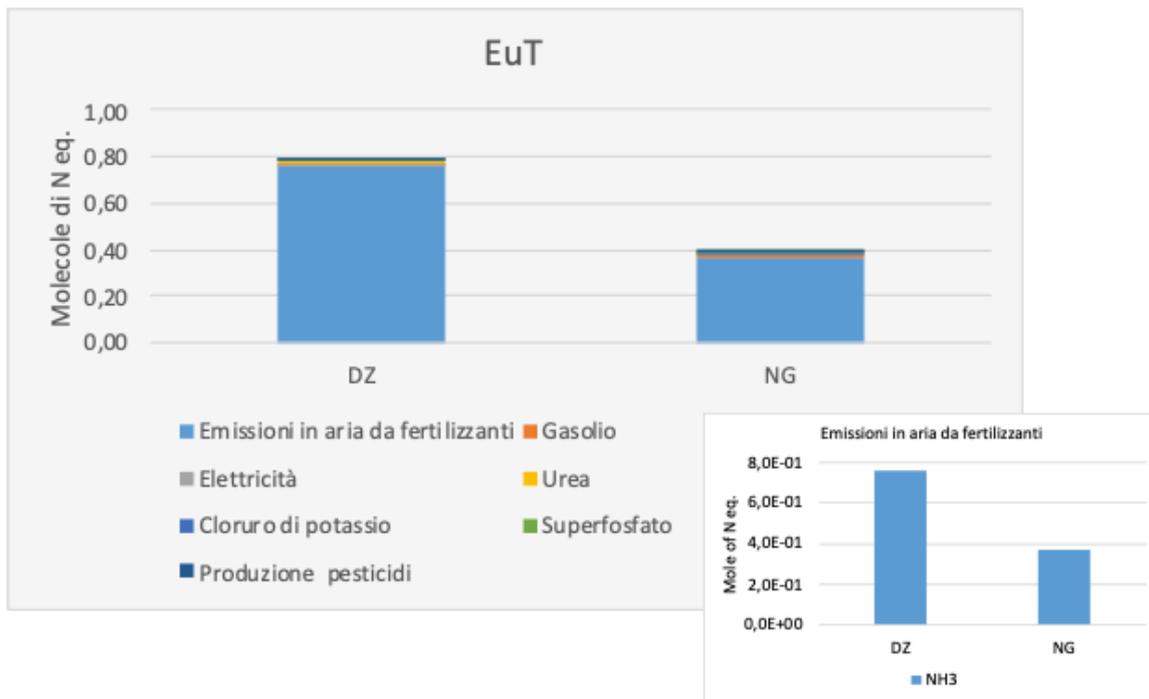


Figura 40. Aziende DZ e NG. Processi ed emissioni che contribuiscono alla categoria d'impatto eutrofizzazione terrestre (EuT) con focus sulle emissioni in aria da fertilizzanti

La figura 41 mostra i contributi dei diversi processi considerati sulla categoria d'impatto consumo delle risorse non rinnovabili (RD). I principali contribuenti per l'azienda DZ sono: il processo di produzione del pesticida ossido di rame (74%), i processi di produzione dei fertilizzanti cloruro di potassio (11%) e superfosfato (7%); i contributi principali per l'azienda NG sono similmente il processo di produzione dell'ossido di rame (89%), il processo di produzione del fertilizzante cloruro di potassio (6%) e del superfosfato (1%).

Nello specifico, per l'azienda DZ, la produzione dell'ossido di rame provoca il consumo di materiali non rinnovabili quali: selenio (Se) (57%) e tellurio (Te) (10%), mentre la produzione del cloruro di potassio provoca il consumo di selenio (Se) (26%) e argento (Ag) (13%). Infine, la produzione di superfosfato provoca il consumo di fosfato (P) (44%) e selenio (Se) (17%). Per quanto riguarda l'azienda NG la produzione di ossido di rame provoca il consumo di selenio (Se) (58%) e tellurio (Te) (13%), la produzione del cloruro di potassio provoca il consumo di selenio (Se) (26%), argento (Ag) (12%) mentre la produzione di superfosfato provoca il

consumo di materiali non rinnovabili come fosforo (P) (45%), selenio (Se) (17%) e argento (Ag) (9%).

La figura 41 mostra come l'azienda NG, rispetto all'azienda DZ, contribuisca con un valore maggiore di 0.25 kg Sb eq. per il consumo di selenio (Se) e tellurio (Te) del set produzione di pesticidi rappresentato dalla produzione dell'ossido di rame per la categoria d'impatto consumo delle risorse non rinnovabili (RD). La quantità effettiva di ossido di rame riferita all'unità funzionale è 0.009 kg per l'azienda DZ e 0.019 kg per l'azienda NG.

Per quanto riguarda il processo dell'ossido di rame, la sua inclusione nella modellazione è stata effettuata per simulare gli impatti dovuti alla produzione di alcuni fungicidi a base rameica per i quali non è stato possibile reperire il dataset all'interno delle banche dati a disposizione. Nella fattispecie il rame ossicloruro, oppure prodotti recanti la dicitura in etichetta di "rame metallico", tale dicitura sottintende semplicemente la porzione di rame elementare presente nel prodotto, ma non da nessuna indicazione sulla sua formulazione chimica. Si è assunto, pertanto, che l'ossido di rame abbia un principio d'azione simile ai suddetti prodotti, sebbene, il dataset relativo al processo di produzione dell'ossido di rame potrebbe non essere rappresentativo di questi. Inoltre, il processo contiene un discreto livello di incertezza dovuto alla mancanza di dati; è stato infatti modellato basandosi in parte su calcoli stechiometrici e in parte su approssimazioni di dati relativi ad un impianto chimico preso come riferimento (Umwelterklärung et al., 2015, Gendorf et al., 2016, Werk Gendorf Industriepark, www.gendorf.de). Ciononostante, l'utilizzo di questo processo all'interno del modello, seppur caratterizzato da diverse limitazioni ed incertezze, è stato preferito per evitare di escludere totalmente gli impatti dovuti alla produzione di quei fungicidi aventi la sola indicazione della percentuale di rame elementare nel prodotto.

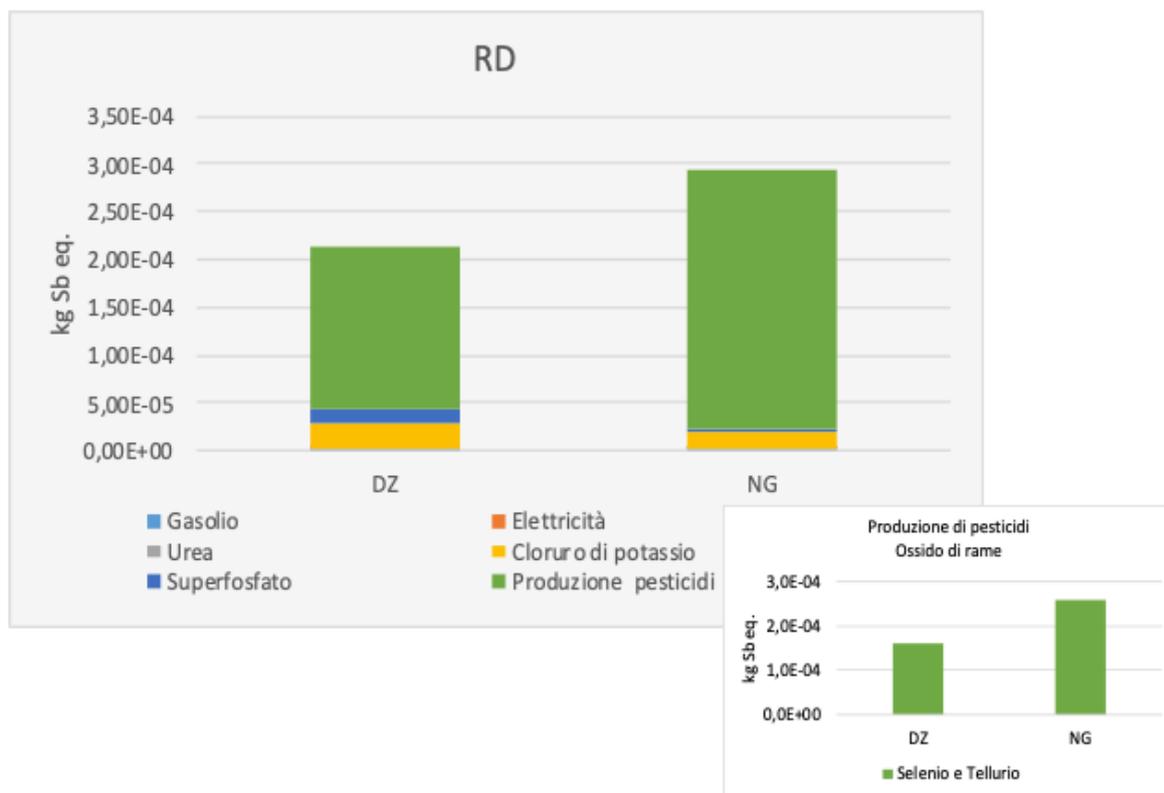


Figura 41 Aziende DZ e NG. Processi ed emissioni che contribuiscono alla categoria d'impatto consumo delle risorse non rinnovabili (RD) con focus sulle emissioni di pesticidi-ossido di rame

La figura 42 mostra i contributi dei diversi processi considerati sulla categoria d'impatto formazione di ozono fotochimico (POF). I principali contributi per l'azienda DZ sono dovuti alla produzione di superfosfato (27%), del cloruro di potassio (20%) e di urea (14%). I contributi principali per l'azienda NG sono dovuti al set di processi di produzione dei pesticidi (32%), costituito anche dall'ossido di rame (16%), alla produzione di gasolio (26%), di cloruro di potassio (20%) e di superfosfato (8%).

I flussi che contribuiscono alla formazione di ozono fotochimico (POF) per l'azienda DZ correlati alla produzione di superfosfato sono: emissione in aria di diossido di zolfo (SO_2) (50%), derivante dalla produzione dell'acido solforico (H_2SO_4) utilizzato nel processo di produzione del superfosfato (da Silva et al., 2019), e ossidi di zolfo (SO_x) (13%). Sempre per l'azienda DZ i flussi che contribuiscono alla produzione di cloruro di potassio e alla produzione di urea sono le emissioni di ossidi di azoto (NO_x) (60%). Per l'azienda NG i contributi alla formazione di ozono fotochimico (POF) sono riconducibili all'emissione di ossidi di azoto (NO_x) per i processi di produzione del gasolio (59%) con un'emissione di composti organici volatili, quali composti organici non metanici (NMVOC) (16%) mentre la produzione di

cloruro di potassio provoca un'emissione di ossidi di azoto (NO_x) (69%) e un'emissione di monossido di carbonio (2%) infine la produzione di superfosfato provoca un'emissione in aria di diossido di zolfo (SO₂) (40%).

La figura 42 evidenzia come la produzione di superfosfato provochi un'emissione diossido di zolfo (SO₂) che contribuisce all'impatto sulla categoria formazione di ozono fotochimico (POF) doppiamente in DZ rispetto a NG, per i quantitativi applicati di superfosfato che in rapporto all'unità funzionale sono 0.567 kg per l'azienda DZ e 0.120 kg per l'azienda NG. Inoltre, si osserva come per l'azienda NG il maggior consumo di gasolio (+33%) rispetto all'azienda DZ contribuisca maggiorante alla formazione di ozono fotochimico in quanto il quantitativo emesso per unità funzionale di carburante per l'azienda DZ è 0.57 kg, mentre per l'azienda NG è 0.8 kg.

Tale differenza potrebbe avere molteplici motivazioni in quanto il carburante agricolo che può acquistare ogni azienda viene attribuito in funzione della sua estensione, delle culture in essere, delle lavorazioni che vengono effettuate e dalla età e tipologia del parco macchine. Premesso che entrambe le aziende durante i tre anni considerati hanno acquistato il quantitativo massimo di carburante a loro assegnato, il maggior quantitativo impiegato in NG potrebbe essere riconducibile al maggior numero di operazioni di trinciatura di erba e potature rispetto a DZ (5 anziché 3).

È bene ricordare che nell'azienda DZ la raccolta dell'uva avviene meccanicamente e il gasolio utilizzato per tale operazione, seppur minimo sull'interno quantitativo annuale, non è stato conteggiato.

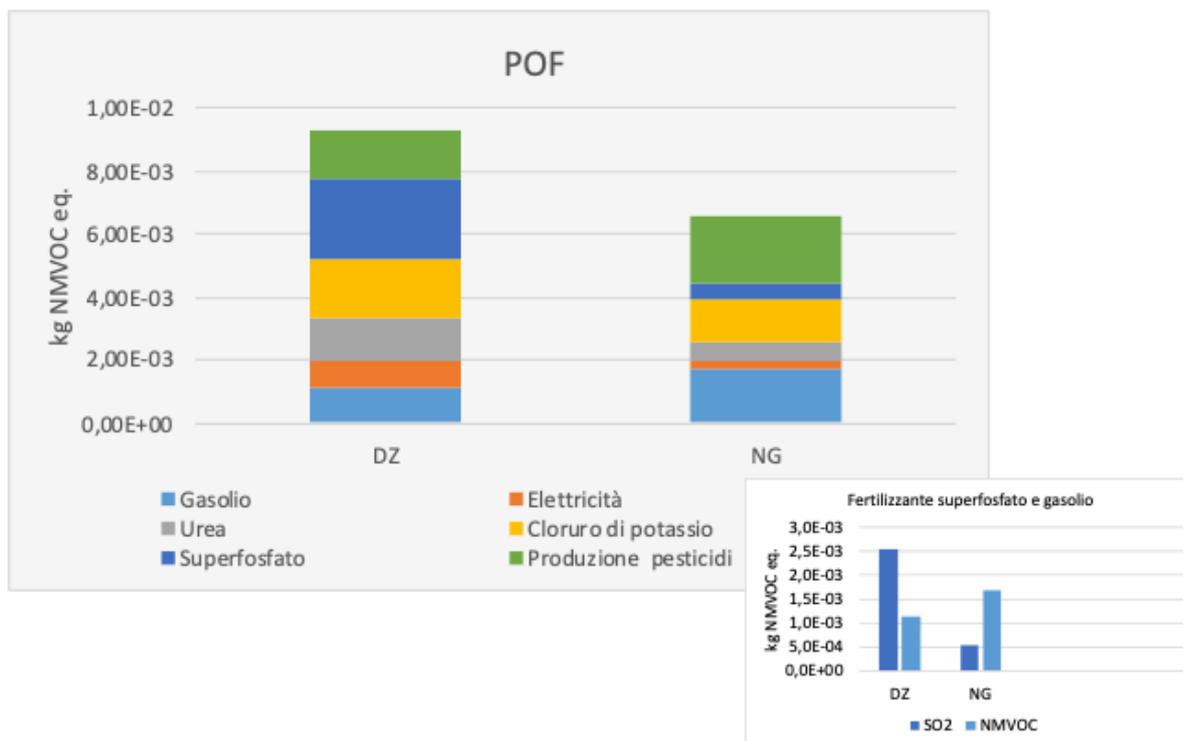


Figura 42. Aziende DZ e NG. Processi ed emissioni che contribuiscono alla categoria d'impatto formazione di ozono fotochimico(POF) con focus sulle emissioni del fertilizzante superfosfato

La figura 43 mostra i contributi dei diversi processi considerati sulla categoria d'impatto particolato atmosferico (PM). I principali contributi per l'azienda DZ sono: l'emissione in aria da fertilizzanti (64%), la produzione di superfosfato (22%), la produzione di cloruro di potassio (4%); mentre per l'azienda NG i contributi principali sono rappresentati dalle emissioni in aria da fertilizzanti (62%) e dal set di processi di produzione di pesticidi (19%), incluso l'ossido di rame (10%), dalla produzione del fertilizzante superfosfato (9%) e dalla produzione del cloruro di potassio (5%).

Il contributo legato alle emissioni in aria da fertilizzanti è interamente costituito dall'emissione di ammoniaca (NH₃) sia per l'azienda DZ che per l'azienda NG. Per l'azienda DZ, il contributo del processo di produzione del superfosfato è dovuto all'emissione di diossido di zolfo (SO₂) (91%) e PM_{2.5} (2%), e per quello associato alla produzione del cloruro di potassio è dovuto all'emissione in aria di particolato inferiore a PM_{2.5} (70%) e diossido di zolfo (SO₂) (21%). Per l'azienda NG, il contributo del processo di produzione dell'ossido di rame è dovuto all'emissione in aria di PM_{2.5} (66%) e dall'emissione di diossido di zolfo (89%) e PM_{2.5} (1%) per quanto riguarda il contributo del processo di produzione del superfosfato.

Nella figura 43 si osserva come le emissioni di ammoniaca (NH₃) e di diossido di zolfo (SO₂) dovute rispettivamente all'applicazione di fertilizzanti e alla produzione di superfosfato

comportino per l'azienda DZ un impatto doppio rispetto all'azienda NG sulla categoria d'impatto formazione di particolato atmosferico in quanto il quantitativo di N effettivamente applicato per unità funzionale è 1.02 kg per l'azienda DZ e 0.5 kg per l'azienda NG; i quantitativi applicati di superfosfato per unità funzionale sono 0.567 kg per l'azienda DZ e 0.120 kg per l'azienda NG.

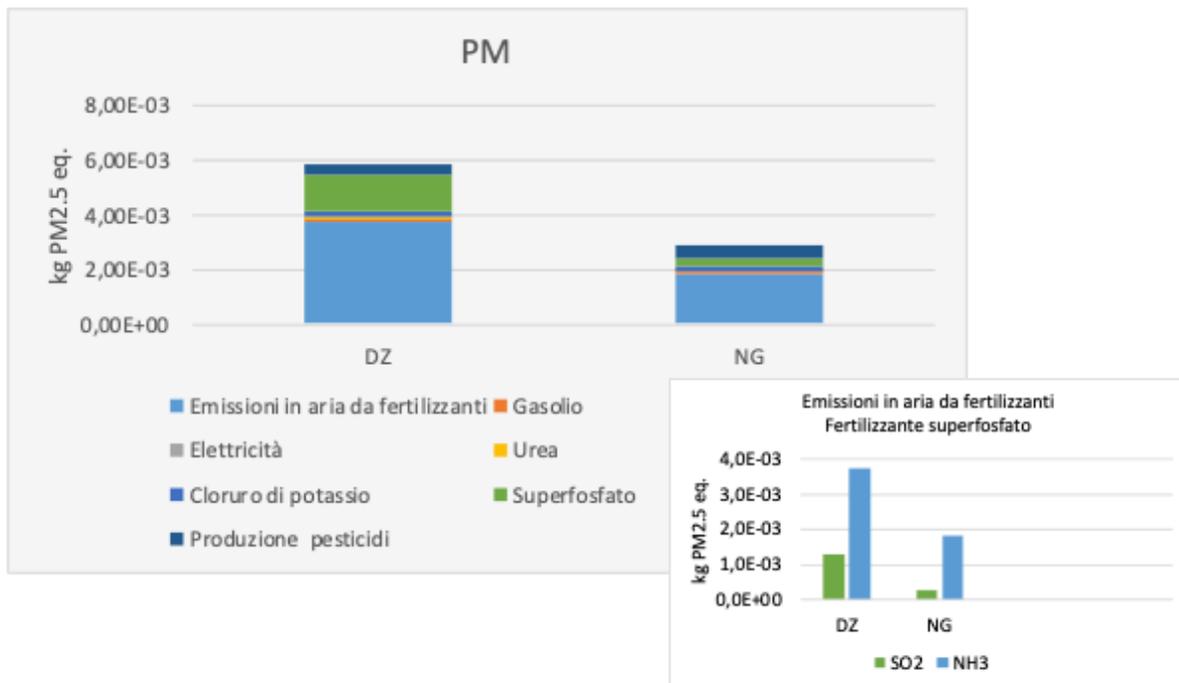


Figura 43. Aziende DZ e NG. Processi ed emissioni che contribuiscono alla categoria d'impatto particolato atmosferico (PM) con focus sulle emissioni del fertilizzante superfosfato

La figura 44 mostra i contributi dei diversi processi considerati sulla categoria d'impatto radiazione ionizzante (IR). Si osserva che i principali contributi per l'azienda DZ sono: la produzione di elettricità (29%), la produzione di superfosfato (22%), la produzione di cloruro di potassio (14%) e il processo di produzione di urea (13%). Per l'azienda NG i contributi principali sono: il set di processi di produzione dei pesticidi (39%) costituito dalla produzione del glifosato (11%), la produzione del fertilizzante cloruro di potassio (18%), la produzione del fertilizzante superfosfato (8%).

