

ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITÀ DI BOLOGNA

SCUOLA DI SCIENZE

Corso di laurea magistrale in ANALISI E GESTIONE DELL'AMBIENTE

**Applicazione di modelli per la stima della
sostanza organica in suoli coltivati come
indicatore addizionale negli studi di Product
Environmental Footprint**

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

Relatore

Prof.ssa Serena Righi

Correlatore

Ing. Valentina Fantin

Dott. Denis Zannoni

Presentata da

Cristian Soldati

Sessione Unica

Anno Accademico 2018/2019

INDICE

INDICE.....	I
INDICE DELLE FIGURE.....	IV
INDICE DELLE TABELLE	VI
INDICE DELLE EQUAZIONI	VIII
SIGLE E ABBREVIAZIONI	IX
ABSTRACT	XI
INTRODUZIONE ED OBIETTIVI.....	- 1 -
CAPITOLO 1 PRODUCT ENVIRONMENTAL FOOTPRINT (PEF)	- 3 -
1.1 Definizione e contenuti.....	- 5 -
1.1.1 Definizione degli obiettivi dello studio sull'impronta ambientale dei prodotti	- 8 -
1.1.2 Definizione dell'ambito dello studio sull'impronta ambientale dei prodotti	- 8 -
1.1.3 Compilazione del profilo di utilizzo di risorse e delle emissioni.....	- 9 -
1.1.4 Valutazione dell'impatto dell'impronta ambientale.....	- 12 -
1.1.5 Interpretazione e comunicazione dell'impronta ambientale	- 13 -
1.2 Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR) e Organization Environmental Footprint Sector Rules (OEFSR).....	- 14 -
1.3 Limitazioni delle categorie di impatto utilizzate in PEF e OEF.....	- 17 -
1.4 La PEFCR dell'olio di oliva	- 21 -
1.4.1 Struttura.....	- 22 -
1.4.2 Informazione ambientale addizionale	- 31 -
CAPITOLO 2 CENNI SULL'OLIVICOLTURA	- 33 -
2.1 Il ciclo del carbonio e l'olivicoltura.....	- 33 -
2.2 Materia organica e carbonio organico	- 35 -
2.3 La valutazione del carbonio stoccato.....	- 37 -
2.4 Trattazione del carbonio stoccaggio in ambito LCA/PEF	- 39 -
2.4.1 Opzione 1: GWP fisso.....	- 39 -
2.4.2 Opzione 2: metodo Moura-Costa.....	- 40 -
2.4.3 Opzione 3: metodo Lashof.....	- 40 -
2.4.4 Opzione 4: metodo PAS 2050.....	- 41 -

2.4.5 Opzione 5: metodo LCA dinamica	- 41 -
2.4.6 Opzione 6: metodo ILCD Handbook	- 41 -
2.4.7 Sviluppi futuri	- 42 -
2.4.8 Lo stoccaggio di carbonio in ambito PEF	- 43 -
CAPITOLO 3 I MODELLI DI QUANTIFICAZIONE DEL CARBONIO ORGANICO NEL SUOLO	- 44 -
3.1 Perché usare un modello?	- 44 -
3.2 Classificazione dei modelli esistenti secondo la FAO	- 45 -
3.2.1 Empirical models	- 45 -
3.2.2 Soil models.....	- 46 -
3.2.3 Ecosystem models	- 46 -
3.2.4 Casi studio di Life Cycle Assessment in cui viene applicato anche una valutazione del carbonio stoccato.....	- 48 -
3.3 Il modello RothC	- 49 -
3.3.1 Struttura.....	- 49 -
3.3.2 Equazioni.....	- 52 -
3.3.3 Dati in input	- 53 -
3.3.4 Dati di output	- 54 -
3.3.5 Applicazioni	- 57 -
3.3.6 Limitazioni e modifiche	- 59 -
CAPITOLO 4 MATERIALI E METODI	- 61 -
4.1 Inquadramento dell'area di studio	- 61 -
4.2 Caratterizzazione pedologica del sito	- 63 -
4.3 Dati in input utilizzati	- 65 -
4.4 Software utilizzato	- 71 -
4.5 Scenari valutati	- 74 -
CAPITOLO 5 RISULTATI E DISCUSSIONE	- 81 -
5.1 L'applicabilità del modello	- 81 -
5.1.1 Reperibilità dei dati	- 81 -
5.1.2 Effettuazione delle simulazioni.....	- 85 -
5.1.3 Interpretazione dei dati.....	- 86 -
5.2 Risultati scenari.....	- 86 -
5.2.1 Scenario base e condizioni iniziali di equilibrio	- 86 -
5.2.2 Scenario 1	- 90 -
5.2.3 Scenario 2.....	- 93 -

5.2.4 Scenario 3.....	- 96 -
5.2.5 Scenario 4.....	- 99 -
5.2.6 Scenario 5.....	- 102 -
5.2.7 Scenario 6.....	- 105 -
5.2.8 Letamazione	- 111 -
5.3 Contributi degli apporti di carbonio.....	- 116 -
5.4 Analisi comparata degli scenari.....	- 119 -
5.4.1 Colture di copertura.....	- 119 -
5.4.2 Carbonio organico nel suolo	- 121 -
5.4.3 Biossido di carbonio.....	- 122 -
5.5 Utilizzo dei risultati di Roth C all'interno di uno studio LCA	- 124 -
5.6 Considerazioni sull'apporto di azoto	- 130 -
CAPITOLO 6 CONCLUSIONI.....	- 141 -
RIFERIMENTI.....	- 144 -
RINGRAZIAMENTI	- 165 -

INDICE DELLE FIGURE

Figura 1.1 Principali fasi in cui è suddiviso uno studio di Life Cycle Assessment [7] - 4 -	
Figura 1.2 Framework Product Environmental Footprint [8] modificata.....	6 -
Figura 1.3 Confini di sistema cradle to grave dell'olio di oliva [30] modificata ..	23 -
Figura 2.1 Ciclo del carbonio [36].....	33 -
Figura 2.2 I pool della SOM [43]	36 -
Figura 2.3 Impatto di una tonnellata anno di CO ₂ secondo 5 approcci	42 -
Figura 3.1 Struttura del modello RothC [100].....	50 -
Figura 3.2 RothC in modalità <i>forward</i> eseguito all' <i>equilibrium</i>	55 -
Figura 3.3 RothC in modalità <i>forward</i> eseguito in <i>short term</i>	56 -
Figura 3.4 RothC in modalità <i>inverse</i> conoscendo solo il carbonio totale	56 -
Figura 3.5 RothC in modalità <i>inverse</i> conoscendo il carbonio totale e il carbonio radioattivo.....	57 -
Figura 4.1 Mappa del territorio del sito in esame	61 -
Figura 4.2 Area comunale di Montelibretti (in rosso) e area in esame (circondata in giallo).....	62 -
Figura 4.3 Pedologia di Montelibretti.....	63 -
Figura 4.4 Dati climatici mediati per gli anni 2016 e 2017 ed evapotraspirazione-	67 -
Figura 4.5 Lavorazioni per l'anno 2016	69 -
Figura 4.6 Lavorazioni per l'anno 2017	69 -
Figura 4.7 Interfaccia di avvio di RothC	71 -
Figura 4.8 Interfaccia di apertura di Spaw Hydrology	72 -
Figura 4.9 Parti del materiale vegetale (elaborazione personale).....	76 -
Figura 5.1 Pool di carbonio nello scenario 1 valutato in 30 anni con step mensili-	91 -
Figura 5.2 Pool di carbonio nello scenario 1 valutato in 1000 anni con step annuali ..	92 -
Figura 5.3 Pool di carbonio nello scenario 2 valutato in 30 anni con step mensili-	94 -
Figura 5.4 Pool di carbonio nello scenario 2 valutato in 1000 anni con step annuali. I valori del pool di C come CO ₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.	95 -
Figura 5.5 Pool di carbonio nello scenario 3 valutato in 30 anni con step mensili. I valori del pool di C come CO ₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.	97 -

Figura 5.6 Pool di carbonio nello scenario 3 valutato in 1000 anni con step annuali. I valori del pool di C come CO ₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.	98 -
Figura 5.7 Pool di carbonio nello scenario 4 valutato in 30 anni con step mensili. I valori del pool di C come CO ₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.	100 -
Figura 5.8 Pool di carbonio nello scenario 4 valutato in 1000 anni con step annuali. I valori del pool di C come CO ₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.	101 -
Figura 5.9 Pool di carbonio nello scenario 5 valutato in 30 anni con step mensili. I valori del pool di C come CO ₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.	103 -
Figura 5.10 Pool di carbonio nello scenario 5 valutato in 1000 anni con step annuali. I valori del pool di C come CO ₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.	104 -
Figura 5.11 Pool di carbonio nello scenario 6 valutato in 30 anni con step mensili. I valori del pool di C come CO ₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.	106 -
Figura 5.12 Pool di carbonio nello scenario 6 valutato in 1000 anni con step annuali. I valori del pool di C come CO ₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.	107 -
Figura 5.13 Confronto tra pool di carbonio per ogni scenario.....	110 -
Figura 5.14 Andamento del SOC effettuando una letamazione a marzo ed una letamazione a dicembre in un periodo di 100 anni con step mensili.....	113 -
Figura 5.15 Andamento del SOC effettuando una letamazione a marzo ed una letamazione a dicembre in un periodo di 100 anni con step mensili (visualizzazione dei primi 73 mesi).....	114 -
Figura 5.16 Contributi degli apporti di carbonio espressi in tC ha ⁻¹ per ogni scenario -	117 -
Figura 5.17 Contributi degli apporti di carbonio espressi in percentuale per ogni scenario.....	118 -
Figura 5.18 Contributi percentuali di SOC in relazione alle colture di copertura-	119 -
Figura 5.19 Confronto tra carbonio organico nel suolo per ogni scenario	121 -
Figura 5.20 Emissioni di CO ₂ per ogni scenario in una variazione annuale di 1000 anni	122 -
Figura 5.21 Carbon Footprint di Iraldo et al. (2014) [146] e risultati di RothC..-	129 -
Figura 5.22 Ciclo dell'azoto	133 -

INDICE DELLE TABELLE

Tabella 1 Principali requisiti di uno studio PEF in relazione al tipo di applicazione [8]	- 7 -
Tabella 2 Valore del DQR e relativo livello di qualità [8]	- 10 -
Tabella 3 Categorie di impatto raccomandate dalla PEFCR Guidance [9]	- 17 -
Tabella 4 Unità di analisi dell'olio di oliva [29]	- 22 -
Tabella 5 Prima allocazione [29] [30]	- 24 -
Tabella 6 Seconda allocazione [29] [30]	- 24 -
Tabella 7 Terza allocazione [29] [30]	- 25 -
Tabella 8 Fattori di normalizzazione [29]	- 25 -
Tabella 9 Media dei diversi tipi di olio (in percentuale) [29]	- 28 -
Tabella 10 Fasi di produzione dell'olio di oliva [29]	- 28 -
Tabella 11 Materiali da imballaggio [29]	- 28 -
Tabella 12 Benchmark e classi sulle performance ambientali [29]	- 29 -
Tabella 13 Contenuto di carbonio nel suolo nell'oliveto e nel pescheto [32]	- 37 -
Tabella 14 Comparazione tra strutture permanenti e strutture non permanenti [47]	- 38 -
-	
Tabella 15 Grado di affidabilità dei modelli e relative applicazioni [61]	- 47 -
Tabella 16 Tasso di decomposizione dei compartimenti [100]	- 51 -
Tabella 17 Principali modifiche e limitazioni di Rothc	60
Tabella 18 Tabella dei pedotipi presenti nel sito secondo la classificazione WRB	- 63 -
-	
Tabella 19 Media dei dati climatici degli anni 2016 e 2017	- 65 -
Tabella 20 Valori di evaporazione [113]	- 66 -
Tabella 21 Analisi chimico- fisica di un campione di suolo rappresentativo dell'area oggetto dello studio	- 68 -
Tabella 22 Caratteristiche chimico – fisiche del fertilizzante A	- 70 -
Tabella 23 Caratteristiche chimico – fisiche del fertilizzante B	- 70 -
Tabella 24 Parametri considerati negli scenari	- 74 -
Tabella 25 Residui di potatura espressi in $t\ ha^{-1}$ suddivisi in Nord, Centro e Sud Italia [129]	- 75 -
Tabella 26 Umidità dei residui di potatura espressi in forma percentuale [129]	- 75 -

Tabella 27 Rese di un prato polifita non irriguo espresse in $q\ ha^{-1}$ [133].....	- 76 -
Tabella 28 Classificazione dei dati di input necessari a RothC	- 83 -
Tabella 29 Gestione del suolo nello scenario base	- 87 -
Tabella 30 Gestione del suolo nello scenario 1	- 90 -
Tabella 31 Gestione del suolo nello scenario 2	- 93 -
Tabella 32 Gestione del suolo nello scenario 4	- 99 -
Tabella 33 Gestione del suolo nello scenario 5	- 102 -
Tabella 34 Gestione del suolo nello scenario 6	- 105 -
Tabella 35 Sintesi dei risultati all'equilibrio ottenuti per i 6 scenari.....	- 109 -
Tabella 36 Azoto somministrato in due periodi di letamazione diversi	- 115 -
Tabella 37 Letame necessario a mantenere il SOC dell'analisi chimica in due periodi di letamazione diversi.....	- 115 -
Tabella 38 Bilancio netto di carbonio nel suolo dopo 1000 anni di simulazione -	123 -
Tabella 39 Casi studio LCA selezionati applicati alla produzione di olio di oliva-	125
-	
Tabella 40 Valori di SOC a 100 anni per ogni scenario	- 126 -
Tabella 41 Valori dei Δ SOC annuale per ogni scenario a 100 anni linearizzato .-	127 -
Tabella 42 Valori dei Δ SOC annuali sulle simulazioni a 100 anni espressi in CO_{2eq} ..	127 -
Tabella 43 Sintesi dei risultati dello studio di Iraldo et al. (2014) e dei risultati ottenuti con RothC.....	- 128 -
Tabella 44 Estratto degli apporti di azoto relativi all'erba medica [156]	- 131 -
Tabella 45 Azoto apportato dal prato polifita, favino, fertilizzante e letame espresso in $kgN\ ha^{-1}$	- 132 -
Tabella 46 Estratto dei fattori di emissione per il calcolo dell' N_2O da residui colturali e da letame [156] espressi in $kgN_2O-N\ (kgN)^{-1}$	- 134 -
Tabella 47 Emissioni di N_2O espresse in $kgN_2O\ ha^{-1}$	- 135 -
Tabella 48 Emissioni di N_2O espresse in $kgCO_{2eq}\ ha^{-1}$	- 136 -
Tabella 49 Stoccaggio netto se si utilizzasse il valore più basso dell'intervallo di incertezza.....	- 137 -
Tabella 50 Esempi di casi studio in cui il fattore di emissione osservato è più basso di quello di default proposti dall'IPCC.....	- 138 -

INDICE DELLE EQUAZIONI

Equazione 1 Data Quality Rating [8].....	- 9 -
Equazione 2 Tasso di modifica della temperatura [100]	- 52 -
Equazione 3 Valore massimo di deficit di umidità.....	- 52 -
Equazione 4 Tasso di modifica dell'umidità [100].....	- 53 -
Equazione 5 Rapporto CO ₂ /(BIO+HUM) [100].....	- 53 -
Equazione 6 Calcolo di IOM [100].....	- 53 -
Equazione 7 Equazione per ottenere il SOC in t ha ⁻¹ dal TOC in % [125] modificata - 72 -	
Equazione 8 Formula di Falloon [128]:.....	- 73 -
Equazione 9 Formula per il calcolo di residui nel soprasuolo [132] [134].....	- 77 -
Equazione 10 Formula per il calcolo dei residui nel sottosuolo [132] [134].....	- 77 -
Equazione 11 Formula per il calcolo del rapporto DPM/RPM medio pesato	- 78 -
Equazione 12:	- 88 -
Equazione 13 Formula di linearizzazione del SOC [150]:	- 126 -
Equazione 14 Formula per la conversione da SOC a CO _{2eq}	- 127 -
Equazione 15 Prima fase della nitrificazione [159].....	- 133 -
Equazione 16 Seconda fase della nitrificazione [159].....	- 133 -
Equazione 17 Reazione di denitrificazione con gli intermedi prodotti e reazione complessiva	- 134 -
Equazione 18 Formula per la conversione da N ₂ O-N in N ₂ O [156].....	- 135 -

SIGLE E ABBREVIAZIONI

ADP: Abiotic Depletion Potential
AE: Accumulated Exceedance
AGR: Aboveground Residue
APEX: Agricultural Policy/Environmental eXtender
BD: Bulk Density
BGR: Belowground Residue
BIO: Microbial Biomass
CANDY: Carbon And Nitrogen Dynamics
CTU: Comparative Toxic Unit
DNDC: DeNitrification - DeComposition
DPM: Decomposable Plant Material
DQR: Data Quality Rating
EP: Evapotraspirazione potenziale
EPD: Environmental Product Declaration
EPIC: Environmental Policy Integrated Climate
FAO: Food and Agriculture Organization
GDW: Grain Dry Weight
GWP: Global Warming Potential
GWP100: Global Warming Potential a 100 anni
HUM: Humified Organic Matter
ICBM: Introductory Carbon Balance Model
IOM: Inert Organic Matter
IPCC: International Panel on Climate Change
ISO: International Standard Organization
JRC: Joint Research Centre
LCA: Life Cycle Assessment
OC: Organic Carbon
ODP: Ozone layer Depletion Potential
OEF: Organization Environmental Footprint
OEF SR: Organization Environmental Footprint Sector Rule
PCR: Product Category Rule

PEF: Product Environmental Footprint
PEFCR: Product Environmental Footprint Category Rule
RothC: Rothamsted Carbon
RPM: Resistant Plant Material
SOC: Soil Organic Carbon
SOM: Soil Organic Matter
SRG: Soil Reference Group
TOC: Total Organic Carbon
TSMD: Topsoil Moisture Deficit
UE: Unione Europea
WRB: Word Reference Base

ABSTRACT

Sebbene, nella procedura di *Life Cycle Assessment*, lo stoccaggio di carbonio biogenico legato ai cambiamenti di uso del suolo non sia incluso nel computo delle emissioni di gas climalteranti, la sua considerazione è attualmente oggetto di studio. In particolare, la guida relativa alla nuova metodologia proposta dalla Commissione Europea, la *Product Environmental Footprint*, suggerisce di inserire il calcolo dello stoccaggio di carbonio nei suoli come “informazione addizionale”, mediante l’utilizzo del modello di simulazione RothC. Questa tesi si inserisce in tale contesto con i seguenti obiettivi: valutare l’applicabilità del modello RothC; comprendere, attraverso la simulazione di diversi scenari, come le pratiche colturali modifichino lo stoccaggio del *Soil Organic Carbon* (SOC); valutare il contributo al potenziale di riscaldamento globale (GWP) dello stoccaggio di SOC a un’analisi di ciclo di vita di un prodotto agro-alimentare. Il caso studio riguarda la coltivazione di olive per la produrre olio. L’applicabilità di RothC è stata valutata in termini di reperibilità dei dati, elaborazione delle simulazioni e interpretazione dei dati. Si sono simulati sei scenari con pratiche colturali diverse. Nello scenario che simula le correnti pratiche colturali si osserva un veloce decremento del SOC rispetto alla condizione attuale ma due degli scenari alternativi mostrano la possibilità di un incremento notevole del SOC aumentando l’apporto di residui colturali e modificando le condizioni di copertura. Dalle variazioni di SOC è stato possibile calcolare le corrispettive emissioni in kg di CO_{2eq} ha⁻¹ y⁻¹ e confrontarle con i dati delle emissioni di gas climalteranti della filiera di produzione dell’olio: tali emissioni rappresentano quantitativi non trascurabili. Sono state, infine, valutate le emissioni di protossido di azoto come contributo al GWP; tuttavia, si è preso atto che, con le attuali conoscenze, non è possibile effettuare una stima corretta di questo dato.

INTRODUZIONE ED OBIETTIVI

Le metodologie PEF (Product Environmental Footprint) e OEF (Organization Environmental Footprint), sviluppate dalla Commissione Europea, sono strumenti che permettono il calcolo dell'impronta ambientale di un prodotto o di un'organizzazione. Il calcolo dell'impronta ambientale, basato sulla metodologia standardizzata (ISO 14040-44, 2006) [1] [2] di analisi del ciclo di vita, consente una valutazione dei potenziali impatti ambientali di un prodotto lungo tutto il suo ciclo di vita. Parallelamente allo sviluppo della PEF e dell'OEF è stata avviata una fase pilota -iniziata a novembre 2013 e terminata ad aprile 2018 - il cui scopo era la creazione delle PEFCR (Product Environmental Footprint Category Rules) e delle OEFSR (Organization Environmental Footprint Sector Rules). PEFCR e OEFSR sono documenti sviluppati per un gruppo di prodotti o di servizi e hanno l'obiettivo di fornire regole metodologiche per il calcolo della PEF e dell'OEF.

A differenza della metodologia di analisi del ciclo di vita (Life Cycle Assessment, LCA), per PEF e OEF sono individuate le categorie di impatto ambientale che obbligatoriamente uno studio deve includere. Alcune di esse sono considerate più robuste dal punto di vista scientifico, altre più deboli e bisognose di ulteriori approfondimenti. Alcuni aspetti sono consolidati, su altri il dibattito scientifico è ancora molto vivace. Fra gli elementi più dibattuti c'è il calcolo delle emissioni di anidride carbonica ed in particolare alcuni aspetti di esso, quali: le emissioni biogeniche, quelle legate al cambiamento dell'uso del suolo e quelle evitate grazie allo stoccaggio del carbonio organico nel suolo. Relativamente a quest'ultimo aspetto, le linee guida PEF suggeriscono di fornire, eventualmente, "informazioni ambientali aggiuntive" ma di non includere questo processo nel conteggio delle emissioni di gas climalteranti. Nella PEFCR dell'olio di oliva, si suggerisce di includere il calcolo del carbonio stoccato nel suolo come "informazione ambientale aggiuntiva" e di utilizzare per il calcolo il modello RothC [3]. RothC è un modello che nasce con lo scopo di valutare il turnover del carbonio nei suoli arabili del *Rothamsted Long Term Field Experiments* e la cui applicabilità si è estesa nel tempo ad altri ecosistemi. Considerando dati climatici e pedologici, esso permette di quantificare il carbonio organico totale nel suolo su intervalli temporali mensili.

La presente tesi di laurea si inserisce in questo contesto e si prefigge gli obiettivi elencati di seguito.

1. Studiare l'applicabilità del modello RothC (definendo i dati necessari, la loro reperibilità, la difficoltà di utilizzo, il tipo di risultati restituiti, le modalità di lettura dei risultati, le limitazioni). Per raggiungere questo obiettivo si è scelto di applicare il modello a un caso studio reale (coltivazione di olive per produrre olio di oliva in un'area della Regione Lazio).
2. Capire come e quanto diverse pratiche agricole influenzano lo stoccaggio del carbonio al suolo. Per raggiungere questo obiettivo oltre allo scenario di riferimento si sono studiati scenari alternativi.
3. Capire quanto lo stoccaggio di carbonio al suolo sia rilevante rispetto alle emissioni globali di gas climalteranti di un prodotto del settore agro-industriale. Per raggiungere questo obiettivo, dai dati di letteratura relativi alla produzione dell'olio di oliva si sono ottenuti valori indicativi di emissioni di gas climalteranti e questi sono stati confrontati con i valori di carbonio stoccati al suolo calcolati con il modello RothC.

Il lavoro di tesi è stato svolto presso il Centro di Ricerche Ezio Clementel dell'ENEA di Bologna, nel Laboratorio Valorizzazione delle Risorse nei Sistemi Produttivi e Territoriali, Divisione Uso Efficiente delle Risorse e Chiusura dei Cicli, Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali (SSPT – USER – RISE).

Capitolo 1

PRODUCT ENVIRONMENTAL FOOTPRINT (PEF)

Verso la fine degli anni '60 alcuni ricercatori hanno iniziato ad occuparsi del problema dell'esaurimento delle risorse e della produzione di rifiuti industriali. Essi, in particolare, individuarono due opzioni per risolvere queste due problematiche: l'abbattimento degli inquinanti a valle del processo produttivo e l'analisi dell'intera filiera [4]. La prima soluzione, nota con il nome di end-of-pipe, riguarda l'insieme delle tecnologie e dei processi volti ad abbattere o ridurre gli inquinanti dai rifiuti creati in un processo produttivo [5]. La seconda soluzione riguarda lo studio dei sistemi produttivi lungo l'intera filiera, ovvero dall'estrazione delle materie prime fino alla loro trasformazione in rifiuti. Questo approccio presenta una novità piuttosto rilevante: se fino ad allora gli studi erano volti a migliorare i singoli componenti dei processi produttivi, con questa metodologia si è cercato di migliorare le prestazioni sia energetiche che ambientali del sistema produttivo. I primi esempi applicativi dell'analisi del ciclo di vita si possono trovare a partire dagli anni '70 e nello stesso periodo in Europa viene pubblicato il manuale di analisi energetica di Bousted e Hancock [6], un documento in cui viene evidenziata maggiormente la necessità di un approccio integrato del ciclo di vita per monitorare i rendimenti industriali in termini energetici e in termini ambientali. In seguito alla pubblicazione del manuale, nel 1990 durante il congresso SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) a Smuggler Notch /Vermont, U.S.A.), si ha la coniazione del termine Life Cycle Assessment (LCA), per caratterizzare l'obiettivo degli studi pregressi svolti fino ad ora [4].

Verso gli anni '90 si è cercato di standardizzare la metodologia LCA attraverso la pubblicazione di manuali, banche dati e strumenti di calcoli che attualmente risultano molto diffusi tra i ricercatori operanti in questo ambito. In particolare, tra i documenti più noti per la standardizzazione della metodologia LCA vi sono le norme ISO, che perfezionano le prime linee guida sviluppate dalla SETAC. Le norme ISO sviluppate per la standardizzazione della metodologia LCA sono [4]:

- ISO 14040:2006 [1];
- ISO 14044:2006 [2].

Le due norme definiscono anche la struttura del Life Cycle Assessment, che può essere suddivisa in quattro fasi iterative (**Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.**):

1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione. In questa fase si definiscono gli obiettivi dello studio, i destinatari e si effettuano alcune assunzioni funzionali alle fasi successive dell'analisi, tra cui l'unità funzionale, i confini del sistema, i processi coinvolti, i criteri di cut-off adottati e i requisiti di qualità dei dati. [4]
2. Analisi di inventario. È la fase di raccolta dei dati in cui si ha una quantificazione di quelli che sono i flussi di input e di output nei vari processi del sistema. [4]
3. Valutazione dell'impatto nel ciclo di vita. I flussi in input e output al sistema sono trasformati in contributi a potenziali impatti ambientali. Questa fase si suddivide in classificazione, caratterizzazione, normalizzazione e pesatura e queste ultime 2 nella metodologia LCA sono fasi facoltative. [4]
4. Interpretazione. In questa fase vengono valutati se gli obiettivi dello studio sono stati raggiunti, se le ipotesi e assunzioni fatte sono consistenti e vengono formulate delle raccomandazioni al fine di migliorare le prestazioni ambientali del sistema in esame. [4]

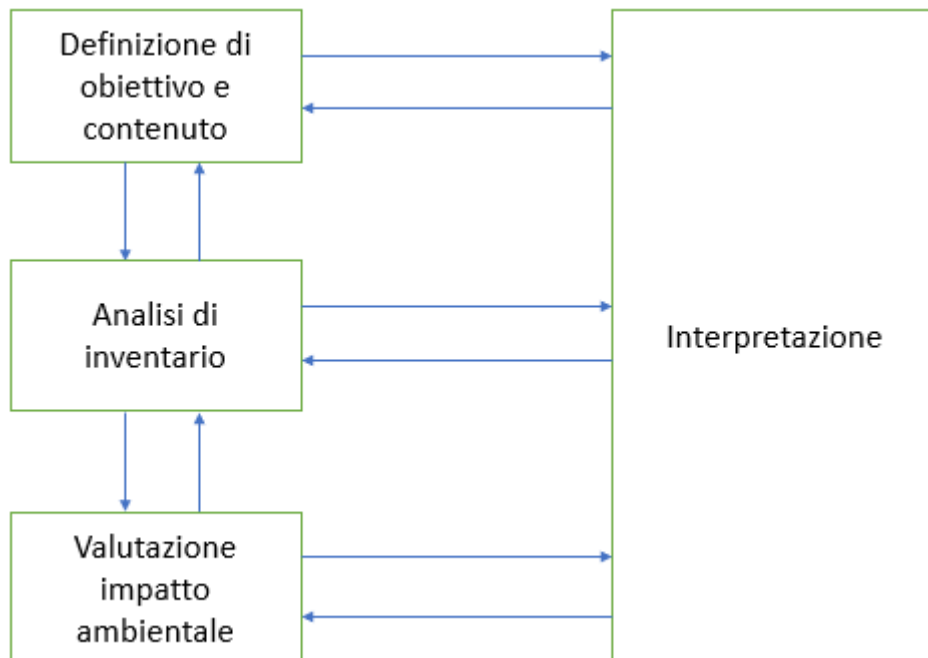


Figura 1.1 Principali fasi in cui è suddiviso uno studio di Life Cycle Assessment [7]

Negli

ultimi anni si è sviluppata una metodologia che mira a standardizzare ed armonizzare i risultati di uno studio LCA. Questa esigenza nasce da una serie di assunzioni di carattere soggettivo che vengono fatte lungo l'analisi del ciclo di vita. Per esempio, la scelta dell'unità funzionale, i confini di sistema e i criteri di cut – off sono alcuni dei punti di soggettività di uno studio LCA. La Product Environmental Footprint (PEF) viene sviluppata dalla Commissione Europea ed ha lo scopo di ridurre questa soggettività dell'indagine. Anche per le organizzazioni si ha una metodologia analoga alla PEF, con i medesimi obiettivi: l'Organization Environmental Footprint (OEF).

1.1 Definizione e contenuti

Il riferimento ufficiale di PEF e OEF è la “Raccomandazione della Commissione, del 9 aprile 2013, relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni” (raccomandazione 2013/79/UE) [7] in cui viene data anche una definizione ufficiale di entrambe le metodologie. La PEF è definita come: “risultato di un studio dell'impronta ambientale del prodotto basato sulla metodologia dell'impronta ambientale di prodotto” mentre il metodo di determinazione dell'impronta ambientale di prodotto è il “metodo generale per misurare e comunicare il potenziale impatto ambientale nel corso del ciclo di vita” [8]. Dalla definizione del metodo di determinazione dell'impronta ambientale di prodotto si nota come la PEF riprende il concetto di analisi del ciclo di vita e ne esplicita le finalità. La PEF ha come scopo quello di una standardizzazione europea della metodologia volta alla valutazione e successiva gestione del prodotto, senza sostituire però strumenti già esistenti quali Ecolabel ed Emas.

Nello stesso documento citato, nell'allegato I, è possibile anche trovare un elenco di potenziali applicazioni [8]:

- miglioramento dei processi lungo il ciclo di vita di un prodotto;
- supporto alla progettazione del prodotto che riduca al minimo gli impatti ambientali nel corso del ciclo di vita;
- comunicazione delle informazioni relative alle prestazioni ambientali lungo il ciclo di vita dei prodotti (ad esempio attraverso la documentazione che accompagna il prodotto, siti internet e app) da parte delle singole imprese;

- programmi relativi alle dichiarazioni ambientali, in modo da garantire una sufficiente affidabilità e completezza delle dichiarazioni;
- programmi che permettono di dare visibilità ai prodotti che calcolano le prestazioni ambientali lungo il ciclo di vita;
- identificazione degli impatti ambientali significativi con lo scopo di stabilire criteri per i marchi di qualità ecologica;
- incentivi basati sulle prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita.

Pur derivando dal Life Cycle Assessment e avendo una struttura molto simile, la Product Environmental Footprint presenta alcune caratteristiche volte proprio a garantire una maggiore standardizzazione (Figura 1.2).

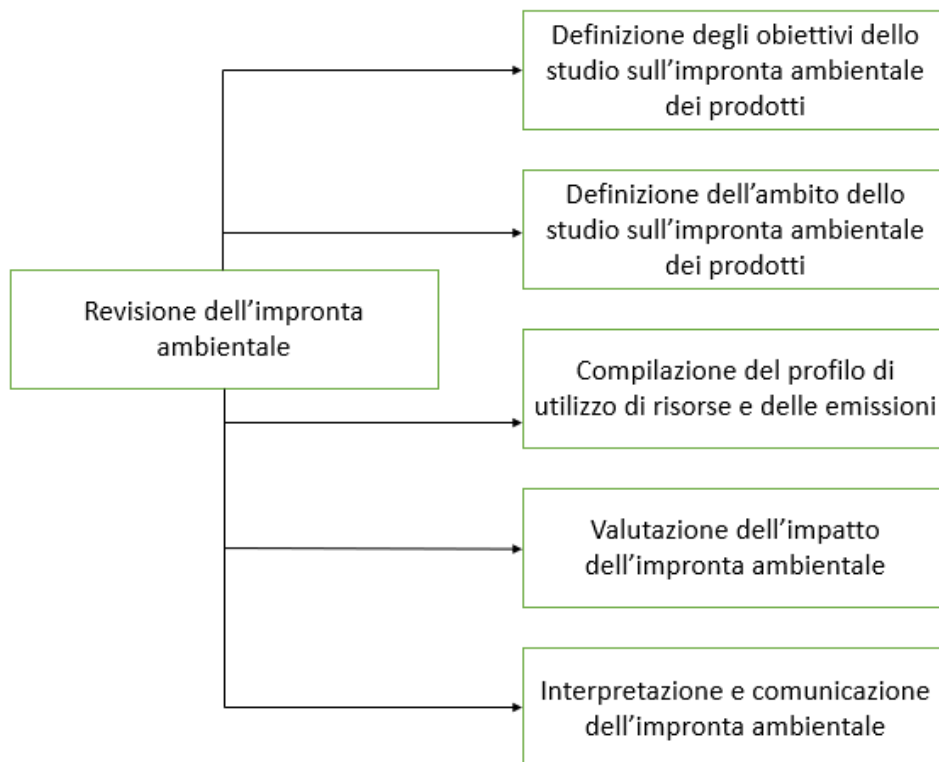


Figura 1.2 Framework Product Environmental Footprint [8] modificata

È necessario valutare inoltre il tipo di comunicazione e di applicazioni che si vuole adottare in quanto queste cambiano le fasi dello studio (Tabella 1).

Tabella 1 Principali requisiti di uno studio PEF in relazione al tipo di applicazione [8]

Applicazioni previste		Definizione di obiettivo e ambito	Valutazione	Rispetto dei requisiti sulla qualità dei dati	Gerarchia della multifunzionalità	Scelta dei metodi di valutazione di impatto	Classificazione e caratterizzazione	Normalizzazione	Ponderazione	Interpretazione dei risultati della PEF	Requisiti in materia di informazione	Revisione critica (1 persona)	Gruppo di revisione critica (3 persone)	Necessità di regole di categoria sulla PEF
Interne (dichiarate in linea con la guida sulla PEF Guide)		O	R	R	O	O	O	R	F	O	F	O	F	F
	B2B ¹ /B2C ² senza confronti/dichiarazioni comparative	O	R	O	O	O	O	R	F	O	O	O	R	R
Esterne	B2B/B2C con confronti/dichiarazioni comparative	O	R	O	O	O	O	R	F	O	O	/	O	O

O=obbligatorio, R=raccomandato, F=facoltativo

¹ Business-to-Business ovvero relativo alle transazioni tra imprese

² Business-to-Consumer ovvero relativo alle transazioni tra imprese e consumatori

1.1.1 Definizione degli obiettivi dello studio sull'impronta ambientale dei prodotti

La prima fase di uno studio PEF consiste nel definire gli obiettivi dello studio stesso, analogamente agli studi LCA. In questa fase è necessario definire quindi [8]:

- applicazioni previste;
- motivi per cui si effettua lo studio;
- destinatari;
- confronti o dichiarazioni comparative che devono essere resi pubblici;
- committente dello studio;
- eventuale procedura di revisione.

1.1.2 Definizione dell'ambito dello studio sull'impronta ambientale dei prodotti

Successivamente alla definizione degli obiettivi dello studio, vi è la definizione del campo di applicazione. Nella definizione del campo di applicazione vi sono una serie di criteri analitici da definire tra cui l'unità funzionale e il flusso di riferimento, i confini del sistema, le categorie di impatto dell'impronta ambientale e le ipotesi/limitazioni. L'unità funzionale, talvolta chiamata unità di analisi, è un'unità di misura che permette di trattare ed esporre i dati ed è in relazione alla funzione scelta del sistema in esame. Questo primo elemento è caratterizzato, rispetto al suo analogo in uno studio LCA per un maggiore grado di dettaglio, in quanto la sua caratterizzazione avviene attraverso i seguenti aspetti:

- “cosa” (*what*): relativo alla funzione o servizio fornito;
- “quanto” (*how much*): relativo alla portata della funzione o del servizio;
- “quale livello di qualità” (*how well*): relativa al livello di qualità previsto;
- “per quanto tempo” (*how long*): relativo alla durata del prodotto o servizio.

Oltre a definire l'unità funzionale è necessario anche definire il flusso di riferimento. Questo è definito come la quantità di prodotto necessario a soddisfare la funzione scelta. I confini del sistema definiscono le fasi del ciclo di vita del prodotto o del servizio che vengono analizzate nello studio. I confini del sistema sono definiti lungo tutta la filiera di produzione, tenendo in considerazione i processi relativi all'estrazione delle materie prime, trasformazione, distribuzione, stoccaggio, utilizzo e fine vita, in un'ottica definita “cradle to grave” (dalla culla alla tomba). All'interno dei confini di sistema vi sono due tipi di processi: processi *foreground*, sotto il diretto controllo aziendale e per i quali si ha

l'accesso ai dati primari, e processi *background*, che non sono sotto il diretto controllo aziendale e la loro quantificazione e stima avviene mediante l'uso di banche dati e dati di letteratura.

Sempre nella definizione del campo di applicazione devono essere esplicitate eventuali ipotesi e limitazioni fatte, come una ridefinizione dei confini del sistema (per esempio allargando i confini del sistema per risolvere un problema di multifunzionalità) o un livello non soddisfacente relativo alla qualità dei dati [8].

1.1.3 *Compilazione del profilo di utilizzo di risorse e delle emissioni*

La fase successiva alla definizione del campo di applicazione è la raccolta dei dati. Questa fase è abbastanza critica e onerosa in quanto non riguarda semplicemente la compilazione dei dati di inventario, chiamato anche profilo di utilizzo delle risorse e di emissioni, ma riguarda anche la qualità dei dati e la gestione della multifunzionalità di un sistema.

La qualità dei dati tiene in considerazione sei criteri di qualità:

- Rappresentatività tecnologica (TeR);
- Rappresentatività geografica (GR);
- Rappresentatività temporale (TiR);
- Completezza (C);
- Incertezza dei parametri (P);
- Adeguatezza e coerenza metodologiche (M).

Questi 6 criteri permettono di ottenere l'indice di qualità dei dati (*Data Quality Rating - DQR*) (Equazione 1):

Equazione 1 Data Quality Rating [8]

$$DQR = \frac{TeR + GR + TiR + C + P + M}{6}$$

e in base al valore del DQR è possibile attribuire un determinato livello di qualità dei dati secondo la seguente tabella (Tabella 2):

Tabella 2 Valore del DQR e relativo livello di qualità [8]

<i>Indice di qualità dei dati complessivo (DQR)</i>	<i>Livello di qualità dei dati complessivo</i>
≤ 1.6	“Ottima qualità”
Da > 1.6 a 2.0	“Qualità molto buona”
Da 2.0 a 3.0	“Buona qualità”
Da 3.0 a 4.0	“Qualità soddisfacente”
> 4.0	“Scarsa qualità”

La raccolta dei dati avviene seguendo la cosiddetta Data Need Matrix (DNM), una matrice in cui sono presenti nelle righe tre archetipi di situazioni mentre nelle colonne i tipi di processi. Le tre situazioni archetipo sono [9]:

- situazione 1: il processo è gestito dall'azienda che applica la PEFCR (la definizione di PEFCR verrà data nel paragrafo successivo);
- situazione 2: il processo non è gestito dall'azienda ma l'azienda ha accesso a specifiche informazioni riguardanti il processo in questione;
- situazione 3: l'azienda non gestisce il processo e non ha accesso a dati specifici.

I dati di inventario possono essere classificati in dati specifici e dati generici. Per dato specifico si intende un dato misurato direttamente o raccolto, rappresentativo delle attività presso un impianto o una serie di impianti. I dati dovrebbero includere flussi in ingresso (es. materiali ed energia) e in uscita (es. prodotti, coprodotti ed emissioni). I dati specifici possono essere anche calcolati mediante l'uso di dati di attività (*activity data*)³ e fattori di emissione. Le fonti principale per questo tipo di dati sono:

- dati sui consumi a livello di processo o di impianto;
- fatture e variazioni delle giacenze o inventari di materiali di consumo;
- misurazioni delle emissioni;
- composizione di prodotti o rifiuti;
- reparti/unità di approvvigionamento e di vendita.

Per l'uso di questi dati è consigliato avere dei requisiti: luogo della raccolta, anno della raccolta, fasi e tipo di processi interessati.

³ Nell'ambito LCA sono chiamati flussi non elementari, ovvero flussi di materia o di energia prodotti dall'uomo [9]

Per dati generici si intendono dati secondari, che non sono basati su misurazioni o calcoli diretti dei processi del sistema. Questi dati possono provenire da:

- banche dati di organizzazioni internazionali;
- banche dati di governi nazionali;
- pubblicazioni specializzate.

Questi dati dovrebbero essere utilizzati per i processi di background in quanto non sotto il diretto controllo dell'azienda, tuttavia qualora il dato generico sia più rappresentativo di un dato specifico per un processo foreground, è preferibile usare il dato generico invece del dato specifico.

Qualora un sistema prodotto, ovvero l'insieme di unità di processo e di flussi intermedi che caratterizzano il prodotto in esame, fornisca più prodotti o servizi, esso è definito multifunzionale e la sua gestione richiede una ripartizione dei flussi in ingresso e in uscita tra i vari prodotti o servizi forniti. La gestione della multifunzionalità segue la cosiddetta gerarchia decisionale, ovvero un ordine di preferenza per risolvere situazioni di questa tipologia. La gerarchia decisionale è basata su [8]:

1. Suddivisione o espansione dei confini di sistema. Questa prima preferenza per risolvere la multifunzionalità è basata su due tipi di gestione. Per suddivisione si intende un maggiore dettaglio del sistema prodotto, disaggregando i singoli processi al fine di isolare flussi in entrata associati al flusso in uscita. Qualora non sia possibile la suddivisione si applica l'espansione dei confini di sistema, in cui si aggiungono le funzionalità relativi ai coprodotti.
2. Allocazione su criterio fisico. Qualora sia necessario adottare un'allocazione in modo da ripartire matematicamente i flussi, questa è preferibile eseguirla con un criterio di tipo fisico, mutuando quindi la raccomandazione della norma ISO 14040:2006 [2]: la norma stessa dice che è consigliabile, qualora non si possa suddividere o espandere i confini del sistema, applicare un'allocazione basata su un criterio fisico. Un criterio fisico è un parametro che può essere misurato direttamente e in genere quello più semplice è la massa (si parla frequentemente di allocazione su massa), ma anche altri criteri possono essere utilizzati (es. potere calorifico).
3. Allocazione su altri criteri. Qualora non sia possibile applicare un'allocazione su criterio fisico è possibile utilizzare altri criteri (es. criterio economico). Qualora si

debba utilizzare un'allocatione per esempio di tipo economico, è necessario giustificare il motivo per cui non sono state scelte le altre due possibilità. Questo può dipendere, per esempio dal fatto che il prezzo è un criterio piuttosto variabile che dipende sia dal tempo che dal luogo in cui si effettua lo studio.

1.1.4 *Valutazione dell'impatto dell'impronta ambientale*

Questa fase permette una valutazione delle prestazioni derivanti dal prodotto o servizio in esame attraverso l'uso di categorie di impatto o di modelli dell'impronta ambientale. In questa fase è possibile individuare altre 4 sottofasi di cui 2 obbligatorie e 2 facoltative:

- classificazione;
- caratterizzazione;
- normalizzazione;
- ponderazione.

La classificazione è una ripartizione dei flussi di materia/energia derivante dal profilo di utilizzo delle risorse e delle emissioni nella rispettiva categoria di impatto. In altri termini si raggruppano i flussi di materia/energia che concorrono alla variazione di una determinata categoria di impatto.

La caratterizzazione è il calcolo di ciascun contributo di una categoria di impatto dell'impronta ambientale e la successiva aggregazione dei contributi all'interno della categoria. Per fare questa operazione è necessario conoscere il fattore di caratterizzazione della categoria in esame e moltiplicare questo per i valori del profilo di utilizzo delle risorse e delle emissioni. In questo modo tutti i contributi di una categoria presenteranno la stessa unità di misura e ciò ne permette l'aggregazione.

La normalizzazione è una fase raccomandata in cui il risultato di una categoria viene diviso per un valore di riferimento (per esempio la pressione ambientale causata dalla relativa categoria di impatto di una nazione). Questo permette di ottenere un valore adimensionale riferito al valore di riferimento adottato.

La ponderazione è una fase facoltativa che permette di facilitare l'interpretazione e la comunicazione dei risultati. I risultati normalizzati vengono moltiplicati per dei pesi che riflettono l'importanza delle categorie d'impatto. Una volta ottenuti i risultati ponderati è possibile fare dei confronti o aggregarli per ottenere un unico valore. [8]

1.1.5 Interpretazione e comunicazione dell'impronta ambientale

Quest'ultima fase dello studio PEF ha due scopi principali:

1. garantire che il modello PEF rispetti obiettivi e requisiti di qualità dello studio;
2. trarre conclusioni e raccomandazioni al fine di migliorare la propria impronta ambientale.

Questa fase è articolata in 4 sottofasi:

- valutazione della robustezza (*robustness*) del modello di impronta ambientale dei prodotti;
- identificazione dei punti critici (*hot spots*);
- stima dell'incertezza;
- conclusioni, raccomandazione e limitazioni.

La prima sottofase avviene attraverso l'uso di tre controlli: controllo di completezza, controllo di sensibilità e controllo di coerenza. Il controllo di completezza riguarda la valutazione dei dati del profilo di utilizzo delle risorse e delle emissioni rispetto ad obiettivi, campo di applicazione, confini di sistema e criteri di qualità. Il controllo di sensibilità valuta come le scelte metodologiche adottate e le scelte alternative, qualora siano identificabili, influenzino i risultati ottenuti. Il controllo di coerenza valuta se ipotesi, metodi e considerazione relative alla qualità dei dati siano stati applicati in maniera coerente con lo studio PEF. [8]

L'identificazione dei punti critici, talvolta chiamata anche identificazione dei "punti deboli", permette di evidenziare categorie, fasi, processi o flussi che contribuiscono maggiormente ai risultati. Le categorie di impatto più rilevanti sono quelle categorie che contribuiscono complessivamente ad almeno l'80% dell'impatto totale. Le categorie di impatto più rilevanti dovrebbero essere considerate in maniera decrescente, andando dalla categoria che contribuisce in modo maggiore alla categoria che contribuisce in modo minore. Le fasi più rilevanti del ciclo di vita sono quelle fasi che contribuiscono ad almeno l'80% di una delle categorie di impatto più rilevanti considerate. Queste dovrebbe essere identificate in maniera analoga alle categorie di impatto, andando quindi in ordine decrescente. I processi più rilevanti del ciclo di vita sono quei processi che contribuiscono ad almeno l'80% di una delle categorie di impatto rilevanti considerate. Questi dovrebbe essere identificati allo stesso identico modo con cui si tengono in considerazione le categorie di impatto e le fasi più importanti del ciclo di vita. I flussi più rilevanti del ciclo

di vita sono quelli che contribuiscono ad almeno l'80% dell'impatto totale del flusso elementare, per ogni categoria di impatto considerata [9].

La stima dell'incertezza permette di migliorare il modello e la qualità dei dati. È possibile individuare 2 fonti di incertezze: incertezze stocastiche e incertezze legate alle scelte metodologiche. Le prime sono collegate a variabili statistiche e in uno studio PEF vengono utilizzati i valori medi dei dati del profilo di utilizzo delle risorse e delle emissioni, mentre le seconde sono riconducibili alle scelte metodologiche fatte, come la scelta dei confini di sistema o le scelte di allocazione.

L'ultima sottofase consente di trarre conclusioni e raccomandazioni in merito agli obiettivi e al campo di applicazione. In questa fase possono essere evidenziate anche le limitazioni dello studio.

Lo studio PEF può essere inoltre accompagnato da una relazione di sintesi che ripercorre in maniera schematica tutto lo studio.

L'ultimo step è la revisione dello studio PEF e, a seconda del tipo di comunicazione dei risultati dello studio dell'impronta ambientale dei prodotti, si può avere una revisione diversa con criteri per il revisore esterno qualora la comunicazione sia esterna. [8]

1.2 Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR) e Organization Environmental Footprint Sector Rules (OEFSR)

La metodologia PEF è stata sviluppata dalla Commissione Europea attraverso una fase pilota iniziata a novembre 2013 e terminata ad aprile 2018. Lo scopo principale di questo progetto era di sviluppare le Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR) e le Organization Environmental Footprint Sector Rules (OEFSR). PEFCR e OEFSR sono documenti specificatamente sviluppati per una categoria di prodotti e di servizi e hanno lo scopo fornire un insieme di norme per il calcolo dell'impronta ambientale dei prodotti (PEF) o dei servizi (OEF), contribuendo a migliorare la riproducibilità, la rilevanza e la consistenza degli studi effettuati. Per eseguire uno studio PEF è necessario seguire la Product Environmental Footprint Category Rule (PEFCR) relativa al prodotto in esame. La PEFCR è un documento relativo ad un prodotto in cui vi sono delle regole che devono essere seguite al fine di garantire la riproducibilità: vi è per esempio il tipo di unità funzionale, i confini di sistema che devono essere considerati, la qualità dei dati o le categorie di impatto da considerare [9].

Oltre allo sviluppo di PEFCR e OEFSR per alcune categorie di prodotti e servizi, durante la fase pilota sono state perseguiti i seguenti obiettivi [9]:

1. Sviluppare un benchmark, ovvero un valore relativo alle performance ambientali medie di un prodotto rappresentativo venduto nel mercato dell'Unione Europea (UE), per ogni prodotto al fine di agevolare il confronto con i prodotti venduti nell'UE;
2. Testare approcci di verifica differenti;
3. Testare metodi di comunicazione differenti.

Questa fase pilota è stata realizzata attraverso un'azione volontaria degli stakeholder e ha coinvolto 27 studi pilota (11 per cibi e bevande e 16 per altri settori) di cui 25 erano relativi all'ambito PEF mentre 2 erano relativi all'ambito OEF. Circa 300 compagnie e associazioni sono state coinvolte direttamente nella redazione delle PEFCR/OEFSR mentre oltre 2000 stakeholder (ONG dei consumatori e ambientali, rappresentanti dei Paesi dell'Unione Europea) hanno seguito e monitorato il lavoro con diverse consultazioni.

L'organizzazione e la coordinazione della fase pilota è avvenuta attraverso alcuni organi quali [9]:

- Comitato di direzione. Lo scopo di questo organo è quello di approvare il prodotto più rappresentativo per ogni PEFCR sviluppata nella fase pilota, monitorare i progressi nella realizzazione delle PEFCR/OEFSR, esprimere un'opinione nella seconda bozza della PEFCR e approvarne la versione finale.
- Comitato consultivo tecnico. Lo scopo di questo organo è quello di fornire supporto tecnico al comitato di direzione ed esprimere un'opinione nella bozza finale della PEFCR prima della sua approvazione.
- Segreteria tecnica. Lo scopo di questo organo è quello di redigere la PEFCR, mantenendo un rapporto con tutti gli organi coinvolti, facilitare l'armonizzazione con le PCR esistenti, organizzare forum virtuali e consultazioni. Il ruolo di segretario tecnico può essere svolto da un'organizzazione non governativa, uno stato membro, un'istituzione nazionale o internazionale, un'università o un istituto di ricerca.
- Helpdesk tecnico. Lo scopo di questo organo è quello di supportare la Commissione nella revisione dei documenti rilasciati dalla Segreteria tecnica,

fornire spiegazioni e supporto su fasi specifiche nello sviluppo di PEFCR/OEFSR e organizzare sessioni di formazione durante la fase pilota.

- Forum di consultazione virtuale. Lo scopo di questo organo è quello di contenere e rendere disponibile la documentazione relativa ai progetti pilota di PEF/OEF. Il forum è gestito dalla Commissione con l'ausilio dell'helpdesk tecnico e della segreteria tecnica.

La fase pilota è costituita da step specifici [10]:

1. Analisi delle Product Category Rules (PCR)⁴ esistenti e/o guide di settore da cui partire per lo sviluppo di nuove PEFCR/OEFSR;
2. Consultazione su ambito dei prodotti/organizzazioni rappresentativi: definizione precisa del gruppo di prodotti o settore e definizione del prodotto rappresentativo e dell'organizzazione rappresentativa che descrive le caratteristiche di un prodotto medio venduto sul mercato o di un'organizzazione tipica;
3. Approvazione dal Comitato di direzione;
4. Screening: è un'impronta ambientale semplificata di un prodotto/organizzazione e viene eseguito per individuare le fasi, i processi e gli impatti ambientali più rilevanti del ciclo di vita;
5. Consultazione sulla 1° bozza delle PEFCR/OEFSR: sulla base dei risultati dello screening viene preparato una prima bozza di PEFCR/OEFSR e si ha una prima consultazione virtuale sulla quale viene successivamente prodotta la seconda bozza del documento;
6. Approvazione della 2° bozza della PEFCR/OEFSR da parte del comitato di direzione: questa bozza dovrebbe contenere anche 3-4 mezzi di comunicazione che sono appropriati per il prodotto/settore;
7. Studi di supporto: il profilo di impronta ambientale viene calcolato per almeno 3 prodotti sulla base della 2° bozza della PEFCR/OEFSR;
8. Sperimentazione di mezzi di comunicazione differenti;
9. Consultazione finale: la PEFCR/OEFSR finale include gli input derivanti dagli studi di supporto e dalla fase di comunicazione;

⁴ In ambito EPD, le PCR sono regole che definiscono dei requisiti per la stesura dell'EPD. Le PCR costituiscono la base per condurre uno studio LCA di un prodotto che richiede un EPD.

10. Revisione da parte di un gruppo di revisori: ogni studio pilota deve avere un gruppo di 3 revisori, i quali esprimono un giudizio che sarà tenuto conto nella fase finale;
11. Approvazione della PEFCR/OEFSR finale da parte del Comitato di direzione: i progetti conclusi sono stati discussi tra dicembre 2017 e gennaio 2018, mediante un incontro tra il comitato di direzione e il comitato tecnico consultivo.

Attualmente è iniziata una fase di transizione che durerà fino al 2021: questa mira a monitorare l'implementazione delle PEFCR esistenti, a sviluppare nuove PEFCR e a valutare gli aspetti metodologici della PEF/OEF e della guida PEF [10].

1.3 Limitazioni delle categorie di impatto utilizzate in PEF e OEF

Per quanto riguarda le categorie di impatto, la PEFCR Guidance ne raccomanda 16 classificandole in tre gruppi in base alla “robustezza” del modello utilizzato per la loro quantificazione (Tabella 3). Vi sono tre livelli di robustezza:

- livello I: modello raccomandato e soddisfacente;
- livello II: modello raccomandato ma con alcuni miglioramenti da apportare;
- livello III: modello raccomandato ma da applicare con cautela.

Tabella 3 Categorie di impatto raccomandate dalla PEFCR Guidance [9]

Categorie mid-point raccomandate					
Categoria di impatto	Indicatore	Unità	Metodo raccomandato e fonte fattore di caratterizzazione	LCIA di	Robustezza
Cambiamento climatico	Forzante radiativo come Potenziale di Riscaldamento Globale (GWP100)	kg CO _{2eq}	Modello base su 100 anni dell'IPCC (basato su IPCC 2013) [11]		I
Assottigliamento dell'ozono	Potenziale di Assottigliamento dell'ozono (ODP)	kg CFC-11 _{eq}	Stato stazione ODP come in WMO 1999 [12]		I

Categorie mid-point raccomandate				
Categoria di impatto	Indicatore	Unità	Metodo LCIA raccomandato e fonte fattore di caratterizzazione	Robustezza
Tossicità umana, cancerogenicità	Unità tossica comparativa per l'uomo	CTU _h	Modello USETox [13]	III/interim
Tossicità umana, non cancerogenicità	Unità tossica comparativa per l'uomo	CTU _h	Modello USETox [13]	III/interim
Particolato	Impatto sulla salute umana	Incidenza sulla malattia	Metodo raccomandato dall'UNEP (2016) [14]	PM I
Radiazione ionizzante, salute umana	Efficienza di esposizione umana rispetto a U235	kBq U235 _{eq}	Modello di effetto sulla salute umana come sviluppata da Draicer et al 1995 [15] [16]	II
Formazione di ozono fotochimico	Incremento della concentrazione di ozono troposferico	kg NMVOC _{eq}	Modello LOTOS – EUROS come implementato nel metodo ReCiPe 2008 [17]	II
Acidificazione	Superamento accumulato (AE)	mol H ₊ _{eq}	Accumulated Exceedance [18] [19]	II
Eutrofizzazione terrestre	Superamento accumulato (AE)	mol N _{eq}	Accumulated Exceedance [18] [19]	II

Categorie mid-point raccomandate				
Categoria di impatto	Indicatore	Unità	Metodo LCIA raccomandato e fonte fattore di caratterizzazione	Robustezza
Eutrofizzazione acqua dolce	Frazione di nutrienti che raggiungono il compartimento finale di acqua dolce (P)	kg P _{eq}	Modello EUTREND [20]	II
Eutrofizzazione marina	Frazione di nutrienti che raggiungono il compartimento finale di acqua marina (N)	kg N _{eq}	Modello EUTREND [20]	II
Ecotossicità acqua dolce	Unità tossica comparativa per gli ecosistemi	CTU _e	Modello Usetox [13]	III/interim
Uso del suolo	<ul style="list-style-type: none"> • Indice di qualità del suolo • Produzione biotica • Resistenza all'erosione • Filtrazione meccanica • Acque sotterranee rifornimento 	<ul style="list-style-type: none"> • Senza dimensioni (pt) • kg di produzione biotica • kg di terreno • m³ di acqua • m³ acque sotterranee 	Indice di qualità del suolo basato su LANCA [21] [22]	III

Categorie mid-point raccomandate					
Categoria di impatto	Indicatore	Unità	Metodo raccomandato e fonte fattore di caratterizzazione	LCIA	Robustezza
Uso dell'acqua	Potenziale di privazione dell'utente (acqua ponderata per la privazione consumo)	m ³ mondiali _{eq}	Available Water REMaining (AWARE) come raccomandato dall'UNEP [14]	(2016)	III
Uso delle risorse, minerali e metalli	Esaurimento delle risorse abiotiche	kg Sb _{eq}	CML 2002 [23]		III
Uso delle risorse fossili	Esaurimento delle risorse abiotiche - combustibili fossili (ADP-fossile)	MJ	CML 2002 [24]		III

Tuttavia, le 16 categorie di impatto prese in considerazione negli studi PEF non coprono tutti gli aspetti ambientali. Quando un aspetto ambientale non viene trattato con una categoria di impatto si parla di “informazione ambientale addizionale”. Vi sono diverse informazioni ambientali addizionali che possono essere incluse negli studi PEF. La guida PEF richiede che queste informazioni non siano incluse nello studio, e dovrebbero essere rimosse dallo studio PEF prima di calcolare il profilo di utilizzo delle risorse e delle emissioni. Le informazioni ambientali addizionale devono essere:

- basate sulle ISO 14020 [25] e 14021:1999 [26];
- specifiche, accurate e non ingannevoli;
- rilevanti per una particolare categoria di prodotto.

Se queste informazioni aggiuntive sono usate per supportare la fase di interpretazione, i dati utilizzati devono soddisfare gli stessi requisiti di qualità dello studio PEF. Le informazioni ambientali addizionali devono essere incluse all'interno di uno studio PEF, ma devono essere riportate separatamente rispetto ai risultati della PEF, con metodi e

assunzioni chiaramente documentati. Le informazioni aggiuntive ambientali possono essere di tipo qualitativo e/o quantitativo. Questa che segue è una lista non esaustiva di alcune informazioni ambientali aggiuntive:

- altri impatti ambientali per la categoria del prodotto;
- altri parametri tecnici che possono essere utilizzati per valutare il prodotto oggetto di studio e consentire confronti con altri prodotti sulle performance ambientali;
- altri approcci pertinenti per condurre la caratterizzazione dei flussi dal profilo di utilizzo delle risorse ed emissioni, quando i fattori di caratterizzazione nel metodo predefinito non sono disponibili per determinati flussi;
- indicatori ambientali o indicatori di responsabilità del prodotto;
- consumo energetico del ciclo di vita da fonte energetica primaria, contabilizzando separatamente quella rinnovabile;
- consumo diretto di energia suddiviso per fonte energetica primaria, contabilizzando separatamente quella rinnovabile;
- numero di specie nella lista rossa IUCN⁵ e specie della lista nazionale di conservazione con habitat nelle aree interessate dalle operazioni, per livello di rischio di estinzione;
- descrizione di impatti significativi di attività, prodotti e servizi sulla biodiversità nelle aree protette e nelle aree ad alto valore di biodiversità al di fuori delle aree protette;
- massa totale dei rifiuti per tipologia e metodo di smaltimento;
- massa dei rifiuti trasportati, importati, esportati o trattati considerati pericolosi ai sensi dei termini della Convenzione di Basilea⁶ e percentuale di rifiuti trasportati spediti a livello internazionale [27].

1.4 La PEFCR dell'olio di oliva

La PEFCR relativa all'olio di oliva non è ancora stata pubblicata in forma definitiva. La versione attualmente disponibile, accessibile pubblicamente su internet è quella datata 22 settembre 2016 [28]. In questo paragrafo si descriveranno quindi solamente alcune

⁵ La lista rossa IUCN è un database sul rischio di estinzione delle specie a livello globale

⁶ La convenzione di Basilea è un importante accordo relativo ai rifiuti e ai rifiuti pericolosi in cui vi sono norme in merito alla gestione e allo smaltimento

informazioni principali, soffermandosi in particolare sugli aspetti rilevanti per il lavoro svolto nella presente Tesi di Laurea.

Lo scopo della creazione delle regole di categoria relative all'olio di oliva è quello di standardizzare le norme per gli studi LCA comparativi. Un'ulteriore motivazione è quella di armonizzare la PEFCR con l'EPD dell'olio vergine di oliva [29].

1.4.1 *Struttura*

La struttura della PEFCR dell'olio di oliva segue le fasi di uno studio PEF. I primi termini descritti sono l'unità di analisi e i confini di sistema, elementi che contribuiscono a definire la prima fase dello studio PEF.

L'unità di analisi che è stata individuata è 1 litro di olio confezionato utilizzato dai consumatori per il condimento di insalata o per cucinare (Tabella 5). Nell'individuazione dell'unità di analisi, è necessario anche precisare su quale tipologia di olio viene effettuato: la legislazione europea infatti considera solo 8 tipi di olio, mentre la PEFCR ne considera 3 (olio vergine incluso quello extravergine, olio raffinato e olio di sansa) [29].

Tabella 4 Unità di analisi dell'olio di oliva [29]

Cosa?	Olio di oliva compreso extravergine, vergine, raffinato e/o olio di sansa
Quanto?	1 litro confezionato
Per quanto tempo?	Fino alla data di scadenza (18 mesi)
Quale livello di qualità?	Adatto per il consumo umano

Nella prima fase vengono definiti inoltre i confini di sistema, i quali coprono l'intera filiera di produzione, dalla culla alla tomba (Figura 1.3).