La produzione di elettricità provoca un'emissione di carbonio-14 che contribuisce all'impatto sulla radiazione ionizzante (IR) per il 96,3% per l'azienda DZ e per il 96% per l'azienda NG. L'emissione di carbonio-14 proviene da rifiuti dell'energia nucleare presenti nel dataset "mix elettrico italiano", rappresentato dal consumo di corrente utilizzata dai singoli processi inclusi nei confini del sistema, e utilizzata dall'azienda DZ e dall'azienda NG

(https://www.enea.it/it/Ricerca_sviluppo/documenti/ricerca-di-sistema-elettrico/nuovo-nucleare-fissione/lp4/rds-17-lp4.pdf).

Per l'azienda DZ la produzione del cloruro di potassio provoca un'emissione di radon-222 (39%) e carbonio-14 (60%). La produzione del superfosfato provoca un'emissione in aria di radon-222 (45%), di carbonio-14 (35%) e un'emissione di uranio-234 (12%). Per l'azienda NG la produzione del cloruro di potassio provoca un'emissione di radon-222 (44%), di carbonio-14 (35%) e un'emissione di uranio-234 (12%). La produzione del glifosato provoca un'emissione in aria di radon-222 (58%) e di carbonio-14 (35%). Tutte queste emissioni, in realtà non sono legate direttamente alla produzione dei fertilizzanti o pesticidi citati ma al consumo di energia elettrica che provoca il loro processo di produzione.

La figura 44 evidenzia come la produzione di superfosfato dell'azienda DZ rispetto a quella dell'azienda NG provochi un'emissione doppia di radon-222, carbonio-14 e di uranio-234 per i quantitativi effettivamente applicati di superfosfato che in rapporto all'unità funzionale sono 0.567 kg per l'azienda DZ e 0.120 kg per l'azienda NG.

Si nota come la produzione di elettricità per l'azienda DZ abbia un impatto di tre volte maggiore rispetto all'azienda NG per il quantitativo utilizzato di energia per unità funzionale che è 6.91 MJ per DZ e 1.99 MJ per l'azienda NG.

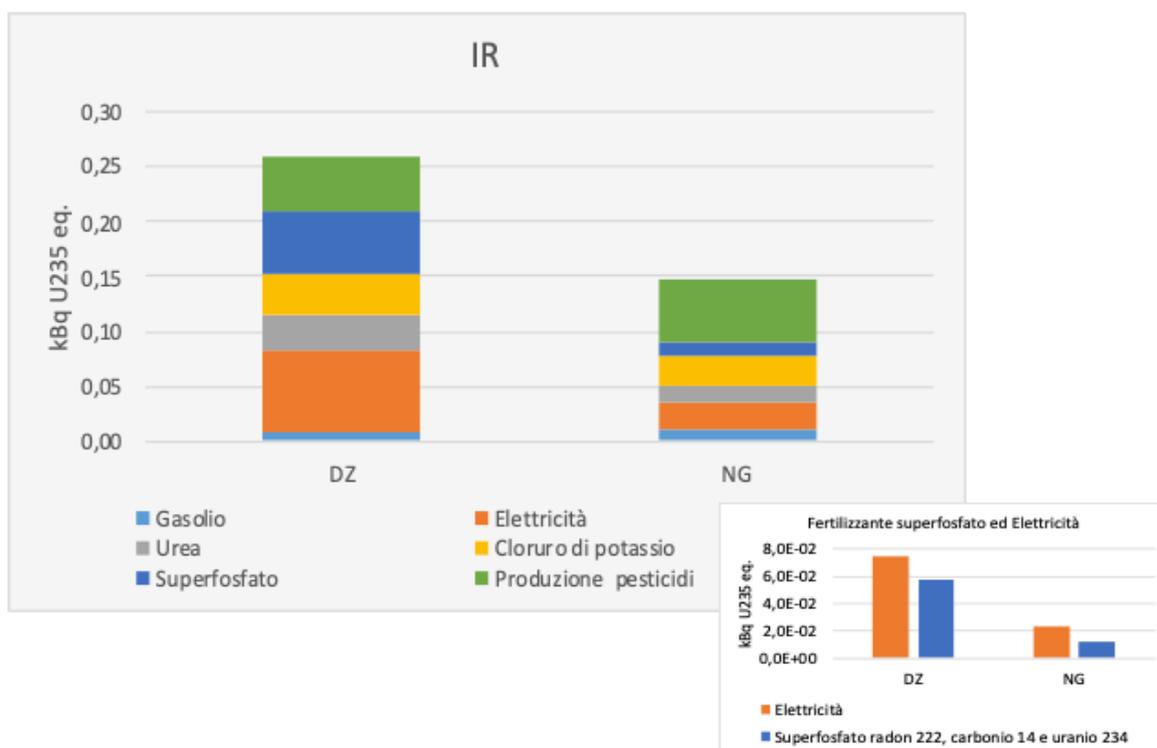


Figura 44. Aziende DZ e NG. Processi ed emissioni che contribuiscono alla categoria d'impatto radiazione ionizzante (IR) con focus sulle emissioni del fertilizzante superfosfato ed elettricità

La figura 45 mostra i contributi dei diversi processi considerati sulla categoria d'impatto tossicità umana cancerogena (HTc). In questo caso, i contributi principali per l'azienda DZ sono: la produzione del cloruro di potassio (34%), il set dei processi di produzione di pesticidi (40%) costituito dall'ossido di rame (21%), la produzione del fertilizzante superfosfato (18%), la produzione di gasolio (7%) e l'emissione di pesticidi in aria, acqua e suolo (0,24%).

I contributi principali alla tossicità umana cancerogena dell'azienda NG sono: il set dei processi di produzione di pesticidi (60%), rappresentato dall'ossido di rame (36%) e dal fosetyl-Al (13%), la produzione del fertilizzante cloruro di potassio (25%), la produzione di gasolio (10%), la produzione di superfosfato (4%), l'emissione dei pesticidi in aria, nelle acque e nel suolo agricolo (0,38%).

Il processo di produzione del cloruro di potassio per l'azienda DZ provoca un'emissione nelle acque di cromo esavalente (94%) e un'emissione in aria di metalli pesanti (8%); il processo di produzione del superfosfato provoca un'emissione nelle acque di cromo esavalente (92%), il processo di produzione del gasolio provoca un'emissione di cromo esavalente (79%) infine l'emissione di pesticidi provoca un'emissione di folpet nel suolo (67%), nelle acque dolci (11%) e in aria (15%) e l'emissione di fosetyl-Al nelle acque dolci (6%). Per l'azienda NG, il contributo a HTc del processo di produzione dell'ossido di rame è dovuto a un'emissione in acque dolci di cromo esavalente (80%) e arsenico (7%), per il processo di produzione del fosetyl-Al a un'emissione nelle acque dolci di cromo esavalente (96%) e un'emissione in aria di cromo (1%), per il processo di produzione del cloruro di potassio a un'emissione in acque dolci di cromo esavalente (93%), per il processo di produzione del gasolio a un'emissione nelle acque dolci cromo esavalente (90%) e arsenico (4%) e a un'emissione nelle acque di mare di cromo (1%), per il processo di produzione del superfosfato a un'emissione di cromo pentavalente (73%), cromo esavalente (20%) e arsenico (1%) infine per l'uso dei pesticidi a un'emissione al suolo di folpet (47%), nelle acque di fosetyl-Al (35%) e di folpet (8%) e a un'emissione in aria di folpet (8%).

La figura 45 evidenzia come nella categoria d'impatto tossicità umana cancerogena (HTc) l'azienda DZ abbia un contributo maggiore rispetto all'azienda NG riconducibile ai processi di produzione del superfosfato e di produzione del cloruro di potassio. I quantitativi applicati per unità funzionale di superfosfato sono 0.563 kg per l'azienda DZ e 0.12 kg per l'azienda NG; i quantitativi applicati di cloruro di potassio sono 0.14 kg per l'azienda DZ e 0.32 kg per l'azienda NG.

Sempre nella categoria d'impatto tossicità umana cancerogena (HTc) il quantitativo di gasolio consumato per unità funzionale è 0.579 kg per l'azienda DZ e 0.851 kg per l'azienda NG e determina il maggior contributo di una azienda (DZ) rispetto all'altra (NG).

Il contributo registrato nelle due aziende nell'emissione dei pesticidi in aria, in acqua e nel suolo è basso rispetto al totale dei pesticidi considerati. Tuttavia è elevata la percentuale di pesticidi i cui impatti sono stati quantificati in output (79%) rispetto al totale dei pesticidi effettivamente emessi, rendendo così possibile assumere trascurabili gli impatti dei pesticidi non quantificati dal punto di vista della tossicità umana cancerogena (HTc) e non cancerogena (THnc).

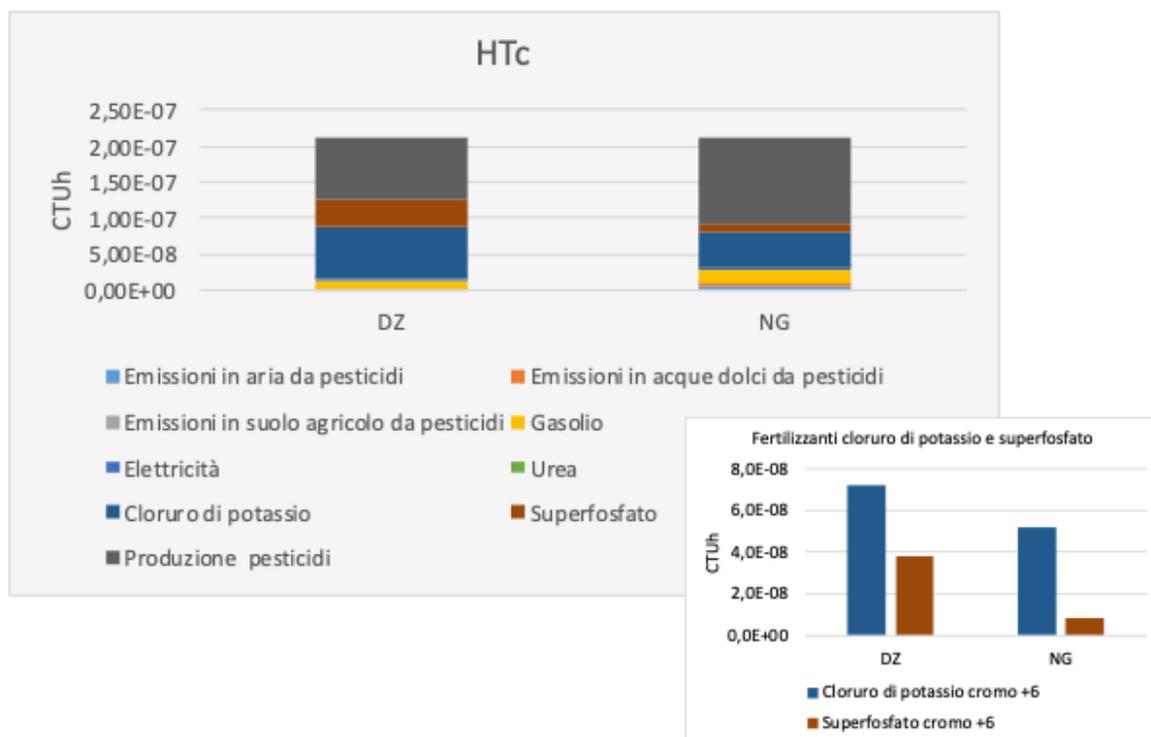


Figura 45. Aziende DZ e NG. Processi ed emissioni che contribuiscono alla categoria d'impatto tossicità umana cancerogena (HTc) con focus sulle emissioni del fertilizzante superfosfato e cloruro di potassio

La figura 46 mostra i contributi dei diversi processi considerati sulla categoria d'impatto tossicità umana non cancerogena (HTnc). Si osserva che i principali contributi per l'azienda DZ sono: il set dei processi di produzione dei pesticidi (55%) costituito dalla produzione dell'ossido di rame (50%), la produzione del fertilizzante superfosfato (17%), la produzione di gasolio (11%), la produzione di urea (3%) e le emissioni di pesticidi nel suolo, in acqua e in aria (2%). I contributi per l'azienda NG sono: il set dei processi di produzione di pesticidi (75%) costituito dalla produzione dell'ossido di rame (69%), il processo di produzione di gasolio (15%), il processo di produzione del superfosfato (3%), la produzione di urea (1%) e le emissioni di pesticidi nel suolo, in acqua e in aria (0.4%).

Per l'azienda DZ, il contributo a HTnc del processo di produzione dell'ossido di rame è dovuto a un'emissione in acque dolci di zinco (48%), arsenico pentavalente (30%) e arsenico esavalente (5%), per il processo di produzione del superfosfato a un'emissione di zinco in aria (58%) e nelle acque dolci (12%), sempre nelle acque dolci a un'emissione di arsenico (13%) e arsenico pentavalente (6%); per il processo di produzione di gasolio a un'emissione nel suolo agricolo di zinco (31%) e piombo (7%), a un'emissione in acque dolci di arsenico (23%) e in aria di mercurio (30%). Per l'azienda NG, il contributo a HTnc del processo di produzione dell'ossido di rame è dovuto a un'emissione in acque dolci di zinco (49%), arsenico pentavalente (29%) e piombo (3%), per il processo di produzione del gasolio a un'emissione nel suolo di zinco (32%), piombo (8%) e mercurio (5%), a un'emissione di mercurio in aria (29%) e a un'emissione di cadmio nelle acque dolci (22%).

La figura 46 evidenzia come l'azienda NG contribuisca con +64% all'emissione di zinco e arsenico derivante dal processo di produzione dell'ossido di rame a causa dei quantitativi applicati per unità funzionale nelle due aziende, rispettivamente 0.00567 kg per l'azienda DZ e 0.0159 kg per l'azienda NG.

Nell'insieme delle categorie d'impatto sulla salute umana (HTc e HTnc), si riscontra come l'azienda NG abbia un impatto del 3% inferiore rispetto all'azienda DZ nell'ambito della categoria d'impatto tossicità umana cancerogena (HTc), mentre per la categoria d'impatto tossicità umana cancerogena (HTnc) l'azienda DZ registra un impatto inferiore del 17% rispetto all'azienda NG (c.f.r. figura 35).

Il diverso impatto sulla tossicità umana cancerogena (HTc) e non cancerogena (HTnc) per l'azienda NG è giustificabile sulla base delle diverse emissioni provocate dal processo di produzione dell'ossido di rame, ovvero di cromo esavalente per l'impatto su HTc e di zinco per l'impatto su HTnc e dal diverso valore dei fattori di caratterizzazione (CF) per questi composti in relazione alle due categorie d'impatto. I fattori di caratterizzazione per il cromo esavalente sono infatti $1.06 \cdot 10^{-2}$ per la tossicità umana cancerogena (HTc) e $2.40 \cdot 10^{-5}$ per la tossicità umana non cancerogena (HTnc).

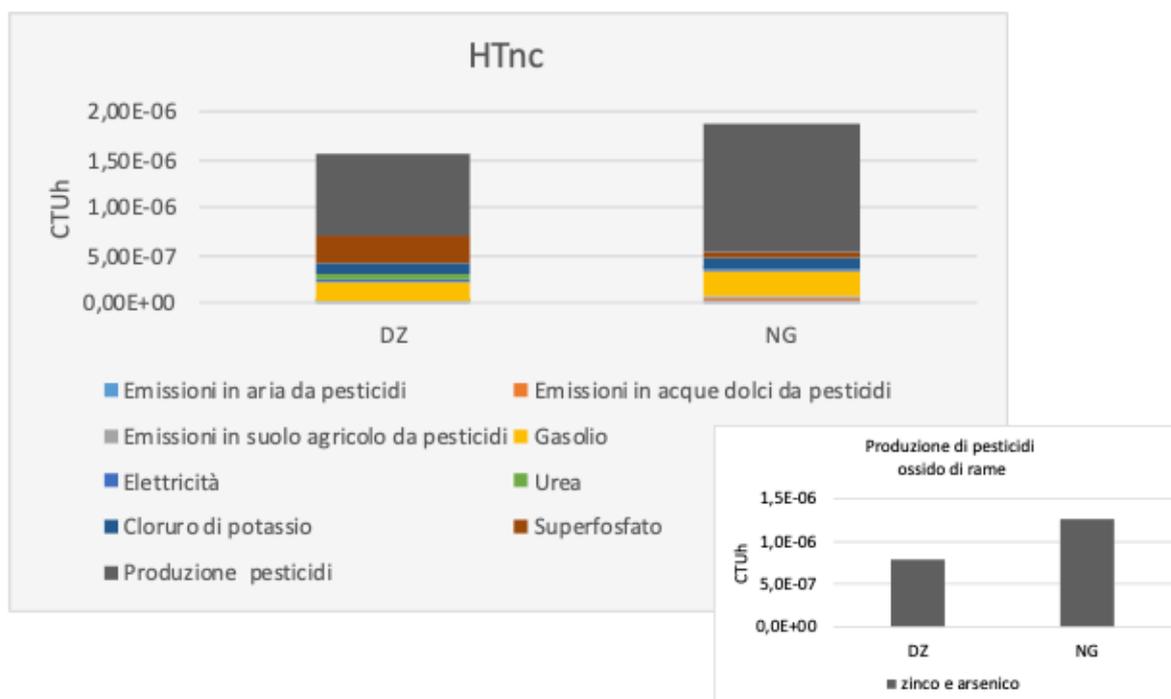


Figura 46. Aziende DZ e NG. Processi ed emissioni che contribuiscono alla categoria d'impatto tossicità umana non cancerogena (HTnc) con focus sulle emissioni del pesticida ossido di rame

La figura 47 mostra i contributi dei diversi processi considerati sulla categoria d'impatto ecotossicità in acque dolci (FE). I contributi principali per l'azienda DZ sono: le emissioni di pesticidi nel suolo agricolo (60%), in acque dolci (32%) e in aria (8%), il set dei processi di produzione dei pesticidi (6%) costituito dalla produzione dell'ossido di rame (6%). Per l'azienda NG i contributi principali sono: le emissioni di pesticidi nel suolo agricolo (60%), in acque dolci (21%) e in aria (8%) e il set dei processi di produzione di pesticidi (11%) rappresentato dall'ossido di rame (10%).

I contributi delle emissioni da pesticidi nel suolo agricolo sono dovuti nello specifico all'emissione di folpet e di mancozeb per entrambe le aziende.

Analogamente, anche i contributi dell'emissione da pesticidi in acque dolci e in aria sono dovuti all'emissione di folpet e di mancozeb per entrambe le aziende. La produzione dell'ossido di rame provoca un'emissione nelle acque dolci di ione rame, il quale contribuisce per l'82% e per il 60% all'impatto sulla categoria FE rispettivamente per l'azienda DZ e NG. I contributi alla stessa categoria legati all'emissione di zinco durante la produzione dell'ossido di rame sono invece 12% per l'azienda DZ e 16% per l'azienda NG.

Nei processi considerati sopra, il maggior contributo, espresso in termini percentuali, dell'emissione del folpet rispetto al mancozeb alla categoria d'impatto ecotossicità in acque

dolci (FE) è giustificato dai diversi fattori di caratterizzazione. Il folpet per le acque dolci ha un fattore di caratterizzazione di $1.13 \cdot 10^6$, il mancozeb di $5.22 \cdot 10^4$; nel suolo il fattore di caratterizzazione del folpet è $3.81 \cdot 10^5$, quello del mancozeb $1.75 \cdot 10^3$; in aria il fattore di caratterizzazione per il folpet è $1.21 \cdot 10^5$, per il mancozeb è $6.44 \cdot 10^2$.