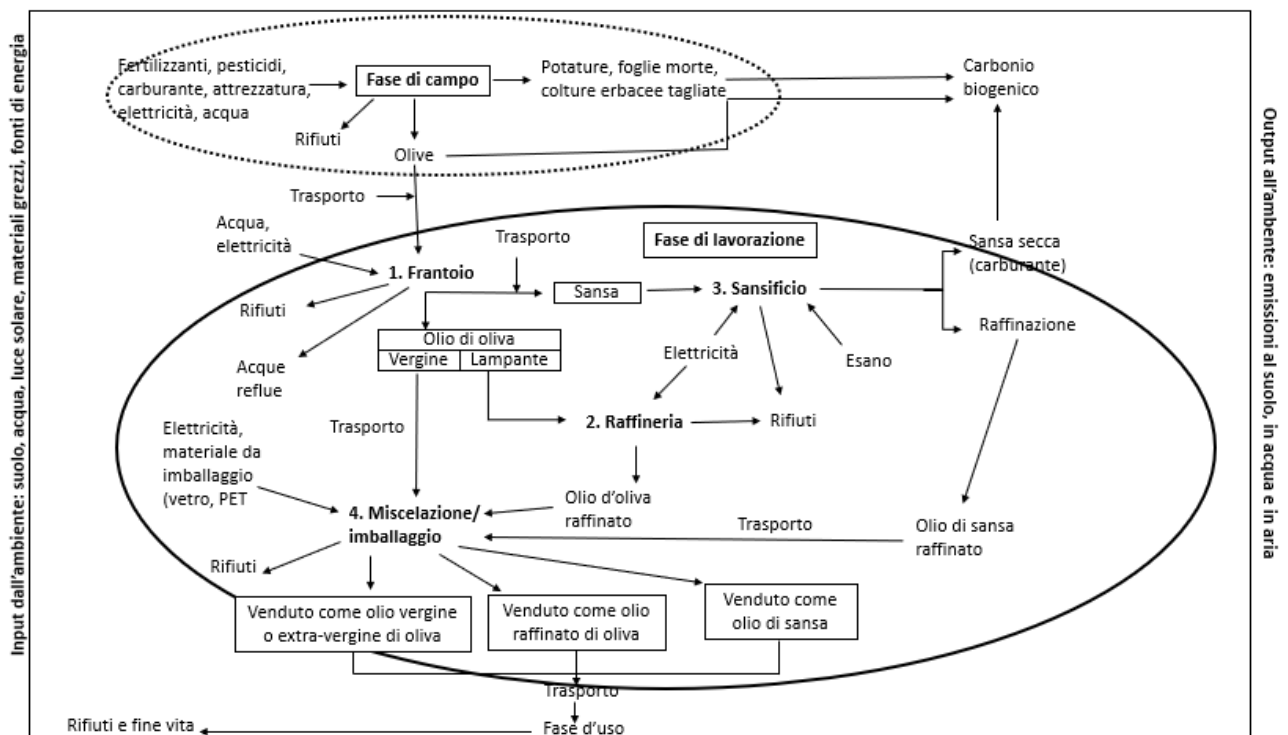


Figura 1.3 Confini di sistema cradle to grave dell'olio di oliva [30] modificata

La seconda fase dello studio PEF è la compilazione del profilo di utilizzo e delle emissioni in cui è necessario raccogliere i dati nelle modalità viste in precedenza (direttamente dall'azienda o tramite l'uso di fonti secondarie). Questa fase si occupa anche del calcolo del DQR e della gestione della multifunzionalità. Su quest'ultimo aspetto la PEFCR fornisce alcune informazioni riguardanti le regole di allocazione da utilizzare e la mancanza di dati [29].

La mancanza di dati (data gaps) è definita dalla Commissione Europea come l'indisponibilità di dati specifici o generici adeguatamente rappresentativi del prodotto. I dati su cui sono si hanno informazioni a riguardo sono [29]:

- La sostituzione di alberi, qualora essi siano colpiti da condizioni climatiche estreme (es. gelo) o da malattia;
- La produzione di utensili e attrezzature per l'agricoltura;
- L'idrossido di calcio utilizzato nel trattamento delle acque reflue prodotte nei frantoi.

Il tipo di allocazione utilizzato è un'allocazione di tipo economico tra i co-prodotti dell'oleificio. In particolare, sono evidenziate tre allocazioni riguardanti la produzione di [29] [30]:

- Olio extravergine, olio vergine e olio lampante (prima allocazione) (Tabella 5);
- Olio di sansa (seconda allocazione) (Tabella 6);

Olio di oliva raffinato (terza allocazione) (

- Tabella 7).

Tabella 5 Prima allocazione [29] [30]

	Massa di olive pulite	Valore unitario	Fattore di allocazione
	%	€ kg ⁻¹	%
Olio extravergine d'oliva	9,14	1,88	46,14
Olio vergine d'oliva	6,50	1,73	30,24
Olio d'oliva lampante	4,67	1,61	20,26
Noccioli di olive	9,30	0,07	0,95
Scarto umido (70% umidità)	70,40	0,01	2,32
Totale	100		100

Tabella 6 Seconda allocazione [29] [30]

	Massa di olive pulite	Valore unitario	Fattore di allocazione
	%	€ kg ⁻¹	%
Scarto grezzo	91,6	0,79	100
Scarto secco	8,4	0	0
Totale	100		100

Tabella 7 Terza allocazione [29] [30]

	Massa di olive pulite	Valore unitario	Fattore di allocazione
	%	€ kg ⁻¹	%
Olio di sansa di oliva raffinato	2,8	1,11	86,92
Scarto secco	26	0,01	9,47
Noccioli di olive	1,8	0,07	3,61
Acque reflue	69,4	0	0
Totale	100		100

La terza fase dello studio PEF è la valutazione dell'impatto dell'impronta ambientale, in cui è necessario trasformare i contributi delle emissioni in categorie di impatti ambientali. In seguito, si aggregano i contributi all'interno di una stessa categoria, effettuando successivamente se necessario le operazioni di normalizzazione e di pesatura. La PEFCR dell'olio di oliva fornisce una lista dei fattori di normalizzazione da utilizzare per ogni categoria d'impatto (Tabella 8) [29].

Tabella 8 Fattori di normalizzazione [29]

Categoria di impatto	Unità	Fattore di normalizzazione per persona (domestico)	di Robustezza per
Cambiamento climatico	kg CO _{2eq}	9,22 * 10 ³	Molto alto
Impoverimento dell'ozono	kg CFC-11 _{eq}	2,16*10 ⁻²	Medio
Tossicità umana – effetti cancerogeni	CTUh	3,69*10 ⁻⁵	Basso
Tossicità umana – effetti non cancerogeni	CTUh	5,33*10 ⁻⁴	Basso
Acidificazione	mol H ⁺ _{eq}	4,73*10 ¹	Alto
Particolato	kg PM _{2.5eq}	3.80*10	Molto alto
Ecotossicità di acqua dolce	CTU _e	8,74*10 ³	Basso

Categoria di impatto	Unità	Fattore di normalizzazione per persona (domestico)	di Robustezza
Radiazioni ionizzanti	kBq U _{235eq}	1,13*10 ³	Medio
Formazione di ozono fotochimico	kg NMVOC _{eq}	3,17*10 ¹	Medio
Eutrofizzazione terrestre	mol N _{eq}	1,76*10 ²	Medio
Eutrofizzazione di acqua dolce	kg P _{eq}	1,48*10	Da medio a basso
Eutrofizzazione marina	kg N _{eq}	1,69*10 ¹	Da medio a basso
Uso del suolo	kg di C in deficit	7,48*10 ⁴	Medio
Impoverimento della risorsa acqua	m ³ di acqua _{eq}	8,14*10 ¹	Da medio a basso
Impoverimento minerali, risorse rinnovabili e fossili	kg Sb _{eq}	1,01*10 ⁻¹	Medio

I valori di pesatura non sono attualmente disponibili: va ricordato, infatti, che la PEFCR in versione ufficiale non è ancora disponibile e quella attualmente scaricabile da internet è solo una bozza.

Sulla quarta fase, ovvero la fase di interpretazione, la PEFCR segue le regole proposte dalla PEFCR Guidance. Infatti, è necessario verificare la robustezza del modello PEF, identificare gli hotspot, stimare l'incertezza, le conclusioni, le limitazioni e le raccomandazioni. Relativamente alla fase di comunicazione dei risultati di uno studio PEF, sono state individuate alcune categorie che dovrebbero essere necessariamente comunicate. Le categorie individuate sono [29]:

- Cambiamento climatico;
- Impoverimento della risorsa acqua;
- Ecotossicità di acqua dolce.

La PEFCR aggiunge, inoltre, che dovrebbe essere comunicata anche l'informazione ambientale addizionale relativa allo stoccaggio di carbonio [29].

La PEFCR fornisce una serie di limitazioni riguardante la sua elaborazione. Queste limitazioni riguardano diversi aspetti, tra cui quelli geografici, quelli legati al sistema produttivo, quelli relativi alla multifunzionalità del packaging e quelli relativi al packaging stesso. Per il sistema produttivo, i dati presenti riguardano un uliveto tradizionale/convenzionale con un'età superiore a 30-50 anni e una densità di impianto di 180 alberi per ettaro. I dati su uliveti più recenti o gestiti in maniera alternativa (es. agricoltura biologica) rispetto a quanto evidenziato non vengono riportati.

La limitazione geografica è dovuta all'origine della produzione dell'olive: circa il 95% della produzione europea deriva da Spagna, Grecia e Italia, per cui non sono disponibili dati su altri paesi europei [29].

La PEFCR evidenzia come non siano stati tenuti in considerazione le diverse modalità di immagazzinamento dell'olio di oliva, assumendo che la sua conservazione sia indipendente dal tipo d'imballaggio utilizzato. Inoltre, non vengono considerate, in quanto ritenute trascurabili, le perdite provenienti da supermercati e da famiglie. Queste informazioni è possibile vengano aggiornate in futuro, qualora siano disponibili dati aggiornati [29].

L'ultima limitazione evidenziata dal documento riguarda la multifunzionalità degli imballaggi. Gli imballaggi vengono considerati nella PEFCR nell'ambito di prodotti liquidi confezionati, come l'olio di oliva. Le funzioni svolte dall'imballaggio sono [29] [31]:

- Prevenire la sicurezza del prodotto alimentare, riducendo le eventuali perdite;
- Preservare il prodotto e prevenire il deterioramento;
- Fornire informazioni.

Le informazioni riguardanti il prodotto rappresentativo sono reperibili nell'allegato I della bozza della PEFCR. Esso è stato modellato tenendo in considerazione quattro aspetti [29]:

- La media dei diversi tipi di olio consumati in Europa (Tabella 9);
- Le pratiche di gestione utilizzate nei diversi paesi;
- Le fasi di produzioni dell'olio di oliva (tre fasi: acqua, sansa, mosto oleoso, due fasi: sansa bagnata, mosto oleoso) (Tabella 10);

I materiali di imballaggio (

- Tabella 11).

Tabella 9 Media dei diversi tipi di olio (in percentuale) [29]

<i>Tipo di olio di oliva</i>	<i>%</i>	<i>Spagna</i>	<i>Italia</i>	<i>Grecia</i>
<i>Extra vergine e vergine</i>	70,00	39,41 %	17,43 %	13,16 %
<i>Olio di oliva raffinato</i>	20,70	17,60 %	1,84 %	1,26 %
<i>Olio di oliva di sansa</i>	9,30	3,25 %	4,92 %	1,13 %
<i>Totale</i>	100,0	60,26 %	24,19 %	15,55 %

Tabella 10 Fasi di produzione dell'olio di oliva [29]

Frantoio	%
Tre fasi	75
Due fasi	25

Tabella 11 Materiali da imballaggio [29]

Packaging	%
Vetro	60
PET	20
Lattina di acciaio	20

L'allegato III della PEFCR riporta le caratteristiche del benchmark dell'olio di oliva. Sono presenti cinque classi (A, B, C, D, E) e per ogni categoria di impatto è stato individuato un range di valori in modo da individuare facilmente in quale classe viene inserito l'olio di oliva oggetto dello studio. La classe C della tabella rappresenta il benchmark, ovvero il valore del prodotto medio per ogni categoria: i valori al di sopra del benchmark (classi A e B) hanno buone/elevate prestazioni ambientali mentre i valori al di sotto del benchmark (classi D ed E) hanno cattive/scarse prestazioni ambientali (Tabella 12) [29].

Tabella 12 Benchmark e classi sulle performance ambientali [29]

Classi performance PEF dell'olio di oliva		A migliore (inferiori di)	B da a		C- benchmark da a		D da a		E peggiore (inferiori di)
Categorie di impatto	Unità								
Cambiamento climatico (fossile)	kg CO _{2eq}	< 3,31	3,31	3,74	3,74	5,30	5,30	8,00	> 8,00
Impoverimento dell'ozono	kg CFC- 11 _{eq}	< 3,25*10 ⁻⁷	3,25*10 ⁻⁷	3,75*10 ⁻⁷	3,75*10 ⁻⁷	5,23*10 ⁻⁷	5,23*10 ⁻⁷	7,69*10 ⁻⁷	> 7,69*10 ⁻⁷
Tossicità umana, effetti cancerogeni	CTU _h	< 3,19*10 ⁻⁸	3,19*10 ⁻⁸	3,53*10 ⁻⁸	3,53*10 ⁻⁸	4,43*10 ⁻⁸	4,43*10 ⁻⁸	5,90*10 ⁻⁸	> 5,90*10 ⁻⁸
Tossicità umana, effetti non cancerogeni	CTU _h	< 2,43*10 ⁻⁶	2,43*10 ⁻⁶	2,79*10 ⁻⁶	2,79*10 ⁻⁶	3,10*10 ⁻⁶	3,10*10 ⁻⁶	3,36*10 ⁻⁶	> 3,36*10 ⁻⁶
Acidificazione	mol H ⁺ _{eq}	< 0,026	0,026	0,030	0,030	0,040	0,040	0,057	> 0,057
Particolato/respirazione inorganica	kg PM _{2.5eq}	< 3,46*10 ⁻³	3,46*10 ⁻³	3,88*10 ⁻³	3,88*10 ⁻³	4,84*10 ⁻³	4,84*10 ⁻³	6,33*10 ⁻³	> 6,33*10 ⁻³
Ecotossicità dell'acqua dolce (senza effetti cronici)	CTU _e	< 95	95	282,1	282,1	377	377	381	> 381

Classi performance PEF dell'olio di oliva		A migliore (inferiori di)	B da a		C- benchmark da a		D da a		E peggiore (inferiori di)
Categorie di impatto	Unità								
Radiazione ionizzante, modello dell'effetto sulla salute umana	kg U _{235eq}	< 5,37	5,37	7,39	7,39	19,11	19,11	40,53	> 40,53
Formazione di ozono fotochimico	kg NMVOC _{eq}	< 0,029	0,029	0,032	0,032	0,037	0,037	0,045	> 0,045
Eutrofizzazione terrestre	mol N _{eq}	< 0,097	0,097	0,106	0,106	0,136	0,136	0,187	> 0,187
Eutrofizzazione di acqua dolce	kg P _{eq}	< 5,00*10 ⁻⁴	5,00*10 ⁻⁴	6,61*10 ⁻⁴	6,61*10 ⁻⁴	1,49*10 ⁻³	1,49*10 ⁻³	2,99*10 ⁻³	> 2,99*10 ⁻³
Eutrofizzazione di acqua marina	kg N _{eq}	< 6,89*10 ⁻³	6,89*10 ⁻³	7,38*10 ⁻³	7,38*10 ⁻³	1,01*10 ⁻²	1,01*10 ⁻²	1,49*10 ⁻²	> 1,49*10 ⁻²
Uso del suolo (SOM)	kg di C deficit	< 62,5	62,5	63,4	63,4	65,3	65,3	68,1	> 68,1
Impoverimento della risorsa acqua	m ³ _{eq}	< 0,457	0,457	1,371	1,371	4,837	4,837	10,86	> 10,86
Impoverimento di risorse, fossili e minerali	kg Sb _{eq}	< 5,43*10 ⁻⁴	5,43*10 ⁻⁴	6,19*10 ⁻⁴	6,19*10 ⁻⁴	7,18*10 ⁻⁴	7,18*10 ⁻⁴	8,40*10 ⁻⁴	> 8,40*10 ⁻⁴

1.4.2 *Informazione ambientale addizionale*

Le informazioni ambientali addizionali definite nella PEFCR dell'olio di oliva sono due [29]:

- Stoccaggio di carbonio;
- Biodiversità.

Nella presente Tesi verrà considerata solo l'informazione ambientale addizionale relativa allo stoccaggio di carbonio.

Questo indicatore considera due categorie di impatto, ovvero il cambiamento climatico e il cambiamento dell'uso del suolo. Il rapporto su come il cambiamento dell'uso del suolo può variare verrà illustrato con la descrizione delle 5 pratiche di gestione dell'oliveto fornite dalla PEFCR nel capitolo 2. La PEFCR fornisce alcuni dati relativi allo stoccaggio nelle diverse parti della pianta; i dati si riferiscono a studi pregressi di letteratura scientifica (Sofa et al. 2005 [32], Testi et al. 2008 [33], Nieto et al. 2013 [34], Nardino et al. 2013 [35]). Il carbonio stoccato dall'oliveto sotto forma di CO₂ è pari a 30 tCO₂ ha⁻¹ y⁻¹ a cui possono essere aggiunte 15 tCO₂ ha⁻¹ y⁻¹ dovute alle colture di copertura. Per quanto riguarda la CO₂ stoccata dalle parti della pianta, 2,8 tCO₂ ha⁻¹ y⁻¹ vengono stoccate da circa 1000 kg ha⁻¹ di olio di oliva mentre l'oliva stocca un valore pari a 5 volte la quantità stoccata dall'olio di oliva. La CO₂ immagazzinata dall'oliveto può essere distribuita nella crescita dello strato superiore nell'aumento della massa del tronco e delle radici, foglie morte, residui di potatura, fanghi di frantoio e sansa. Queste ultime distribuzioni in particolare consentono di aumentare la materia organica nel suolo (SOM) attraverso l'humus stabile, ovvero in substrato organico trasformato dagli organismi viventi. L'humus ha una durata di oltre 500 anni e la proporzione per convertire il materiale organico in humus può essere calcolata attraverso il modello RothC. In particolare, si ottiene che il 5% di 20 t ha⁻¹ vengono stabilizzate nel suolo attraverso lo stoccaggio a lungo termine. La porzione di carbonio mineralizzato può essere influenzata dalle pratiche di gestione illustrate nel capitolo successivo, dall'applicazione di concimi, ammendanti organici e dal tipo di lavorazione. La PEFCR inoltre elenca una serie di fattori e parametri che verrà meglio

dettagliata nel capitolo successivo. Viene inoltre fornita una formula per il calcolo del TOC di seguito riportata [29]:

$$\text{Variazione di TOC}(t/ha) = \sum_{y=0}^{100} (CII + R_y)$$

Dove [29]:

- CII rappresenta l'intensità di lavorazione espressa in t ha⁻¹. Questa può essere facilmente calcolata attraverso la seguente tabella:

Pesante	Leggera	Ridotta	Nulla
-0,2	-0,1	-0,02	0,2

Dove: Pesante (frequenza di lavorazione >2-3 y⁻¹, profondità > 10 cm), leggera (frequenza di lavorazione 1-2 y⁻¹, profondità < 10 cm), ridotta (frequenza di lavorazione < 1 y⁻¹, profondità < 5 cm), Nulla (mai lavorato)

- Ry è un valore che può essere calcolato con RothC con l'assunzione che il 50% del carbonio organico fornito nella parte superficiale del suolo sia esposto a decomposizione e contribuisca all'aumento del SOC nei primi 30 cm di profondità.

La PEFCR non fornisce informazioni pratiche sul calcolo dello stoccaggio di carbonio a lungo termine, ma solo i dati esposti sopra derivanti da esperimenti pregressi. Inoltre, non viene fornito alcun calcolo pratico sul credito derivante dallo stoccaggio di carbonio e questo problema è tuttora oggetto di discussione nel mondo scientifico. Vi sono diverse ipotesi a riguardo su come il credito di carbonio debba essere calcolato, ma verranno trattate in seguito.

Capitolo 2

CENNI SULL'OLIVICOLTURA

Si è parlato nel capitolo precedente di come la PEFCR dell'olio di oliva richieda l'informazione ambientale addizionale relativa allo stoccaggio di carbonio a lungo termine.

2.1 Il ciclo del carbonio e l'olivicoltura

Il carbonio è l'elemento più importante per la vita ed è presente in tutte le matrici ambientali: in atmosfera, nell'idrosfera, nella biosfera, nella pedosfera e nella geosfera. A causa della sua importanza, esso viene continuamente "riciclato" attraverso il cosiddetto ciclo biogeochimico del carbonio (Figura 2.1).

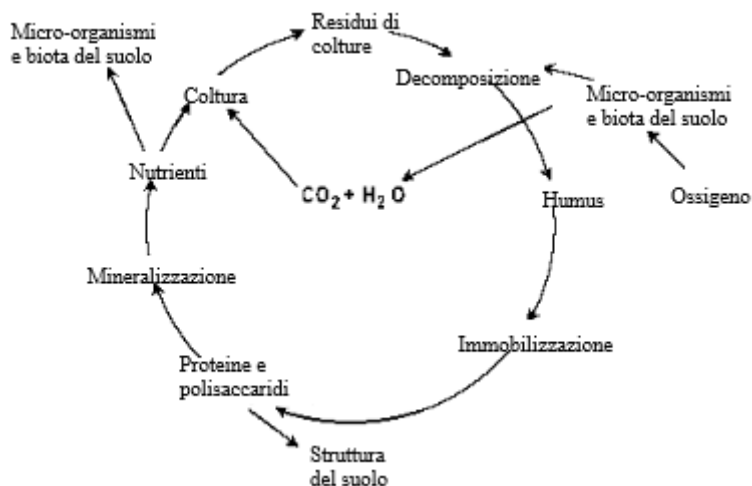


Figura 2.1 Ciclo del carbonio [36]

L'equilibrio può essere gestito e modificato da alcune pratiche agricole: ciò può provocare quindi un sequestro di carbonio oppure un rilascio sotto forma di CO_2 , il più abbondante gas serra. Nel caso dell'olivicoltura esistono 5 pratiche agricole, evidenziate dalla PEFCR dell'olio di oliva, e ognuna di esse può comportare un particolare effetto sul carbonio nel suolo [37]. Le 5 pratiche agricole sono:

1. Coltivazione del suolo intensiva;
2. Coltivazione "leggera";
3. Coltivazione a basso apporto con alimentazione a pioggia;
4. Coltivazione biologica;

5. D.E.S.OM.0.T (*Dedicated enrichment of soil with organic matter in combination to minimum/zero tillage* – arricchimento del suolo con materia organica e lavorazione minima o nulla)

Esempi di gestione della prima pratica sono l'aratura (in genere effettuata nel primo anno, prima dell'installazione dell'oliveto) e la rotazione per più di 1-2 volte l'anno.

In questo caso vi è l'assunzione che il deficit di carbonio sia pari a 1-2% all'anno.

La coltivazione "leggera" dell'oliveto tradizionale fa riferimento ad una serie di pratiche meccaniche e chimiche (es. erbicidi). Questo tipo di pratica comporta il mantenimento costante del carbonio nel suolo o una sua diminuzione ($0.2-0.5\% \text{ y}^{-1}$) a causa dell'erosione quando questo rimane scoperto ed esposto ai fattori erosivi.

La terza pratica di gestione corrisponde ad un oliveto in stato di semi-abbandono: qui l'unica azione antropica è la raccolta delle olive. In questa situazione vi è un aumento marginale della materia organica, a causa delle componenti della coltura che cadono al suolo (ramoscelli, foglie, ecc.)

La coltivazione biologica include una serie di misure volte a mantenere o aumentare il carbonio organico nel suolo. I regolamenti Reg. 834/07 e 889/08 forniscono alcuni suggerimenti in merito alle misure da adottare contro l'erosione.

L'ultima pratica di gestione è stata suggerita a seguito del progetto oLIVE CLIMA: essa comporta un aumento della materia organica del suolo di circa $1.0-2.0\% \text{ y}^{-1}$. In questa situazione il punto di equilibrio non si ha prima di 100 anni [37].

Vi sono inoltre diversi progetti finanziati dalla Commissione Europea che riguardano l'olivicoltura in vari ambiti:

- LIFE09/ENV/GR/00302 SAGE 10 [38];
- LIFE11 ENV/GR/000942 [39];
- LIFE14 NAT/ES/001094 [40];
- LIFE15 CCM/IT/000141 [41].

Di questi i primi 2 hanno contribuito alla realizzazione della PEF CR dell'olio di oliva fornendo alcuni dati in merito al carbonio nel suolo, il terzo progetto è affine all'ambito naturalistico ed in particolare alla biodiversità mentre l'ultimo riguarda i cambiamenti climatici nell'ottica del ciclo di vita ed in particolare della Carbon Footprint.

Il progetto LIFE09/ENV/GR/00302 SAGE 10 è stato un progetto pilota che si prefiggeva lo scopo di valutare la sostenibilità degli agroecosistemi, ed in particolare quello degli uliveti, mediante sviluppo e attuazione di una procedura di valutazione degli impatti ambientali. Questo progetto copriva 150-200 ha delle regioni meridionali della Grecia ed ha coinvolto 80 agricoltori. Per il progetto sono stati valutati 600 appezzamenti, ed è stata chiesta la consultazione di 3 agronomi, uno per ogni regione interessata dallo studio. L'utilità del progetto è data dal fatto che l'olivicoltura è assai importante per la società, per le colture e per i cambiamenti climatici, ma nonostante questo in Grecia circa il 50% degli agricoltori stava perdendo interesse nell'attività [38].

Il secondo progetto riguardava la valutazione di nuove pratiche agricole che portano ad un maggiore assorbimento di anidride carbonica. Lo studio ha coperto un'area di 120 uliveti distribuiti tra Grecia e Italia per una durata di 5 anni e i risultati hanno superato le aspettative in termini di adozione di politiche [39].

Il terzo progetto è in via di sviluppo in Spagna, ha un ambito legato alla biodiversità ed è attualmente in corso (il termine è fissato a settembre 2020) [40].

L'ultimo progetto è stato realizzato in Italia ed è legato alla mitigazione dei cambiamenti climatici attraverso una filiera sostenibile nel settore olivicolo [41].

2.2 Materia organica e carbonio organico

Nel paragrafo precedente si è parlato di materia organica nel suolo e carbonio organico nel suolo. In questo paragrafo si darà una definizione più rigorosa di questi due elementi, evidenziandone inoltre classificazione ed aspetti rilevanti. Il termine materia organica del suolo (*Soil Organic Matter* - SOM) identifica l'insieme dei costituenti organici del suolo in vari stadi di decomposizione come tessuti di piante morte e animali, materiale inferiore a 2 mm di dimensione e organismi del suolo. La SOM svolge diverse funzioni tra cui la stabilizzazione della struttura del suolo, la ritenzione e il rilascio di nutrienti. La sua mineralizzazione porta al rilascio di sostanze minerali disponibili per la crescita delle piante, migliorandone al contempo lo sviluppo [42]. La SOM può essere divisa in tre differenti pool in base al tempo necessario per la completa decomposizione e al tempo di residenza (Figura 2.2) [43]:

- *Active pool*: tempo di *turnover* di mesi o di pochi anni;
- *Slow pool*: è una frazione dell'*active pool* in quanto considera i composti organici derivanti da esso;
- *Passive pool*: tempo di *turnover* di migliaia di anni.

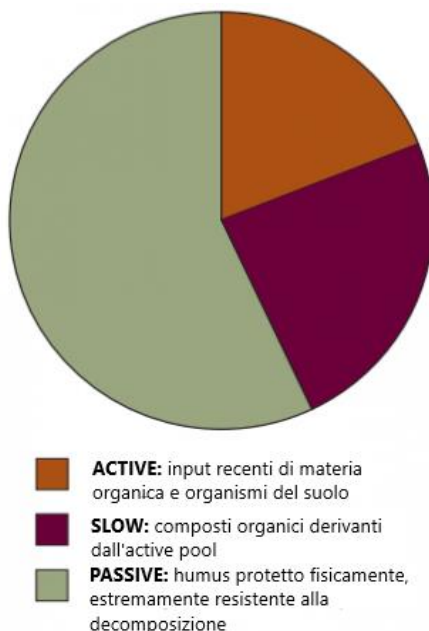


Figura 2.2 I pool della SOM [43]

Il carbonio nel suolo, uno dei componenti principali del suolo stesso, è formato da due componenti: il carbonio organico (SOC) ed il carbonio inorganico (SIC). Il SOC è anche il componente principale della SOM in quanto costituisce il 55-60% della stessa [42]. Esso presenta una suddivisione in 3 pool e questa suddivisione è basata sul tempo di *turnover* come per la SOM [44] [45]:

- Fast pool: tempo di *turnover* 1-2 anni;
- Intermediate pool: tempo di *turnover* 10-100 anni;
- Slow pool: tempo di *turnover* da 100 a più di 1000 anni.

La frazione di carbonio che si decompone più facilmente risulta essere un indicatore delle principali proprietà chimico-fisiche del suolo, mentre la frazione più resistente risulta essere una componente del cosiddetto “stoccaggio a lungo termine” ed ha la capacità di trattene i nutrienti del suolo.

La suddivisione di SOM e SOC è puramente concettuale ed è basata su processi fisici facilmente misurabili. Spesso si usano i pool di SOC per modellare la dinamica del carbonio, ma vi dovrebbe essere anche una misura effettiva in modo da poter verificare il dato modellato [42].

2.3 La valutazione del carbonio stoccato

Vi sono diversi modi per valutare lo stoccaggio di carbonio a lungo termine negli uliveti e da una lettura degli articoli inerenti all'argomento sono emerse alcune considerazioni. Lo studio di Bosco et al. (2013) [46] è riferito ad un progetto più ampio, rispetto allo studio descritto, realizzato nel 2008 a Grosseto. L'obiettivo del progetto riguardava la valutazione delle prestazioni di vino, olio d'oliva e frutta mentre l'obiettivo dello studio riguardava l'integrazione del suolo nell'analisi della Carbon Footprint e la valutazione del potenziale della viticoltura attraverso diverse pratiche di gestione. La ricerca, per quanto sia marginale all'olivicoltura in quanto tratta la viticoltura, permette di sottolineare alcuni aspetti da tenere in considerazione nella valutazione del sequestro di carbonio nel suolo:

- Cambiamento nella SOM;
- Erosione del suolo;
- Degradazione chimico-fisica del suolo;
- Eutrofizzazione;
- Lisciviazione di N.

È possibile creare anche dei confronti tra colture e valutare il carbonio sequestrato da esse: questo è il caso della ricerca di Sofo et al. (2005) in cui sono valutati due comuni frutteti del Mediterraneo (oliveto e pescheto) (Tabella 13) [32].

Tabella 13 Contenuto di carbonio nel suolo nell'oliveto e nel pescheto [32]

Frutteto	Carbonio organico (%)	Carbonio organico (t ha⁻¹ y⁻¹)	Coefficiente di mineralizzazione (y⁻¹)	Carbonio mineralizzato (t ha⁻¹ y⁻¹)	CO₂ rilasciata (t ha⁻¹ y⁻¹)
Olivo	0,684	26,27	0,032	0,84	3,09
Pesco	0,513	17,54	0,024	0,43	1,57

Testi et al. (2008) [33] e Nardino et al. (2013) [35] hanno fatto due bilanci sullo stoccaggio di carbonio attraverso lo stesso approccio, tramite la misura dell'indice di superficie fogliare (*Leaf Area Index* - LAI). Nel primo studio è stato misurato solo il LAI mentre nel secondo il LAI è stato confrontato con altre misurazioni.

Proietti et al (2017) [47] hanno fatto una valutazione del carbonio stoccato in un uliveto umbro attraverso 3 parametri:

- Componenti permanenti (tronco, rami, ramoscelli, radici);
- Componenti non permanenti (residui di potatura e frutti);
- Confronto con emissioni associate ai processi (fertilizzazione, potatura, pratiche di gestione, raccolta, processi di trasformazione).

Lo studio ha coinvolto 7 aziende agricole e ha evidenziato che le componenti non permanenti danno il maggior contributo al carbonio stoccato nell'uliveto, come evidenziato dalla tabella 14 [47].

Tabella 14 Comparazione tra strutture permanenti e strutture non permanenti [47]

Aziende agricole	Strutture non permanenti		Strutture permanenti		Totale t CO ₂ -eq/ha
	t CO ₂ -eq	t CO ₂ -eq/ha	t CO ₂ -eq	t CO ₂ -eq/ha	
A	131,44	6,12	10,86	0,51	6,63
B	10,65	7,10	0,33	0,22	7,32
C	16,88	6,07	1,23	0,44	6,52
D	86,42	6,34	11,17	0,82	7,15
E	37,58	9,76	1,31	0,34	10,10
F	212,98	8,32	9,55	0,37	8,69
G	12,03	6,68	1,75	0,97	7,65

Tra i modi per valutare il carbonio stoccato nel suolo, vi è la modellazione che verrà trattata nel prossimo capitolo della presente tesi.

2.4 Trattazione del carbonio stoccaggio in ambito LCA/PEF

Il problema sulla trattazione dello stoccaggio di carbonio in LCA, CF o PEF ha iniziato a svilupparsi negli ultimi anni. Questo riguarda come lo stoccaggio di carbonio dovrebbe rientrare in metodologie già consolidate come LCA o CF che tengono conto degli impatti lungo l'intero ciclo di vita.

Sia il cambio di uso del suolo che il cambio di gestione del suolo possono comportare alterazioni nel sistema climatico mediante la variazione del forzante radiativo in tre modalità:

1. Rilascio di gas a effetto serra immagazzinati precedentemente nella biomassa e nel suolo: questo comporta una diretta emissione di GHG;
2. Variazione dell'albedo che comporta una modifica della capacità di assorbimento della radiazione solare;
3. Variazione del tasso di evaporazione che influenza l'opacità.

Il 7-8 ottobre 2010 ha avuto luogo un workshop presentato dal Joint Research Centre (JRC) che aveva l'obiettivo di affrontare questa tematica, in particolare di valutare i metodi utilizzati per affrontare il problema dell'alterazione del clima descritto nella prima modalità. Sono stati individuate alcune opzioni, che presentano sia vantaggi che svantaggi, e ciò ha reso difficile individuare un metodo preferenziale da adottare [48] [49]. I sei metodi analizzati e discussi nel workshop sono:

1. GWP fisso;
2. Metodo Moura-Costa;
3. Metodo Lashof;
4. Metodo PAS 2050;
5. Metodo LCA dinamica;
6. Metodo ILCD Handbook.