La figura 47 evidenzia come l'azienda NG contribuisca con +38% all'emissione di rame e zinco derivante dal processo di produzione dell'ossido di rame a causa dei quantitativi applicati per unità funzionale nelle due aziende che sono 0.00567 kg per l'azienda DZ e 0.0159kg per l'azienda NG.

Il contributo dell'emissione dei pesticidi (in aria, in acqua e nel suolo agricolo) alla categoria d'impatto ecotossicità in acque dolci (FE) è del 92% per l'azienda DZ e dell'89% per l'azienda NG, mentre per la categoria d'impatto tossicità umana cancerogena (HTc) il loro contributo è dello 0.2% per l'azienda DZ e dello 0.3% per l'azienda NG. Il maggiore contributo dell'emissione del folpet dei pesticidi in aria, in acqua e nel suolo agricolo alla categoria FE rispetto ad HTc è facilmente giustificabile analizzando i fattori di caratterizzazione per le diverse categorie d'impatto. In particolare, i CF per il folpet sono $1.13 \cdot 10^6$ per l'ecotossicità delle acque dolci (FE) e $2.41 \cdot 10^{-7}$ per la tossicità umana cancerogena (HTc). Rispetto quindi ai fattori di caratterizzazione, il maggiore o minore contributo delle emissioni di folpet in aria, in acqua e nel suolo alla categoria d'impatto ecotossicità delle acque dolci (FE) o tossicità umana cancerogena (HTc) può essere giustificato dal fatto che l'emissione di folpet sia rivolta direttamente all'ecosistema, comportando quindi un maggiore impatto sull'ecotossicità, e non comporti una diretta esposizione dell'uomo, incidendo in misura minore sulla tossicità umana (ILCD handbook, Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context; 2001).

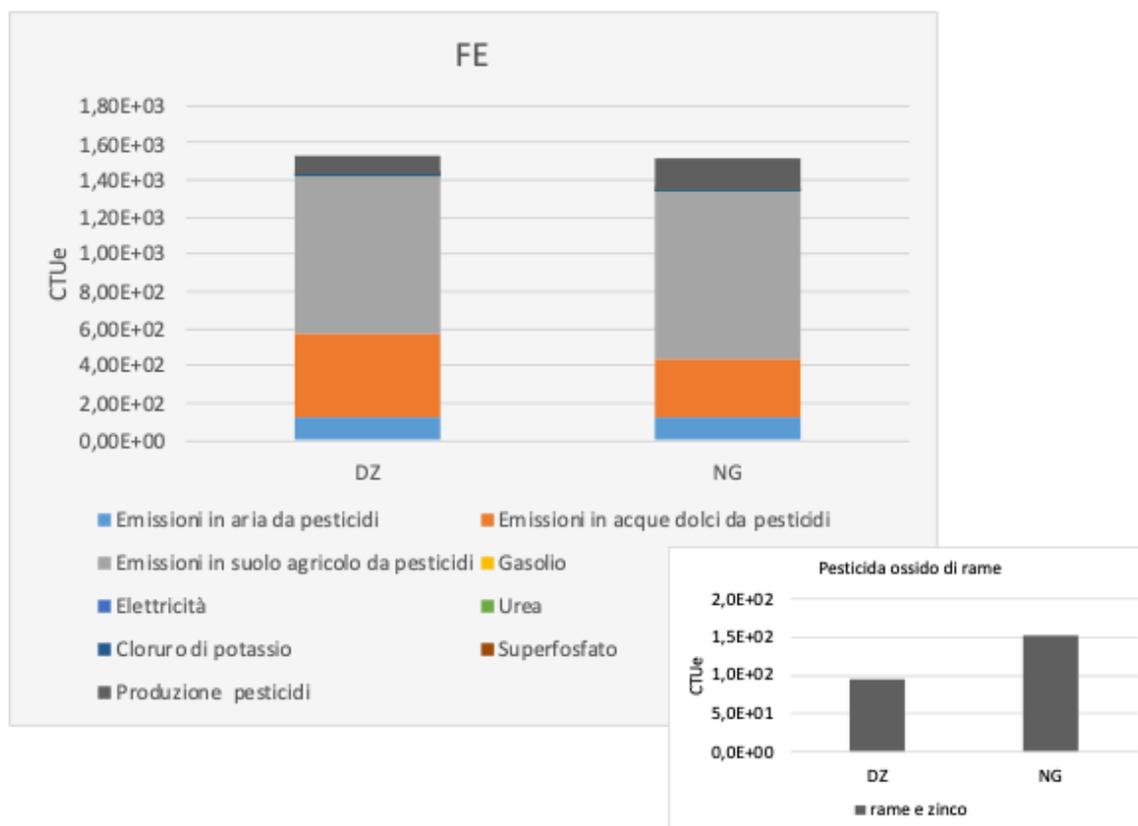


Figura 47. Aziende DZ e NG. Processi ed emissioni che contribuiscono alla categoria d'impatto eucotossicità in acque dolci (FE) con focus sulle emissioni del pesticida ossido di rame

La figura 48 mostra i contributi dei diversi processi considerati sulla categoria d'impatto deplezione dell'ozono (OD). Si osserva che i contributi principali per l'azienda DZ sono: la produzione di cloruro di potassio (39%), la produzione di superfosfato (26%) e il set dei processi di produzione di pesticidi (36%) costituito dal processo di produzione del glifosato (13%). I contributi principali per l'azienda NG sono: il set di produzione di pesticidi (55%) costituito dalla produzione di glifosato (20%) e dalla produzione del fosfetyl-Al (15%), la produzione del fertilizzante cloruro di potassio (32%) e la produzione del superfosfato (7%)

Per l'azienda DZ, il processo di produzione del cloruro di potassio provoca un'emissione in aria di composti alogenati (VOC) costituito per il 73% da HALON 1301, e 24% da HALON 1211, il processo di produzione del superfosfato provoca emissioni di VOC costituite per il 61% da HALON 1301 e per il 35% da HALON 1211, il processo di produzione del glifosato provoca emissioni di VOC in aria costituite per il 70% da tetracloruro di carbonio, 17% da HALON 1301 e 11% da HALON 1211. Per l'azienda NG contribuisce alla deplezione dell'ozono (OD) tramite il processo di produzione del glifosato che provoca emissioni di VOC in aria costituite per il 70% tetracloruro di carbonio, 17% da HALON 1301 e 11% da HALON 1211 (11%), il processo di produzione del fosetyl-Al provoca emissioni di VOC costituita per

il 14% da HALON 1301 e 14% da HALON 1211, il processo di produzione del cloruro di potassio provoca emissioni di VOC in aria costituite per il 73% da HALON 1301 e 24% da HALON 1211 mentre il processo di produzione di superfosfato provoca emissioni di VOC costituite per il 61% da HALON 1301 e 35% da HALON 1211.

La figura 48 evidenzia come nella categoria d'impatto deplezione dell'ozono (OD) l'azienda DZ abbia un contributo quattro volte maggiore rispetto all'azienda NG riconducibile al processo di produzione del superfosfato che provoca emissioni di HALON 1301 e HALON 1211 durante il trasporto della roccia fosfatica verso l'industria (Silva et al. 2019). Il quantitativo applicato di superfosfato per unità funzionale è 0.567 kg per l'azienda DZ e 0.120 kg per l'azienda NG.

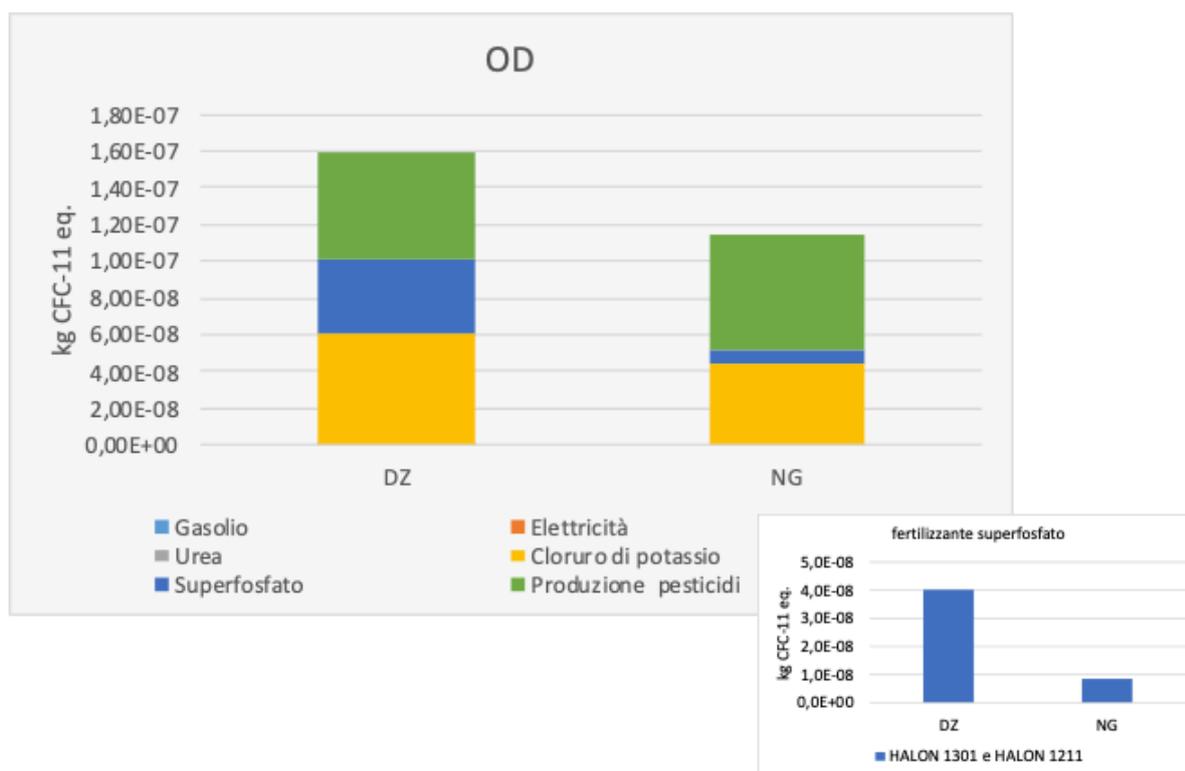


Figura 48. Aziende DZ e NG. Processi ed emissioni che contribuiscono alla categoria d'impatto deplezione dell'ozono (OD) con focus sulle emissioni del fertilizzante superfosfato

La figura 49 mostra i contributi dei diversi processi considerati sulla categoria d'impatto consumo delle risorse idriche (WD). I principali contributi per l'azienda DZ sono: il processo di produzione di elettricità (44%), il processo di produzione del superfosfato (18%), l'irrigazione (10%) e il processo di produzione del gasolio (4%). I contributi principali per l'azienda NG sono: il processo di produzione dell'elettricità (30%), il processo di produzione di gasolio (13%), il processo di produzione del superfosfato (8%) e l'irrigazione (6%).

È stato analizzato il contributo del processo di produzione di elettricità sulla categoria WD per le due aziende in quanto l'azienda DZ preleva l'acqua da una falda sotterranea profonda e la distribuisce goccia a goccia lungo le fila di tutta la superficie coltivata, mentre l'azienda NG attinge l'acqua da un corso superficiale distribuendola tramite fertirrigazione. Siamo in presenza di due diverse modalità di sollevamento d'acqua dato che l'azienda DZ deve sollevare l'acqua per diverse decine di metri (80-90 m) mentre l'azienda NG solleva l'acqua per una decina di metri (argine del fiume). Pertanto le pompe utilizzate sono sicuramente diverse tra le due aziende e la loro azione provoca un maggior consumo di energia da parte dell'azienda DZ rispetto all'azienda NG.

La figura 49 evidenzia il contributo principale del processo di produzione di elettricità e dell'irrigazione all'impatto su WD. I consumi di elettricità e di acqua per unità funzionale sono infatti maggiori per DZ, 6.29 MJ e 6.91 kg, rispetto a NG, 1.95 MJ e 1.99 kg.

Come già evidenziato nello studio, i consumi di corrente e idrico calcolati per l'azienda NG sono "spalmati" sull'intera superficie di 7 ha, nonostante siano applicati ai 3 ha irrigati, mentre per l'azienda DZ sono considerati gli effettivi quantitativi applicati all'intera superficie che viene totalmente irrigata, con impatti significativamente diversi tra le aziende.

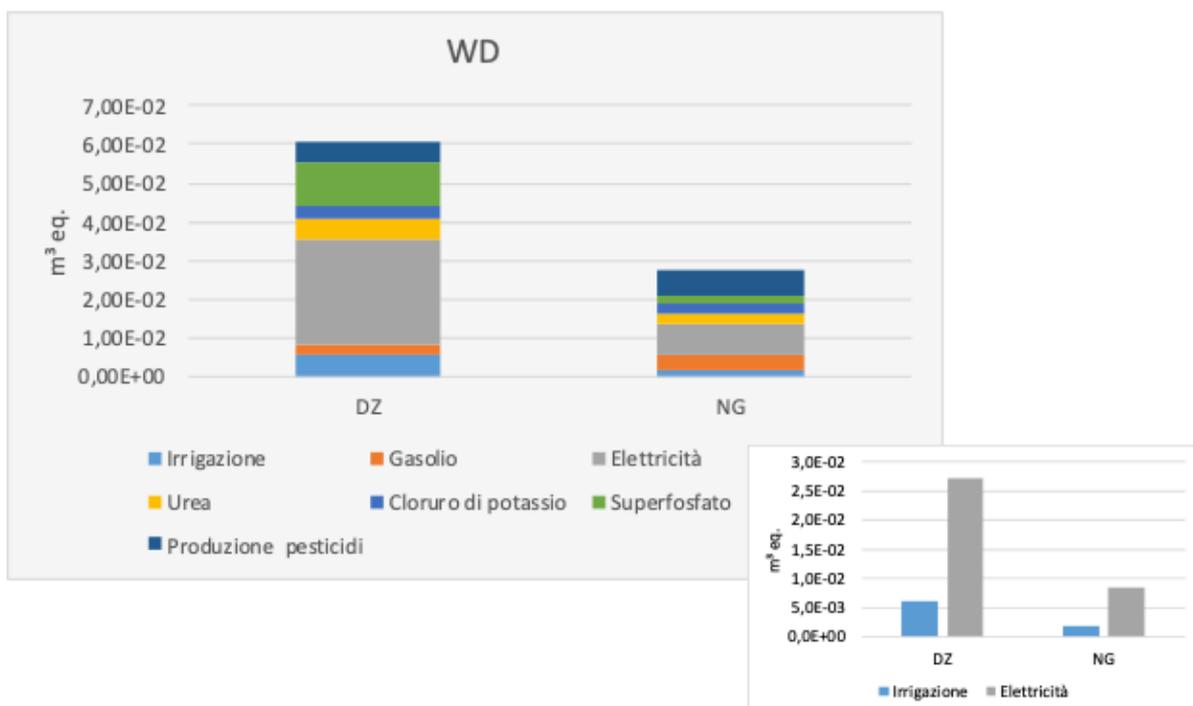


Figura 49. Aziende DZ e NG. Processi ed emissioni che contribuiscono alla categoria d'impatto consumo delle risorse idriche non rinnovabili (WD) con focus sul consumo idrico ed elettricità

La figura 50 mostra i contributi dei diversi processi considerati sulla categoria d'impatto uso del suolo (LU). Per quanto riguarda l'occupazione del suolo, per entrambe le aziende è stato selezionato il flusso elementare legato all'occupazione di suolo classificato come "arable, irrigated intensive", nello specifico per l'intera superficie dell'azienda DZ e per parte del suolo occupato da NG (3 ha irrigui) e il flusso elementare legato all'occupazione di suolo classificato come "arable, non-irrigated, intensive" per rappresentare la porzione di terreno non irriguo dell'azienda NG. La classificazione dei diversi tipi di occupazione di suolo non ha però un impatto sui risultati in quanto entrambi i flussi sono caratterizzati dallo stesso fattore di caratterizzazione per la categoria d'impatto LU.

Il contributo dell'occupazione del suolo irrigato rispetto all'impatto totale su LU è 98% per l'azienda DZ; mentre per l'azienda NG è del 42% per quanto riguarda l'occupazione di suolo irrigato e 52% per quello non irrigato, per un totale del 94%.

Le differenze di contributo tra le due aziende sono riconducibili alla superficie di suolo che viene occupata al fine di soddisfare l'unità funzionale. I quantitativi di uva prodotta su ettaro coltivato sono 293 q/ha per l'azienda DZ e 333 q/ha per l'azienda NG. All'azienda NG occorre quindi una superficie inferiore per soddisfare l'unità funzionale rispetto a DZ.

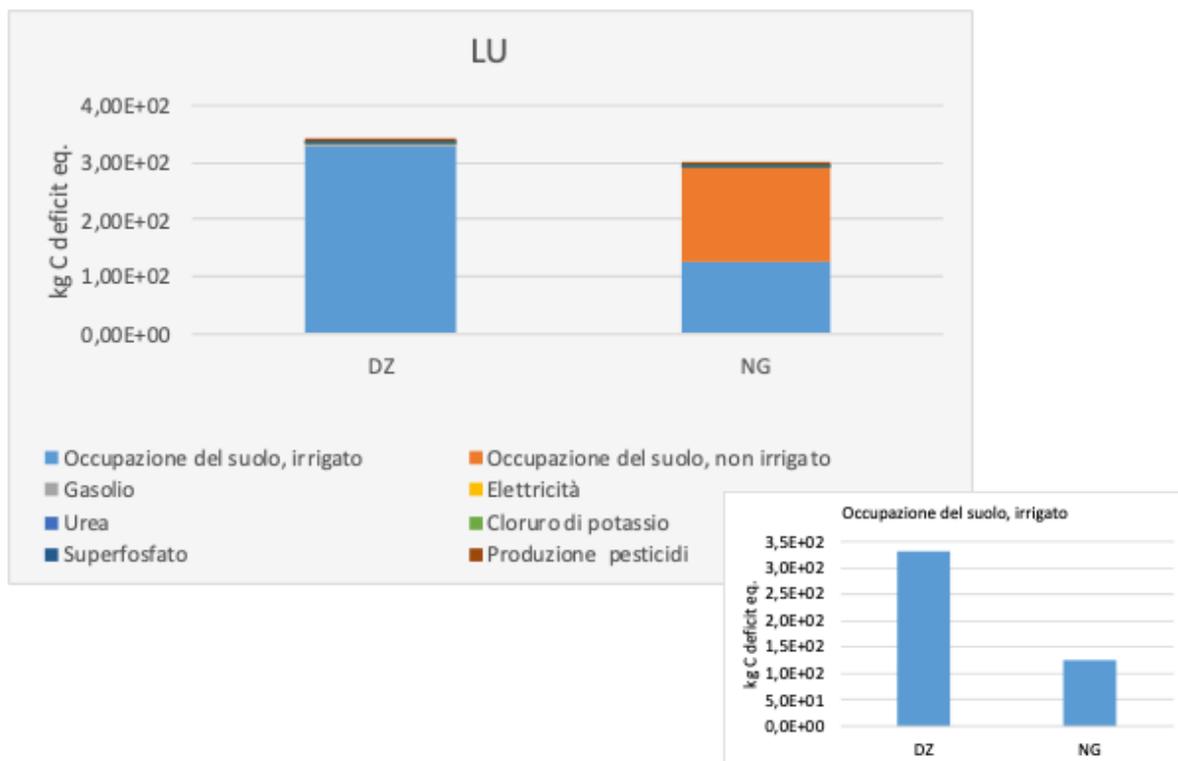


Figura 50. Aziende DZ e NG. Processi ed emissioni che contribuiscono alla categoria consumo uso del suolo (LU) con focus sul consumo del suolo irrigato

In conclusione, i risultati dello studio di LCA applicato alle due aziende inquadrano una situazione in cui, generalmente, DZ ha un impatto superiore a NG. Solo in due delle 16 categorie di impatto considerate, NG mostra valori superiori a DZ: consumo delle risorse non rinnovabili e tossicità umana non cancerogena. Lo studio fa emergere come la produzione e l'uso dei fertilizzanti e pesticidi siano le principali cause di criticità ambientale per gran parte delle categorie di impatto.