Verranno di seguito analizzati gli approcci individuati evidenziando i principali aspetti positivi e le eventuali difficoltà metodologiche.

2.4.1 Opzione 1: GWP fisso

Il primo metodo valutato è l'approccio convenzionale utilizzato attualmente in ambito LCA: non vi sono vantaggi determinati dalla rimozione del carbonio dall'atmosfera e

viene utilizzato un fattore di caratterizzazione del GWP costante in tutto periodo in cui viene svolto lo studio LCA.

Le emissioni di carbonio che chiudono il ciclo biogenico vengono omesse dal calcolo. Il motivo deriva dal fatto che il sequestro di CO₂ dovuto alla crescita della biomassa è maggiore o uguale all'emissione di CO₂ nell'intero ciclo di vita e non tiene conto dei tempi di assorbimento e rilascio.

Un'altra possibilità presente in questa opzione consiste nello studio delle emissioni di carbonio per un periodo limitato, trascurando le eventuali emissioni oltre il periodo considerato. Questa possibilità presenta un enorme svantaggio in quanto sarebbe sufficiente ritardare l'emissione oltre il periodo di valutazione. Per ovviare a questo problema potrebbe essere utile utilizzare un fattore di caratterizzazione decrescente nel tempo per periodi brevi. Per periodo più lunghi non vi sarebbero conseguenze, o comunque sarebbero trascurabili.

2.4.2 Opzione 2: metodo Moura-Costa

Questo metodo rientra, insieme al metodo Lashof, nei cosiddetti metodi "one tonne approach". Esso consiste in una equivalenza tra kg CO_{2eq} e kg CO₂ y, il quale permette la contabilizzazione del carbonio rimosso dall'atmosfera. Il credito calcolato può essere direttamente sottratto dall'inventario dell'analisi LCA poiché vi è l'assunzione che compensi un'emissione equivalente di gas a effetto serra (GHG). Questo approccio considera una durata fissa del periodo di valutazione, senza considerare né un punto iniziale né un punto finale, ossia non si tiene presente quando l'emissione si verifica. L'equivalenza di questo approccio è:

$$48 \text{ tCO}_2 \text{ y} = 1 \text{ tCO}_{2\text{eq}}$$

e significa che l'immagazzinamento di 1 tonnellata di CO₂ in 48 anni equivale ad evitare l'impatto di 1 tonnellata di emissioni di CO₂. In altri termini evitare l'emissione di 1 tonnellata di CO₂ per 1 anno può compensare l'emissione di 0,02 tonnellate di CO₂ [50] [51].

2.4.3 Opzione 3: metodo Lashof

Questa opzione rientra, insieme al metodo Moura-Costa, nei cosiddetti metodi "one tonne approach". Questo approccio consiste nel calcolo di un credito in kg CO_{2eq} per

rimuovere dall'atmosfera e stoccare per un certo numero di anni il carbonio, ma è possibile considerare questo come emissione fossile ritardata [51] [52].

2.4.4 Opzione 4: metodo PAS 2050

Il metodo proposto dal PAS 2050 nella versione del 2008 considera un doppio approccio: per uno stoccaggio a breve termine considera un'approssimazione lineare come il metodo Lashof, mentre per uno stoccaggio a lungo termine considera il valore medio di carbonio immagazzinato nel periodo di 100 anni; le emissioni che si verificano oltre i 100 anni non vengono considerate [53].

La nuova versione del PAS 2050 del 2011 ha rivalutato questa metodologia: il periodo di valutazione di 100 anni rimane, ma l'impronta di carbonio deve essere calcolata senza dare credito allo stoccaggio. Tuttavia, le organizzazioni che vogliono intraprendere un'analisi per le emissioni ritardate possono farlo secondo il metodo del PAS 2050 versione 2008 [54].

2.4.5 Opzione 5: metodo LCA dinamica

Questo approccio considera la distribuzione temporale delle emissioni di gas a effetto serra lungo l'intero ciclo di vita, calcolando l'impatto sul forzante radiativo in ogni istante attraverso l'uso di fattori di caratterizzazione dinamici mediante l'uso del GWP integrato costantemente nel tempo. I fattori di caratterizzazione derivano dal metodo Lashof, ma al contrario di questo, viene fissato un periodo di inizio per la contabilizzazione del carbonio [55].

2.4.6 Opzione 6: metodo ILCD Handbook

Anche l'ILCD Handbook propone un metodo per la contabilizzazione del carbonio. In primo luogo, viene evidenziato che lo stoccaggio di carbonio e le emissioni ritardate non dovrebbero essere considerate in ambito LCA, salvo che non sia l'obiettivo dello studio. Qualora sia necessario considerare tali emissioni si moltiplicano i kg CO_{2eq} per il numero di anni in cui vi è il ritardo dell'emissione e per un fattore di -0,01. Le emissioni oltre i 100 sono considerate come "emissioni a lungo termine" e devono essere inventariate e riportate separatamente dal calcolo del LCIA. Sono trascurate le emissioni oltre i 100000 anni. Anche per questo approccio, come per il metodo Moura-

Costa, vi è linearità, il che lo rende semplice da usare in ambito LCA per il ritardo delle emissioni [56].

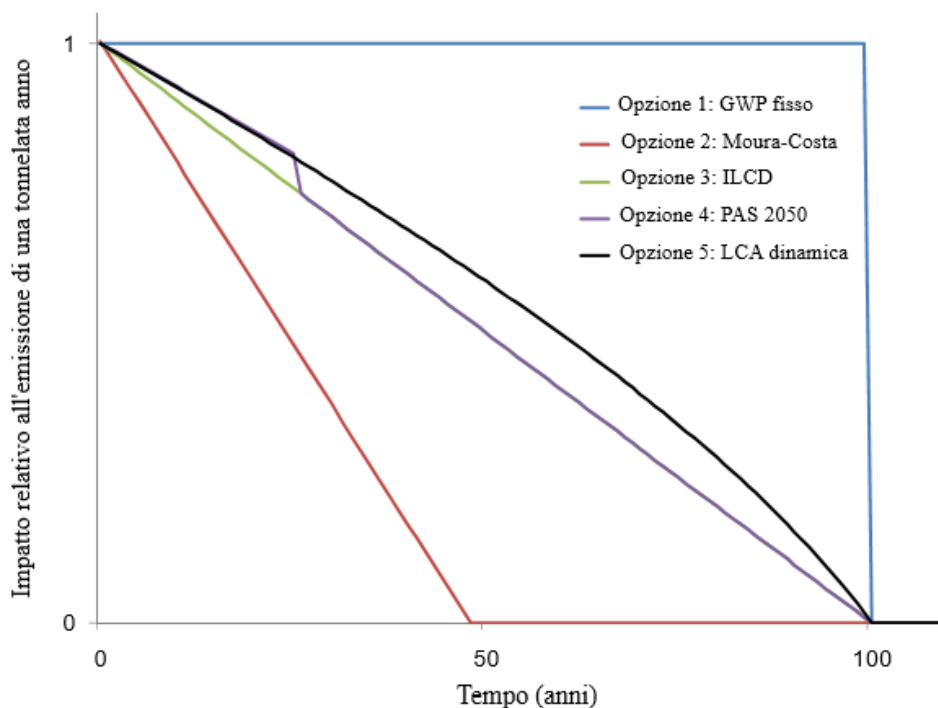


Figura 2.3 Impatto di una tonnellata anno di CO₂ secondo 5 approcci

2.4.7 Sviluppi futuri

Gli approcci descritti nei paragrafi precedenti risultano essere metodi in parte già consolidati, tuttavia vi sono altre opzioni che si stanno sviluppando per considerare l'aspetto dello stoccaggio di carbonio temporaneo. Il nuovo standard ISO, ISO 14067, per l'impronta di carbonio e il Product Life Cycle Greenhouse Gas Accounting Standard enunciano un metodo simile a quanto visto per il PAS 2050 versione 2011, ma possono consentire il calcolo di un valore supplementare che includa una variabile temporale, da riportare separatamente.

Durante il workshop è stato presentato anche un nuovo indicatore, il GWP_{bio} , che valuta le emissioni biogeniche e considera anche la ricrescita della vegetazione. I fattori del GWP_{bio} sono specifici per ogni tipologia di coltura con un ciclo di crescita specifico [48].

Un ulteriore indicatore proposto è il fattore di neutralità del carbonio (CN) per contabilizzare la riduzione delle emissioni di gas a effetto serra causata dall'uso della biomassa. Il fattore CN è definito come il rapporto tra la riduzione/aumento netto delle

emissioni di carbonio nel sistema bioenergetico e le emissioni di carbonio del sistema energetico di riferimento sostituito, in un determinato periodo di tempo. Il fattore CN consentirebbe di attualizzare le emissioni e valutare i sistemi bioenergetici neutrali rispetto al carbonio in un certo periodo di tempo per eventuali decisioni politiche [57] [58].

Sono stati inoltre presentati il valore attuale netto e l'uso di indicatori finanziari in ambito di emissioni. Il primo, sviluppato dal IEA Bioenergy Task 38 considera le differenze temporali tra emissioni e stoccaggio nei vari sistemi bioenergetici [59]. Il secondo propone l'uso di indicatori finanziari volti a comunicare le preferenze temporali [59].

2.4.8 Lo stoccaggio di carbonio in ambito PEF

La PEF Guide tratta anch'essa il problema sullo stoccaggio di carbonio. Essa suggerisce che i crediti derivanti dallo stoccaggio di carbonio o dalle emissioni ritardate non dovrebbero essere presi in considerazione a meno che non sia specificato dalla relativa PEFCR del prodotto in esame. Per l'olio di oliva, la relativa PEFCR afferma che questa informazione ambientale deve essere riportata e discussa separatamente dal profilo ambientale. In altri termini non sono stabili dei criteri di credito, ma devono essere calcolati e riportati come informazioni aggiuntive [60].

Capitolo 3

I MODELLI DI QUANTIFICAZIONE DEL CARBONIO ORGANICO NEL SUOLO

3.1 Perché usare un modello?

La stima dei depositi di SOC risulta essere un'operazione assai complessa: vi può essere infatti una mancanza di dati, mentre quelli attualmente disponibili sono caratterizzati da elevata variabilità a causa della provenienza di fonti e metodologie di stima. Una strategia per ovviare a queste problematiche è l'uso della modellizzazione. La modellizzazione permette una stima degli stock di SOC laddove non è possibile misurare direttamente alcuni parametri necessari, a causa per esempio di:

- condizioni climatiche future;
- luoghi dove non vi è un sistema di misurazione diretto;
- pratiche di gestione non ancora testate;
- difficoltà di accesso nei punti di campionamento rappresentativi;
- numero di campioni rappresentativi richiesto superiore a quelli disponibili;
- mancanza di attrezzature.

La modellizzazione è quindi uno strumento per superare questi problemi. Negli ultimi anni sono stati sviluppati molti modelli, più o meno complessi, che permettono una descrizione delle variazioni di SOC e dei relativi processi biogeochimici. Alcuni modelli richiedono un elevato quantitativo di dati in input per tenere conto sia della variabile spaziale che della variabile temporale e ciò non li rende adatti a tutte le tipologie di studio. Inoltre, alcuni modelli si sono concentrati su ecosistemi piuttosto noti (foreste o sistemi di coltivazione) mentre altri si sono focalizzati su ecosistemi meno noti (praterie).

I modelli applicati negli ecosistemi maggiormente studiati presentano diversi obiettivi che vanno da una modellizzazione della dinamica dei costituenti del suolo (es. C, N o acqua), sino ad una rappresentazione accurata di processi biochimici, processi biofisici od ecosistemi. Alcuni ecosistemi, inoltre, possono aggiungere ulteriore complessità; i pascoli, per esempio, presentano una complessità maggiore dei sistemi di coltivazioni in quanto sono botanicamente differenti, poiché presentano una maggiore biodiversità, vi sono interazioni rilevanti tra pratiche di gestione e risposte vegetali e l'intera gestione risulta assai complessa e importante rispetto a prati e sistemi di coltivazione. Tra i fini più

importanti della modellizzazione vi è quello della stima di SOC a lungo termine, in quanto le pratiche di gestione adottate possono cambiare il carbonio immagazzinato [61].

3.2 Classificazione dei modelli esistenti secondo la FAO

La FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nation*) ha proposto una classificazione in tre livelli dei modelli di quantificazione del carbonio organico nei suoli [61].

La struttura in livelli di questa classificazione non ha un andamento gerarchico, tuttavia aumentando il livello si dovrebbe migliorare l'accuratezza e ridurre l'incertezza, poiché aumentano sia la complessità del sistema sia il numero di dati necessari. I tre livelli sono definiti come non mutuamente esclusivi, per cui può essere necessario applicare diversi livelli per calcoli differenti o per circostanze locali [61].

I 3 livelli sono:

- livello 1: modelli “empirici” (*Empiric models*);
- livello 2: modelli “del suolo” (*Soil models*);
- livello 3: modelli “dell’ecosistema” (*Ecosystem models*).

3.2.1 *Empirical models*

I modelli di livello 1 permettono di stimare gli stock e le relative variazioni attraverso gli stock di SOC stessi, e alcune variabili ambientali e gestionali quali il contenuto di argilla nel suolo, la temperatura, le precipitazioni e l'uso del suolo [62] [63] [64]. Tra i modelli più importanti di questo gruppo vi sono i *tier* proposti dall'IPCC [65] [66], i quali consentono il calcolo della variazione degli stock di SOC in un periodo di 20 anni. Questo approccio può essere integrato attraverso l'uso di equazioni di bilancio del carbonio, come l'equazione di Henin – Dupuis. Questi approcci presentano alcune limitazioni: in primo luogo vi è l'assunzione che la variazione di SOC sia lineare e che venga raggiunto un nuovo equilibrio in un periodo di 20 anni (mentre, a volte, il raggiungimento di un nuovo equilibrio può richiedere anche 100 anni). Un'altra limitazione è relativa ai dati disponibili: i parametri su cui si basano questi approcci provengono da studi empirici condotti in Nord-America o in Europa, per cui non vi sono dati relativi ad altri ambienti e ciò può comportare stime non corrette. Inoltre, proprio a causa della semplicità del modello, questi trovano applicazioni sito-specifiche ed è quindi possibile che non siano adeguati in ambienti con caratteristiche diverse [61].

3.2.2 *Soil models*

I modelli di livello 2 permettono di stimare le dinamiche degli stock di carbonio attraverso parametri climatici e parametri di gestione e uso del suolo. La descrizione delle variazioni di SOC avviene mediante equazioni matematiche più o meno complesse che permettono anche una descrizione dei processi fisici e chimici coinvolti. Questi modelli sono molto usati per valutare i diversi pool di carbonio che variano in base a input, tassi di decomposizione e meccanismi di stabilizzazione. Il pool di carbonio organico in output è poi diviso nei relativi compartimenti che costituiscono il modello (es. pool di biomassa microbica). Questi modelli non si adattano per scopi specifici e dovrebbero essere usati quando non sono disponibili fattori regionali per la variazione del SOC (es. coefficienti di umificazione) ma sono disponibili dati relativi a input di carbonio dalle piante e dati relativi ai parametri che influenzano le perdite di carbonio. Vi sono numerosi esempi di modelli appartenenti a questo gruppo: tra questi vi è YASSO [67], ICBM (Introductory Carbon Balance Model) [68], C-TOOL [69], CANDY (Carbon And Nitrogen Dynamics) [70]. Il modello RothC [71] [72] è classificato tra i *soil models* [61].

3.2.3 *Ecosystem models*

I modelli di livello 3 sono modelli più complessi e calibrati localmente. Essi simulano attraverso le variabili definite nel livello 2, ma aggiungono una variabile temporale. Questo permette di calcolare la dinamica di tali variabili attraverso una simulazione dei processi che possono influenzare le variazioni del SOC. Questi modelli sono costituiti da altri sotto-modelli che simulano la crescita della biomassa vegetale, le immissioni di carbonio, la dinamica dell'acqua nel suolo, la dinamica dei nutrienti e le loro interazioni. Questi sotto-modelli permettono una simulazione di diversi pool di carbonio, tenendo conto delle relative dinamiche. A causa della loro capacità di prevedere in maniera abbastanza accurata le dinamiche del SOC, questi modelli si dimostrano essere validi su diversi tipi di suolo e di condizioni climatiche. Tuttavia, la calibrazione e la validazione dei modelli possono influenzare notevolmente l'applicabilità del modello, e il reperimento dei dati ausiliari può essere difficoltoso, costoso e dispendioso in termini di tempo e quantità di dati da reperire. I pool di carbonio misurati attraverso l'applicazione di un modello risultano essere di difficile misurazione reale, rimanendo quindi puramente teorici. Questo tipo di approccio può integrare molteplici processi suolo-pianta-atmosfera ed è utilizzato per analizzare impatti multivariati tra gestione agricola, colture, suolo e

feedback degli impatti climatici tra produttività delle colture e dinamiche del SOC. Esempi di *ecosystem models* sono EPIC (Environmental Policy Integrated Climate) [73], DNDC (DeNitrification - DeComposition) [74], DAISY [75] e SOCRATES [76]. Uno tra i modelli di questo gruppo è il modello CENTURY [77].

Sulla base delle caratteristiche di ciascun livello, è possibile utilizzare un modello per diversi scopi. La guida FAO ha individuato 10 scopi e per ognuno di essi ha valutato l'applicabilità di un livello o di un altro (Tabella 15).

Tabella 15 Grado di affidabilità dei modelli e relative applicazioni [61]

Scopo del modello	Livello 1	Livello 2	Livello 3
Contabilità nazionale	Verde	Verde	Verde
Confrontare le pratiche di gestione	Giallo	Verde	Verde
Ottimizzazione dei servizi ecosistemi	Giallo	Giallo	Verde
Scenari di cambiamento climatico	Rosso	Rosso	Verde
Analisi comparativa	Verde	Verde	Verde
Life Cycle Assessment	Giallo	Verde	Verde
Condizionalità (includendo altri gas climalteranti)	Rosso	Rosso	Verde
Modellazione 2-3D	Rosso	Rosso	Giallo
Upscaling	Verde	Verde	Verde
Valutazione dell'azienda agricola commerciale	Verde	Giallo	Rosso

Rosso=invalido; giallo=accuratezza limitata accettazione; verde=pratica valida e comune

I dati necessari per la modellazione si dividono principalmente in due categorie:

- Dati pedologici;
- Dati meteo-climatici.

Per entrambe le categorie esistono dei database da cui è possibile trovare alcune informazioni generali, ma è preferibile, qualora disponibili, l'uso di dati locali. La disponibilità di dati è uno dei parametri che guida l'adozione di un approccio piuttosto che un altro.

Per ogni modello sarebbe necessaria, anche se dipende dallo scopo dello studio, una validazione e un'analisi di sensitività e di incertezza [61].

3.2.4 *Casi studio di Life Cycle Assessment in cui viene applicato anche una valutazione del carbonio stoccato*

L'introduzione di un'informazione definita come "informazione ambientale addizionale" può essere rinvenuta in alcuni casi studio che hanno applicato un modello di quantificazione dello stoccaggio di carbonio in aggiunta all'analisi del ciclo di vita. Il motivo risiede nel fatto che il suolo può avere un doppio ruolo nei cambiamenti climatici, come fonte e come matrice per stoccare carbonio. Diversi studi, di cui molti riassunti nella review di Goglio et al. (2015) [78], hanno applicato un modello di quantificazione del carbonio al fine di valutare come questo influenzi la categoria relativa al cambiamento climatico.

In questa review vengono evidenziati alcuni aspetti metodologici dei vari modelli applicati tra cui:

- scelta del modello;
- tipo di colture studiate (da poche colture sino a diverse colture studiate);
- metodo di gestione delle colture (es. uso di un fertilizzante, utilizzo di residui, suolo lavorato, rotazione delle colture);
- scala di applicazione (es. sito-specifica, locale, regionale, nazionale, globale);
- periodo di studio (da pochi anni fino ad oltre 10 anni);
- livello di certezza (in accordo con JRC (2011) [79]);
- livello di applicabilità (in accordo con JRC (2011) [79]);
- vantaggi;
- svantaggi.

I modelli che vengono esposti nella review sono: C-TOOL [80] [81] [82] [83] [84], RothC [85] [86] [87], ICBM [88] [89], DAYCENT [90] e modello di Styles and Jones 2007 [91]. Sono descritti diversi modalità di applicazione che vanno dal calcolo dei fattori di emissioni fino ad una valutazione del cambio di uso del suolo sia diretta che indiretta.

Altri studi al di fuori della review hanno applicato sia gli stessi modelli come RothC [92], ICBM [93] sia altri modelli tra cui DNDC [94] [95] [96], CENTURY [97], EPIC [98] e APEX (Agricultural Policy/Environmental eXtender) [99].

3.3 Il modello RothC

Il modello RothC è un modello classificato dalla FAO come modello di livello 2 e riguarda il turnover del carbonio in suolo non saturo di acqua attraverso la valutazione delle caratteristiche del suolo stesso, temperatura, contenuto di umidità e copertura vegetale. RothC utilizza un intervallo temporale mensile per quantificare:

- Carbonio organico totale ($t\ ha^{-1}$)
- Biomassa microbica ($t\ ha^{-1}$)
- $\Delta^{14}C$ (variazione nel tempo del carbonio-14)

su una scala temporale da anni a secoli. I dati di cui necessita sono pochi e sono facilmente reperibili. Questo modello può funzionare in due modi:

1. *forward*, ossia gli input permettono il calcolo del SOC nel suolo;
2. *inverse*, ossia gli input vengono calcolati conoscendo il SOC nel suolo.

Il modello nasce per valutare il turnover di carbonio nei suoli arabili nello studio *Rothamsted Long Term Field Experiments*. In seguito, esso è stato esteso a prati e boschi e può essere applicato anche in climi e suoli diversi, anche se dovrebbe essere usato con cautela in alcuni suoli quali tundra, taiga e terreni costantemente bagnati [100]. Esso ha trovato applicazione in oltre 80 paesi nel mondo tra cui [101]: Australia [102]; Brasile [103]; Europa [104] [105]; Giappone [106]; Kenya [107]; Zambia [108]; Spagna [109]; Area Mediterraneo [110]; Italia [111].

3.3.1 Struttura

Il carbonio organico del suolo è suddiviso in quattro comparti attivi e un comparto relativo alla materia organica inerte (*Inert Organic Matter - IOM*). I quattro compartimenti attivi sono:

- Materiale vegetale decomponibile (*Decomposable Plant Material - DPM*)
- Materiale vegetale resistente (*Resistant Plant Material - RPM*)
- Biomassa microbica (*Microbial Biomass - BIO*)
- Materia organica umificata (*Humified Organic Matter - HUM*)

Un modo alternativo per classificare i pool di carbonio consiste nel dividere questi comparti in:

- Comparti “per i residui di materiale vegetale” (DPM e RPM)
- Comparti “per il suolo” (BIO, HUM e IOM)

Sulla base di questa classificazione è quindi possibile fornire una descrizione dei singoli pool. Il pool DPM comprende materiale vegetale che ha un tempo di turnover di 0,1 anni. Questo comparto comprende sostanze soggette a rapida assimilazione, trasformazione e mineralizzazione da parte dei compositori. Il secondo comparto (RPM) comprende sostanze come la lignina che non sono facilmente decomponibili. Il tempo di turnover per il pool RPM è pari a 3 anni. Per i comparti relativi al suolo, quello relativo alla biomassa microbica ha un tempo di turnover di 1,5 anni ed è costituito da organismi microbici e prodotti derivanti da essi, come ad esempio gli enzimi extracellulari. Il comparto della materia umificata (HUM) ha un tempo di turnover di 50 anni ed è costituito da componenti resistenti alla degradazione sia fisica che biologica. L'ultimo comparto è quello relativo alla materia organica inerte ed è costituito da materiale resistente a degradazione fisica e chimica, con un tempo di turnover di oltre 1000 anni [112].

Ogni comparto, espresso in $tC\ ha^{-1}$, si decompone con una cinetica di primo ordine con un suo tasso caratteristico seguendo la struttura riportata nella Figura 3.1. Il comparto IOM è resistente alla decomposizione [100].

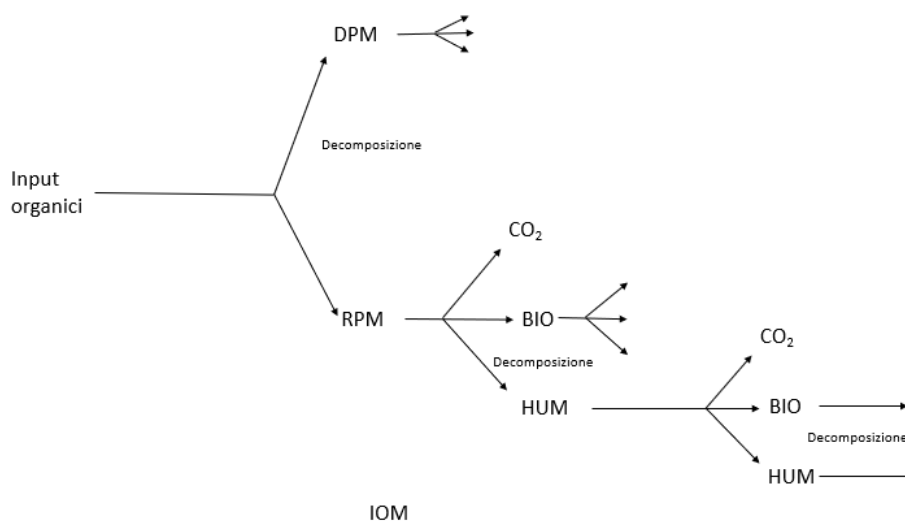


Figura 3.1 Struttura del modello RothC [100]

Il carbonio proveniente dalle piante è diviso nei comparti DPM e RPM, secondo il rapporto DPM/RPM caratteristico di ogni coltura. Per la maggior parte delle colture agricole si utilizza un rapporto di 1,44, ovvero il 59% del materiale è DPM mentre il restante 41% è RPM. Per prati e boschi si usa un rapporto di 0,67. Per una foresta decidua o tropicale si usa un rapporto di 0,25 ossia il 20% è DPM e l'80% è RPM.

I pool di carbonio DPM e RPM si decompongono dando origine a CO₂, BIO e HUM. La ripartizione tra CO₂ e BIO+HUM è determinata dal contenuto in argilla. Il BIO+HUM si divide ulteriormente in 46% BIO e 54% HUM. BIO e HUM si decompongono ulteriormente in CO₂, BIO e HUM. Gli apporti organici sono supposti essere più decomposti del materiale vegetale e vengono ripartiti in: 49% DPM, 49% RPM e 2% HUM [100].

Se un comparto attivo contiene Y tonnellate di carbonio per ettaro (t C ha⁻¹), questo a fine mese sarà diventato 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 un 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 [100].

Il tasso costante di decomposizione per ogni comparto risulta essere (Tabella 16):

Tabella 16 Tasso di decomposizione dei compartimenti [100]

Comparto	k (y ⁻¹)
DPM	10,0
RPM	0,3
BIO	0,66
HUM	0,02

3.3.2 Equazioni

Il tasso di modifica della temperatura (a) è espresso come:

Equazione 2 Tasso di modifica della temperatura [100]

$$a = \frac{47,91}{1 + e^{\left(\frac{106,06}{T+18,27}\right)}}$$

dove T è la temperatura media mensile dell'aria (°C)

Il tasso di modifica dell'umidità (b) richiede un passaggio aggiuntivo. È necessario infatti calcolare prima il valore massimo di deficit dell'umidità (*Topsoil Moisture Deficit - TSMD*) nei primi 23 cm di spessore del suolo attraverso l'equazione:

Equazione 3 Valore massimo di deficit di umidità

$$TSMD \text{ massimo (mm)} = -(20,0 + 1,3(\%argilla) - 0,01(\%argilla)^2)$$

Considerando uno spessore di suolo superiore a 23 cm, il valore di TSMD massimo verrà diviso per 23 e moltiplicato per lo spessore del suolo in esame.

Successivamente è necessario calcolare il TSMD cumulato a partire dal primo mese in cui l'evapotraspirazione*0,75 supera la pioggia mensile, fino al raggiungimento del TSMD massimo, valore che rimane tale finché la pioggia non supera nuovamente l'evapotraspirazione*0,75 ed il suolo ricomincia a diventare umido. Il valore 0,75 rappresenta il fattore di conversione per il calcolo dell'evaporazione attraverso l'utilizzo di vasche evaporimetriche aperte (*open pan evaporation*), ovvero lo strumento che permette il calcolo dell'evaporazione [113].

Se in un mese il suolo è nudo, il valore massimo di TSMD si divide per 1,8 per ridurre l'evapotraspirazione, e l'umidità del suolo non può scendere al di sotto del deficit di umidità del suolo nudo (*BareSMD*). Se il terreno è nudo non si può asciugare a meno che il valore di TSMD cumulato sia inferiore al valore di *BareSMD* poiché non si può più seccare.

È possibile infine calcolare il valore del tasso di modifica di velocità per l'umidità per ogni mese attraverso 2 considerazioni:

- se TSMD cumulato (acc. TSMD) < 0,444 TSMD massimo, allora b=1,0
- altrimenti si applica la formula:

Equazione 4 Tasso di modifica dell'umidità [100]

$$b = 0,2 + (1,0 - 0,2) \times \left(\frac{\text{max.TSMD} - \text{acc.TSMD}}{\text{max.TSMD} - 0,444 \text{ max.TSMD}} \right)$$

Il tasso di modifica della copertura del suolo (c) rallenta la decomposizione qualora siano presenti delle piante. Esso ha valore:

- c=0,6 se il suolo è vegetato
- c=1,0 se il suolo è nudo

Il rapporto CO₂/(BIO+HUM) viene calcolato attraverso il contenuto di argilla presente nel suolo, attraverso la seguente equazione:

Equazione 5 Rapporto CO₂/(BIO+HUM) [100]

$$x = 1,67(1,85 + 1,60e^{(-0,0786 \% \text{argilla})})$$

dove x è il rapporto CO₂/(BIO+HUM)

Il comparto IOM non è collegato alla struttura ad albero con gli altri comparti e può essere calcolato attraverso l'equazione proposta da Falloon et al. (1998) [114]:

Equazione 6 Calcolo di IOM [100]

$$IOM = 0,049 \times SOC^{1,139}$$

dove SOC è il carbonio organico totale (t ha⁻¹)

3.3.3 Dati in input

I dati richiesti per far funzionare il modello sono [100]:

1. Pioggia mensile (mm)
2. Evaporazione mensile (mm)

Se non è disponibile l'evaporazione, è possibile calcolare l'evapotraspirazione potenziale mensile dal manuale dei dati meteorologici di Muller [113] in cui i siti mondiali presi in considerazione sono suddivisi per aree geografiche. In questo manuale vengono forniti una serie di misure relative ad alcuni parametri, fra cui temperatura media giornaliera, precipitazioni medie, ed evaporazione mensile media.

3. Temperatura media mensile dell'aria (°C)

Viene usata la temperatura dell'aria rispetto alla temperatura del suolo perché si riesce a misurare più facilmente per la maggior parte dei siti. Inoltre, la

temperatura dell'aria, e più in generale i dati climatici, permettono di valutare sia il tasso di modifica della temperatura (a) che il tasso di modifica dell'umidità (b) per la decomposizione della materia organica nel suolo.

4. Contenuto di argilla nel suolo (%)

Il contenuto di argilla nel suolo permette di quantificare l'acqua disponibile per le piante e influisce anche sulla decomposizione della materia organica

5. Rapporto DPM/RPM

Fornisce una stima della capacità di decomposizione del materiale vegetale rispetto alla parte resistente. RothC, come visto in precedenza, considera 3 valori caratteristici per ogni coltura:

- 1,44 per la maggior parte delle colture agricole
- 0,65 per prati e boschi
- 0,25 per una foresta decidua o tropicale.

Qualora il rapporto DPM/RPM che si vuole utilizzare non sia presente in uno dei 3 valori di default (per esempio per il fatto che vi sono due colture con due rapporti DPM/RPM diversi) è possibile inserirlo manualmente.

6. Copertura del suolo

La decomposizione risulta più rapida in un suolo coltivato, anche in condizioni di non irrigazione. Le tipologie di coperture che vengono tenute in considerazione dal modello sono due: suolo nudo e suolo coperto.

7. Input mensile di residui vegetali ($tC\ ha^{-1}$)

Questo input include i residui vegetali sia nella parte soprasuolo che nella parte sottosuolo inseriti come contributo di carbonio organico.

8. Input di letame ($tC\ ha^{-1}$)

Se questo input è presente viene immesso separatamente in quanto viene trattato in maniera diversa. Questo input viene inserito come apporto di carbonio organico.