Possibili miglioramenti in termini di benefici ambientali e di riduzione degli impatti potrebbero eventualmente essere raggiunti dall'azienda DZ con l'utilizzo di fertilizzanti organici che sono in grado di mitigare gli effetti dei fertilizzanti sintetici. I fertilizzanti organici contribuiscono ad un rilascio graduale dei nutrienti nella soluzione del suolo e garantiscono un equilibrio dei nutrienti per una crescita sana delle piante coltivate, così da incidere sulla riduzione dell'applicazione di fertilizzanti di sintesi, nel mantenimento della fertilità del suolo (Hitha et al., 2021). Seppur in misura diversa, entrambe le aziende potrebbero ottenere miglioramenti della performance ambientale operando nell'ambito degli impatti legati al consumo di gasolio. Ad esempio, una riduzione significativa degli impatti potrebbe essere raggiunta con il rinnovo/aggiornamento del parco macchine. L'azienda NG in particolare potrebbe ridurre la frequenza delle operazioni di trinciatura da 5 a 4 o 3 come in DZ. Inoltre, andando a rimodellare i confini del sistema dell'azienda DZ, con l'inclusione del consumo di carburante dei macchinari utilizzati dal conto terzi nella fase di raccolta dell'uva, si potrebbe valutare se questi sono effettivamente trascurabili come dato per assunto.

È da evidenziare che i risultati ottenuti da questo studio, sebbene abbiano coinvolto due aziende soltanto, pur nella loro diversità queste sono entrambe rappresentative della gestione agronomica della zona a loro contigua. Pertanto, potrebbero servire per fornire indicazioni gestionali al fine di migliorare la performance ambientale legata alla coltivazione della vite nella bassa pianura romagnola.

4.1.1 Analisi simulazione dal modello RothC

I dati modellati con RothC, originati dalle aziende, sono il frutto delle elaborazioni prodotte nei laboratori di chimica analitica ITAS e "Renzo Sartori", Campus di Ravenna.

La determinazione della tessitura USDA dell'azienda DZ e dell'azienda NG è stata effettuata mediante il metodo dell'idrometro. I risultati delle letture L40", L24h e L0 sono stati elaborati dal software Spaw Hydrology 6.02.70 (Tabella 23).

I risultati della classificazione USDA relativa alla tessitura del suolo indicano nell'azienda DZ una tessitura *Loam* (franca) prevalente tra le file e lungo le file per le tipologie di allevamento a Guyot e a Geneva Double Courtin. Sono suoli che presentano un'areazione e un drenaggio moderati, con una capacità di campo limitata. I campioni dell'azienda DZ sono caratterizzati da una buona percentuale di limo che porta il suolo ad essere maggiormente eroso e compattato. Il punto di campionamento DZ6, campionato lungo la fila nell'allevamento a Guyot, presenta una tessitura *Clay Loam* (franco argilloso) caratterizzata da un'areazione e un drenaggio limitati, con un'elevata capacità di acqua trattenuta (capacità di campo).

Secondo la classificazione USDA, l'azienda NG presenta una tessitura *Sandy Loam* (franco sabbioso) in tutti i punti campionati. Si tratta di suoli sabbiosi, a tessitura grossolana con un'areazione e un drenaggio molto elevati, dovuti alla componente percentuale di sabbia, che porta anche ad una limitata capacità di trattenere l'acqua.

I risultati ottenuti dalla procedura di definizione della tessitura USDA dell'azienda DZ e dell'azienda NG, non si discostano da quelli riportati nel Catalogo dei suoli della Regione Emilia-Romagna, Servizio Geologico Sismico e dei Suoli, Carta dei suoli 1:50.000.

I dati di laboratorio sono stati utilizzati per la determinazione del TOC con il software "EAger Experience" (Tabella 21) che fornisce i valori percentuali di C espresso come (TOC).

Al fine di verificare l'attendibilità dei dati ricavati con il software "EAger Experience" sono state ripetute due letture per entrambe le aziende, una per i campioni tra le file (DZ1r_hcl, e NG1r_hcl) e una per i campioni lungo la fila (DZ6r_hcl, NG6r_hcl). Si è deciso di replicare alcuni campioni in quanto tutti i campioni vengono sottoposti a un pretrattamento con HCL in modo tale che il TOC letto, corrisponda a quello di natura organica. La percentuale di TOC ottenuta per i soli campioni assoggettati a replica è stata ricavata dalla media tra il risultato del campione alla prima lettura e la replica corrispondente.

Tabella 20. Anali della tessitura del suolo e determinazione del TOC

Sito	Profondità di campiona mento cm	Sabbia	Limo	Argilla	Tessitura USDA	TOC	Organic matter	Bulck density	SOC mean
		2000-50 um %	50-2 um %	< 2 um %					
DZ1	0-30	34,5	41,6	23,9	Loam	1,0	1,7	1,47	48,09
DZ2	0-30	32,8	41,9	25,4	Loam	1,2	2,0	1,44	
DZ3	0-30	23,7	49,2	27,2	Loam	1,2	2,0	1,41	
DZ4	0-30	37,3	39,5	23,2	Loam	0,9	1,5	1,49	39,92
DZ5	0-30	37,3	37,7	25,0	Loam	0,9	1,6	1,48	
DZ6	0-30	26,4	44,9	28,7	Clay Loam	0,9	1,6	1,43	
NG1	0-30	68,1	18,4	13,5	Sandy Loam	0,9	1,5	1,54	39,92
NG2	0-30	63,3	23,2	13,5	Sandy Loam	0,7	1,2	1,56	
NG3	0-30	62,0	24,5	13,5	Sandy Loam	0,9	1,5	1,54	
NG4	0-30	64,0	22,7	13,3	Sandy Loam	1,1	1,9	1,51	47,58
NG5	0-30	60,0	25,1	14,8	Sandy Loam	1,0	1,6	1,53	
NG6	0-30	57,4	27,8	14,8	Sandy Loam	1,1	1,9	1,51	
NG7	0-30	64,5	22,0	13,5	Sandy Loam	0,8	1,4	1,55	
NG8	0-30	60,5	25,2	14,3	Sandy Loam	1,0	1,8	1,51	

4.1.2 Valutazione del SOC

La conoscenza dei risultati della tessitura USDA e la percentuale del TOC nei campioni analizzati sono stati utili, insieme agli altri dati misurati (cfr. al capitolo 3.8.4), per la determinazione degli stock di carbonio e le emissioni di CO₂, su un arco temporale di 100 anni, tramite il modello RothC (Tabelle 21, 22, Figure 50, 51, 51, 53, 54, 55, 56; Figura 57, 58, 59, 60, 61, 62, 63, 64).

Tabella 21. DZ. Scenari e SOC nel tempo (100 anni) con RothC

Scenario	SOC: Iniziale al tempo zero	SOC (at 100 Years)	SOC equilibrio	Tempo anni
		t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	
DZ1_nir_v	44.5	54.8	61.6	993
DZ2_nir_v	49.8	42.0	35.8	993
DZ3_nir_v	50.0	51.1	51.0	878
DZ4_ir_v	38.2	19.8	18.4	390
DZ5_ir_b	42.0	15.3	12.8	521
DZ6_ir_b	39.6	17.5	15.9	437

1: i numeri 1, 2, 3 e 7 corrispondono a campionamenti tra le fila; i numeri 4, 5, 6 e 8 corrispondono a campionamenti lungo fila.

2: Codifica simulazione: nir = not irrigated, ir = irrigated, v = vegetated, b = bare on partially bare during the year.

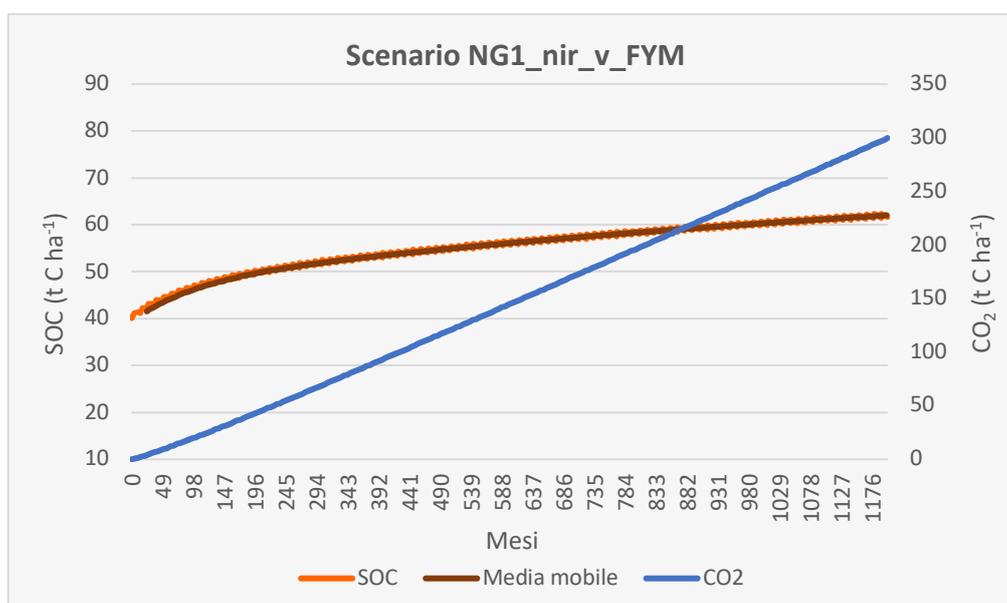


Figura 51. DZ. Sviluppo degli scenari tra le fila. Variazione del SOC con CO₂ sul tempo (100 anni)

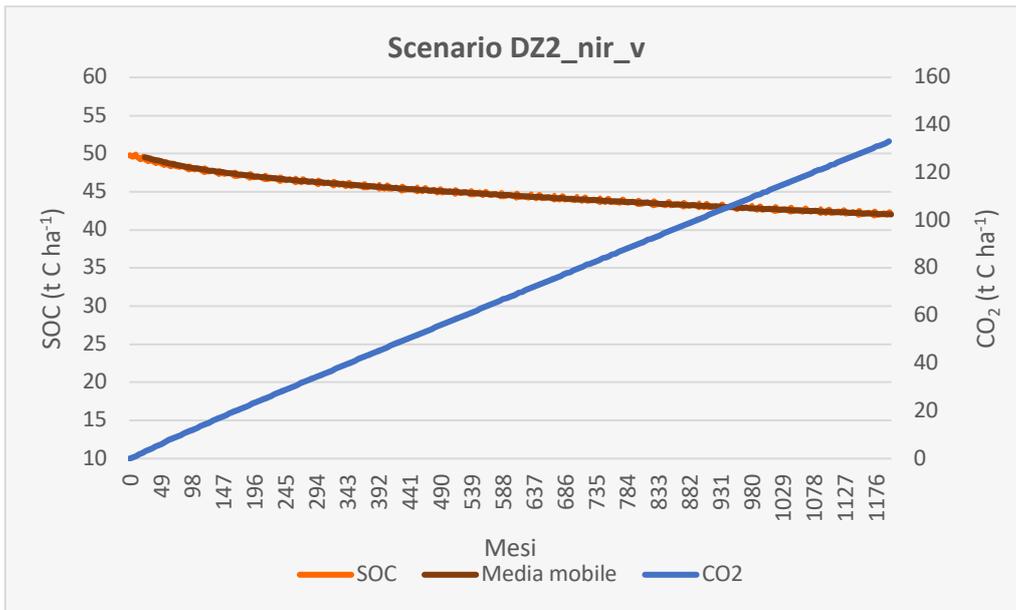


Figura 52. DZ. Sviluppo degli scenari tra le fila. Variazione del SOC con CO₂ sul tempo (100 anni)

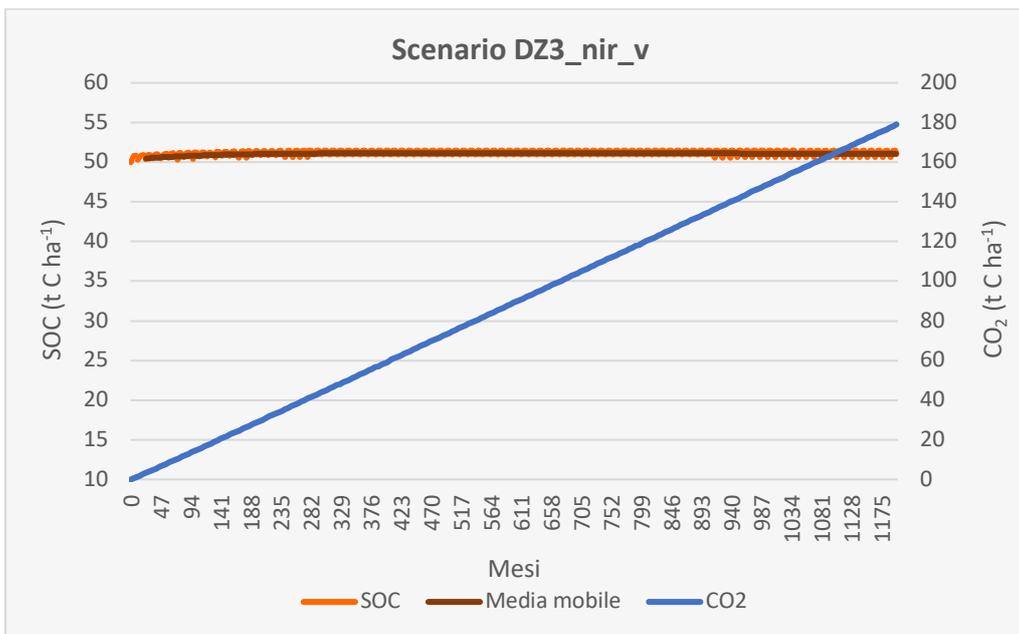


Figura 53. DZ. Sviluppo degli scenari tra le fila. Variazione del SOC con CO₂ sul tempo (100 anni)

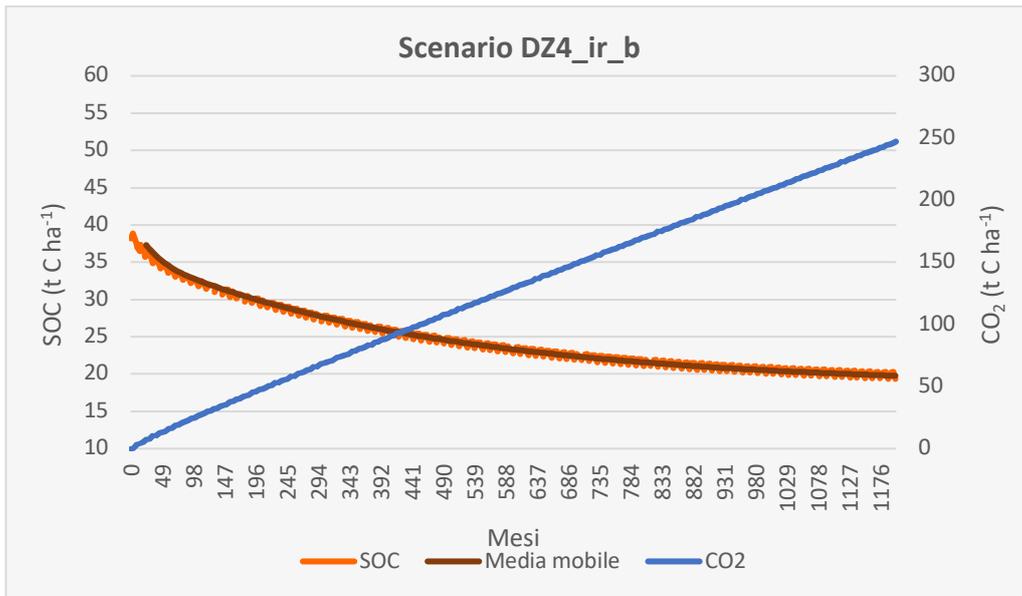


Figura 54. DZ. Sviluppo degli scenari lungo le fila. Variazione del SOC con CO₂ sul tempo (100 anni)

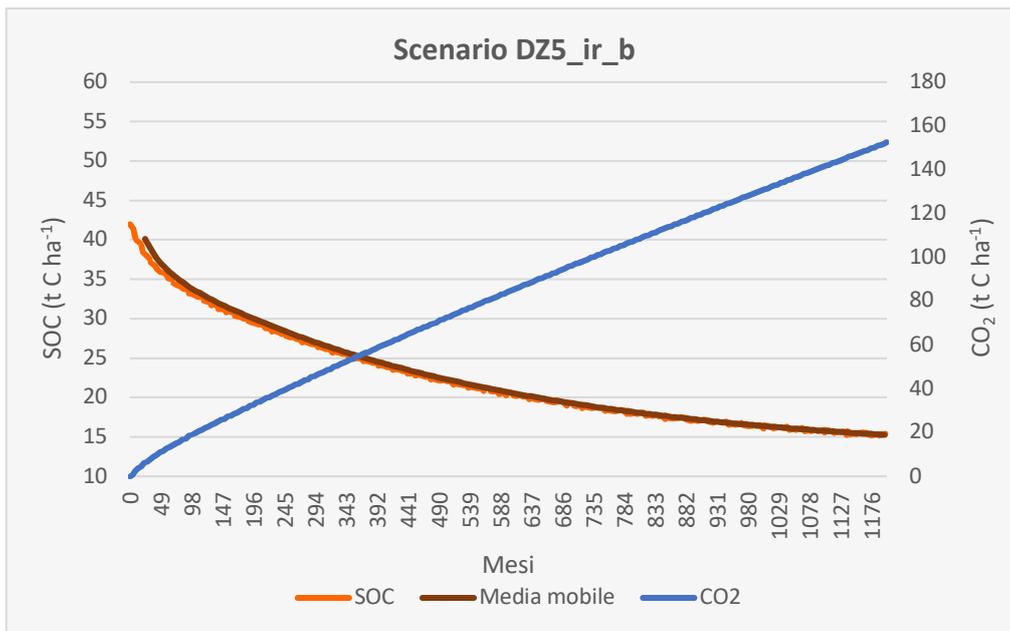


Figura 55. DZ. Sviluppo degli scenari lungo le fila. Variazione del SOC con CO₂ sul tempo (100 anni)

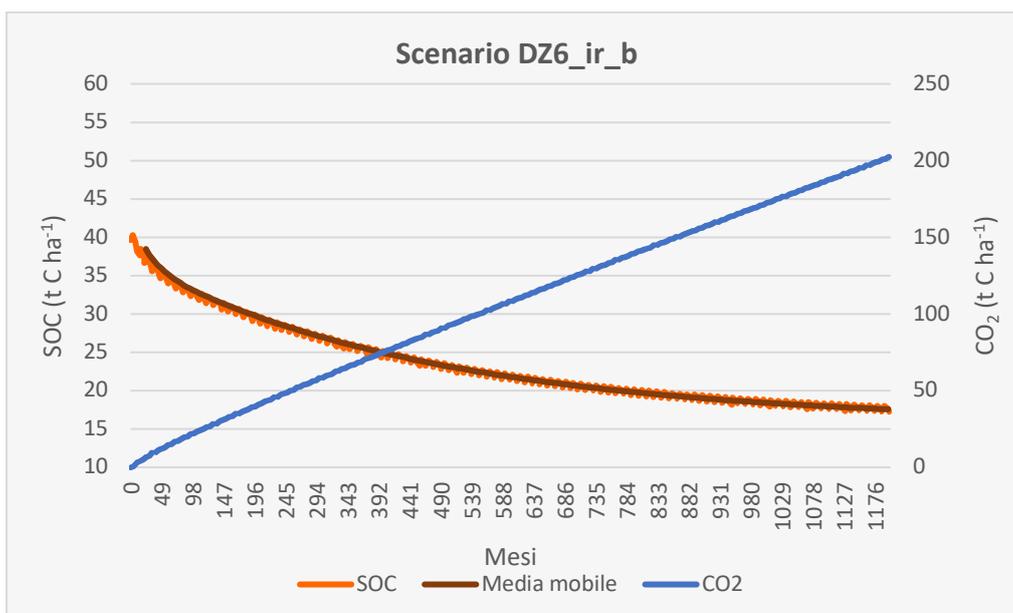


Figura 56. DZ. Sviluppo degli scenari lungo le fila. Variazione del SOC con CO₂ sul tempo (100 anni)

Tabella 22. .DZ. Scenari e SOC nel tempo (100 anni) con RothC

Scenario	SOC: Iniziale al tempo zero	SOC (at 100	SOC equilibrio	Tempo
		Years)		
		t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	anni
NG1_nir_v_FYM	40.1	62.0	76.0	1000
NG2_nir_v_FYM	32.4	58.5	75.3	999
NG3_nir_v_FYM	41.2	62.5	76.1	1000
NG7_nir_v_FYM	38.0	56.0	67.6	1000
NG4_nir_b_FYM	50.0	28.5	26.5	1000
NG5_nir_b_FYM	43.3	27.5	26.0	1000
NG6_nir_b_FYM	49.1	28.8	26.8	1000
NG8_ir_b_FYM	47.4	23.0	21.4	1000

1: i numeri 1, 2, 3 e 7 corrispondono a campionamenti tra le fila; i numeri 4, 5, 6 e 8 corrispondono a campionamenti lungo fila.