9. Spessore di suolo sottoposto a campionamento (cm)

3.3.4 Dati di output

RothC può restituire diversi output a seconda di come esso viene utilizzato. In modalità *forward* può essere eseguito all'equilibrio (*equilibrium*) oppure in modalità a breve termine (*short term*). All'equilibrio è possibile calcolare il valore totale di carbonio

stoccato, il valore di CO₂ emessa e il valore di carbonio-14 come se fossero in stato stazionario. Quando viene lanciato in questa modalità si assume che il sistema in esame sia all'equilibrio, ma, essendo un'assunzione, non è detto che sia realmente così (Figura 3.2). A breve termine, il modello permette di calcolare i medesimi output della modalità all'equilibrio. Inoltre, consente di vedere come i 4 pool di carbonio cambiano nel tempo, aumentando o diminuendo. In genere quando RothC viene eseguito in questa modalità, viene lanciato per un periodo di tempo più o meno lungo in modo che i compartimenti del modello raggiungano l'equilibrio. Sono inoltre richieste informazioni in merito ai compartimenti DPM, RPM, BIO e HUM sia sul totale di carbonio che sul carbonio-14. (Figura 3.3).

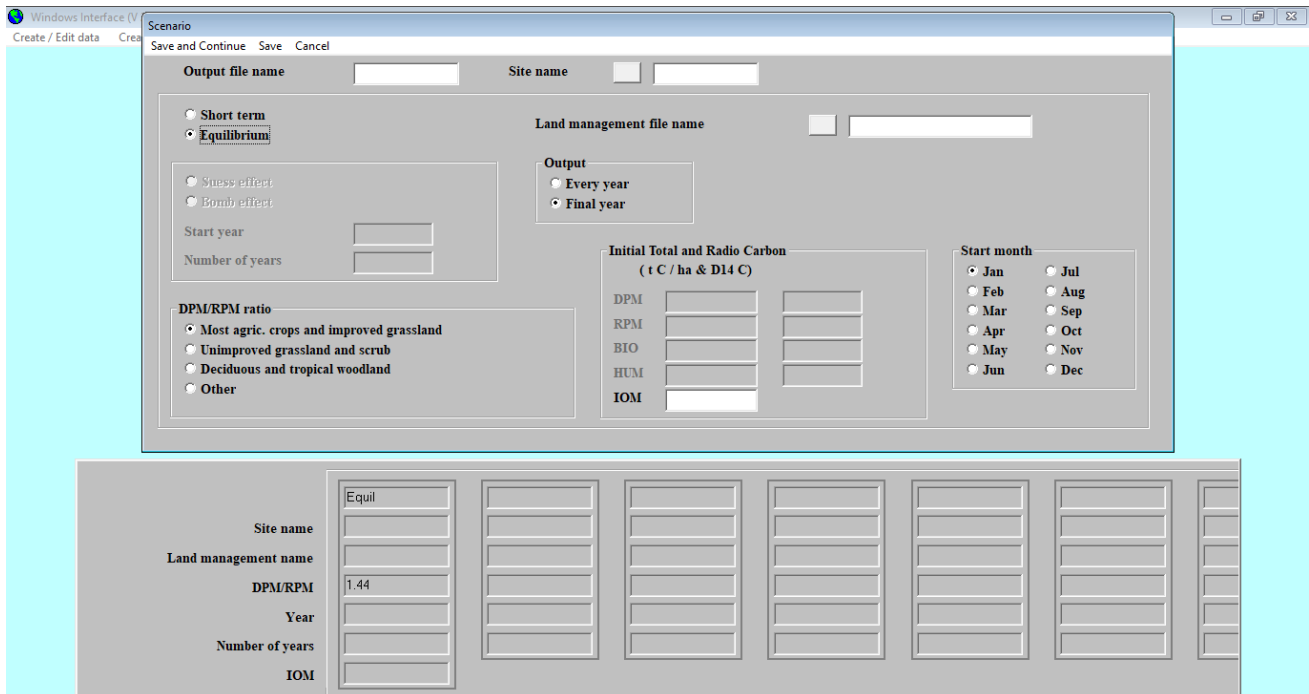


Figura 3.2 RothC in modalità *forward* eseguito all'*equilibrium*

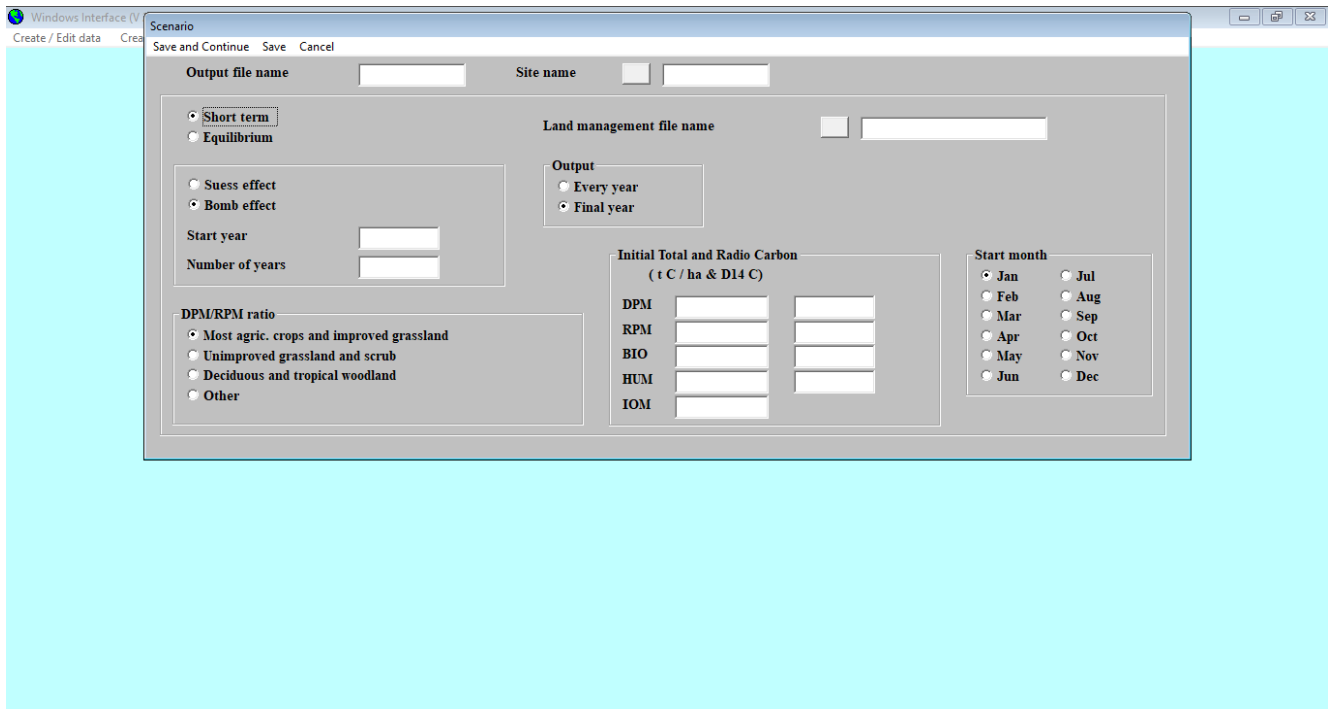


Figura 3.3 RothC in modalità *forward* eseguito in *short term*

In modalità *inverse*, RothC permette di calcolare il valore di carbonio in input per mese, il carbonio nella biomassa e il carbonio-14 conoscendo il valore di carbonio totale (Figura 3.4). Può inoltre permettere il calcolo degli stessi parametri e della IOM conoscendo il valore di carbonio-14 misurato e il valore di carbonio totale (Figura 3.5).

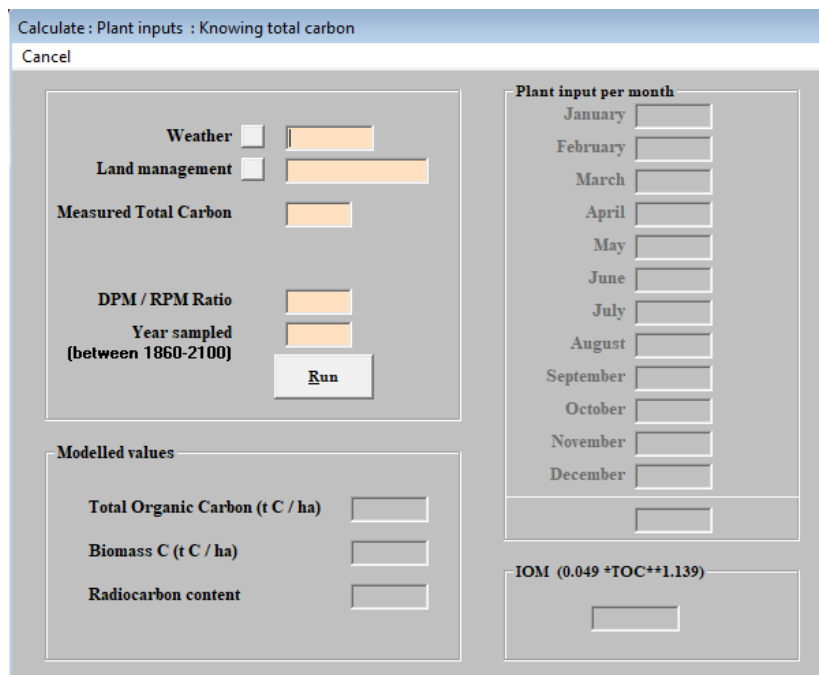


Figura 3.4 RothC in modalità *inverse* conoscendo solo il carbonio totale

Figura 3.5 RothC in modalità *inverse* conoscendo il carbonio totale e il carbonio radioattivo

3.3.5 Applicazioni

Le applicazioni del modello RothC si distinguono sulla base della variabile temporale e della variabile spaziale in [115]:

- applicazioni a piccola scala e a breve termine;
- applicazioni a piccola scala e a lungo termine;
- applicazioni ad ampia.

Vi sono pochi studi in merito all'applicazione a scala locale e a breve termine [115]. I dati osservati per tali studi sono stati utilizzati per calibrare il modello stesso. Dallo sviluppo originale del modello, le applicazioni si sono evolute cercando di concentrarsi verso le applicazioni a piccola scala e a lungo termine.

Per parametrizzare RothC sono state utilizzate serie di dati che descrivono la decomposizione di materiali vegetali su scale temporali da uno a dieci anni e considerando vari tipi di lettiere e di condizioni ambientali (es. Jenkinson et al., 1991 [116]). Ciò permette di adattare ai casi in esame i parametri del modello (come per esempio il rapporto DPM/RPM per diversi tipi di vegetazione in studio) [115].

La maggior parte delle applicazioni di RothC si è concentrata sulla valutazione di dati misurati sulla variazione di SOC su scale temporali più ampie. Il modello è in grado di

catturare dinamiche a lungo termine delle SOC, compreso un periodo a metà dell'esperimento di controllo.

Le applicazioni a lungo termine permettono anche un confronto migliore con diversi modelli di quantificazione di carbonio organico nel suolo e diverse condizioni climatiche come evidenziato dallo studio di Smith et al (1997) [104]. In tale studio viene mostrato un confronto fra RothC e altri otto modelli utilizzando dodici set di dati provenienti da sette esperimenti a lungo termine. I set di dati sono maggiori dei numeri di esperimenti poiché sono state valutate anche alcune variabili gestionali come l'utilizzo di fertilizzanti. Ciò significa che per uno stesso studio sono stati valutate due varianti: uno in cui non vi è fertilizzazione ed uno in cui vi era fertilizzazione. Tutti i modelli hanno simulato una dinamica a lungo termine del SOC, il che evidenzia la capacità di riprodurre un trend del SOC per un periodo di tempo più lungo, anche se a causa della struttura dei modelli i risultati differivano tra loro. La capacità di previsione dei valori di SOC rispetto ai valori misurati è stata trattata mediante un'analisi statistica che ha permesso di evidenziare eventuali limiti dei modelli valutati [115].

Le applicazioni ad ampia scala, che collegano database spaziali dettagliati a modelli dinamici di SOC, sono potenti metodi per studiare dinamiche di SOM su scala regionale, integrando conoscenze dettagliate su suoli, clima e uso del suolo con modelli SOM all'avanguardia, e consentendo l'identificazione dei punti critici (*hot spots*) per il sequestro del carbonio.

Esempi d'applicazione di questo tipo sono gli studi di:

- Falloon et al. (2006) [117], in cui l'obiettivo dello studio era l'integrazione di dati e di modelli al fine di stimare i flussi di carbonio dovuti a cambiamenti climatici, uso e gestione del suolo ed un successivo confronto con i dati ottenuti da un altro modello al fine di valutare come le assunzioni e le ipotesi dei modelli influivano sui risultati.
- Jenkinson et al. (1991) [116], il cui obiettivo era stimare la materia organica che verrebbe degradata a livello globale con conseguente rilascio di CO₂.
- Jones et al. (2005) [118], il cui obiettivo era stimare le variazioni degli stock di carbonio a livello globale e confrontare poi i risultati ottenuti con quelli ottenuti da un altro modello.

Va ricordato che nelle modellizzazioni, ed in particolare quelle a scala regionale, vi è interazione tra gestione, suolo e clima per cui quando si modellizza scenari futuri bisogna tenere in considerazione anche gli effetti sinergici tra questi comparti [115].

3.3.6 Limitazioni e modifiche

Il modello RothC è un modello robusto e attendibile [115]: esso è stato applicato, sotto condizioni climatiche diverse che vanno da quelle tropicali a quelle mediterranee e marittime e in diverse tipologie di ecosistemi. Queste sue numerose applicazioni derivano dalla sua versatilità e capacità di adattamento a diverse condizioni a seconda dello studio in esame. In realtà questa sua capacità di essere applicato più o meno ovunque si deve ad una serie di limitazioni e modifiche originarie che hanno reso necessario un suo cambiamento, anche se a volte minimo, per adattarlo alla condizione dei diversi casi studio ed ottenere risultati più verosimili. La Tabella 17 elenca le principali modifiche effettuate al fine di applicarlo a diverse condizioni, quali la variazione di condizioni climatiche o l'uso di altri tipi di sostanze esogene come fonte di carbonio organico. Vengono forniti anche suggerimenti per migliorare ulteriormente le previsioni di SOC fornite dalla simulazione, come l'aggiunta di ulteriori parametri.

Tabella 17 Principali modifiche e limitazioni di Rothc

Autori	Articolo	Anno	Riviste	Note
Farina et al.	Modification of the RothC model for simulations of soil organic C dynamics in dryland regions [111]	2013	Geoderma 18-30	<ul style="list-style-type: none"> i. Il minimo valore di b è cambiato da 0.2 a 0.15 e 0.10 ii. Il massimo valore di b e le costanti idrologiche sono state calcolate con la funzione pedotransfer, ovvero una funzione che consente di ricavare alcuni parametri del suolo di difficile ottenimento [119] iii. I suoli sono stati lasciati ad asciugare per più tempo, oltre il punto di appassimento (<i>wilting point</i>) dipendente dalla tessitura del suolo
Mondini et al.	Modification of the RothC model to simulate soil C mineralization of exogenous organic matter [120]	2017	Biogeosciences Discuss 1-35	<ul style="list-style-type: none"> i. Sono stati aggiunti pool relativi alla materia organica esogena (EOM) come per esempio i fanghi di depurazione, il compost, il digestato o i residui di colture
Shirato et al.	Modified rothamsted carbon model for andosols and its validation: changing humus decomposition rate constant with pyrophosphate-extractable Al [121]	2011	Soil Science and Plant Nutrition	<ul style="list-style-type: none"> i. È stata cambiata la costante di decomposizione dell'humus per gli andosols, ossia suoli il cui materiale parentale è di origine vulcanica (vetro o silicati)
Nieto et al.	Conventional tillage versus cover crops in relation to carbon fixation in Mediterranean olive cultivation [110]	2013	Plant Soil	<ul style="list-style-type: none"> i. Viene suggerita l'introduzione di nuovo parametro per tenere conto della perdita di suolo dovuta all'erosione

Capitolo 4

MATERIALI E METODI

4.1 Inquadramento dell'area di studio

Il caso studio analizzato nella presente tesi ha preso in esame un'area coltivata a ulivo situata nel comune di Montelibretti (42° 8' 11.40'' N, 12° 44' 22.56'' E), a circa 35 km NE di Roma, al confine con la provincia di Rieti (Figura 4.1). La produzione olivicola biologica esaminata è rappresentativa delle pratiche di coltivazione e rese di produzione di questa area geografica. In questa area sono situati anche alcuni produttori che fanno parte della filiera dell'oleificio che ha fornito alcuni dei dati necessari all'esecuzione del caso studio.

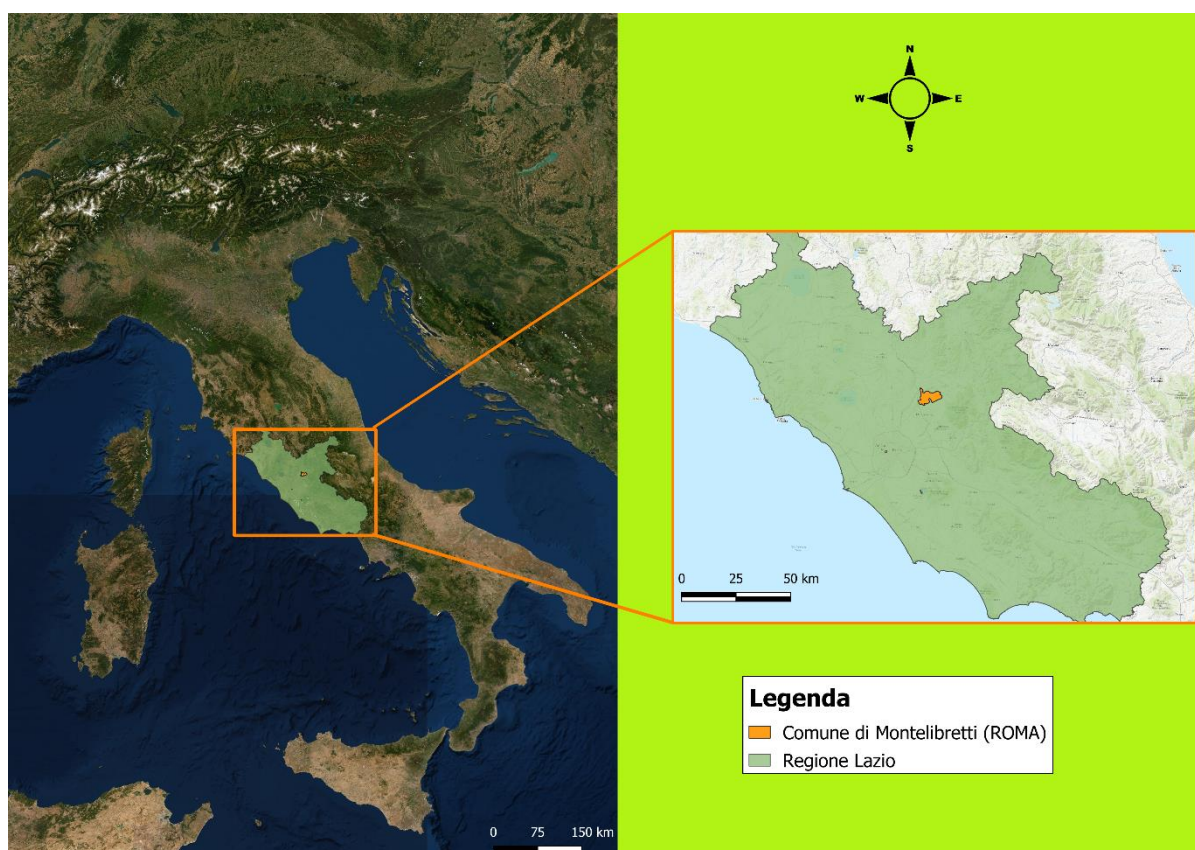


Figura 4.1 Mappa del territorio del sito in esame

Il territorio è situato ad un'altitudine media di 232 m s.l.m., è collinare ed al suo interno sono presenti diversi oliveti. Oggetto dello studio è l'area circoscritta in giallo indicata in Figura 4.2, ottenuta attraverso alcune coordinate fornite dall'aziende relative all'area coltivata a ulivo.

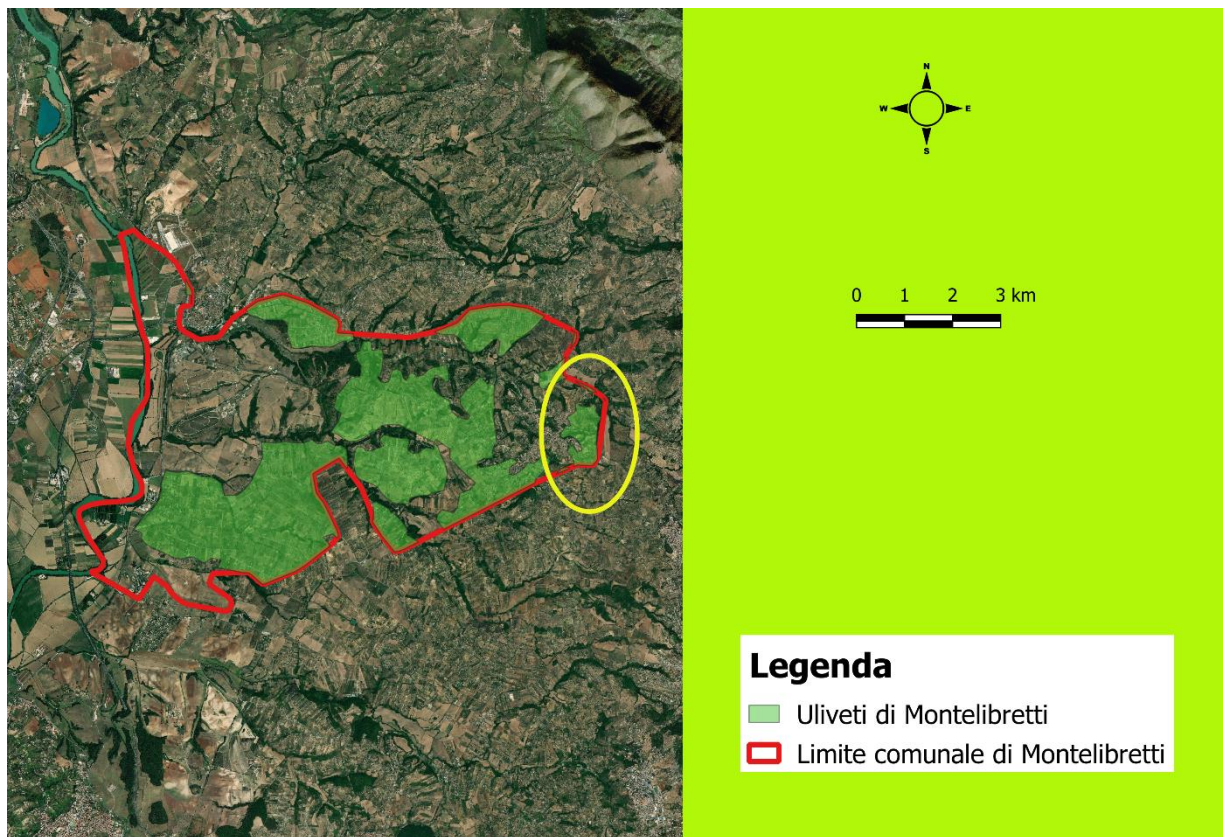


Figura 4.2 Area comunale di Montelibretti (in rosso) e area in esame (circonscritta in giallo).

La rappresentazione dell'area coltivata a ulivo mostrata nella Figura precedente è stata ricavata tramite l'uso di QGIS 3.4.13 "*Madeira*" con l'uso del suolo del progetto *Corine Land Cover 2012*.

Una visualizzazione mediante il software Google Earth ha permesso di evidenziare altre caratteristiche dell'area. Essa presenta diverse zone in cui non vi è vegetazione ed altre in cui la vegetazione è rada. Dall'immagine è possibile osservare anche piante erbacee e questo, in relazione al fatto che alcuni ulivi sono disposti in maniera rada, può indicare la presenza di fenomeni erosivi.

Questa visualizzazione dell'uliveto ha consentito l'identificazione dei possibili pedotipi attraverso l'uso della *Carta ecopedologica d'Italia*, presente nel sito del Portale Cartografico Nazionale [122]. Questa identificazione è stata realizzata mediante la classificazione *Word Reference Base (WRB)*, presente nel database della Carta ecopedologica d'Italia. Nel paragrafo successivo sono riportate alcune caratteristiche dei pedotipi presenti nell'area della coltivazione a ulivo.

4.2 Caratterizzazione pedologica del sito

La carta ecopedologica d'Italia ha consentito l'identificazione di 2 pedotipi (WRB 1a e WRB 1c) (Tabella 18):

Tabella 18 Tabella dei pedotipi presenti nel sito secondo la classificazione WRB

WRB 1a	WRB 1b	WRB 1c
Calcaric Cambisol	Skeletal - Calcaric	Haplic Calcisol

Vi è un'ulteriore colonna (WRB 1b) nel database della Carta ecopedologica, che potrebbe far pensare alla presenza di un terzo pedotipo. Tuttavia, data l'assenza del gruppo di riferimento del suolo (*Soil Reference Group* – SRG), ne vengono considerati solo 2.

La Figura 4.3 mostra la pedologia di Montelibretti: ogni area rappresenta un gruppo di pedotipi con caratteristiche diverse e questa suddivisione viene fornita dal database della Carta ecopedologica. Nel caso dell'area coltivata a ulivo in esame, essa ricade nel gruppo definito come Area 1, che raggruppa i pedotipi definiti nella Tabella 18

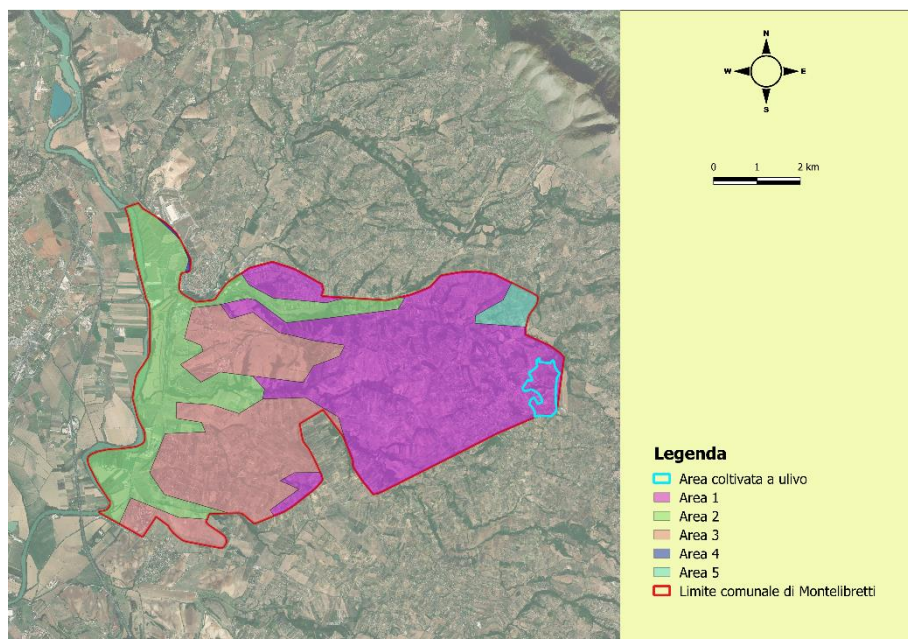


Figura 4.3 Pedologia di Montelibretti

I *cambisols* (pedotipo WRB 1a) sono suoli poco sviluppati che presentano un inizio di differenziazione degli orizzonti, visibile attraverso variazioni di struttura, colore, tenore di argilla o contenuto di carbonato. La roccia parentale che ha generato questo tipo di suoli deriva da materiali a struttura media e fine. I *cambisols* presentano una leggera

alterazione della roccia madre, assenza di quantità apprezzabili di argilla illuviata, materia organica, composti di Al e/o Fe. Questi suoli sono abbastanza diffusi, infatti coprono circa 1500 milioni di ettari e sono localizzati principalmente nelle regioni temperate e boreali, in cui l'alterazione è lenta a causa dei climi rigidi. I *cambisols* vengono usati intensivamente anche in condizioni di acidità, nonostante siano meno fertili. Nelle pianure alluvionali sono usati per la produzione di colture alimentari e oleaginose, mentre in zona collinare vengono usati per la produzione di colture annuali o perenni e per pascoli. Nei tropici, questo tipo di suolo presenta una bassa capacità di scambio cationico (*Cation Exchange Capacity* – CEC) e in condizioni di irrigazione da acque sotterranee nelle pianure alluvionali sono altamente produttivi nelle risaie. Il qualificativo *calcaric* si riferisce a materiale che contiene una quantità maggiore del 2% di carbonato di calcio equivalente entro i primi 100 cm.

I *calcisols* (pedotipo WRB 1c) presentano una quantità considerevole di carbonati secondari. Essi sono diffusi in ambienti aridi e semi aridi e vengono in genere associati a materiali parentali di tipo calcareo. Il materiale depositato è principalmente di carattere alluvionale, colluviale ed eolico. La vegetazione è scarsa e si possono trovare arbusti e alberi xerofiti e/o erbe. L'orizzonte superficiale presenta una colorazione bruna chiara e l'accumulo di carbonati si verifica nei primi 100 cm di profondità. La quantificazione mondiale dei *calcisols* è difficile anche se è stata stimata essere circa 1000 milioni di ettari, la maggior parte dei quali sono localizzati nei tropici e sub tropici. I *calcisols* consentono la coltivazione delle piante che tollerano la siccità, anche se raggiungono la piena produttività quando irrigati. Il qualificativo *haplic* si riferisce ad alcune caratteristiche “tipiche”, per cui non si ha una significativa o ulteriore caratterizzazione ed è usato se non possono essere impiegati gli altri qualificativi.

Per quanto riguarda la seconda colonna (pedotipo WRB 1b), sono presenti solo due qualificativi che non sono associati ad un chiaro SRG. Il qualificativo *skeletalic* si usa in presenza di un quantitativo di frammenti grossolani > 40% entro i primi 100 cm di profondità. Il qualificativo *calcaric* è già stato descritto in precedenza. L'unico suolo che possiede entrambi i qualificativi nella stessa denominazione è un *fluvisol*. La possibile presenza di un *fluvisol* nella zona in esame è in accordo con la morfologia del territorio, in quanto il fondo valle presenta dei piccoli corsi d'acqua e l'intera zona è bacino del fiume Tevere.

4.3 Dati in input utilizzati

Per quanto concerne la raccolta dei dati, si è partiti dai dati climatici della zona. Dal sito Arisial della Regione Lazio [123] sono stati scaricati i dati relativi a temperature e precipitazioni del comune di Montelibretti relativi agli anni 2016 e 2017 ed è stata calcolata la loro media (Tabella 19) in quanto nel modello RothC è possibile inserire solo una serie temporale di dati relativa a temperatura e precipitazioni.

Tabella 19 Media dei dati climatici degli anni 2016 e 2017

	Temperatura Minima (°C)	Temperatura media (°C)	Temperatura massima (°C)	Umidità media (%)	Pioggia (mm)
Gennaio	1,1	6,7	12,9	75,5	54,35
Febbraio	5,4	10,95	17,15	77,5	81,45
Marzo	5,25	12,05	19,45	70,5	45,7
Aprile	7,35	15,05	23,15	69	47,05
Maggio	10,6	18,55	26,95	69	76,3
Giugno	15,1	23,4	32,1	64,5	37,05
Luglio	17,1	26,25	35,8	55,5	35,05
Agosto	17,4	26,4	36,45	52	10,95
Settembre	13,35	20,5	29,15	72,5	115,4
Ottobre	9,9	16,4	24,9	79	55
Novembre	6,05	11,45	18,3	86	84,35
Dicembre	1,25	6,9	13,9	80	82,3

Oltre ai dati relativi alle temperature e alle precipitazioni, è stato necessario cercare anche i dati riguardanti l'evapotraspirazione, che non sono presenti nel sito Arisial. 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. Sono stati cercati altri metodi per ovviare a questa mancanza e si è scelto di seguire l'indicazione fornita dal manuale di RothC, ovvero di usare la guida di Muller, come illustrato nel capitolo precedente sulla descrizione del modello. Poiché vengono utilizzati i dati presenti nel manuale, è necessario dividere i valori trovati per 0,75, perché nel software devono essere inseriti i

valori relativi all'evaporazione. Questo valore rappresenta un fattore di conversione per il calcolo dell'evaporazione attraverso l'utilizzo di vasche evaporimetriche aperte (*open pan evaporation*), ossia lo strumento che permette di misurare l'evaporazione e il cui risultato è quello da inserire nel software. [113]. Il sito da cui sono state estratte le informazioni in merito all'evaporazione è relativo a Roma e i valori sono stati considerati costanti tutti gli anni (Tabella 20). Nel sito non viene utilizzato un sistema di irrigazione: l'acqua degli ulivi è dovuta unicamente alle precipitazioni che si verificano nel sito. Questa informazione risulta essere importante poiché se vi fosse stato un sistema di irrigazione, sarebbe stata necessaria inserire anche i millimetri di acqua forniti nell'area coltivata a ulivo.

Tabella 20 Valori di evaporazione [113]

	<i>Evapotraspirazione (mm)</i>	<i>Evaporazione (mm)/0.75</i>
<i>Gennaio</i>	12	16
<i>Febbraio</i>	17	22,67
<i>Marzo</i>	32	42,67
<i>Aprile</i>	53	70,67
<i>Maggio</i>	91	121,33
<i>Giugno</i>	124	165,33
<i>Luglio</i>	152	202,67
<i>Agosto</i>	140	186,67
<i>Settembre</i>	99	132
<i>Ottobre</i>	60	80
<i>Novembre</i>	30	40
<i>Dicembre</i>	15	20

La Figura 4.4 mostra l'andamento dei dati presenti nella Tabella 19 e Tabella 20.



Figura 4.4 Dati climatici mediati per gli anni 2016 e 2017 ed evapotraspirazione

Per quanto riguarda i dati pedologici, sono state fornite le analisi chimico-fisiche del suolo effettuate su un campione rappresentativo dell'intera area oggetto dello studio (Tabella 21).

Tabella 21 Analisi chimico- fisica di un campione di suolo rappresentativo dell'area oggetto dello studio

Analisi Chimico - Fisica										
Descrizione			Valore	Giudizio	Descrizione			Valore	Descrizione	
Scheletro			TRA	Tracce	Reazione:(1:2.5)			pH	6,7	Neutra
Sabbia	%		41		Reazione tampone			pH	6,76	
Limo	%		26		Conducibilità elettrica			mS	0,133	Normale
Argilla	%		33		Calcare totale			%	AS	Assente
Tessitura			FA	Franca argillosa	Carbonio organico totale (TOC)			%	1,33	
Sostanza organica	%		2,29							
Analisi dei nutrienti										
Descrizione			Valore	Giudizio	Descrizione			Valore	Giudizio	
Azoto totale	(N)	%	0,130	Mediamente fornito	Fosforo assimilabile			(P) ppm	18	Medio
Calcio di scambio	(Ca)	ppm	4500	Molto alto	Ferro assimilabile			(Fe) ppm	19,0	Medio
Magnesio di scambio	(Mg)	ppm	639	Molto alto	Manganese assimilabile			(Mn) ppm	10,2	Medio
Potassio di scambio	(K)	ppm	601	Molto alto	Rame assimilabile			(Cu) ppm	15,0	Alto
Sodio di scambio	(Na)	ppm	186	Normale	Zinco assimilabile			(Zn) ppm	2,2	Medio
Boro di scambio	(B)	ppm	0,98	Medio						

Dall'analisi fornita è possibile osservare il valore di argilla (33%) e il valore percentuale di SOC (1,33%), il quale verrà utilizzato nel paragrafo successivo al fine di ottenere un valore espresso in $t\ ha^{-1}$.

Infine, sono stati raccolti i dati relativi alle lavorazioni effettuate negli anni 2016 e 2017 con lo scopo di valutare quando il suolo venisse lasciato coperto e quando scoperto (Figura 4.5 e Figura 4.6): dal mese successivo all'erpicoltura il suolo viene considerato scoperto per un periodo di circa 5 mesi (giugno, luglio, agosto, settembre e ottobre).

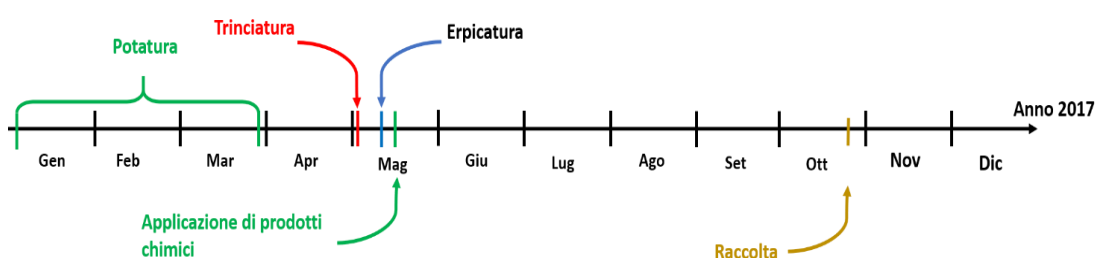


Figura 4.5 Lavorazioni per l'anno 2016

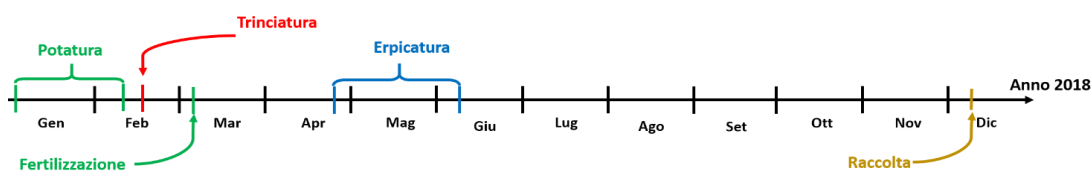


Figura 4.6 Lavorazioni per l'anno 2017

Fra le informazioni che è possibile fornire al modello, vi è l'utilizzo di ammendanti organici che possono apportare ulteriori quantitativi di C organico rispetto alle normali condizioni di coltivazione. Nell'uliveto preso in esame non è utilizzato letame ma sono comunque utilizzati altri tipi di fertilizzanti organici. Nell'anno 2016 è stato utilizzato il fertilizzante A (Tabella 22), un biostimolante ad assorbimento fogliare, mentre nell'anno 2017 è stato utilizzato il fertilizzante B (Tabella 23), un concime organico pellettato.

Tabella 22 Caratteristiche chimico – fisiche del fertilizzante A

Tipologia	
Biostimolante ad assorbimento fogliare	
Caratteristiche fisiche	
Liquido colore giallo ambrato	
Composizione chimica	
Azoto organico (% p/p)	8,9%
Azoto organico solubile (% p/p)	8,9%
Carbonio organico (% p/p)	25%
Aminoacidi liberi	> 10% di cui prevalentemente levogiri

Tabella 23 Caratteristiche chimico – fisiche del fertilizzante B

Tipologia	
Concime organico	
Caratteristiche fisiche	
Micropellet	
Composizione chimica	
Azoto organico	8%
Anidride fosforica	6%
Boro solubile in acqua	0,2%
Carbonio organico di origine biologica	35%
Sostanza organica	70%

Con i dati forniti sulle quantità di fertilizzanti utilizzati si è calcolato il carbonio organico distribuito nell'area. Nel 2016 è fornito una quantità di carbonio organico pari a 0,0005 tC ha⁻¹ (da fertilizzante A) mentre nel 2017 il valore di carbonio organico era di 0,25 tC ha⁻¹ (da fertilizzante B). Poiché il fertilizzante A è un biostimolante ad assorbimento fogliare, ossia una sostanza che viene applicata direttamente alla pianta per favorirne lo sviluppo e il suo valore risulta essere molto basso, è possibile trascurare tale valore. Al contrario per il fertilizzante B, il quale è un concime organico pellettato che viene applicato direttamente al suolo, la quantità di carbonio fornita non è trascurabile per cui verrà considerato all'interno del software.

4.4 Software utilizzato

Per la modellazione dello stoccaggio del carbonio nel suolo, è stato utilizzato il modello RothC disponibile nel sito *Rothamsted Model Carbon* previa compilazione del modulo di invio per il download [124]. L'interfaccia di avvio del programma risulta essere piuttosto semplice (Figura 4.7):

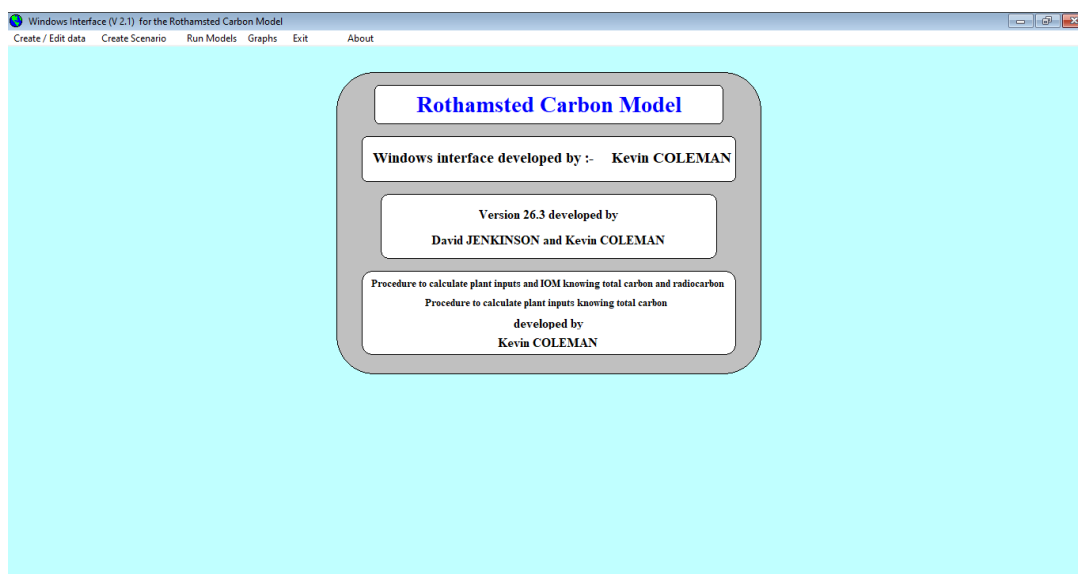


Figura 4.7 Interfaccia di avvio di RothC

Al suo interno è possibile creare 2 file che serviranno poi per l'elaborazione dello scenario. Il primo file è relativo alle condizioni climatiche (*weather*⁷): nella creazione di questo file verranno inserite le informazioni relative alle temperature medie mensili, alle precipitazioni medie mensili e all'evaporazione. Inoltre, nell'ultima riga figurano 2 campi per l'inserimento della percentuale di argilla e della profondità di lavorazione in cm. Il valore di argilla inserito è quello dell'analisi chimico-fisica fornita (Tabella 21), rappresentativa dell'area in esame mentre per la profondità di lavorazione è necessario valutare la profondità delle eventuali operazioni di gestione che si effettuano nel sito. Il secondo file è relativo alle pratiche di gestione (*land management*⁸): per la sua creazione è necessario inserire il quantitativo di residui colturali lasciati in campo (es.: potature, colture di copertura) espresso in tonnellate di carbonio per ettaro, l'uso di ammendanti organici, espresso in anch'esso in tonnellate di carbonio per ettaro e la copertura o meno

⁷ Affinché il programma utilizzi i dati inseriti è necessario salvare il file con 4 caratteri.

⁸ Affinché il programma utilizzi i dati inseriti è necessario salvare il file con un massimo di 8 caratteri.

del suolo nei diversi mesi dell'anno. Una volta creati i 2 file, si procede con la creazione dello scenario. Questo richiede anche la conoscenza del comparto di RothC relativo alla materia organica inerte (IOM), che può essere determinato conoscendo il Total Organic Carbon (TOC) e il Soil Organic Carbon (SOC). Per convenzione verrà utilizzato l'acronimo TOC per indicare il carbonio organico totale espresso come valore percentuale nel suolo, mentre l'acronimo SOC verrà utilizzato per indicare il carbonio organico espresso in $t\ ha^{-1}$. Il valore di carbonio organico totale dell'analisi chimico-fisica riportata nel paragrafo precedente (Tabella 21) è espresso come percentuale. Il modello richiede che il carbonio organico totale sia fornito in $t\ ha^{-1}$ per cui è necessario convertirlo. La conversione avviene mediante la seguente equazione [125]:

Equazione 7 Equazione per ottenere il SOC in $t\ ha^{-1}$ dal TOC in % [125] modificata

$$SOC(g\ cm^{-2}) = TOC(\%) \times BD(g\ cm^{-3}) \times d\ (cm)$$

$$SOC(t\ ha^{-1}) = SOC\ (g\ cm^{-2}) \times 10^{-6}t\ g^{-1} \times 10^8\ cm^2\ ha^{-1}$$

dove TOC (*Total Organic Carbon*) è il carbonio organico totale in percentuale dell'analisi chimico fisica (Tabella 21), BD (*Bulk Density*) è la densità apparente del suolo e d è la profondità di lavorazione. La densità apparente è stata stimata attraverso il modello di Saxton e Rawls (2006) [126] all'interno del software Spaw Hydrology 6.02.70 (Figura 4.8) [127].

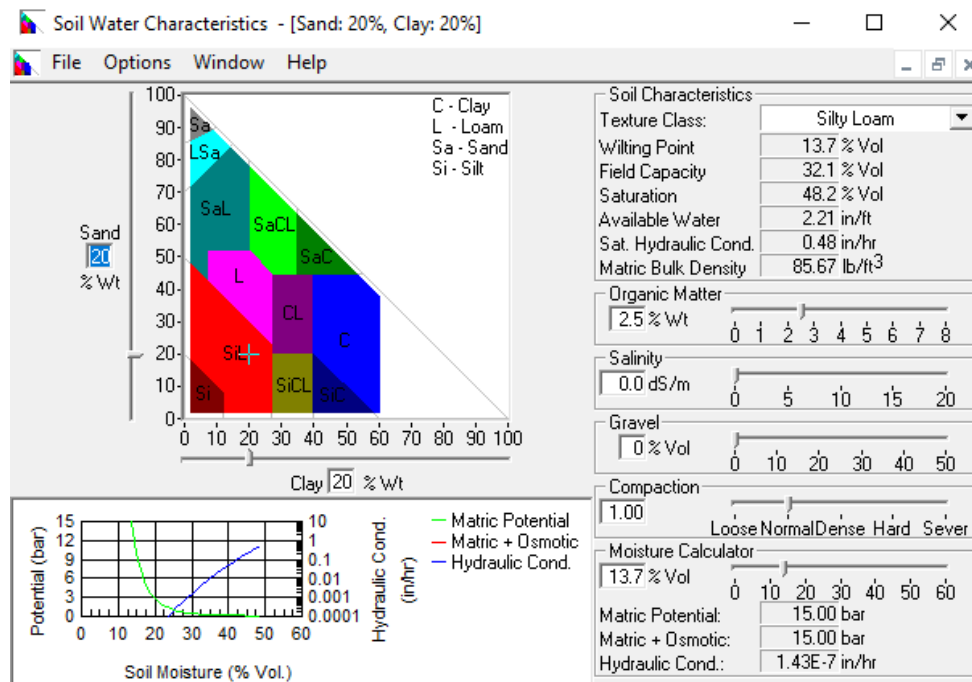


Figura 4.8 Interfaccia di apertura di Spaw Hydrology

Questo software ha permesso di ricavare il valore di BD conoscendo i valori di argilla, sabbia, sostanza organica e conduttività elettrica, mentre gli altri parametri, non conosciuti, sono stati lasciati con impostazioni di default. Nel caso in esame, la densità apparente ottenuta è di $1,44 \text{ g cm}^{-3}$.

In merito alla profondità “d” da adottare, generalmente per i suoli sottoposti a lavorazioni periodiche viene assunta la profondità di lavorazione stessa, in quanto RothC inizialmente è stato concepito per suoli arabili e solo successivamente adattato per suoli a prato pascolo e forestali [3]. In ogni modo, la scelta della profondità è determinante per la quantificazione del SOC che si assume essere interessato alle dinamiche di simulazione del modello, all’interno del suolo. A parità di concentrazione del TOC, aumentando “d”, aumenta il rispettivo SOC. Nel nostro sito aziendale l’erpicatura è l’unica lavorazione praticata per la gestione e ha una variabilità tra 5 cm e 15 cm. Visto che limitare le dinamiche del C organico nel suolo nei soli primi 5 cm sarebbe poco verosimile, si è considerata la profondità massima di lavorazione, $d = 15 \text{ cm}$. L’erpicatura contribuisce in parte al rimescolamento del terreno, favorendo il ripristino di alcune caratteristiche fisiche del suolo come la fessurazione. Sostituendo le informazioni trovate è quindi possibile calcolare il TOC:

$$SOC(g \text{ cm}^{-2}) = 1,33 \% \times 1,44 \text{ g cm}^{-3} \times 15 \text{ cm} = 0,29 \text{ g cm}^{-2}$$

e convertendo il risultato ottenuto in $t \text{ ha}^{-1}$ si ottiene:

$$SOC(t \text{ ha}^{-1}) = 0,29 \text{ g cm}^{-2} \times 10^{-6} t \text{ g}^{-1} \times 10^8 \text{ cm}^2 t \text{ ha}^{-1} = 29 \text{ t ha}^{-1}$$

Una volta calcolato il SOC è possibile calcolare il comparto IOM attraverso la formula di Falloon et al. (1998), come suggerito anche dal manuale RothC [3]:

Equazione 8 Formula di Falloon [128]:

$$IOM = 0,049 SOC^{1,139}$$

da cui:

$$IOM = 0,049 \times (29 \text{ t ha}^{-1})^{1,139} = 2,3 \text{ t ha}^{-1}$$

Avendo a disposizione tutti i dati richiesti dal software è possibile inserirli al fine di ottenere un risultato espresso in termini numerici e grafici. La visualizzazione grafica può avvenire mediante il software stesso (con versioni pari o antecedenti a Windows 7), oppure mediante esportazione dei file di output in Excel.

4.5 Scenari valutati

In questo paragrafo verranno valutati alcuni scenari modificando alcuni parametri in input e i cui risultati verranno mostrati nel capitolo successivo “Risultati e Discussione”. Le modifiche dei parametri riguardano gli input di carbonio nella gestione del suolo e sono dovuti a:

- Presenza di residui di potatura;
- Presenza di colture di copertura rappresentate dal prato polifita;
- Presenza di favino, utilizzato come coltura alternativa al prato polifita;
- Utilizzo di concime organico.

Lo scenario che verrà definito come “scenario attuale” presenta come input di carbonio apporti da residui di potatura e apporti da colture di copertura, rappresentate dal prato polifita. Per rappresentare questo scenario, in questo capitolo e nel capitolo successivo sui risultati, verrà utilizzata la seguente terminologia:

- “Scenario base” per descrivere lo scenario attuale eseguito all’equilibrio;
- “Scenario 3” per descrivere lo scenario attuale eseguito in modalità *short term*.

In Tabella 24 sono rappresentati gli scenari con i parametri considerati:

Tabella 24 Parametri considerati negli scenari

	Potature	Prato polifita	Favino	Fertilizzante
Scenario 1				
Scenario 2	✓			
Scenario attuale	✓	✓		
Scenario 4	✓		✓	
Scenario 5	✓	✓		✓
Scenario 6	✓		✓	✓

Gli scenari 1, 2, 4, 5 e 6 sono considerati come variazioni dello “scenario attuale”, nei quali non vengono considerati o vengono modificati gli apporti di questo scenario.

Nello scenario 1, infatti, non vengono considerati né gli apporti delle potature né quelli delle colture di copertura. È pertanto uno scenario in cui non viene considerata alcuna tipologia di apporto di carbonio organico. Questo scenario è stato deciso con lo scopo di

osservare quanto tempo impiegano i pools attivi di carbonio ad azzerarsi, in totale assenza di input. Lo scenario 2 considera solo un apporto determinato dai residui di potatura, non considerando l'apporto del prato polifita. Nello scenario 4 si ha una variazione della coltura di copertura utilizzata rispetto allo scenario attuale, variando da prato polifita a favino. Lo scenario 5 considera un ulteriore input rispetto allo scenario attuale determinato dall'utilizzo del concime organico. Lo scenario 6 infine considera sia l'input fornito dal fertilizzante sia la variazione della coltura di copertura utilizzando il favino. Gli apporti di carbonio da potature sono presenti in tutti gli scenari, fatta eccezione per lo scenario 1.

Dalla letteratura è stato cercato il valore relativo ai residui di potatura (Tabella 25) [129]:

Tabella 25 Residui di potatura espressi in $t\ ha^{-1}$ suddivisi in Nord, Centro e Sud Italia [129]

Nord	Centro	Sud
1,6	2,2	2,1

Il valore considerato è $2,2\ t\ ha^{-1}$ a cui deve essere sottratta l'umidità, in quanto il modello considera solo apporti in sostanza secca. Nello stesso articolo [130], sono stati trovati anche i valori di umidità (Tabella 26).

Tabella 26 Umidità dei residui di potatura espressi in forma percentuale [129]

Ulivi (legno)	35-40 %
Ulivi (rami)	50-55 %

Poiché la potatura è stata effettuata ogni anno, sono stati considerati i rami giovani (espressi in tabella come "Ulivi (rami)") e non i rami legnosi (espressi in tabella come "Ulivi (legno)"). L'umidità considerata è il 50% e moltiplicando per il suo complementare il valore trovato in precedenza ($2,2\ t\ ha^{-1}$) è possibile calcolare i residui di potatura di materia secca:

$$Residui\ di\ materia\ secca\ (t\ ha^{-1}) = 2,2\ t\ ha^{-1} \times (1 - 0,50) = 1,1\ t\ ha^{-1}$$

Il risultato ottenuto va moltiplicato per il valore della frazione di carbonio presente nella biomassa vegetale. Generalmente questo valore si assume pari a 0,45 [131]. Si ottiene quindi un risultato espresso di $tC\ ha^{-1}$:

$$Carbonio\ apportato\ (tC\ ha^{-1}) = 1,1\ t\ ha^{-1} \times 0,45 = 0,50\ tC\ ha^{-1}$$

Dividendo successivamente tale valore per 3, ovvero per i mesi in cui si effettua la potatura, si ottiene un risultato pari a $0,17 \text{ tC ha}^{-1}$.

Per quanto riguarda gli apporti in carbonio dalle colture di copertura rappresentate dal prato polifita, presenti negli scenari 3 e 5, è necessario specificare i termini da calcolare al fine di trovare i valori corrispondenti. Poiché le colture di copertura vengono lasciate nell'area di coltivazione una volta erpicate, (diversamente dal caso in cui le colture fossero utilizzate per foraggio, delle quali rimarrebbe solo la porzione ipogea ed il residuo della porzione epigea) è necessario calcolare l'apporto di carbonio determinato dall'intera pianta e non solo dalla parte residuale. In generale viene identificato con GDW (*Grain Dry Weight*) la resa per ettaro derivante dallo sfalcio effettuato, con AGR (*Aboveground residues*) la resa dei residui per ettaro soprasuolo e con BGR (*Belowground residues*) la resa dei residui per ettaro sottosuolo (Figura 4.9)) [132].

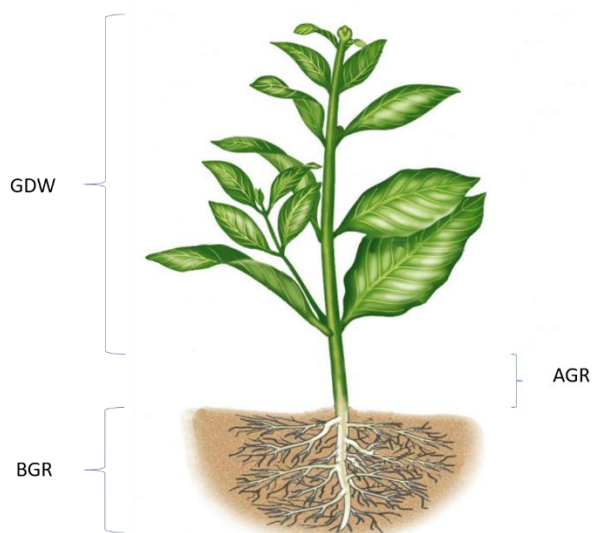


Figura 4.9 Parti del materiale vegetale (elaborazione personale)

Per determinare il valore della resa della pianta dovuta agli sfalci è stato cercato un valore relativo alla resa di un prato polifita non irriguo, in quanto non essendo l'area coltivata a ulivo irrigata, descrive meglio il prato polifita considerato (Tabella 27) [133].

Tabella 27 Rese di un prato polifita non irriguo espresse in $q \text{ ha}^{-1}$ [133]

Min	Max
180	240

Come detto in precedenza il territorio dell'area coltivata a ulivo risulta essere disomogeneo, con zone a vegetazione rada o assente (vedi "Inquadramento dell'area di studio") per cui è stato considerato il valore minimo di resa, a cui però è necessario togliere il contenuto di umidità, in quanto il modello considera apporti in sostanza secca. Il valore di umidità considerato è quello relativo all'erba medica, in quanto rappresenta la principale coltura foraggiera in Italia, pari al 91% [134]:

$$GDW = 180 \text{ q ha}^{-1} \times 10^{-1} \text{ q}^{-1} \text{ t} \times (1 - 0,91) = 1,6 \text{ t ha}^{-1}$$

Dal valore della resa trovato, è possibile calcolare anche la resa dei residui. Il calcolo della resa dei residui avviene attraverso l'utilizzo di alcune formule che variano da coltura a coltura. I residui possono essere divisi in:

- Apporto soprasuolo (*aboveground*);
- Apporto sottosuolo (*belowground*).

Il calcolo avviene applicando le formule dell'erba medica in quanto risulta essere una coltura presente nel Lazio, assimilabile come caratteristiche al prato polifita e di cui sono disponibili le formule per il calcolo degli apporti di carbonio residuali (Equazione 9 ed Equazione 10):

Equazione 9 Formula per il calcolo di residui nel soprasuolo [132] [134]

$$AGR = 0,325 \times GDW$$

Equazione 10 Formula per il calcolo dei residui nel sottosuolo [132] [134]

$$BGR = 0,43 \times (GDW + AGR)$$

dove AGR è il quantitativo di residui nel soprasuolo e BGR è il quantitativo di residui nel sottosuolo. Sostituendo i valori nelle formule si ottiene:

$$AGR = 0,325 \times 1,6 \text{ t ha}^{-1} = 0,52 \text{ t ha}^{-1}$$

$$BGR = 0,43 \times (0,52 \text{ t ha}^{-1} + 1,6 \text{ t ha}^{-1}) = 0,9 \text{ t ha}^{-1}$$

Il contributo di carbonio complessivo è determinato sommando il valore di GDW calcolato in precedenza ai valori della parte residuale AGR e BGR, il tutto moltiplicato per la frazione di carbonio organico nella pianta, ossia 0,45 [131]. Inoltre, è necessario ridurre il contributo in quanto il territorio dell'area coltivata a ulivo risulta essere disomogeneo, come affermato in precedenza (vedi "Inquadramento dell'area di studio"). Si è scelto di ridurre l'apporto a 2/3:

$$\begin{aligned} \text{Contributo di carbonio} &= (1,6 \text{ t ha}^{-1} + 0,52 \text{ t ha}^{-1} + 0,9 \text{ t ha}^{-1}) \times 0,45 \times \frac{2}{3} \\ &= 0,9 \text{ tC ha}^{-1} \end{aligned}$$

Inoltre, poiché negli scenari 3 e 5 vi sono apporti di carbonio provenienti da residui colturali con rapporto DPM/RPM diversi, è stato necessario calcolare una media pesata tra i rapporti. Infatti, i residui di potatura presentano un rapporto DPM/RPM pari a 0,25 mentre quello delle colture di copertura (sia quelle rappresentate dal prato polifita che dal favino) è 1,44. Per i rapporti utilizzati da RothC si rimanda al paragrafo “Il modello RothC” del capitolo “I modelli di quantificazione del carbonio organico nel suolo”. Il calcolo della media pesata dei rapporti si è reso necessario per fornire un unico valore a RothC, il software infatti non consente l’inserimento di un unico rapporto DPM/RPM all’interno della simulazione annuale. La formula adottata è la seguente:

Equazione 11 Formula per il calcolo del rapporto DPM/RPM medio pesato

$$\frac{DPM}{RPM} = \frac{\sum_i (a \times DPM/RPM_a)}{\sum_i a}$$

dove “a” rappresenta gli apporti di carbonio organico espressi in tC ha⁻¹ mentre “DPM/RPM_a” rappresenta il relativo rapporto DPM/RPM. Nel caso specifico gli apporti di carbonio organico da considerare nel calcolo sono l’apporto complessivo dei residui di potatura (0,50 tC ha⁻¹) e l’apporto da colture di copertura (0,9 tC ha⁻¹) mentre i rispettivi valori del rapporto DPM/RPM sono 0,25 (per i residui di potatura) e 1,44 (per le colture di copertura).

Inserendo i valori nella formula è possibile calcolare il rapporto DPM/RPM nel caso vengano utilizzati apporti da residui di potatura e da colture di copertura:

$$\frac{DPM}{RPM} = \frac{0,50 \text{ tC ha}^{-1} \times 0,25 + 0,9 \text{ tC ha}^{-1} \times 1,44}{0,9 \text{ tC ha}^{-1} + 0,50 \text{ tC ha}^{-1}} = 1,02$$

Negli scenari 4 e 6, in maniera analoga a quanto fatto per il prato polifita, è stato calcolato il contributo di carbonio derivante dal favino. Per il calcolo di tali apporti è stato necessario trovare i valori relativi alla resa della biomassa raccolta (residui vegetali e granella) e all’umidità, in maniera analoga al calcolo delle colture di copertura precedentemente svolto. La resa del favino è pari a 4-5 t ha⁻¹ di residui lasciati dalla pianta dopo la raccolta della granella [135], mentre la granella ha una produzione di 20-30 q ha⁻¹ con una percentuale di umidità compresa tra 12-13% [136]. Considerando la resa media

(25 q ha⁻¹) e l'umidità media (12,5%), è possibile calcolare il valore di granella del favino espresso in peso di sostanza secca:

$$\begin{aligned} \text{Produzione di granella (peso in sostanza secca)} &= 2,5 \text{ t ha}^{-1} \times (1 - 0,125) \\ &= 2,2 \text{ t ha}^{-1} \end{aligned}$$

La resa complessiva del favino (GDW) è data dalla resa dei residui dopo la raccolta della granella (con valore medio di 4,5 t ha⁻¹) e dalla produzione della granella stessa:

$$GDW = 4,5 \text{ t ha}^{-1} + 2,2 \text{ t ha}^{-1} = 6,7 \text{ t ha}^{-1}$$

Successivamente è stato necessario calcolare gli apporti residuali della parte soprasuolo e della parte sottosuolo (AGR e BGR), utilizzando le formule dell'erba medica in quanto sia favino che erba medica appartengono alla famiglia delle Leguminose (Equazione 9 ed Equazione 10):

$$\begin{aligned} AGR &= 0,325 \times 6,7 \text{ t ha}^{-1} = 2,2 \text{ t ha}^{-1} \\ BGR &= 0,43 \times (6,7 \text{ t ha}^{-1} + 2,2 \text{ t ha}^{-1}) = 3,8 \text{ t ha}^{-1} \end{aligned}$$

Gli apporti di carbonio vengono calcolati come in precedenza, ossia sommando GDW, AGR e BGR e riducendo a 2/3 il risultato a causa della morfologia del territorio:

$$\begin{aligned} \text{Contributo di carbonio} &= (6,7 \text{ t ha}^{-1} + 2,2 \text{ t ha}^{-1} + 3,8 \text{ t ha}^{-1}) \times 0,45 \times \frac{2}{3} \\ &= 3,8 \text{ tC ha}^{-1} \end{aligned}$$

Anche per gli scenari 4 e 6 non è stato possibile inserire distintamente in RothC i rapporti DPM/RPM dei residui di potatura (0,25) e del favino (1,44), ma si è dovuto ricorrere anche qui al calcolo della media pesata dei rapporti attraverso l'Equazione 11, vista in precedenza. Nel caso del calcolo del rapporto DPM/RPM pesato per il favino, gli apporti di carbonio organico della pianta sono quelli calcolati prima (3,8 tC ha⁻¹) mentre gli apporti dalle colture di copertura sono gli stessi visti in precedenza (0,50 tC ha⁻¹)

Sostituendo si ottiene:

$$\frac{DPM}{RPM} = \frac{0,50 \text{ tC ha}^{-1} \times 0,25 + 3,8 \text{ tC ha}^{-1} \times 1,44}{3,8 \text{ tC ha}^{-1} + 0,50 \text{ tC ha}^{-1}} = 1,30$$

L'apporto di concime organico utilizzato negli scenari 5 e 6 è quello derivante dal fertilizzante B, ossia $0,25 \text{ tC ha}^{-1}$ ed è stato assimilato a *Farmyard Manure* (FYM), come RothC unicamente contempla.

Capitolo 5

RISULTATI E DISCUSSIONE

In questo capitolo, seguendo l'ordine degli obiettivi della tesi, verranno discussi: l'applicabilità del modello RothC nel caso studio in esame, i risultati ottenuti dallo scenario di coltivazione di base e dai possibili scenari alternativi descritti nel capitolo precedente e l'applicazione dei dati ottenuti da RothC a uno studio LCA.