2: Codifica simulazioni: nir = not irrigated, ir = irrigated, v = vegetated, b = bare on partially bare during the year, FYM = Farm Yard Manure.

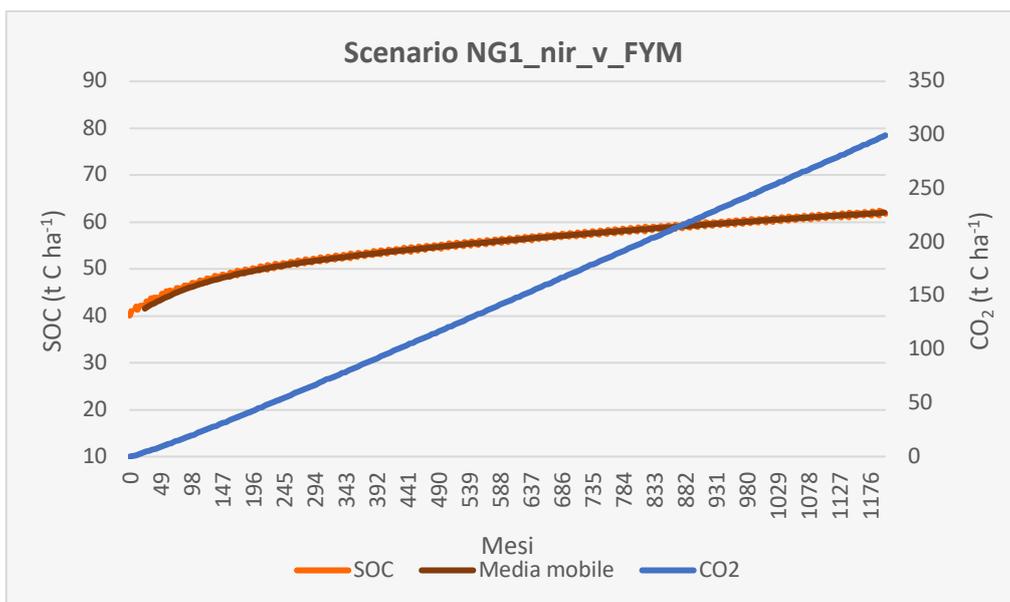


Figura 57. NG. Sviluppo degli scenari tra le file. Variazione del SOC con CO₂ sul tempo (100 anni)

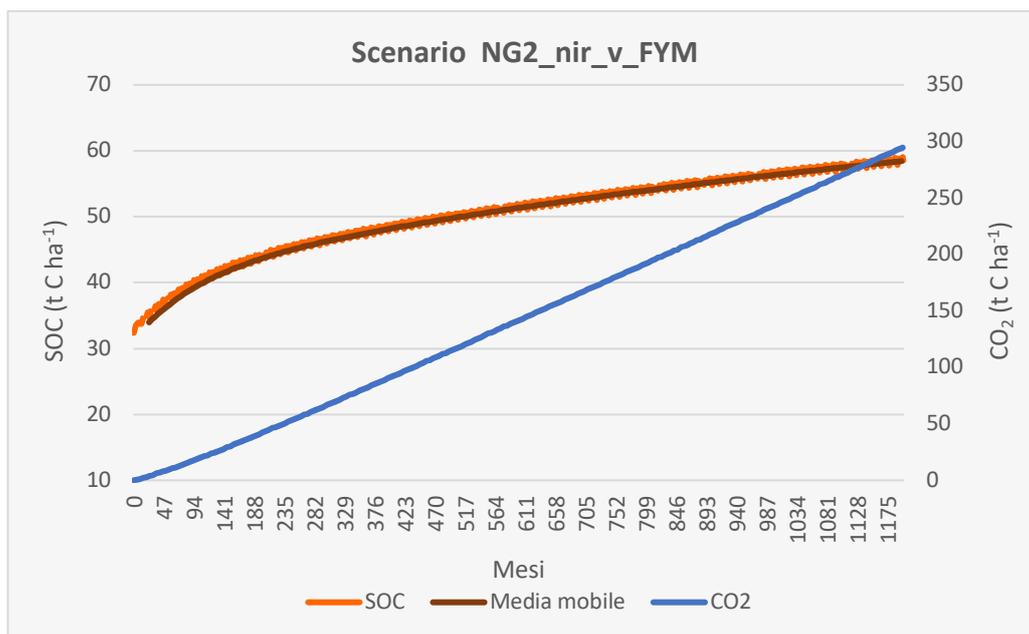


Figura 58. NG. Sviluppo degli scenari tra le file. Variazione del SOC con CO₂ sul tempo (100 anni)

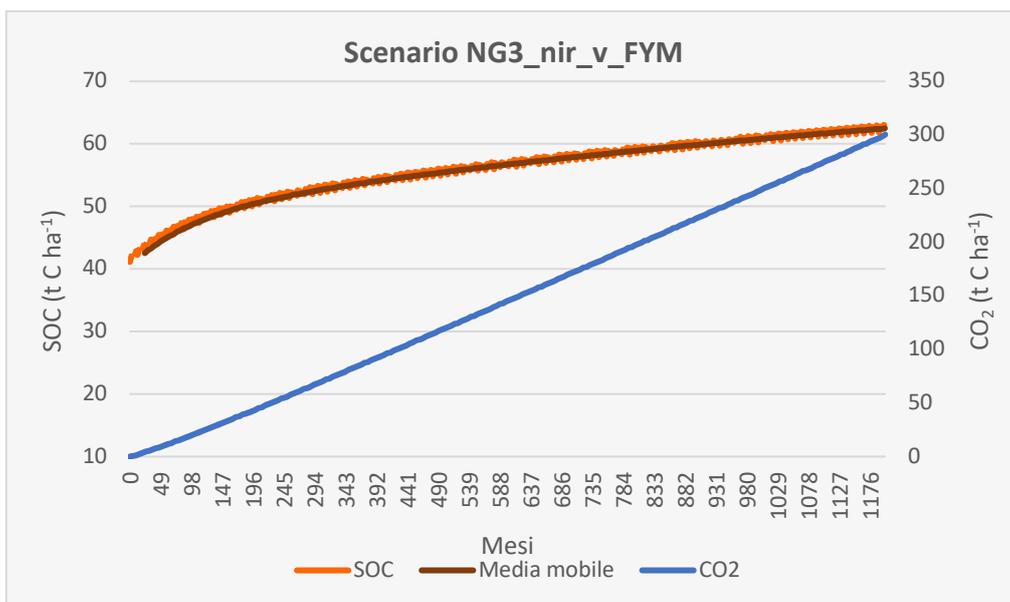


Figura 59. NG. Sviluppo degli scenari tra le file. Variazione del SOC con CO₂ sul tempo (100 anni)

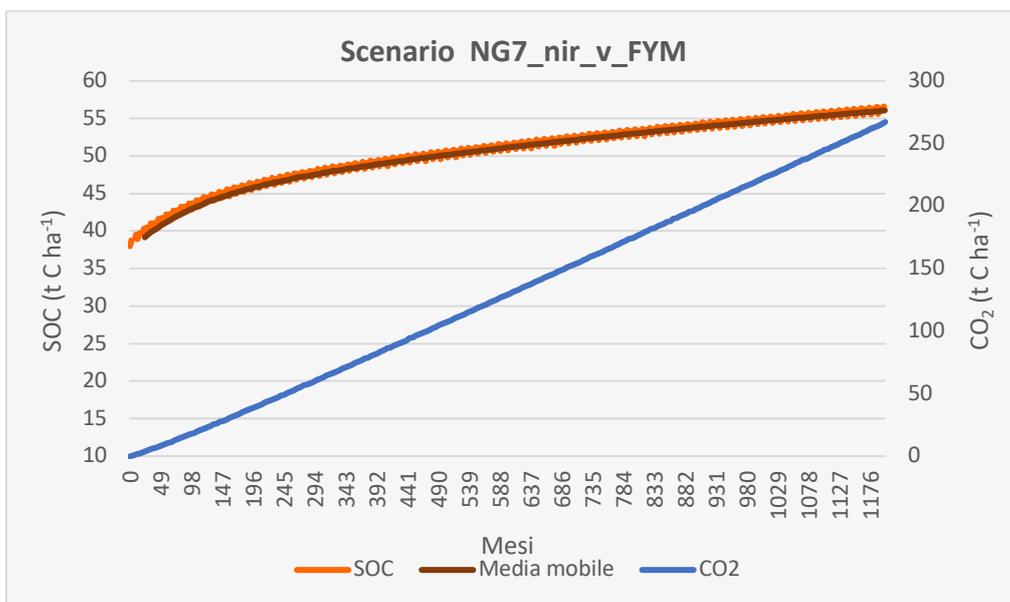


Figura 60. NG. Sviluppo degli scenari tra le file. Variazione del SOC con CO₂ sul tempo (100 anni)

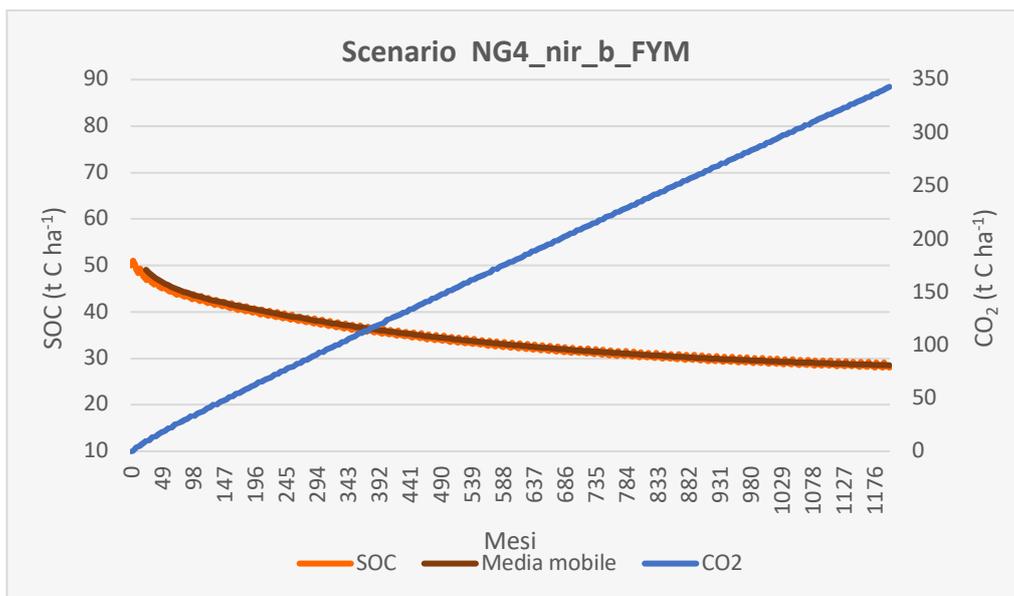


Figura 61. NG. Sviluppo degli scenari lungo le fila. Variazione del SOC con CO₂ sul tempo (100 anni)

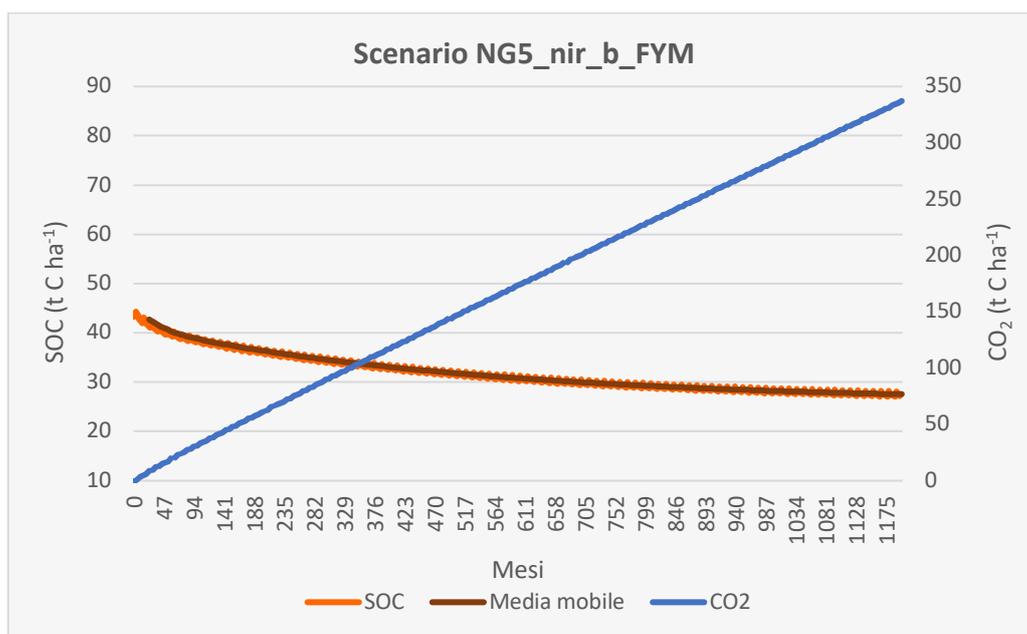


Figura 62. NG. Sviluppo degli scenari lungo le fila. Variazione del SOC con CO₂ sul tempo (100 anni)

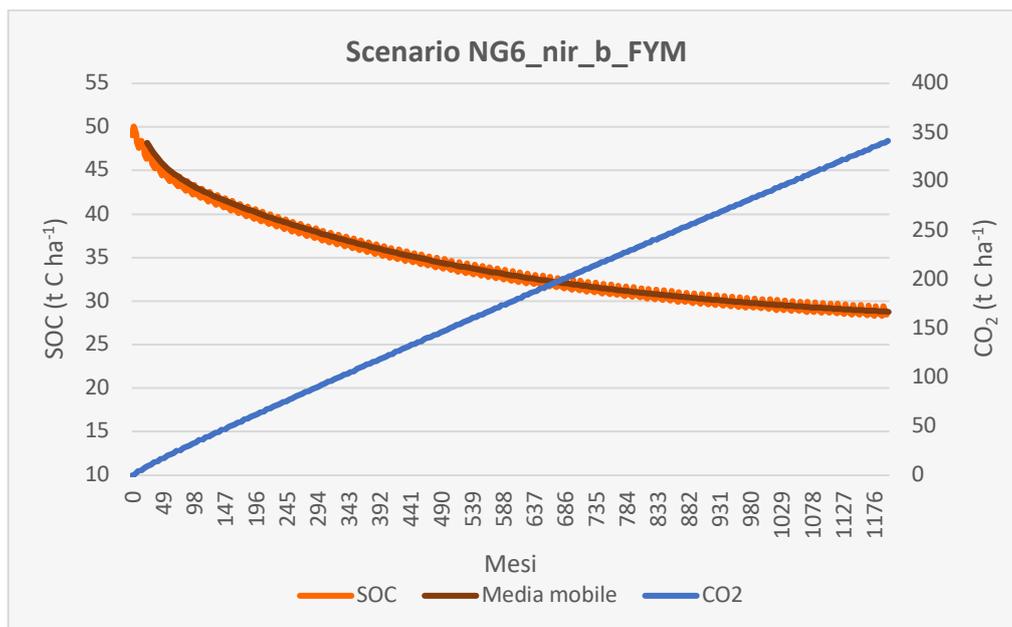


Figura 63. NG. Sviluppo degli scenari lungo le fila. Variazione del SOC con CO₂ sul tempo (100 anni)

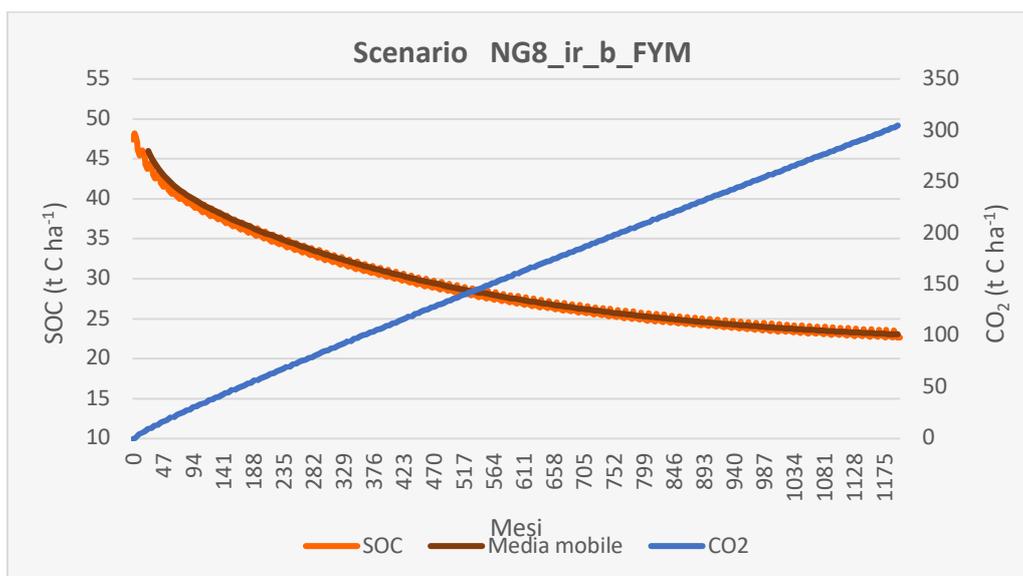


Figura 64. NG. Sviluppo degli scenari lungo le fila. Variazione del SOC con CO₂ sul tempo (100 anni)

Le simulazioni degli scenari per l'azienda DZ e l'azienda NG con il modello RothC mostrano la differenza tra gli stock di SOC iniziali rispetto a quelli finali. La quantità finale di SOC per ogni simulazione rileva negli scenari tra le fila una maggiore capacità di immagazzinare una quantità considerevole di carbonio, rispetto agli scenari lungo le file. Le variazioni di accumulo di stock di carbonio sono influenzate da molti fattori come il clima, le proprietà del suolo, l'uso del suolo e la gestione agricola che agiscono e interagiscono con relazioni complesse e che sono

caratterizzate da una forte variabilità spaziale (Farina et al., 2017). L'aumento del SOC tra le file è essenzialmente dovuto alla presenza del cotico erboso tutto l'anno. Secondo il modello RothC infatti, la presenza di vegetazione contribuisce alla perdita di acqua nel suolo perché l'effetto della traspirazione si aggiunge a quello dell'evaporazione. Questo porta, specialmente nei periodi secchi a situazioni di particolare deficit idrico per le quali l'attività microbica della biomassa risulta inibita e con essa i processi di mineralizzazione del C organico. Lo stock di C al suolo è maggiormente evidente nell'azienda NG in quanto il vigneto, allevato a cordone capovolto, produce una maggiore quantità di biomassa durante l'anno, rispetto all'allevamento a Guyot e G.D.C. presenti nell'azienda DZ. Un ulteriore contributo all'aumento del SOC in NG è dato dal trattamento con compost ACFa. È da notare che lo scenario tra le file DZ 2 con allevamento a G.D.C., caratterizzato da un'emissione di CO₂ è attribuibile ad un minore apporto di residui provenienti dalla potatura invernale che, per questo tipo di allevamento prevede solo il taglio dei tralci fruttiferi e non dei cordoni principali. Infine, negli scenari lungo le file vi è un'emissione di CO₂ maggiore per DZ. La presenza di un suolo nudo trattato con diserbanti, unitamente alle variazioni di precipitazione e temperatura, alle caratteristiche pedologiche del suolo, sono tutti fattori che influenzano la capacità di mineralizzazione del carbonio organico. Rispetto alla tessitura franca argillosa di DZ quella franco sabbiosa di NG ha una limitata capacità di trattenuta d'acqua. Questa caratteristica, associata ad una diminuzione delle precipitazioni e ad un aumento delle temperature durante i periodi estivi, porta ad una diminuzione dell'attività di mineralizzazione del carbonio con un conseguente aumento delle concentrazioni di SOC nel suolo.

La capacità del suolo di stoccare carbonio e quindi contribuire ad una diminuzione di emissione di CO₂ è principalmente dovuta alla decomposizione dei residui colturali e alla ossidazione dell'humus (mineralizzazione) (Francaviglia et al., 2021). Studi di letteratura mostrano diversi apporti di input di C, utili per studiare le dinamiche del SOC attraverso l'uso di modelli nei vigneti. I valori di input di C ottenuti dal nostro caso studio sono di 5,34 t C ha⁻¹ y⁻¹ per l'azienda DZ e 4,75 t C ha⁻¹ y⁻¹ per NG, con una concentrazione di SOC di 40 t ha⁻¹. Valori simili sono riportati nello studio di Brunori et al. (2016): 5,3 t C ha⁻¹ y⁻¹ per l'anno 2011 e 7,2 t C ha⁻¹ y⁻¹ nel 2012, rilevati in un vigneto a conduzione *convenzionale*, nella Regione Lazio. La differenza, in aumento dei valori riportati da Brunori è riconducibile all'alta densità d'impianto dei vigneti laziali (5600 viti/ha); DZ ha una densità d'impianto di 2667 viti/ha per Guyot e 2000 viti/ha per G.D.C. e NG ha 1428 viti/ha per Cordone Capovolto e 2666 viti/ha per Guyot.

La concentrazione di SOC pari a 40 t ha^{-1} ritrovata nel nostro caso studio è in linea con il valore di SOC italiano $41,9 \pm 15,9 \text{ t ha}^{-1}$ rilevato nei primi 30 cm di suolo minerale dei vigneti (Jaksic et al., 2021).

Altri studi hanno preso in considerazione vigneti con un pregresso diverso, in cui nella determinazione degli input di C sono state omesse le potature dal campo.

In questo caso i valori di input di C all'interno di un vigneto inerbito senza lavorazione è risultato di $1,75 \text{ t C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ e con lavorazione, di $1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (Francaviglia et al., 2012). Si tratta di valori inferiori a quelli riportati nel nostro studio, che fanno intendere l'importanza nel considerare gli apporti colturali per una valutazione completa del ruolo del carbonio nel suolo. Alla stessa considerazione porta lo studio di Romanya et al. (2000) sullo stoccaggio di C al suolo con il modello RothC, applicato in un'area mediterranea, su ex campi di vigneti in cui sono stati determinati gli input di C, per mantenere il SOC all'equilibrio. Negli scenari di inizializzazione presentati, l'input di C è pari a $1,41 \text{ t C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ con un valore di SOC misurato di 26 t ha^{-1} . Se rapportiamo i dati di Romanya al nostro caso studio, per mantenere il SOC all'equilibrio, si è calcolato che occorrono ben $2,17 \text{ t C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. Ad integrazione si può dire che lo studio di Romanya prende in considerazione vigneti localizzati in una vasta area di tipo mediterranea in cui le componenti climatiche pedologiche e gestionali hanno un ruolo significativo.

Sempre sul tema, altri studi riportano dati sul rapporto DPR/RPM che rappresenta un elemento essenziale per gli input di carbonio nel suolo. Farina et al. (2017) hanno eseguito una modellazione regionale degli stock di carbonio e di emissione di CO_2 in aree mediterranee su diverse culture, indicando in 0,35 il rapporto DPM/RPM. Lo stesso dato è rilevato da Brunori et al. (2017) in studi condotti sempre su vigneti, in provincia di Foggia. Si tratta di valori inferiori rispetto a 1,44 DPM/RPM rilevato dal nostro caso studio, che avvalorata la tesi dell'importanza delle diverse pratiche e del contesto ambientale in cui le aziende sono inserite. Un caso interessante è descritto da Payen et al. (2017) che partendo dal presupposto che le pratiche agricole hanno un peso nella mitigazione del cambiamento climatico tramite il sequestro del carbonio organico nel suolo (Smith, 2016), ha raccolto varie sperimentazioni sui vigneti dell'Europa occidentale, analizzando cinque pratiche: ammendamenti organici (OA), colture di copertura (CC), ammendamenti organici e no-tillage (OA+NT), no-tillage e cover cropping (NT+CC), e una combinazione di ammendamenti organici, no-tillage e cover cropping (OA+NT+CC). Lo studio condotto da Payen sviluppa sperimentazioni a breve termine e a lungo termine.

Negli scenari, per tutte le pratiche di gestione, rileva che i tassi annuali di sequestro sono in media di 7,53 t CO₂ ha⁻¹ y⁻¹, con una variazione compresa tra 2,82 e 11,06 t CO₂ ha⁻¹y⁻¹. Il valore più alto è stato trovato con la combinazione di OA+NT. Il tasso di sequestro del SOC differiva significativamente in rapporto alla durata dell'esperienza, con confronti a lungo termine (10-28 anni) associati a tassi di sequestro più bassi (1.09 t C ha⁻¹y⁻¹) rispetto ai confronti a medio (6-10 anni) e breve (<6 anni) termine (2.35 t C ha⁻¹y⁻¹) (Payen et al., 2017).

Il tasso di variazione del SOC in funzione del tempo è stato esaminato anche in alcune delle simulazioni di NG, confrontando le variazioni del SOC nelle tre condizioni: senza l'ammendamento (NG2_nir_v), considerando l'ammendante come letame (NG2_nir_v_FYM) nel modello base RothC e considerando l'ammendante come compost derivante da fanghi agroindustriali (NG2_nir_v_EOM) sul modello proposto da Mondini, il tutto secondo una proiezione temporale di 5 anni, 20 anni e 100 anni.

Tra gli scenari di NG se ne sono selezionati due, per le tre condizioni: NG2 (Tabella 24 e Figure 65, 66) rappresentativo degli scenari tra le file dove l'aumento del SOC è più marcato e lo scenario NG4 (Tabella 25 e Figure 67, 68) rappresentativo di quelli lungo la fila dove maggiore è la diminuzione del SOC.

Tabella 23. NG2. Variazioni del SOC nei tempi (5, 20, 100 anni)

Parametro	Scenario	Unità di misura	Tempo di simulazione		
			5 anni	20 anni	100 anni
ΔSOC annuale	NG2_nir_v		0.697	0.416	0.168
	NG2_nir_v_FYM	t C ha ⁻¹ y ⁻¹	1.029	0.618	0.258
	NG2_nir_v_EOM		1.253	0.861	0.457
ΔCO _{2eq} annuale	NG2_nir_v		2.555	1.524	0.616
	NG2_nir_v_FYM	t CO _{2eq} ha ⁻¹ y ⁻¹	3.774	2.264	0.945
	NG2_nir_v_EOM		4.595	3.157	1.675
ΔCO _{2eq} annuale	NG2_nir_v		2555	1524	616
	NG2_nir_v_FYM	kg CO _{2eq} ha ⁻¹ y ⁻¹	3774	2264	945
	NG2_nir_v_EOM		4595	3157	1675

Dalla tabella 23 si osserva che il tasso positivo di variazione del SOC annuale (ΔSOC annuale) diminuisce con l'aumentare del tempo di simulazione e aumenta passando dallo scenario privo di ammendamento allo scenario con ammendamento considerato come EOM. La diminuzione del ΔSOC annuale nel tempo è da attribuirsi al fatto che il SOC tende ad avvicinarsi ad una nuova situazione di equilibrio diversa da quella iniziale. Il maggior aumento di SOC dello

scenario NG2_nir_v_EOM rispetto allo scenario NG2_nir_v_FYM (Figure 65 e 66) è dovuto al fatto che nel modello di Mondini all'ACFa=EOM viene attribuito un contenuto di HUM uguale al 53%, mentre considerando l'ACFa=FYM si attribuisce un contenuto di HUM solamente del 2% questo inevitabilmente porta ad un maggiore accumulo di SOC.

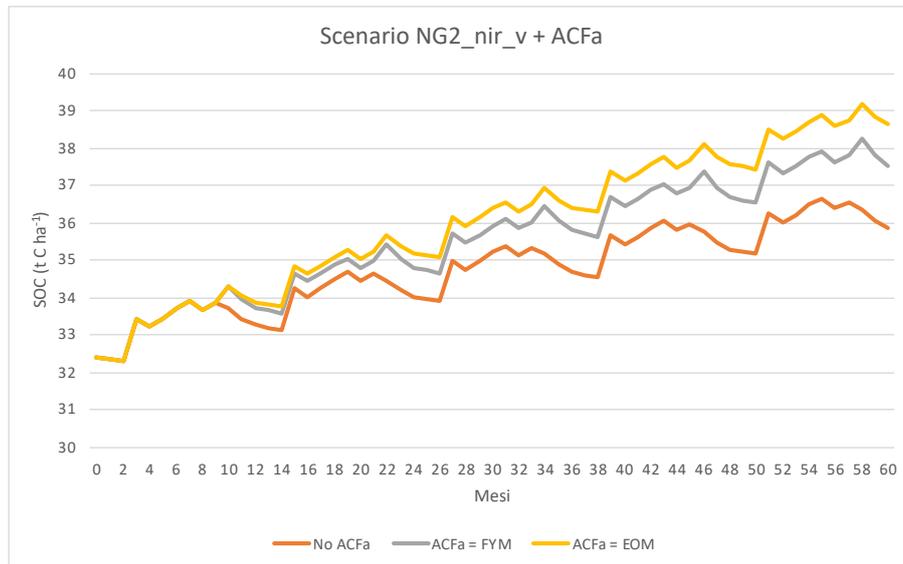


Figura 65. NG2. Andamento del SOC a 5 anni. All'ottavo mese si ha l'applicazione del compost derivante da fanghi agro industriali (ACFa), l'andamento dell'ACFa=EOM non si discosta significativamente dall'andamento dell'ACFa=FYM.

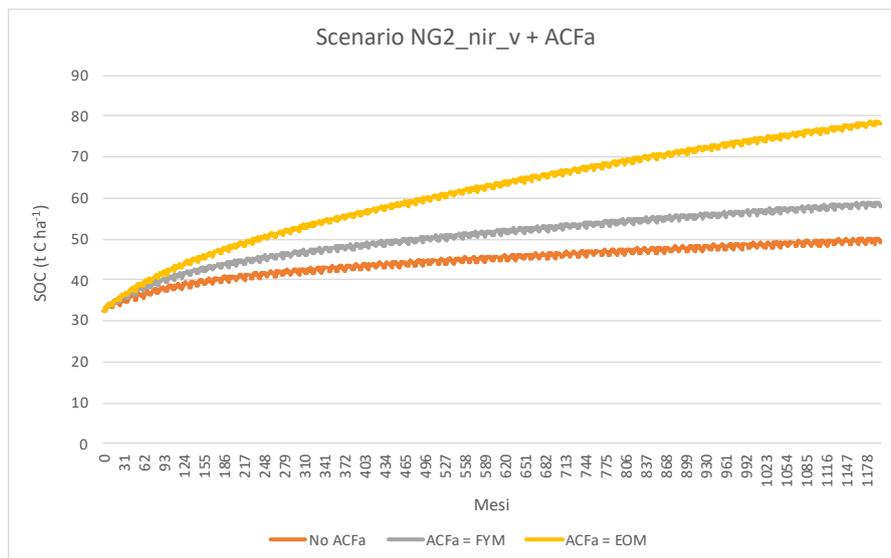


Figura 66. NG2. Andamento del SOC a 100 anni. All'ottavo mese si ha l'applicazione del compost derivante da fanghi agro industriali (ACFa), sul lungo periodo l'andamento dell'ACFa=EOM si discosta dall'andamento dell'ACFa=FYM.

Tabella 24. NG4. Variazioni del SOC nei tempi (5, 20, 100 anni)

Parametro	Scenario	Unità di misura	Tempo di simulazione		
			5 anni	20 anni	100 anni
Δ SOC annuale	NG4_nir_b		-1.380	-0.690	-0.264
	NG4_nir_b_FYM	t C ha ⁻¹ y ⁻¹	-1.133	-0.572	-0.220
	NG4_nir_b_EOM		-0.899	-0.353	-0.111
Δ CO ₂ eq annuale	NG4_nir_b		-5.060	-2.531	-0.969
	NG4_nir_b_FYM	t CO ₂ eq ha ⁻¹ y ⁻¹	-4.154	-2.097	-0.808
	NG4_nir_b_EOM		-3.295	-1.293	-0.406
Δ CO ₂ eq annuale	NG4_nir_b		-5060	-2531	-969
	NG4_nir_b_FYM	kg CO ₂ eq ha ⁻¹ y ⁻¹	-4154	-2097	-808
	NG4_nir_b_EOM		-3295	-1293	-406

In tabella 24 si osserva che il tasso negativo di variazione del SOC annuale (Δ SOC annuale) diminuisce con l'aumentare del tempo di simulazione e diminuisce passando dallo scenario privo di ammendamento allo scenario con ammendamento considerato come EOM.

Anche qui la diminuzione, in termini di valori assoluti, del Δ SOC annuale nel tempo è da attribuirsi al fatto che il SOC tende ad avvicinarsi ad una nuova situazione di equilibrio diversa da quella iniziale. La minor diminuzione di SOC dello scenario NG4_nir_b_EOM rispetto allo scenario NG4_nir_b_FYM (Figure 67 e 68) è legata anche qui alle caratteristiche del modello di Mondini enunciate per lo scenario NG2 che limita la diminuzione del SOC.

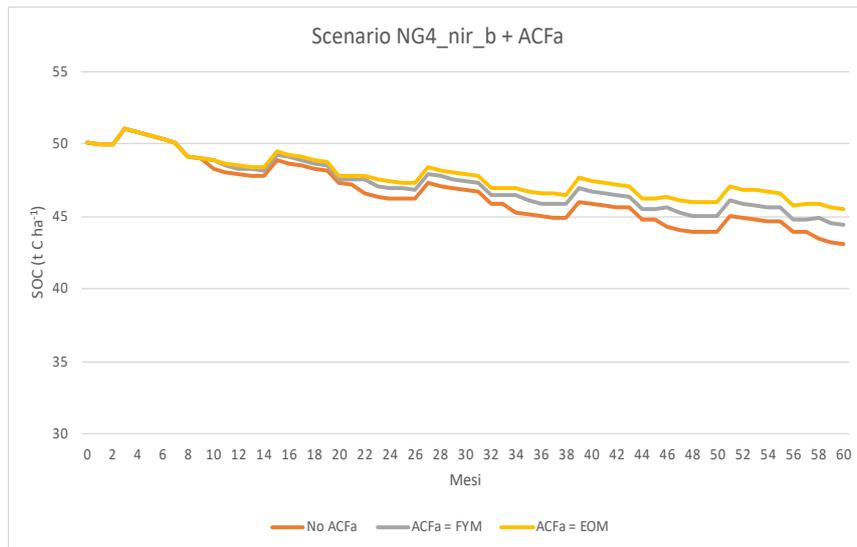


Figura 67. NG4. Andamento del SOC a 100 anni. All'ottavo mese si ha l'applicazione del compost derivante da fanghi agro industriali (ACFa), l'andamento dell'ACFa=EOM non si discosta significativamente dall'andamento dell'ACFa=FYM.

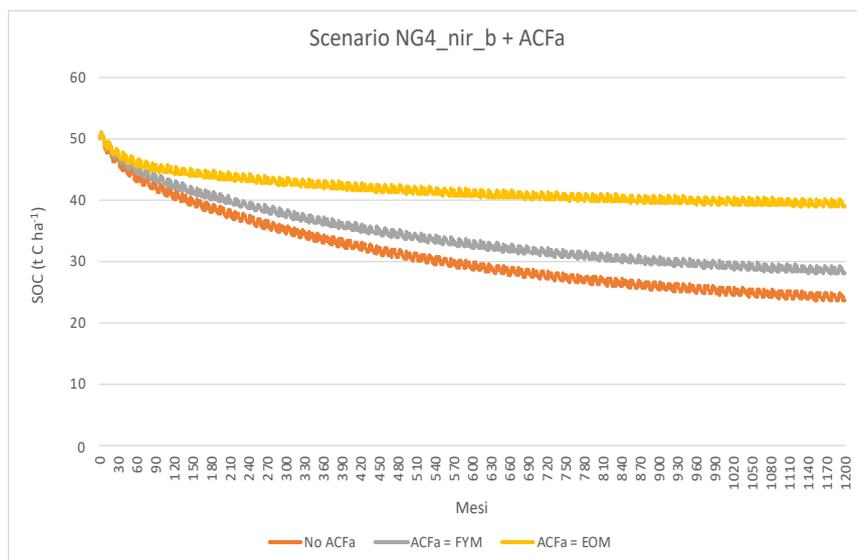


Figura 68. NG4. Andamento del SOC a 100 anni. All'ottavo mese si ha l'applicazione del compost derivante da fanghi agro industriali (ACFa), sul lungo periodo l'andamento dell'ACFa=EOM si discosta dall'andamento dell'ACFa=FYM.

In generale si osserva che sul breve periodo (5 anni) l'andamento degli scenari con ACFa=EOM non è molto diverso da quelli con ACFa=FYM, mentre nel lungo periodo si osserva come questa differenza diventi sempre più marcata. Questo probabilmente perché la modifica di Mondini et al. (2017) al modello base di RothC è stata validata su un periodo di sperimentazione di solamente di 1 mese, molto più corto quindi dei nostri tempi di simulazione (5, 20, 100 anni). Dalla forte discrepanza dei risultati ottenuti sul lungo periodo con quelli del modello base è verosimile pensare che tali stime siano poco accurate.

Pertanto, nello studio si è deciso di utilizzare, per il confronto con la categoria d’impatto GWP, il modello base che considera l’ammendante come FYM. La scelta è in linea con quanto raccomandato dalla PERF/CR sul vino.

4.1.3 Analisi del confronto GWP con RothC

Come spiegato nel precedente paragrafo, per quantificare le emissioni o il sequestro di carbonio dal suolo associati alla coltivazione dell’uva è stato utilizzato il modello RothC il cui output, in questo paragrafo, è stato correlato alla categoria d’impatto GWP 100, escluso il carbonio biogenico, per valutare come l’andamento del SOC possa limitare o aumentare le emissioni di CO₂ dalla coltivazione del vigneto.

Gli impatti sul GWP espressi in kg CO₂eq. associati all’unità funzionale sono risultati di 7,19 per l’azienda DZ e di 3,42 per l’azienda NG. I dati delle simulazioni ottenute con modello RothC relativamente alle variazioni di SOC espresse in t C ha⁻¹ sono stati mediati per ottenere un unico valore e poi sommati all’impact score del GWP calcolato con l’LCA. I valori ottenuti dalla media ponderata dei risultati degli scenari ottenuti con il modello RothC mostrano un’emissione di anidride carbonica in atmosfera di 0,83 kg CO₂eq. da parte dell’azienda DZ e un sequestro di -0,77 kg CO₂eq. da parte dell’azienda NG (Tabella 25). La deviazione standard ponderata in NG è leggermente maggiore poiché risente del fatto che in tutti gli scenari lungo le file vi è un’emissione netta di CO₂, mentre in tutti quelli tra le file vi è un sequestro netto. Situazione quest’ultima che si verifica solo parzialmente negli scenari tra le file di DZ. Per ogni azienda i risultati sono stati integrati per ottenere un bilancio globale di CO₂ eq. che tenga conto sia dei parametri del modello RothC sia degli aspetti presi in considerazione con LCA (ultima colonna tabella 25).