5.1 L'applicabilità del modello

5.1.1 Reperibilità dei dati

Il modello RothC per la valutazione del carbonio stoccato nel suolo ha richiesto il reperimento di alcuni dati per l'esecuzione del calcolo. In particolare, i dati richiesti possono essere suddivisi in:

- Dati climatici;
- Dati pedologici;
- Dati gestionali.

I dati climatici richiesti dal modello sono relativi alle temperature medie, alle precipitazioni medie e all'evapotraspirazione. Temperature medie e precipitazioni medie sono quasi sempre reperibili da siti amministrativi regionali, provinciali e comunali e dalle agenzie regionali di protezione per l'ambiente (ARPA). Più complessa risulta la valutazione dell'evapotraspirazione che deve essere calcolata dalla radiazione solare, non sempre disponibile.

I dati pedologici sono dati legati a misure del suolo, per la cui conoscenza è spesso richiesta un'analisi chimico-fisica. Qualora non siano disponibili come dati in possesso dell'azienda, i dati pedologici (% di argilla e carbonio organico totale) possono essere cercati mediante cartografie pedologiche regionali, ma non sempre questi database sono disponibili a livello regionale. Vi sono inoltre 2 dati (carbonio organico nel suolo e materia organica inerte) la cui determinazione avviene attraverso l'applicazione di equazioni matematiche ai dati pedologici in possesso.

I dati gestionali sono dati che sono legati al tipo di gestione praticata nel sito. Tra questo tipo di dati vi sono le lavorazioni effettuate nel suolo, l'utilizzo di fertilizzanti, la gestione dei residui colturali e il rapporto DPM/RPM del materiale vegetale apportato.

I dati utilizzati possono essere, inoltre, raggruppati nelle seguenti tipologie:

1. Dati primari: se acquisiti direttamente dall'azienda come informazione in suo possesso oppure determinati direttamente in sito o a seguito di analisi di laboratorio effettuate su matrici ambientali campionate in azienda.
2. Dati secondari ottenuti da statistiche, siti web, metadati, manuali e letteratura scientifica.
3. Dati secondari calcolati: ottenibili dall'elaborazione sia di dati primari che di dati acquisiti da fonti bibliografiche.

I dati richiesti da RothC non presentano limiti dovuti a differenti scale spaziali (locale, provinciale, regionale): l'unica limitazione "imposta" è determinata dalla rappresentatività del dato, il quale deve essere geograficamente vicino al luogo dell'azienda. La rappresentatività dei dati in input di RothC viene evidenziata anche dall'inserimento del tipo di dato: se per esempio si ha l'accesso a dati climatici di tipo primario, questi non è detto che siano rappresentativi della zona in esame, per cui in questo caso potrebbe essere più rappresentativo un dato cercato in un sito regionale.

Di seguito viene riportata una tabella con un riassunto dei dati utilizzati, la categoria a cui appartengono (climatico, pedologico o gestionale), la loro tipologia (riportata nell'elenco puntato sopra), dove è possibile reperirlo e il grado di reperibilità (Tabella 28):

Tabella 28 Classificazione dei dati di input necessari a RothC

<i>Nome del dato</i>	<i>Categoria del dato</i>	<i>Tipo dato</i>	<i>di Reperimento</i>	<i>Esempio di reperimento dati</i>	<i>Reperibilità del dato*</i>
<i>Precipitazioni medie</i>	Climatico	(1), (2)	Siti di enti territoriali (Regioni, Province, ARPA regionali)	Sito Arsial [123]; Sito ARPAE Regione Emilia-Romagna [137]	
<i>Temperature medie</i>	Climatico	(1), (2)	Siti di enti territoriali (Regioni, Province, ARPA regionali)	Sito Arsial [123]; Sito ARPAE Regione Emilia-Romagna [137]	
<i>Evapotraspirazione potenziale (EP)</i>	Climatico	(1), (2), (3)	Nel caso l'azienda non disponga di un evaporimetro occorre calcolare l'EP conoscendo la radiazione solare. Se questa non è disponibile come dato meteo ci si rifà a manuali che la stimano a livello globale.	Manuale sui dati climatici di Muller [113]; Sito ARPAE Regione Emilia-Romagna [137]	
<i>Lavorazioni del suolo</i>	Gestionale	(1)	Fornito dall'azienda	Quaderno di campagna	
<i>Apporto di carbonio organico da fertilizzanti</i>	Gestionale	(1), (2)	Dal quantitativo di fertilizzante apportato dall'azienda va calcolato il carbonio e conosciuta l'umidità del prodotto. dall'azienda	Quaderno di campagna	
<i>Percentuale di argilla nel suolo</i>	Pedologico	(1), (2)	Analisi chimico-fisica oppure ricercarlo nei database allegati alle cartografie pedologiche regionali, ove presenti	Analisi dei suoli aziendali; Geocatalogo della Regione Emilia-Romagna [138]	

<i>Nome del dato</i>	<i>Categoria del dato</i>	<i>Tipo dato</i>	<i>di Reperimento</i>	<i>Esempio di reperimento dati</i>	<i>Reperibilità del dato*</i>
<i>Carbonio Organico Totale (TOC)</i>	Pedologico	(1), (2)	Analisi chimico-fisica oppure ricercarlo nei database allegati alle cartografie pedologiche regionali, ove presenti	Analisi dei suoli aziendali; Geocatalogo della Regione Emilia-Romagna [138]	
<i>Carbonio organico nel suolo (SOC)</i>	Pedologico	(3)	Calcolato dal TOC previa conoscenza della densità apparente del suolo	Cap. 4, equazione 1	
<i>Materia organica inerte (IOM)</i>	Pedologico	(3)	Calcolato dal SOC	Manuale di RothC, equazione di Fallon [139]	
<i>Apporti di carbonio organico da residui colturali</i>	Gestionale	(1), (2), (3)	Stima da letteratura scientifica sulla base delle conoscenze produttive della coltura	Funzioni biometriche specifiche [140], [141]	
<i>Rapporto DPM/RPM</i>	Gestionale	(2), (3)	Proposto da RothC oppure stimato sulla base di letteratura scientifica.	Si veda capitolo 3	

*Il colore verde indica un dato facilmente reperibile, il colore giallo indica un dato reperibile attraverso l'uso di alcuni calcoli o stime mentre il colore rosso indica un dato difficilmente reperibile, in cui sono richieste conoscenze specifiche nel settore

Dalla Tabella 28 si nota che la maggior parte dei dati risulta reperibile attraverso l'utilizzo di siti e l'applicazione di formule matematiche. L'unico dato la cui reperibilità risulta più complicata è quello relativo agli apporti di residui colturali. Ai fini del calcolo, questo tipo di dato, richiede l'applicazione di formule specifiche, dette anche formule biometriche, le quali dipendono dalle rese della coltura. Queste formule non sono, però, di facile applicabilità poiché sono spesso soggette ad assunzioni e stime legate alle conoscenze agronomiche della coltura ed al contesto pedoclimatico. Pertanto, in mancanza di stime dirette sul campo, la scelta delle formule biometriche è risultata fondamentale per non commettere errori di valutazione grossolani.

Utile si è rivelata anche la fotointerpretazione, onde stimare il grado di copertura effettivo del prato polifita e la presenza di fenomeni erosivi, tali da suggerire le opportune correzioni di stima dei residui.

Per gli scenari che prevedono l'apporto di diverse tipologie di residui colturali (es.: potature e colture di copertura) l'effettuare una media pesata dei rapporti DPM/RPM è stata la soluzione perseguita, ma l'accuratezza dei dati in uscita non è stato possibile verificarla.

5.1.2 Effettuazione delle simulazioni

Il manuale di RothC costituisce un aiuto prezioso per l'utente in quanto fornisce indicazioni dettagliate sul suo algoritmo di calcolo sulla gestione delle interfacce di inserimento dei dati. Tuttavia, esso non rappresenta sempre uno strumento immediatamente comprensibile, per un utente non esperto che si avvicina per la prima volta all'uso di RothC.

Una volta ottenuti i dati necessari alle simulazioni è possibile inserire i risultati nel software e procedere al calcolo. L'interfaccia di inserimento dei dati risulta essere semplice (si veda il capitolo 4) e richiede l'inserimento manuale dei dati a cadenza mensile.

Più complicata risulta essere la creazione dello scenario in quanto vi è la richiesta di alcuni parametri che devono essere stimati, poiché non presenti in alcun dato cercato in precedenza (le condizioni iniziali per la simulazione). Dalla creazione dello scenario è possibile anche definire il tipo di output restituito dal software ossia mensile o annuale. Un output mensile fornisce informazione in merito agli apporti di carbonio che avvengono mensilmente permettono quindi di visualizzarli nell'output restituito. Un output annuale restituisce un dato che è legato all'ultimo mese per ogni anno della

simulazione, tralasciando gli eventuali apporti. Tuttavia, questo tipo di output permette di avere una visualizzazione dell'equilibrio raggiunto dai pool di carbonio nel lungo periodo.

5.1.3 Interpretazione dei dati

Gli output restituiti da RothC possono essere graficati ai fini di ottenere una più chiara comprensione dei trend dei pool. L'interpretazione dei dati non risulta immediata a causa dei processi nel suolo che determinano l'andamento dei pool di carbonio. Il manuale fornisce quasi tutti gli elementi per comprendere l'algoritmo del modello e l'entità dei valori generati in output, tuttavia non fornisce un supporto all'interpretazione del dato da un punto di vista pedologico e agronomico. Occorre pertanto avere conoscenze anche in tale ambito, sia per l'interpretazione dei dati, sia per comprendere meglio gli effetti delle equazioni utilizzate all'interno dell'algoritmo di RothC sui valori in output.

Nonostante alcune difficoltà nel reperimento dei dati (per la stima degli apporti di carbonio dal materiale vegetale) e nell'interpretazione di alcuni termini, RothC appare un modello di facile utilizzo. A parere di chi scrive, chi applica il modello deve, però, essere supportato da una persona esperta dal punto di vista pedologico e agronomico per effettuare una corretta interpretazione dei risultati che altrimenti potrebbero non essere sfruttati adeguatamente.

5.2 Risultati scenari

5.2.1 Scenario base e condizioni iniziali di equilibrio

La definizione dello scenario base ha lo scopo di determinare i pool di DPM, RPM, BIO e HUM da utilizzare come condizioni iniziali di equilibrio per le simulazioni in *short term* degli scenari che saranno studiati successivamente (scenari 1 ÷ 6). Si ricorda che il SOC è ottenuto dalla somma dei 4 pool sopra riportati più quello relativo alla IOM. La IOM, calcolata dal SOC determinato dall'analisi chimica del suolo, è pari $2,3 \text{ tC ha}^{-1}$ e si assume sempre costante.

Per la determinazione dello scenario di base si parte dalla conoscenza del valore di SOC (29 tC ha^{-1}), di quello di IOM e delle attuali modalità di coltivazione dell'uliveto, ossia dagli attuali apporti di carbonio organico: carbonio da potature e da colture di copertura (prato polifita). Gli apporti da potature sono presenti nei primi tre mesi dell'anno

(gennaio, febbraio e marzo), mentre quelli della coltura di copertura del prato polifita sono presenti nel mese di maggio al momento dell'erpicazione. Si sottolinea che in questo scenario il rapporto DPM/RPM, calcolato dalla media pesata delle quantità dei differenti tipi di residui, è pari a 1,02 (si veda capitolo 4).

Di seguito, viene riportata la tabella della gestione del suolo con il riassunto dei valori inseriti nel software (Tabella 29). Gli apporti sottoforma di residui vegetali e di ammendanti organici sono espressi in tonnellate di C organico su ettaro:

Tabella 29 Gestione del suolo nello scenario base

	Residui vegetali (tC · ha ⁻¹)	Ammendanti organici (tC · ha ⁻¹)	Copertura del suolo
Gennaio	0,17	0	Coperto
Febbraio	0,17	0	Coperto
Marzo	0,17	0	Coperto
Aprile	0	0	Coperto
Maggio	0,9	0	Coperto
Giugno	0	0	Nudo
Luglio	0	0	Nudo
Agosto	0	0	Nudo
Settembre	0	0	Nudo
Ottobre	0	0	Nudo
Novembre	0	0	Coperto
Dicembre	0	0	Coperto

Con le informazioni di partenza, dal primo run del modello si ottengono i seguenti valori relativi ai quattro pool attivi di carbonio ed al SOC. Si fa notare che il SOC così simulato è il valore che si stima venga a formarsi nel suolo assumendo il perpetuarsi dello scenario base per un periodo estremamente lungo (10000 anni, per impostazione di default), tale da raggiungere una condizione di equilibrio e quindi rimanere costante nel tempo.

DPM	0,0 tC ha ⁻¹
RPM	1,2 tC ha ⁻¹
BIO	0,18 tC ha ⁻¹
HUM	7,2 tC ha ⁻¹
SOC	11 tC ha ⁻¹

Si osserva che il valore di SOC raggiunto con l'input di C organico dello scenario base, 11 tC ha⁻¹, è più basso di quello misurato con l'analisi chimica del suolo, ossia 29 tC ha⁻¹. Da ciò si può affermare che la quantità di input di carbonio necessaria a mantenere il valore di SOC misurato nel terreno è superiore a quella effettivamente fornita con le attuali modalità di coltivazione. Il quantitativo di residui colturali (in tonnellate di carbonio per ettaro) che sarebbe necessario fornire al suolo in esame al fine di avere un SOC simulato uguale al SOC misurato, fermo restando tutte le altre condizioni dello scenario di base, viene calcolata attraverso la seguente proporzione (Equazione 12 [142]):

Equazione 12:

$$(SOC_{SIMULATO} - IOM): APPORTI \text{ tC/ha} = (SOC_{MISURATO} - IOM): x$$

dove:

- SOC_{SIMULATO} è il SOC restituito dal software,
- SOC_{MISURATO} è il SOC osservato dall'analisi chimico-fisica,
- IOM è il pool del carbonio organico inerte ed uguale sia per il SOC_{SIMULATO} che per il SOC_{MISURATO}
- APPORTI sono la somma degli apporti di carbonio dei residui di potatura e delle colture di copertura nello scenario di base.
- x è il quantitativo di residui colturali (in tonnellate di carbonio per ettaro) necessario per avere un SOC simulato uguale al SOC misurato.

Sostituendo alla proporzione i relativi valori, si ottiene:

$$\begin{aligned} (11 \text{ tC ha}^{-1} - 2,3 \text{ tC ha}^{-1}): (0,50 \text{ tC ha}^{-1} + 0,9 \text{ tC ha}^{-1}) \\ = (29 \text{ tC ha}^{-1} - 2,3 \text{ tC ha}^{-1}): x \\ 8,7 \text{ tC ha}^{-1}: 1,4 \text{ tC ha}^{-1} = 26,7 \text{ tC ha}^{-1}: x \end{aligned}$$

e risolvendo:

$$x = \frac{26,7 \text{ tC ha}^{-1} \times 1,4 \text{ tC ha}^{-1}}{8,7 \text{ tC ha}^{-1}} = 4,3 \text{ tC ha}^{-1}$$

Si fa notare che questo risultato considera l'input complessivo di carbonio determinato, dagli apporti di potatura e dalle colture di copertura, nello stesso rapporto dello scenario base, ma con un'entità maggiore. Per calcolare i singoli apporti di potatura e di colture di copertura, è necessario risolvere un sistema in cui le incognite sono gli apporti stessi. Posto che x_1 siano gli apporti di carbonio delle potature e x_2 siano gli apporti di carbonio delle colture di copertura, la prima equazione è:

$$x_1 + x_2 = 4,3 \text{ tC ha}^{-1}$$

La seconda equazione è data dal rapporto degli apporti, ottenibile dalla conoscenza degli input dello scenario base, ovvero:

$$\frac{x_1}{x_2} = 0,6$$

Risolvendo il sistema si ottiene:

$$\begin{cases} x_1 + x_2 = 4,3 \text{ tC ha}^{-1} \\ \frac{x_1}{x_2} = 0,6 \end{cases} \rightarrow \begin{cases} x_1 = 1,6 \text{ tC ha}^{-1} \\ x_2 = 2,7 \text{ tC ha}^{-1} \end{cases}$$

Questo significa che per mantenere l'attuale valore di SOC, sarebbe necessario fornire un quantitativo di $1,6 \text{ tC ha}^{-1}$ dalle potature ($0,53 \text{ tC ha}^{-1}$ nei mesi in cui avviene la potatura degli ulivi) e $2,7 \text{ tC ha}^{-1}$ dalle colture di copertura. Eseguendo nuovamente il modello con le nuove quantità calcolate, si ha la restituzione di un SOC simulato uguale al SOC misurato (29 tC ha^{-1}). Il modello restituisce i quantitativi dei nuovi pool di DPM, RPM, BIO e HUM che assieme alla IOM costituiscono l'ipotetica composizione all'equilibrio del SOC misurato attuale. I valori dei pool sono di seguito riportati:

DPM	$0,0 \text{ tC ha}^{-1}$
RPM	$3,8 \text{ tC ha}^{-1}$
BIO	$0,54 \text{ tC ha}^{-1}$
HUM	22 tC ha^{-1}
SOC	29 tC ha^{-1}

Come spiegato all'inizio del paragrafo, i valori di questi pool saranno inseriti nel modello come condizione iniziale per le simulazioni in *short term* degli scenari 1 ÷ 6.

5.2.2 Scenario 1

Nel primo scenario valutato non vengono considerati né gli apporti di carbonio da potature né quelli da colture copertura. I valori inseriti relativi alla gestione del suolo sono riportati nella Tabella 30:

Tabella 30 Gestione del suolo nello scenario 1

	Residui di piante (tC ha ⁻¹)	Ammendanti organici (tC ha ⁻¹)	Copertura del suolo
Gennaio	0	0	Nudo
Febbraio	0	0	Nudo
Marzo	0	0	Nudo
Aprile	0	0	Nudo
Maggio	0	0	Nudo
Giugno	0	0	Nudo
Luglio	0	0	Nudo
Agosto	0	0	Nudo
Settembre	0	0	Nudo
Ottobre	0	0	Nudo
Novembre	0	0	Nudo
Dicembre	0	0	Nudo

Il modello è stato eseguito in modalità *short term* per un periodo di 30 anni con step di output mensili (Figura 5.1) e per un periodo di 1000 anni con step di output annuali (Figura 5.2). Entrambi i run sono stati ottenuti inserendo come dati di input i valori dei pool di carbonio ottenuti dalla condizione all'equilibrio dello scenario base tarato sul SOC misurato.

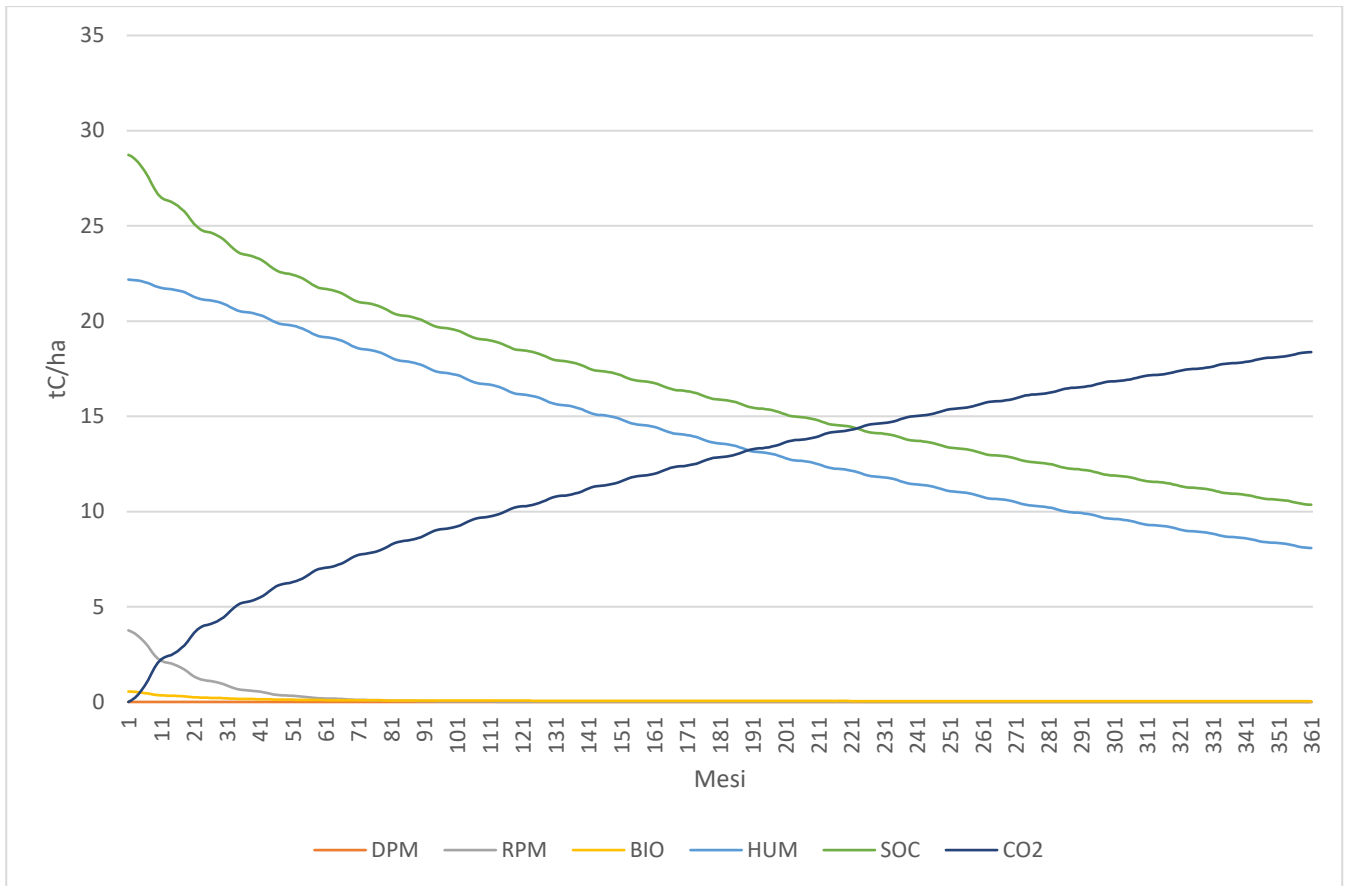


Figura 5.1 Pool di carbonio nello scenario 1 valutato in 30 anni con step mensili

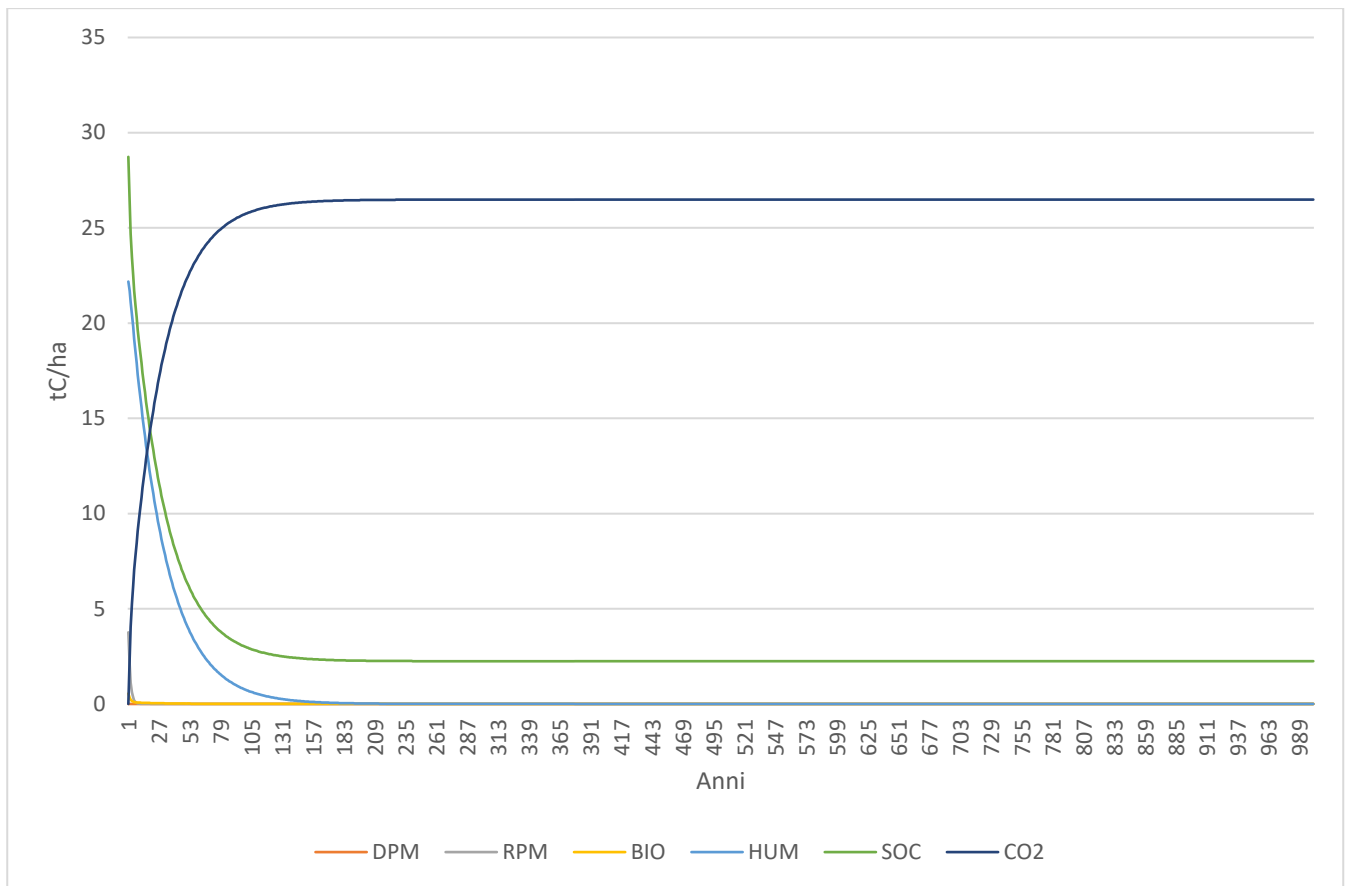


Figura 5.2 Pool di carbonio nello scenario 1 valutato in 1000 anni con step annuali

In questo scenario, come è possibile osservare dalle figure 1.1 e 1.2, i valori dei pool attivi di carbonio organico diminuiscono nel tempo azzerandosi completamente. Il valore di DPM risulta essere pari a zero sia nella visualizzazione a step mensili che in quello a step annuali, quello di RPM si azzerava dopo 17 anni, quello di BIO dopo 217 anni mentre quello di HUM dopo 375. L'unico valore che non si azzerava è il valore di SOC in quanto considera anche la parte inerte dei pool (IOM) ed infatti il suo valore di equilibrio corrisponde a 2,3 tC ha⁻¹.

Questo scenario è uno scenario ipotetico e difficilmente realizzabile. Il motivo è dovuto al fatto che non arrivano apporti di carbonio nel suolo e questo potrebbe realizzarsi attraverso due condizioni che si dovrebbero verificare contemporaneamente:

- I residui di potatura vengono asportati dal sistema;
- Il suolo viene costantemente lavorato per evitare la crescita di qualunque tipologia di vegetazione.

Per quanto riguarda l'emissione di biossido di carbonio, la produzione si arresterebbe dopo 375 anni a 26 tC ha⁻¹, in seguito alla totale mineralizzazione del carbonio presente nei pool.

5.2.3 Scenario 2

Un ulteriore scenario valutato è stato ottenuto aggiungendo al primo scenario gli apporti di carbonio dalle patate. I valori di gestione del suolo inseriti nel modello sono riportati in Tabella 31:

Tabella 31 Gestione del suolo nello scenario 2

	Residui di piante (tC ha⁻¹)	Ammendanti organici (tC ha⁻¹)	Copertura del suolo
Gennaio	0,17	0	Nudo
Febbraio	0,17	0	Nudo
Marzo	0,17	0	Nudo
Aprile	0	0	Nudo
Maggio	0	0	Nudo
Giugno	0	0	Nudo
Luglio	0	0	Nudo
Agosto	0	0	Nudo
Settembre	0	0	Nudo
Ottobre	0	0	Nudo
Novembre	0	0	Nudo
Dicembre	0	0	Nudo

Il modello è stato eseguito in *short term* per 30 anni con step mensili (Figura 5.3) e per 1000 con step annuali (Figura 5.4) partendo dai valori dei pool (DPM, RPM, BIO, HUM, SOC) ottenuti dallo scenario base tarato all'equilibrio con il SOC misurato.

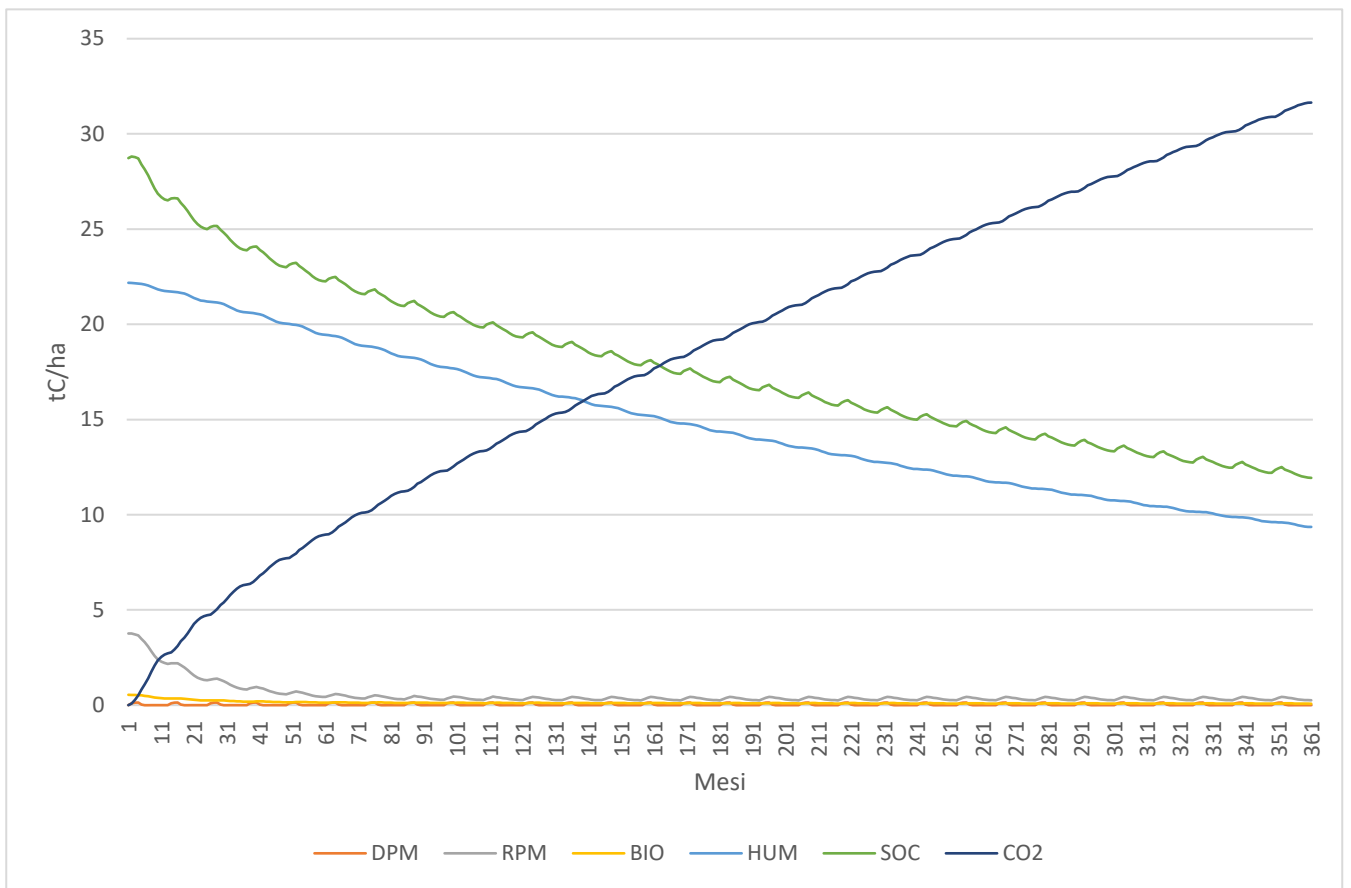


Figura 5.3 Pool di carbonio nello scenario 2 valutato in 30 anni con step mensili

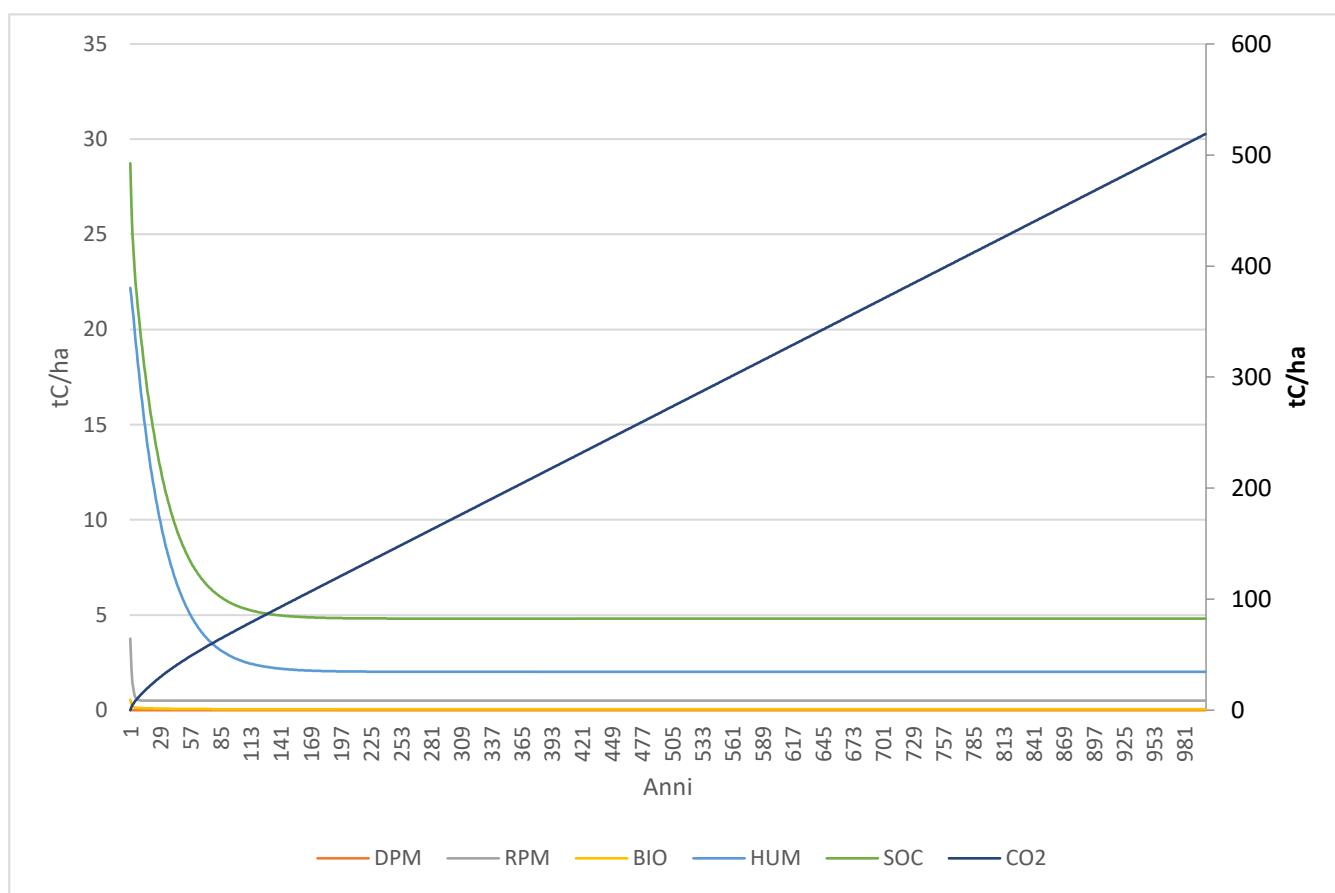


Figura 5.4 Pool di carbonio nello scenario 2 valutato in 1000 anni con step annuali. I valori del pool di C come CO₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.