Tabella 25. Azienda DZ e NG. Dati ottenuti da RothC per il confronto con GWP (excl. Bio CO₂)

Aziende	Media ponderata kg CO ₂ eq q-1y-1	Dev.stand. Ponderata kg CO ₂ eq q-1y-1	GWP (excl. Bio CO ₂) kg CO ₂ eq	CO ₂ tot emessa kg CO ₂ eq
DZ	0,83	1,60	7,19	8,02
NG	-0,77	2,32	3,42	2,65

In figura 69 sono riportati i risultati ottenuti sia con il GWP che con il modello Rothc per l'azienda DZ e l'azienda NG.

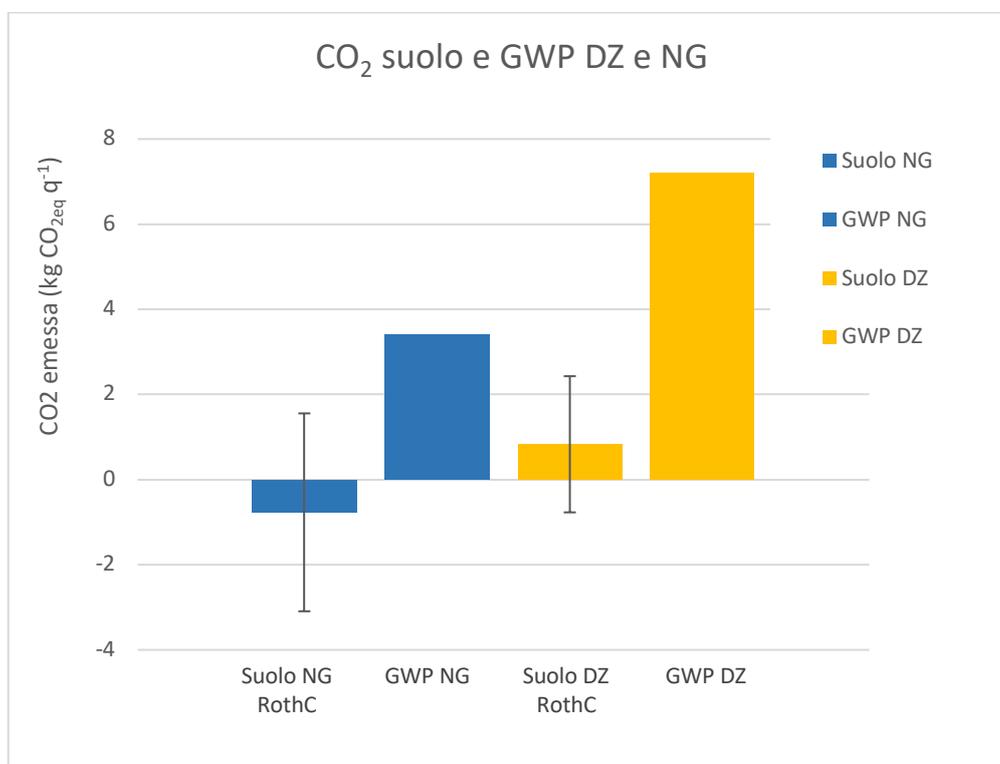


Figura 69. Aziende DZ e NG. Confronto tra il modello RothC e il GWP 100. Evidenzia come le dinamiche del carbonio nel suolo associate alle attività agronomiche contribuiscano a mitigare le emissioni di CO₂ eq.

Dai risultati finali si osserva che la modesta emissione di CO₂ eq. di DZ calcolata con RothC aggiunta alla corrispondente GWP, porta le emissioni totali di CO₂ a 8,02 kg CO₂ eq q⁻¹. Nell'azienda NG invece il modesto sequestro di CO₂ eq., indicato con valore negativo, aggiunto alla relativa GWP, attesta l'emissione totale di CO₂ a 2,65 kg CO₂ eq. q⁻¹. Ne consegue che l'azienda DZ ha un impatto di circa tre volte superiore rispetto all'azienda NG (Figura 70).

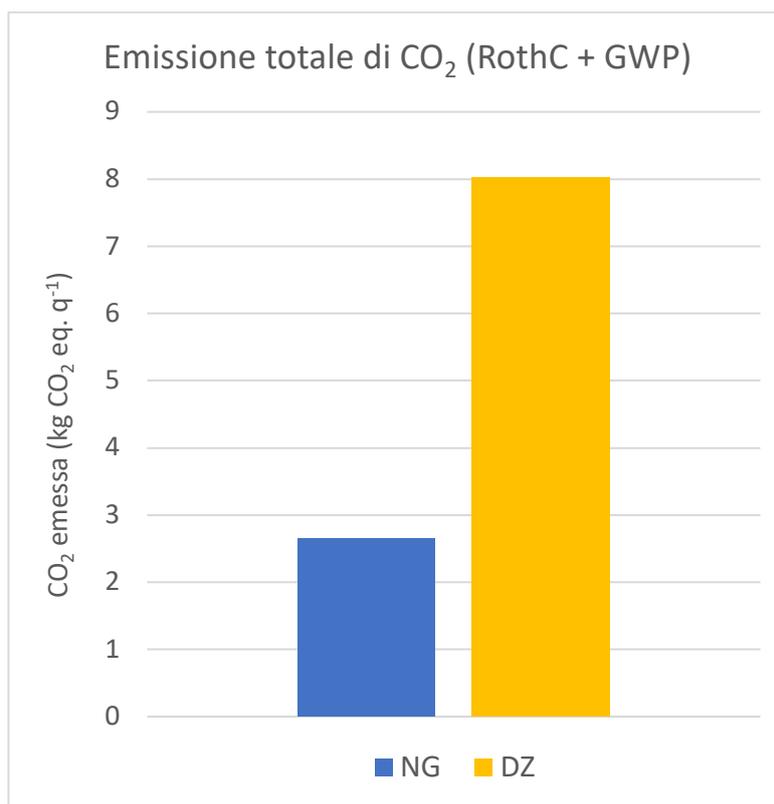


Figura 70. Aziende DZ e NG. Contributi totali all'emissione di CO₂ eq.

Inoltre, l'integrazione dei due strumenti applicata al caso studio ha evidenziato come l'inclusione dei flussi del carbonio organico (SOC) rapportata ai diversi tipi di gestione viticola, con le attività di concimazione, potatura, lavorazione del terreno influenzino i risultati finali degli impatti sul sequestro o emissione di carbonio, in larga misura riconducibili all'entità dei residui vegetali e all'ossidazione dell'humus (mineralizzazione). L'inclusione dei risultati del modello RothC a quelli ottenuti dalla metodologia LCA ha permesso di prendere in considerazione gli effetti delle variabili climatiche (precipitazioni, temperatura ed evapotraspirazione), la struttura del suolo come il contenuto di argilla e i processi di gestione della coltura permettendo di comprendere le dinamiche di decomposizione del carbonio e di fare proiezioni sugli effetti sul cambiamento climatico più accurate (Francaviglia et al., 2012). Lo studio fa emergere come la conduzione agronomica dell'azienda NG favorisca un maggiore potenziale di stoccaggio di carbonio grazie ad una maggiore produzione di biomassa derivante da potature e da sfalci effettuati durante l'intero anno e grazie all'apporto di compost ACFA. L'azienda DZ presenta un minor apporto di residui colturali al suolo con conseguente minor produzione di biomassa. Inoltre, il minor contenuto di argilla nel suolo dell'azienda NG porta ad un minor immagazzinamento idrico. Pertanto, nei periodi secchi si verificano più facilmente condizioni di deficit idrico per tempi prolungati. In tali situazioni l'attività della biomassa

microbica è inibita con il conseguente rallentamento della mineralizzazione del C organico e il maggior accumulo di SOC.

Questo studio dimostra che la valutazione delle dinamiche del carbonio nel suolo e la loro integrazione con il punteggio GWP (esclusa la CO₂ biogenica) di uno studio LCA rappresenta un aspetto cruciale nella determinazione delle effettive emissioni di CO₂ associate alla produzione di uva.

Sull'argomento non sono stati trovati in letteratura contributi che possano essere riportati a supporto, integrazione e arricchimento del presente studio.

5 Conclusioni

Lo studio si è posto l'obiettivo di valutare con LCA i potenziali impatti ambientali derivanti dalla coltivazione di uva, in due aziende a conduzione convenzionale, DZ e NG, e di integrarne i risultati con quelli del modello RothC per valutare in che misura le diverse pratiche agronomiche di gestione del suolo influenzino la variazione del SOC, e la relativa emissione di CO₂, messa a confronto con la categoria di impatto del cambiamento climatico (GWP).

Gli esiti dell'LCA indicano che, generalmente, sui diversi aspetti ambientali l'azienda DZ ha impatti superiori a quelli di NG soprattutto a causa di un maggiore utilizzo di fertilizzanti e pesticidi. Solo su 2 delle categorie considerate, consumo delle risorse non rinnovabili e tossicità umana non cancerogena, il contributo dell'azienda NG è risultato superiore a DZ.

Dai risultati legati al GWP l'azienda DZ ha mostrato un impatto circa doppio rispetto all'azienda NG mentre le emissioni di CO₂ sull'unità funzionale risultano di circa 7 kg CO₂eq. per l'azienda DZ e di circa 3 kg CO₂eq. per l'azienda NG.

Il modello RothC ha permesso di individuare le principali pratiche culturali che aumentano il SOC mitigando le emissioni di CO₂eq. in particolare: l'inerbimento perenne, la scelta di forme di allevamento con elevata produzione di residui culturali al suolo e l'utilizzo di ammendanti.

L'integrazione dei valori dell'LCA con quelli di RothC ha permesso di ottenere un bilancio globale di CO₂eq. in cui le emissioni totali, rispetto alle GWP, aumentano leggermente nell'azienda DZ e diminuiscono leggermente in NG, portando ad un impatto di DZ circa tre volte superiore rispetto a quello di NG. Le caratteristiche di entrambe le aziende e i relativi risultati possono ritenersi rappresentativi della bassa pianura ravennate.

Alla luce di questi risultati, non è da escludere che attente pratiche agronomiche volte a migliorare il contenuto di carbonio organico nel suolo, possano portare ad un sequestro tale di

CO₂ fino a compensare totalmente le emissioni della GWP per lo meno all'interno della fase di coltivazione.

Il LCA ha dimostrato di essere uno strumento strategico in grado di scomporre in ogni sua parte il sistema analizzato e di individuare i flussi di materiali ed energia coinvolti nella coltivazione dell'uva che contribuiscono maggiormente alle diverse categorie d'impatto e di evidenziarne i trade-off. Questo ha dunque permesso di fare emergere gli ambiti di miglioramento possibili nel processo di coltivazione dell'uva, al fine di ridurre gli impatti ambientali.

Lo studio ha inoltre dimostrato come l'integrazione della metodologia LCA con il modello RothC sia determinante per la comprensione e quantificazione delle emissioni di CO₂ derivanti dalla fase di coltivazione. Il modello RothC permette infatti di calcolare le dinamiche del carbonio organico nel suolo associate alle pratiche culturali della viticoltura quali fertilizzazione, potatura e lavorazione del terreno; sono pratiche considerate nel calcolo del GWP in termini di consumo ed emissione dei processi produttivi, ma non come input di carbonio fornibili al suolo, determinando sovra o sottostima delle effettive emissioni di CO₂eq.

L'integrazione dei risultati derivanti da RothC ha infatti evidenziato come i soli valori del GWP possano portare a sovra o sottostimare le effettive emissioni di CO₂eq. associate alla fase di coltivazione.

Non è ancora presente al giorno d'oggi una linea guida metodologica che definisca la necessità o l'obbligatorietà di effettuare questo tipo di integrazione e questo può spiegare la scarsa presenza in letteratura di studi LCA che tengano conto delle dinamiche del carbonio organico nel suolo nei terreni viticoli. Al di là dell'assenza o scarsità di studi a questo riguardo, l'elevata variabilità spaziale e temporale e le differenze del microclima che influiscono sulla qualità del suolo renderebbero complessi gli eventuali confronti tra diversi studi.

Tuttavia, futuri ulteriori contributi di studio di questo tipo su diverse aree geografiche potrebbero "mitigare" le limitazioni accennate e fornire una base conoscitiva utile per migliorare le pratiche agricole ed incentivare ulteriormente l'applicazione di questi metodi nel settore vitivinicolo.

6 Bibliografia

Ammann, Christof, Christoph Spirig, Jens Leifeld, and Albrecht Neftel. "Assessment of the Nitrogen and Carbon Budget of Two Managed Temperate Grassland Fields." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133.3 (2009): 150-62. Web.

Ardente, Fulvio, Giorgio Beccali, Maurizio Cellura, and Antonino Marvuglia. "POEMS: A Case Study of an Italian Wine-Producing Firm." *Environmental Management (New York)* 38.3 (2006): 350-64. Web.

Azad, B., S. F Afzali, and R. Francaviglia. "Simulating Soil CO₂ Emissions under Present and Climate Change Conditions in Selected Vegetation Covers of a Semiarid Region." *International Journal of Environmental Science and Technology (Tehran)* 17.5 (2019): 3087-098. Web.

Bleuler, Mira, Roberta Farina, Rosa Francaviglia, Claudia Di Bene, Rosario Napoli, and Alessandro Marchetti. "Modelling the Impacts of Different Carbon Sources on the Soil Organic Carbon Stock and CO₂ Emissions in the Foggia Province (Southern Italy)." *Agricultural Systems* 157 (2017): 258-68. Web.

Borgen, S. K., Molstad, L., Bruun, S., Breland, T. A., Bakken, L. R., and Bleken, M. A.: Estimation of plant litter pools and decomposition-related parameters in a mechanistic model, *Plant Soil*, 338, 205–222, 2011

Bosco, Simona, Claudia Di Bene, Mariassunta Galli, Damiano Remorini, Rossano Massai, and Enrico Bonari. "Soil Organic Matter Accounting in the Carbon Footprint Analysis of the Wine Chain." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18.5 (2013): 973-89. Web.

Bottura, Maurizio. *Manuale Di Viticoltura*. San Michele All'Adige: Fondazione Edmund Mach, 2011. Print.

Brandão, Miguel, Roland Clift, Llorenç Milà I Canals, and SpringerLink. Food, Feed, Fuel, Timber or Carbon Sink? Towards Sustainable Land Use A Consequential Life Cycle Approach. 1st Ed. 2021. ed. Dordrecht: Springer Netherlands Imprint: Springer, 2021. Print.

Brunori, Elena. "Sustainable Viticulture: The Carbon-sink Function of the Vineyard Agroecosystem." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 223 (2016): 10-22. Web.

Buontempo, Carlo, Ronald Hutjes, Philip Beavis, Julie Berckmans, Chiara Cagnazzo, Freja Vamborg, Jean-Noël Thépaut, Cedric Bergeron, Samuel Almond, Alessandro Amici, Selvaraju Ramasamy, and Dick Dee. "Fostering the Development of Climate Services through Copernicus Climate Change Service (C3S) for Agriculture Applications." *Weather and Climate Extremes* 27 (2020): 100226. Web.

Buscaroli, A., Dinelli E., Zannoni, D. (2011). Geohydrological and environmental evolution of the area included among the lower course of the Lamone river and the Adriatic coast. *Environmental Quality*, 5, 11-22. ISBN 13:978-88-901261-5-4.

Bustamante, M.A., Moral, R., Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Pérez-Murcia, M.D., 2008. Agrochemical characterisation of the solid by-products and residues from the winery and distillery industry. *Waste. Manag.* 28, 372e380.

Chiti, Tommaso, Lorenzo Gardin, Lucia Perugini, Roberta Quarantino, Francesco Primo Vaccari, Franco Miglietta, and Riccardo Valentini. "Soil Organic Carbon Stock Assessment for the Different Cropland Land Uses in Italy." *Biology and Fertility of Soils* 48.1 (2011): 9-17. Web.

Christ, Katherine L, and Roger L Burritt. "Critical Environmental Concerns in Wine Production: An Integrative Review." *Journal of Cleaner Production* 53 (2013): 232-42. Web.

D. S. Powlson, P. Smith e J. U. Smith, A cura di, «RothC-26.3 - A Model for the turnover of carbon in soil,» in *Evaluation of Soil Organic Matter Models*, 1996, pp. 237-246.

D'Avino, Lorenzo, Claudia Di Bene, Roberta Farina, and Francesco Razza. "Introduction of Cardoon (*Cynara Cardunculus* L.) in a Rainfed Rotation to Improve Soil Organic Carbon Stock in Marginal Lands." *Agronomy (Basel)* 10.7 (2020): 946. Web.

Davies, J. (2009a). Certificate of Analysis BBOT OAS. *North*, 44(18), 294–295.

Davies, J. (2009b). Certificate of Analysis Soil Standard Clay OAS. *North*, 44(18), 294–295.

Deligios, Paola A, Roberta Farina, Maria Teresa Tiloca, Rosa Francaviglia, and Luigi Ledda. "C-sequestration and Resilience to Climate Change of Globe Artichoke Cropping Systems Depend on Crop Residues Management." *Agronomy for Sustainable Development* 41.2 (2021): *Agronomy for Sustainable Development*, 2021-03-05, Vol.41 (2). Web.

Devesa-Rey, R., Vecino, X., Varela-Alende, J.L., Barral, M.T., Cruz, J.M., Moldes, A.B., 2011. Valorization of winery wastes vs. the costs of not recycling. *Waste. Manag.* 31, 2327e2335.

Dorofeeva, A A, A N Kazak, and L B Nyurenberger. "Wine Tourism and the Introduction of New Technologies in Winemaking and Viticulture." *IOP Conference Series. Earth and Environmental Science* 315.7 (2019): 72040. Web.

European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators. First edition March 2010. EUR 24586 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010

European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010

European Commission, PEFCR Guidance document, - Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs), version 6.3, December 2017.

European Commission. Product Environmental Footprint Category Rules Guidance. Version 6.3.

Fantin, Valentina, Alessandro Buscaroli, Teunis Dijkman, Alessandra Zamagni, Gioia Garavini, Alessandra Bonoli, and Serena Righi. "PestLCI 2.0 Sensitivity to Soil Variations for the Evaluation of Pesticide Distribution in Life Cycle Assessment Studies." *The Science of the Total Environment* 656 (2019): 1021-031. Web.

Farina, Roberta, Alessandro Marchetti, Rosa Francaviglia, Rosario Napoli, and Claudia Di Bene. "Modeling Regional Soil C Stocks and CO₂ Emissions under Mediterranean Cropping Systems and Soil Types." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 238 (2017): 128-41. Web.

Ferrari, Anna Maria, Martina Pini, Devid Sassi, Elisabetta Zerazion, and Paolo Neri. "Effects of Grape Quality on the Environmental Profile of an Italian Vineyard for Lambrusco Red Wine Production." *Journal of Cleaner Production* 172 (2018): 3760-769. Web.

Francaviglia, Rosa, Kevin Coleman, Andrew P Whitmore, Luca Doro, Giulia Urracci, Mariateresa Rubino, and Luigi Ledda. "Changes in Soil Organic Carbon and Climate Change Application of the RothC Model in Agro-silvo-pastoral Mediterranean Systems." *Agricultural Systems* 112 (2012): 48-54. Web.

Fryer, James. "Regional Carbon Stock Assessment and the Potential Effects of Land Cover Change." *Science of the Total Environment* 775 (2021): N.PAG. Web.

Gabzdylova, B., Raffensperger, J.F., Castka, P., 2009. Sustainability in the New Zealand wine industry: drivers, stakeholders and practices. *J. Clean. Prod.* 17, 992e 998.

Giongo, Vanderlise, Kevin Coleman, Monica Da Silva Santana, Alessandra Monteiro Salviano, Nelci Olszveski, Davi Jose Silva, Tony Jarbas Ferreira Cunha, Angelucia Parente, Andrew P Whitmore, and Goetz Michael Richter. "Optimizing Multifunctional Agroecosystems in Irrigated Dryland Agriculture to Restore Soil Carbon – Experiments and Modelling." *The Science of the Total Environment* 725 (2020): 138072. Web.

Hasukawa, Hiroyuki, Yumi Inoda, Satoshi Toritsuka, Shigeto Sudo, Noriko Oura, Tomohito Sano, Yasuhito Shirato, and Junta Yanai. "Effect of Paddy-upland Rotation System on the Net

Greenhouse Gas Balance as the Sum of Methane and Nitrous Oxide Emissions and Soil Carbon Storage: A Case in Western Japan." *Agriculture (Basel)* 11.1 (2021): 1-16. Web.

Hauschild, Michael Z., Stig Irving Olsen, and Ralph K. Rosenbaum. *Life Cycle Assessment Theory and Practice*. Cham: Springer, 2018. Print.

Hitha Shaji, Vinaya Chandran, Linu Mathew, Chapter 13 - Organic fertilizers as a route to controlled release of nutrients, Editor(s): F.B. Lewu, Tatiana Volova, Sabu Thomas, Rakhimol K.R., *Controlled Release Fertilizers for Sustainable Agriculture*, Academic Press, 2021

ISO (1995). ISO 10694: 1995 (E) Soil quality - Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis). International Organization for Standardization, Genève 20, Switzerland.

ISO 2006 ISO 14044. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. International Organization of Standardization. Geneva, Switzerland.

ISO, 2006. ISO 14040. Environment management – Life Cycle Assessment – Principles and framework. International Organization of Standardization. Geneva, Switzerland.

Jakšić, Snežana, Jordana Ninkov, Stanko Milić, Jovica Vasin, Dušana Banjac, Darko Jakšić, and Milorad Živanov. "The State of Soil Organic Carbon in Vineyards as Affected by Soil Types and Fertilization Strategies (Tri Morava Region, Serbia)." *Agronomy (Basel)* 11.1 (2021): 9. Web.

Janssens IA, Freibauer A, Ciais P, Smith P, Nabuurs GJ, Folberth G, Schlamadinger B, Hutjes RWA, Ceulemans R, Schulze ED, Valentini R, Dolman AJ (2003) Europe's terrestrial biosphere absorbs 7 to 12 % of European anthropogenic CO₂ emissions. *Science* 300:1538–1542

Jebari, Asma, Jorge Alvaro-Fuentes, Guillermo Pardo, Maria Almagro, and Agustin Del Prado. "Estimating Soil Organic Carbon Changes in Managed Temperate Moist Grasslands with RothC." *PloS One* 16.8 (2021): E0256219. Web

Jha, Pramod, Brij Lal Lakaria, AK Vishwakarma, RH Wanjari, M. Mohanty, Nishant K Sinha, J. Somasundaram, GS Dheri, AK Dwivedi, Raj Paul Sharma, Muneshwar Singh, RC Dalal, AK Biswas, AK Patra, and SK Chaudhari. "Modeling the Organic Carbon Dynamics in Long-term Fertilizer Experiments of India Using the Rothamsted Carbon Model." *Ecological Modelling* 450 (2021): *Ecological Modelling*, 2021-06-15, Vol.450. Web.

Jo Handelsman. "Difendere il suolo e difendere il pianeta". *Le scienze* (agosto 2021)

Jones, K., 2003. *Australian Wine Industry: State of the Environment 2003*. South Australian Wine Industry Association Inc., Australia.

JRC "ILCD Handbook. General guide for Life Cycle Assessment: detailed guidance" EUR23708 EN (2010)

JRC "ILCD Handbook. Framework and Requirements for Life Cycle Impact Models and Indicator" EUR24586 EN. 2010

JRC "ILCD Handbook. Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context" EUR24571 EN. 2011

COLEMAN K., JENKINSON D.S. (2014), RothC-26.3—A Model for the turnover of carbon in soil. Model description and user guide (Windows version). Rothamsted Research, Harpenden Herts AL5 2JQ; UK, 2014. Available online https://www.rothamsted.ac.uk/sites/default/files/RothC_guide_WIN.pdf

Knowles, L., Hill, R., 2001. Environmental initiatives in South African wineries: a comparison between small and large wineries. *Eco-management and Auditing* 8, 210e228.

Laca, Amanda, Samuel Gancedo, Adriana Laca, and Mario Díaz. "Assessment of the Environmental Impacts Associated with Vineyards and Winemaking. A Case Study in Mountain Areas." *Environmental Science and Pollution Research International* 28.1 (2020): 1204-223. Web.

Lefebvre, D.; Williams, A.; Meersmans, J.; Kirk, G.J.D.; Sohi, S.; Goglio, P.; Smith, P. Modelling the potential for soil carbon sequestration using biochar from sugarcane residues in Brazil. *Sci. Rep.* **2020**, *10*, 19479, doi:10.1038/s41598-020-76470-y.

Lal R (2004) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304:1623–1627

Marras, Serena, Sara Masia, Pierpaolo Duce, Donatella Spano, and Costantino Sirca. "Carbon Footprint Assessment on a Mature Vineyard." *Agricultural and Forest Meteorology* 214-215 (2015): 350-56. Web.

Martina Maines, Alessandro Buscaroli, Denis Zannoni and Enrico Balugani. Stoccaggio del carbonio nel suolo: stima dell'effetto di diverse rotazioni culturali con il modello RothCA (2019). Web.

Martin, Manuel P. "Feasibility of the 4 per 1000 Aspirational Target for Soil Carbon: A Case Study for France." *Global Change Biology* 27.11 (2021): 2458-478. Web.

Mesfin, Shimbahri, Girmay Gebresamuel, Mitiku Haile, and Amanuel Zenebe. "Modelling Spatial and Temporal Soil Organic Carbon Dynamics under Climate and Land Management Change Scenarios, Northern Ethiopia." *European Journal of Soil Science* 72.3 (2021): 1298-311. Web.

Meyer, Rachelle S, Brendan R Cullen, Penny H Whetton, Fiona A Robertson, and Richard J Eckard. "Potential Impacts of Climate Change on Soil Organic Carbon and Productivity in Pastures of South Eastern Australia." *Agricultural Systems* 167 (2018): 34-46. Web.

Milà I Canals, Llorenç, Christian Bauer, Jochen Depestele, Alain Dubreuil, Ruth Freiermuth Knuchel, Gérard Gaillard, Ottar Michelsen, Ruedi Müller-Wenk, and Bernt Rydgren. "Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA (11 Pp)." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12.1 (2007): 5-15. Web.

MIPAAF, 1992. Metodo n. 6, In Approvazione dei metodi ufficiale di analisi chimica del suolo, Gazzetta Ufficiale, Supplemento ordinario, serie n. 121 del 25 maggio 1992. https://www.gazzettaufficiale.it/do/ricerca/pdf/serie_generale/3?resetSearch=true

MIPAAF, 1992. Metodo VII.1, Approvazione dei metodi ufficiale di analisi chimica del suolo, Gazzetta Ufficiale, Supplemento ordinario, serie n. 248 del 21 ottobre 1999. https://www.gazzettaufficiale.it/do/ricerca/pdf/serie_generale/3?resetSearch=true

Mishra, Gaurav, Abhishek Jangir, and Rosa Francaviglia. "Modeling Soil Organic Carbon Dynamics under Shifting Cultivation and Forests Using RothC Model." *Ecological Modelling* 396 (2019): 33-41. Web.

Mondini, Claudio, Maria Luz Cayuela, Tania Sinicco, Flavio Fornasier, Antonia Galvez, and Miguel Angel Sánchez-Monedero. "Modification of the RothC Model to Simulate Soil C Mineralization of Exogenous Organic Matter." *Biogeosciences* 14.13 (2017): 3253-274. Web.

Morais, Tiago G, Ricardo F.M Teixeira, Nuno R Rodrigues, and Tiago Domingos. "Characterizing Livestock Production in Portuguese Sown Rainfed Grasslands: Applying the Inverse Approach to a Process-based Model." *Sustainability (Basel, Switzerland)* 10.12 (2018): 4437. Web.

Mosse, K.P.M., Patti, A.F., Christen, E.W., Cavagnaro, T.R., 2011. Review: winery wastewater quality and treatment options in Australia. *Aust. J. Grape Wine Res.* 17, 111e122

Muller-Wenk, Ruedi, and Miguel Brandao. "Climatic Impact of Land Use in LCA—carbon Transfers between Vegetation/soil and Air." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15.2 (2010): 172-82. Web.

Orlando, Federico, Diego Marazza, and Enrico Balugani. A System Dynamic Model to Assess Exploitability of Agricultural Residues and Effects on Soil Organic Carbon (2019). Web.

P. Goglio, W. N. Smith, B. B. Grant, R. L. Desjardins, B. G. McConkey, C. A. Campbell e T. Nemeck, «Accounting for soil carbon changes in agricultural life cycle assessment (LCA): a Review» *Journal of Cleaner Production*, vol. 104, pp. 1-17, Maggio 2015.

Paola Gho e Giovanni Ruffa. "Il piacere del vino" Slow Food Editore (2011)

Payen, Florian Thomas, Alasdair Sykes, Matt Aitkenhead, Peter Alexander, Dominic Moran, and Michael MacLeod. "Soil Organic Carbon Sequestration Rates in Vineyard Agroecosystems under Different Soil Management Practices: A Meta-analysis." *Journal of Cleaner Production* 290 (2021): 125736. Web.

Payen, Florian Thomas, Alasdair Sykes, Matthew Aitkenhead, Peter Alexander, Dominic Moran, and Michael MacLeod. "Predicting the Abatement Rates of Soil Organic Carbon Sequestration Management in Western European Vineyards Using Random Forest Regression." *Cleaner Environmental Systems* 2 (2021): 100024. Web.

Pennington, D, Wolf, M, Bersani, R, Pretato, U. (2007) Overcoming barriers to the broader implementation of life cycle thinking in business and public administration. *Int J Life Cycle Ass*, 12(7), 458-460.

Point, E., P. Tyedmers, and C. Naugler. "Life Cycle Environmental Impacts of Wine Production and Consumption in Nova Scotia, Canada." *Journal of Cleaner Production* 27 (2012): 11-20. Web.

Powlson, P. Smith e J. U. Smith, A cura di, «RothC-26.3 - A Model for the turnover of carbon in soil,» in *Evaluation of Soil Organic Matter Models*, 1996, pp. 237-246.

Romanyà, J., J. Cortina, P. Falloon, K. Coleman, and P. Smith. "Modelling Changes in Soil Organic Matter after Planting Fast-growing *Pinus Radiata* on Mediterranean Agricultural Soils." *European Journal of Soil Science* 51.4 (2000): 627-41. Web.

Ruggieri, L., Cadena, E., Martinez-Blanco, J., Gasol, C.M., Riervadevall, J., Gabarrell, X., Gea, T., Sort, X., Sánchez, A., 2009. Recovery of organic wastes in the Spanish wine industry. Technical, economic and environmental analyses of the com- posting process. *J. Clean. Prod.* 17, 830e838.

Russell, A., Battaglione, T., March 2007. Trends in Environmental Assurance in Key Australian Wine Export Markets. Winemakers' Federation of Australia.

S. D. Wullschlegel, W. M. Post e A. W. King, «On the potential for a CO₂ Fertilization Effect in Forsts: Estimates of the Biotic Growth Factor Based on 58 Controlled -Exposure Studies,» in *Biotic Feedbacks in the Global Climatic System: Will the Warming Feed the Warming?*, Oxford University Press, 1995, pp. 85-107.

Sala S., Reale F., Cristobal-Garcia J., Marelli L., Pant R. (2016), Life cycle assessment for the impact assessment of policies, EUR 28380 EN; doi:10.2788/318544

Saxton, K.E.; Rawls, W.J. Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2006, 70, 1569–1578, doi:10.2136/sssaj2005.0117.

Schneider, Manuel K, Andreas Lüscher, Emmanuel Frossard, and Josef Nösberger. "An Overlooked Carbon Source for Grassland Soils: Loss of Structural Carbon from Stubble in Response to Elevated PCO₂ and Nitrogen Supply." *The New Phytologist* 172.1 (2006): 117-26. Web.

Shirato, Yasuhito. "A Modeling Approach to Estimating NO Emission Derived from Loss of Soil Organic Matter for the Japanese Greenhouse Gas Inventory." *Soil Science & Plant Nutrition* 67.3 (2021): 347-53. Web.

Silva, Gil Anderi, and Luiz Alexandre Kulay. "Environmental performance comparison of wet and thermal routes for phosphate fertilizer production using LCA—A Brazilian experience." *Journal of cleaner production* 13.13-14 (2005): 1321-1325.

Singh, A. K, M. S Behera, S. P Mazumdar, and D. K Kundu. "Soil Carbon Sequestration in Long-Term Fertilization Under Jute-Rice-Wheat Agro-Ecosystem." *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 50.6 (2019): 739-48. Web.

Smyth, M., Russell, J., 2009. 'From graft to bottle' e analysis of energy use in viti- culture and wine production and the potential for solar renewable technolo- gies. *Renew. Sustain. Energ. Rev.* 13, 1985e1993.

Soosay, C., Fearn, A., Dent, B., 2012. Sustainable value chain analysis e a case study of Oxford Landing from “vine to dine”. *Supply. Chain. Manag.* 17, 68 e 77.

SPAW Hydrology. Get the software safe and easy., [Online]. Available: <https://spaw-hydrology.software.informer.com/6.0/>. [Consultato nel mese di Dicembre 2020].

Supp. Ord. n. 248 GU del 21/10/1999, Metodo VII.1 –Determinazione del carbonio totale o organico e dell’azoto totale con analizzatore elementare, pp. 63.

Taylor, B., 2006. Encouraging industry to assess and implement cleaner production measures. *J. Clean. Prod.* 14, 601e609.

Timilsena, Yakindra Prasad, Raju Adhikari, Phil Casey, Tim Muster, Harsharn Gill, and Benu Adhikari. "Enhanced Efficiency Fertilisers: A Review of Formulation and Nutrient Release Patterns." *Journal of the Science of Food and Agriculture* 95.6 (2015): 1131-142. Web.

Torres-Sallan, Gemma. "Effects of Soil Type and Depth on Carbon Distribution within Soil Macroaggregates from Temperate Grassland Systems." *Geoderma* 313 (2018): 52-57. Web.

Trinsoutrot, I., Recous, S., Bentz, B., Lineres, M., Cheneby, D., and Nicolardot, B.: Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64, 918–926, 2000.

Wang, Shichao, Yawen Zhao, Jinzhou Wang, Jiajia Gao, Ping Zhu, Xi’an Cui, Minggang Xu, Baoku Zhou, and Changai Lu. "Estimation of Soil Organic Carbon Losses and Counter Approaches from Organic Materials in Black Soils of Northeastern China." *Journal of Soils and Sediments* 20.3 (2019): 1241-252. Web.

Ward, Marcus P. "Effect of Emotional and Neutral Declarative Memory Consolidation on Sleep Architecture." *Experimental Brain Research* 232.5 (2014): 1525-535. Web.

Webb, L.B., Whetton, P.H., Barlow, E.W.R., 2008. Climate change and winegrape quality in Australia. *Clim. Res.* 36, 99 e 111.

Wullschleger, S. D., Post W. M. e King, A. W. 1995.«On the potentialfor a CO2 Fertilization Effect in Forsts: Estimates of the Biotic Growth Factor Based on 58 Controlled -Exposure Studies,» in Biotic Feedbacks in the Global Climatic System: Will the Warming Ffeed the Warming?, Oxford University Press, 1995, pp. 85-107

Yadav, Ravi. "Investigation of Emission Characteristics of NMVOCs over Urban Site of Western India." Environmental Pollution 252 (2019): 245-56. Web.

Sitografia

Agenzia Nazionale per le Nuove Tecnologie, L'Energia e lo Sviluppo Economico Sostenibile https://www.enea.it/it/Ricerca_sviluppo/documenti/ricerca-di-sistema-elettrico/nuovo-nucleare-fissione/lp4/rds-17-lp4.pdf (consultato il 23/04/2022)

ARPA Emilia-Romagna – Tabelle climatologiche. <https://www.arpae.it/it/temi-ambientali/clima/dati-e-indicatori/tabelle-climatiche/tabelle-climatiche-1961-2019> (consultato il 25/03/2022)

Chimicaindustriale – Valutazione degli impatti ambientali. <https://www.chimicaindustrialeessenziale.org/materiali-e-applicazioni/fertilizzanti/> (consultato il 10/04/2022)

Consiglio Nazionale per la Ricerca – Valutazione deli impatti ambientali. <https://www.cnr.it/it/comunicato-stampa/9775/n20-una-crescente-minaccia-per-il-clima> (consultato il 23/04/2022)

Ecoinvent – Analisi d'inventario. <https://ecoinvent.org> (consultato il 18/10/2021)

Eplca – Struttura dell'LCA. <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/index.html> (consultato il 10/01/2021)

GaBi – Il software GaBi. <https://gabi.sphera.com/databases/gabi-data-search/> (consultato il 2/09/2021)

Gendorf Chemiepark – Valutazione degli impatti ambientali. www.gendorf.de. (consultato il 12/12/2021)

GU supp. Ord. n.79, serie n. 121 del 25/05/1992 – Determinazione della tessitura mediante il metodo dell'idrometro.

https://www.gazzettaufficiale.it/atto/serie_generale/caricaArticolo?art.progressivo=0&art.idArticolo=1&art.versione=1&art.codiceRedazionale=092A2322&art.dataPubblicazioneGazzetta=1992-05-25&art.idGruppo=0&art.idSottoArticolo1=10&art.idSottoArticolo=1&art.flagTipoArticolo=6
(consultato il 23/09/2021)

I Geositi dell'Emilia-Romagna servizio geologico sismico dei suoli – Caratteristiche dei siti di campionamento. https://applicazioni.regione.emilia-romagna.it/cartografia_sgss/user/viewer.jsp?service=geositi (consultato il 1/11/2021)

Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Emissioni specifiche di NMVOC – Valutazione degli impatti ambientali. https://annuario.isprambiente.it/sys_ind/259
(consultato il 23/04/2022)

Ministero della transizione ecologica – Cenni sugli studi LCA. <https://www.mite.gov.it>
(consultato 23/01/2022)

PestLCI – Analisi d'inventario. <https://pestlciweb.man.dtu.dk/secondaryemissions> (consultato il 18/10/2021)

Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR) for still and sparkling wine - Analisi di inventario.
https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/documents/PEFCR%20_wine.pdf (consultato 13/10/2021)

Quattroclici – Uso del suolo a vigneto. <https://www.quattroclici.it/conoscere-il-vino/il-ciclo-biologico-della-vite/> (consultato il 16/01/2022)

Regione Emilia-Romagna, ambiente, geologia, sismica dei suoli – Inquadramento dell'area. <https://ambiente.regione.emilia-romagna.it/it/geologia/geologia/geositi-paesaggio-geologico/paes-geol> (consultato 03/05/2021)

Spaw Hydrology 6.02.70 – Determinazione della tessitura tessitura mediante il metodo dell'idrometro e nella determinazione del carbonio organico totale e del SOC. <https://spaw-hydrology.software.informer.com/6.0/> (consultato il 23/09/2021)

Usetox – Analisi d’inventario. <https://usetox.org/model/download/usetox2.12> (consultato il 18/10/2021)

<http://www.rothamsted.ac.uk/sustainable-soils-and-crops>

Ringraziamenti

La frequentazione delle lezioni di Serena Righi mi ha orientato nella scelta del tema dello studio che avrebbe potuto concludere il mio percorso universitario. Con profonda riconoscenza La ringrazio per il rigore e la competenza scientifica che hanno influito positivamente nel chiarire i miei obiettivi e far spazio a nuove strategie e visioni di studio. Un ringraziamento speciale esprimo a Virginia Lama e Nicolas Greggio per il contributo scientifico e gli apporti tecnici che hanno sostanziato il lavoro. Un grazie sentito a Denis Zannoni che, con le sue ricerche e la puntuale collaborazione, è stato determinante nel raggiungimento del risultato.

A tutti loro che, passo dopo passo, con perizia scientifica, cura e attenzione, hanno favorito una serie di operazioni indispensabili allo studio, per tradurlo dalla dimensione di idee, dati e numeri, a quella di un elaborato compiuto, rinnovo la mia gratitudine.