In entrambe le figure è possibile notare un andamento decrescente dei pool e del SOC nel tempo anche se ciò avviene più lentamente rispetto allo scenario 1, a causa dell'apporto di carbonio dovuto ai residui di potatura. Diversamente dal primo scenario, i pool di carbonio non si azzerano mai. Anche la DPM, risulta maggiore di 0 nei mesi successivi agli apporti, sebbene a causa del suo turnover molto veloce si azzerava prima della fine di ogni anno.

Contrariamente a quanto avviene per gli scenari successivi, in questo scenario vengono apportati solo residui legnosi (potature), con un basso rapporto DPM/RPM (0,25). Questo comporta, al momento dell'apporto dei residui di potatura, una variazione poco evidente della DPM: questa variazione diviene più marcata nei successivi scenari a causa dell'apporto di colture di copertura con un rapporto DPM/RPM superiore a 0,25.

Si osserva che l'RPM raggiunge un valore molto più basso rispetto alla condizione iniziale di equilibrio: l'andamento di questo pool, essendo una frazione significativa del contenuto di totale di carbonio, si riflette anche sull'andamento del SOC.

L'emissione di anidride carbonica è maggiore nei primi anni in relazione ad una maggiore attività microbica legata alla dotazione iniziale del pool BIO. Successivamente vi è una diminuzione di tale attività, che porta ad un rallentamento della produzione di CO₂, ma a differenza del primo scenario, a causa di un apporto di residui seppur modesto, vi è una continua mineralizzazione.

L'equilibrio dei pool di carbonio viene raggiunto:

- dopo 16 anni per RPM (0,50 tC ha⁻¹);
- dopo 195 anni per BIO (0,051 tC ha⁻¹);
- dopo 374 anni per HUM (2,0 tC ha⁻¹);
- dopo 374 anni per SOC (4,8 tC ha⁻¹).

5.2.4 Scenario 3

Il terzo scenario è lo scenario base eseguito in modalità *short term*. I valori inseriti degli apporti di carbonio (residui di potatura e prato polifita) sono i medesimi dello scenario base iniziale, mentre i valori in input dei pool di carbonio sono quelli ottenuti dalla condizione all'equilibrio dello scenario base tarato sul SOC misurato. Come per i primi due scenari si è eseguito un primo run a 30 anni con step mensili (Figura 5.5) ed un secondo run a 1000 anni con step annuali (Figura 5.6).



Figura 5.5 Pool di carbonio nello scenario 3 valutato in 30 anni con step mensili. I valori del pool di C come CO₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.

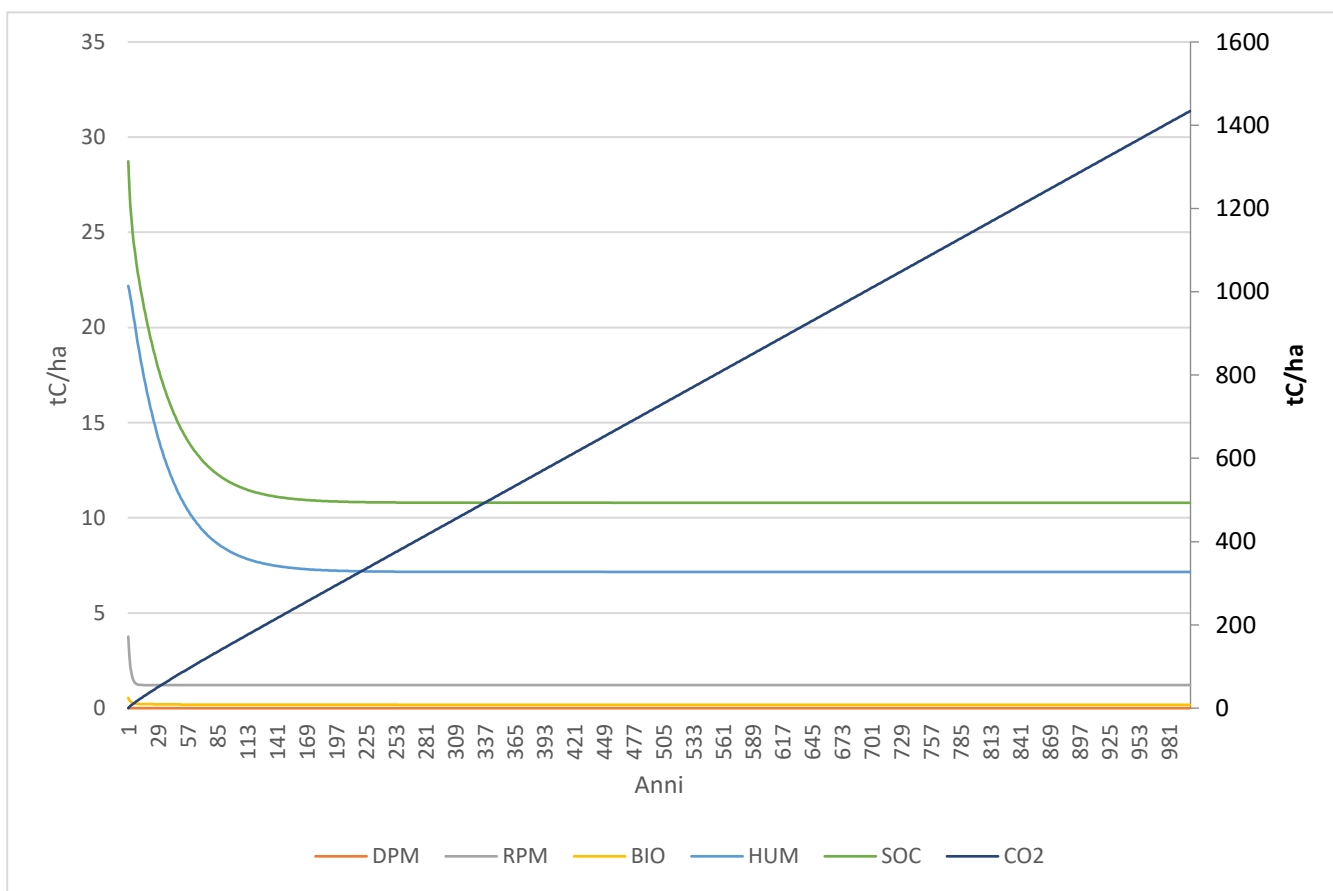


Figura 5.6 Pool di carbonio nello scenario 3 valutato in 1000 anni con step annuali. I valori del pool di C come CO₂ fanno riferimento all’ordinata di destra.

Sul lungo periodo l’RPM diminuisce in maniera meno accentuata rispetto agli scenari visti in precedenza, raggiungendo un equilibrio con valori superiori rispetto allo scenario 2, anche se più bassi rispetto alla condizione di equilibrio. L’andamento della RPM si riflette anche per la componente totale (SOC) in cui vi è un iniziale diminuzione repentina che però risulta inferiore rispetto allo scenario precedente. Questo avviene perché vi è un maggior apporto di residui in quanto vi sono anche gli apporti del prato polifita. Nonostante questo ulteriore input fornito dal prato polifita, questo non è sufficiente ad evitare la diminuzione dei pool di carbonio, però questi tendono ad assestarsi su valori meno distanti dalle condizioni iniziali di equilibrio rispetto agli scenari visti precedentemente.

Su scala annuale si osserva inoltre che, a differenza dello scenario precedente, RPM e DPM presentano variazioni cicliche più marcate che si riflettono anche sul SOC attribuendogli un andamento tipicamente “seghettato”. Questo ovviamente è legato ai ben

più abbondanti input di DPM ed RPM del prato polifita, rispetto alle sole potature dello scenario precedente.

L'andamento della CO₂ è crescente con ondulazioni cicliche principalmente legate alla mineralizzazione della DPM. Come è distinguibile in Figura 1.5 infatti, i maggiori incrementi ciclici di CO₂ sono immediatamente successivi agli apporti del prato polifita che fornisce il maggior quantitativo di DPM al suolo durante l'anno.

L'equilibrio nei pool di carbonio viene raggiunto rispettivamente:

- Dopo 21 anni per RPM (1,2 tC ha⁻¹);
- Dopo 253 anni per BIO (0,18 tC ha⁻¹);
- Dopo 447 anni per HUM (7,2 tC ha⁻¹);
- Dopo 453 anni per SOC (11 tC ha⁻¹).

5.2.5 Scenario 4

Il quarto scenario rappresenta una variazione dello scenario 3 e considera al posto degli apporti di carbonio delle colture di copertura di un prato polifita, quelli del favino.

L'apporto di carbonio dovuto al favino è stato considerato a giugno, in quanto esso viene raccolto alla fine del mese (Tabella 32):

Tabella 32 Gestione del suolo nello scenario 4

	Residui di piante (tC ha⁻¹)	Ammendanti organici (tC ha⁻¹)	Copertura del suolo
Gennaio	0,17	0	Coperto
Febbraio	0,17	0	Coperto
Marzo	0,17	0	Coperto
Aprile	0	0	Coperto
Maggio	0	0	Coperto
Giugno	3,8	0	Coperto
Luglio	0	0	Nudo
Agosto	0	0	Nudo
Settembre	0	0	Nudo
Ottobre	0	0	Nudo
Novembre	0	0	Coperto
Dicembre	0	0	Coperto

Come fatto in precedenza è stato eseguito il modello con output sia a cadenza mensile per un periodo di 30 anni (Figura 5.7), sia a cadenza annuale per un periodo di 1000 anni (Figura 5.8).

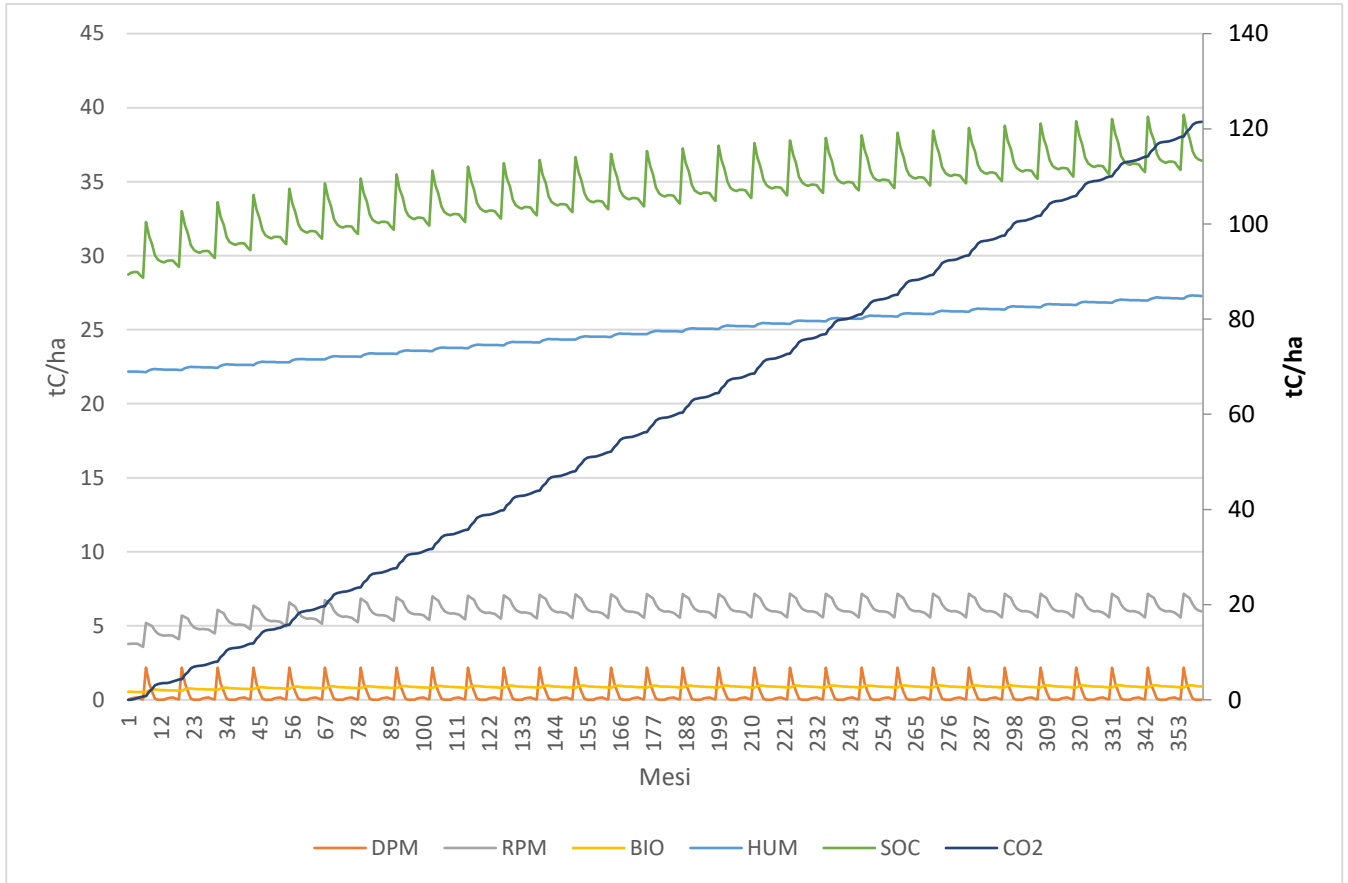


Figura 5.7 Pool di carbonio nello scenario 4 valutato in 30 anni con step mensili. I valori del pool di C come CO₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.

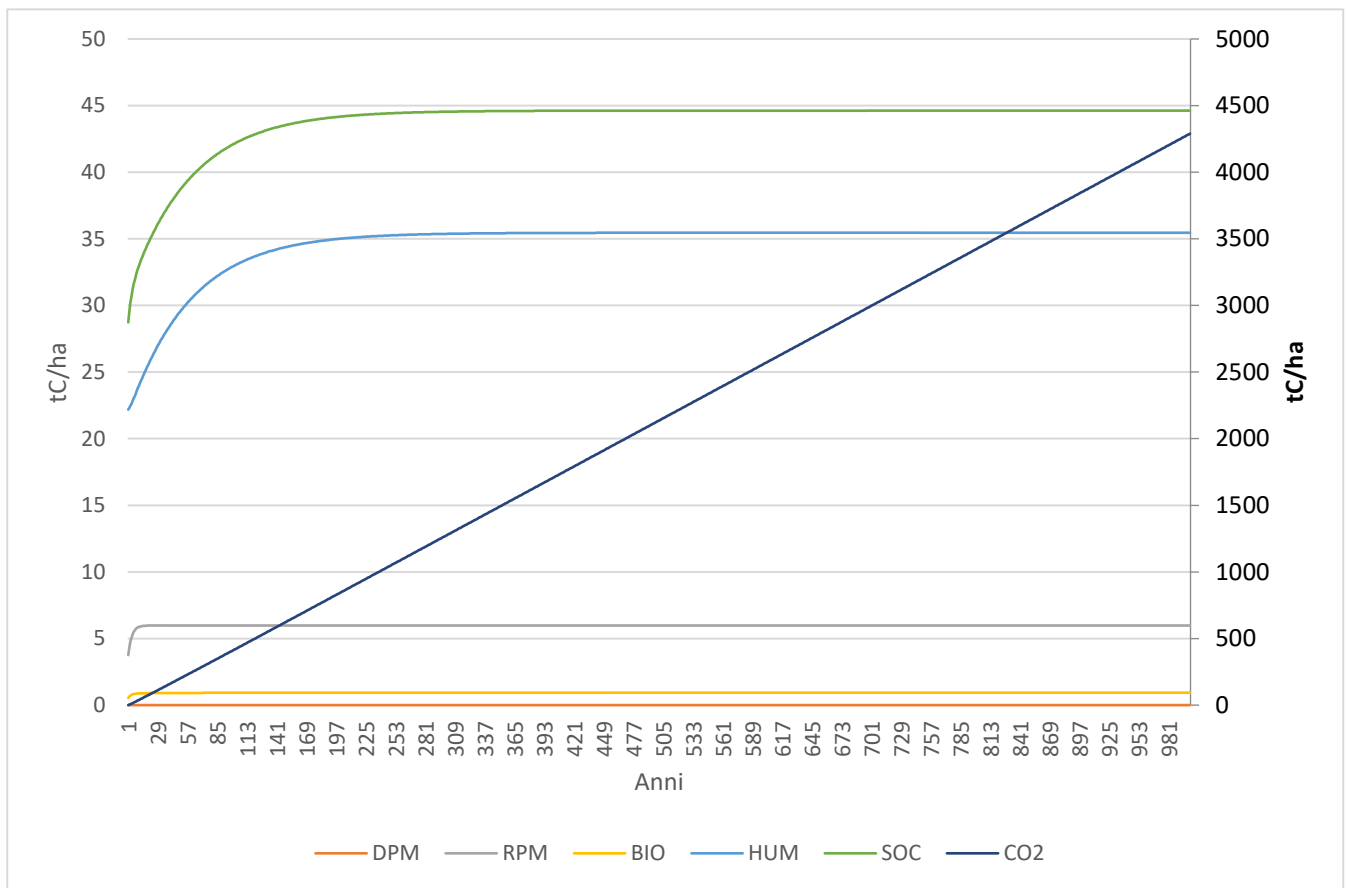


Figura 5.8 Pool di carbonio nello scenario 4 valutato in 1000 anni con step annuali. I valori del pool di C come CO₂ fanno riferimento all’ordinata di destra.

In questo scenario vi è un aumento dei pool di carbonio che hanno un tempo di turnover maggiore di un anno (RPM, BIO e HUM). Questo significa che gli apporti di carbonio organico forniti in questo scenario sono superiori rispetto a quelli delle condizioni iniziali di equilibrio. Vi sono degli incrementi evidenti di DPM e RPM durante l’anno in corrispondenza degli apporti di favino. Essendoci un apporto considerevole di carbonio organico rispetto agli scenari precedenti ed essendo il favino una coltura erbacea, i picchi di DPM mensili sono molto più marcati rispetto agli altri scenari precedenti. Questo andamento si riflette anche sul trend del SOC, il cui andamento “seghettato” è più marcato rispetto agli altri scenari. Questo è legato al fatto che viene apportata una coltura erbacea che ha un input di carbonio molto maggiore.

L’equilibrio per i pool viene raggiunto:

- Nel primo anno dal DPM (0,0052 tC ha⁻¹);
- Dopo 34 anni per RPM (6,0 tC ha⁻¹);

- Dopo 449 anni per BIO (0,94 tC ha⁻¹);
- Dopo 745 anni per HUM (35 tC ha⁻¹);
- Dopo 745 per SOC (45 tC ha⁻¹).

5.2.6 Scenario 5

Il quinto scenario considera gli apporti dello scenario 3 a cui però viene aggiunto anche un apporto di fertilizzante organico a marzo. Questo è lo scenario attuato nel 2017, in quanto l'azienda ha utilizzato il fertilizzante B, un concime organico pellettizzato. Tuttavia, poiché non si conosce se tale concime viene utilizzato annualmente, non è stato considerato nella formulazione dello scenario attuale, ma incluso in uno scenario aggiuntivo. I valori relativi alla gestione del suolo di questo scenario sono riportati in Tabella 33.

Tabella 33 Gestione del suolo nello scenario 5

	Residui di piante (tC ha⁻¹)	Ammendanti organici (tC ha⁻¹)	Copertura del suolo
Gennaio	0,17	0	Coperto
Febbraio	0,17	0	Coperto
Marzo	0,17	0,25	Coperto
Aprile	0	0	Coperto
Maggio	0,9	0	Coperto
Giugno	0	0	Nudo
Luglio	0	0	Nudo
Agosto	0	0	Nudo
Settembre	0	0	Nudo
Ottobre	0	0	Nudo
Novembre	0	0	Coperto
Dicembre	0	0	Coperto

Anche questo scenario è stato valutato in modalità *short term* per 30 anni con step mensili (Figura 5.9) e per 1000 anni con step annuali (Figura 5.10).



Figura 5.9 Pool di carbonio nello scenario 5 valutato in 30 anni con step mensili. I valori del pool di C come CO₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.

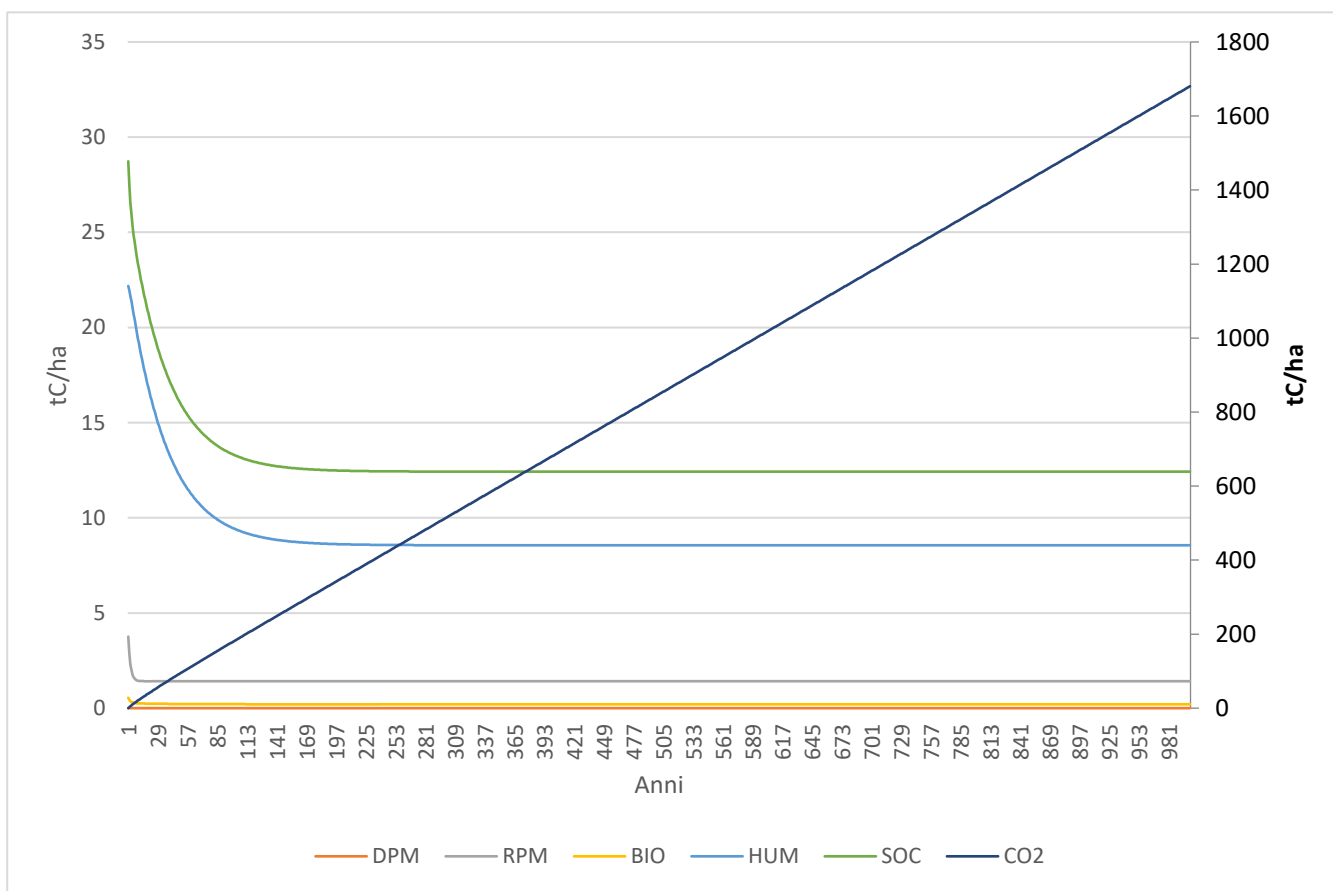


Figura 5.10 Pool di carbonio nello scenario 5 valutato in 1000 anni con step annuali. I valori del pool di C come CO₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.

Lo scenario 5 presenta un andamento simile allo scenario 3: l'unica variazione è dovuta ad un minimo apporto di fertilizzante organico. Tale apporto implica un leggero aumento dei pool di carbonio rispetto allo scenario 3, ma questo non è sufficiente a mantenere lo stock di carbonio pari alle condizioni di equilibrio iniziali in quanto sarebbe necessaria una quantità superiore di apporti. In questo scenario non viene apportato solo DPM ed RPM, ma anche una minima parte di HUM, corrispondente al 2% degli apporti del

fertilizzante organico. Questo comporta una diminuzione della componente umica del suolo leggermente inferiore rispetto allo scenario 3.

La situazione di equilibrio viene raggiunta:

- Dopo 21 anni per RPM (1,4 tC ha⁻¹);
- Dopo 234 anni per BIO (0,21 tC ha⁻¹);
- Dopo 451 anni per HUM (8,6 tC ha⁻¹);
- Dopo 451 anni per SOC 12 tC ha⁻¹).

5.2.7 Scenario 6

Nel sesto scenario valutato è stata modificata la coltura di copertura (da prato polifita a favino) ed è stato aggiunto un ulteriore apporto dato dal fertilizzante organico (fertilizzante B). I valori utilizzati in questo scenario sono stati riassunti nella tabella sottostante (Tabella 34):

Tabella 34 Gestione del suolo nello scenario 6

	Residui di piante (tC ha⁻¹)	Ammendanti organici (tC ha⁻¹)	Copertura del suolo
Gennaio	0,17	0	Coperto
Febbraio	0,17	0	Coperto
Marzo	0,17	0,25	Coperto
Aprile	0	0	Coperto
Maggio	0	0	Coperto
Giugno	3,8	0	Coperto
Luglio	0	0	Nudo
Agosto	0	0	Nudo
Settembre	0	0	Nudo
Ottobre	0	0	Nudo
Novembre	0	0	Coperto
Dicembre	0	0	Coperto

Come per gli scenari precedenti, sono stati effettuati 2 run: il primo in modalità *short term* per 30 anni con step mensili (Figura 5.11) e il secondo in modalità *short term* per 1000 anni con step annuali (Figura 5.12).

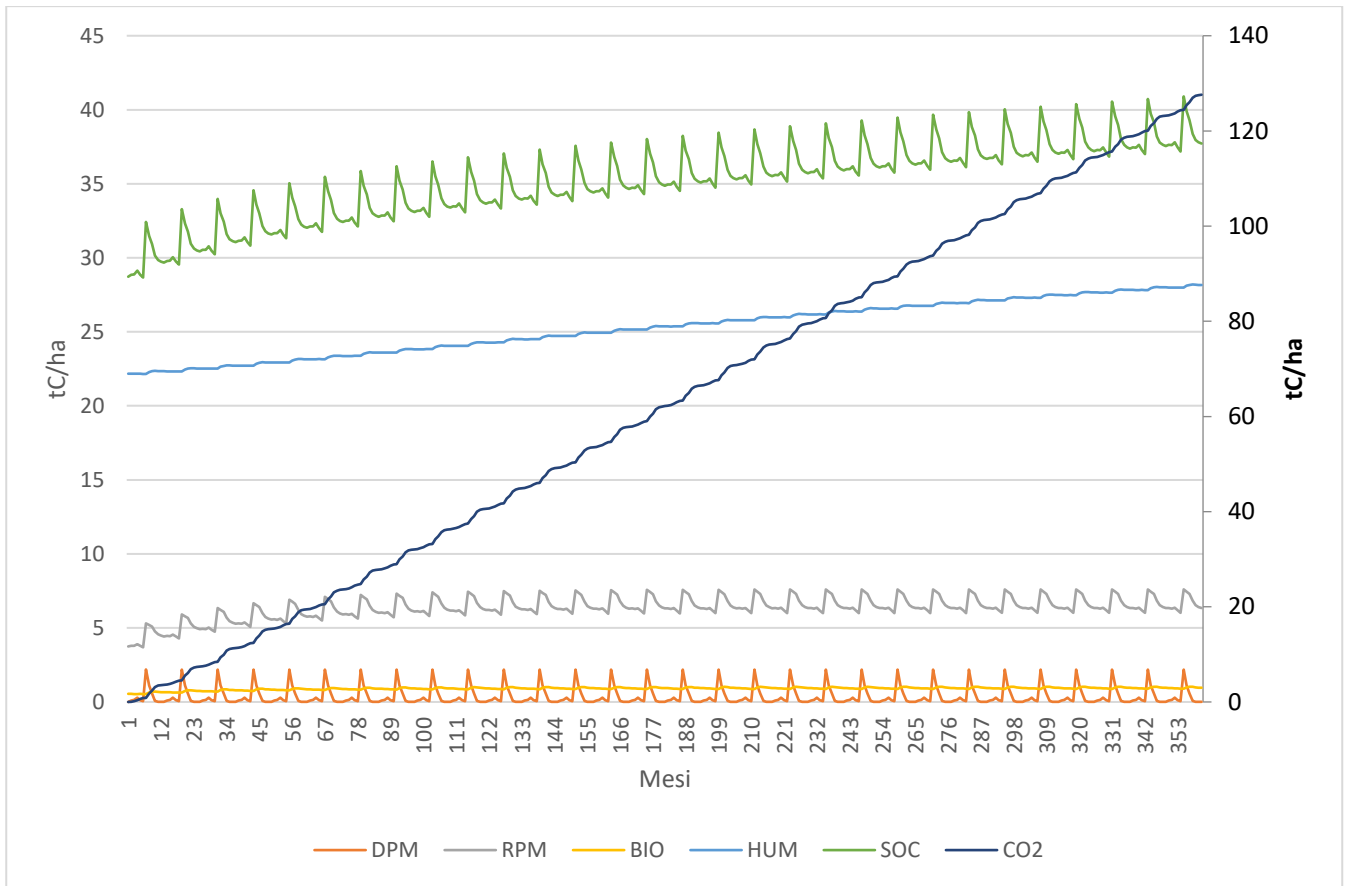


Figura 5.11 Pool di carbonio nello scenario 6 valutato in 30 anni con step mensili. I valori del pool di C come CO₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.

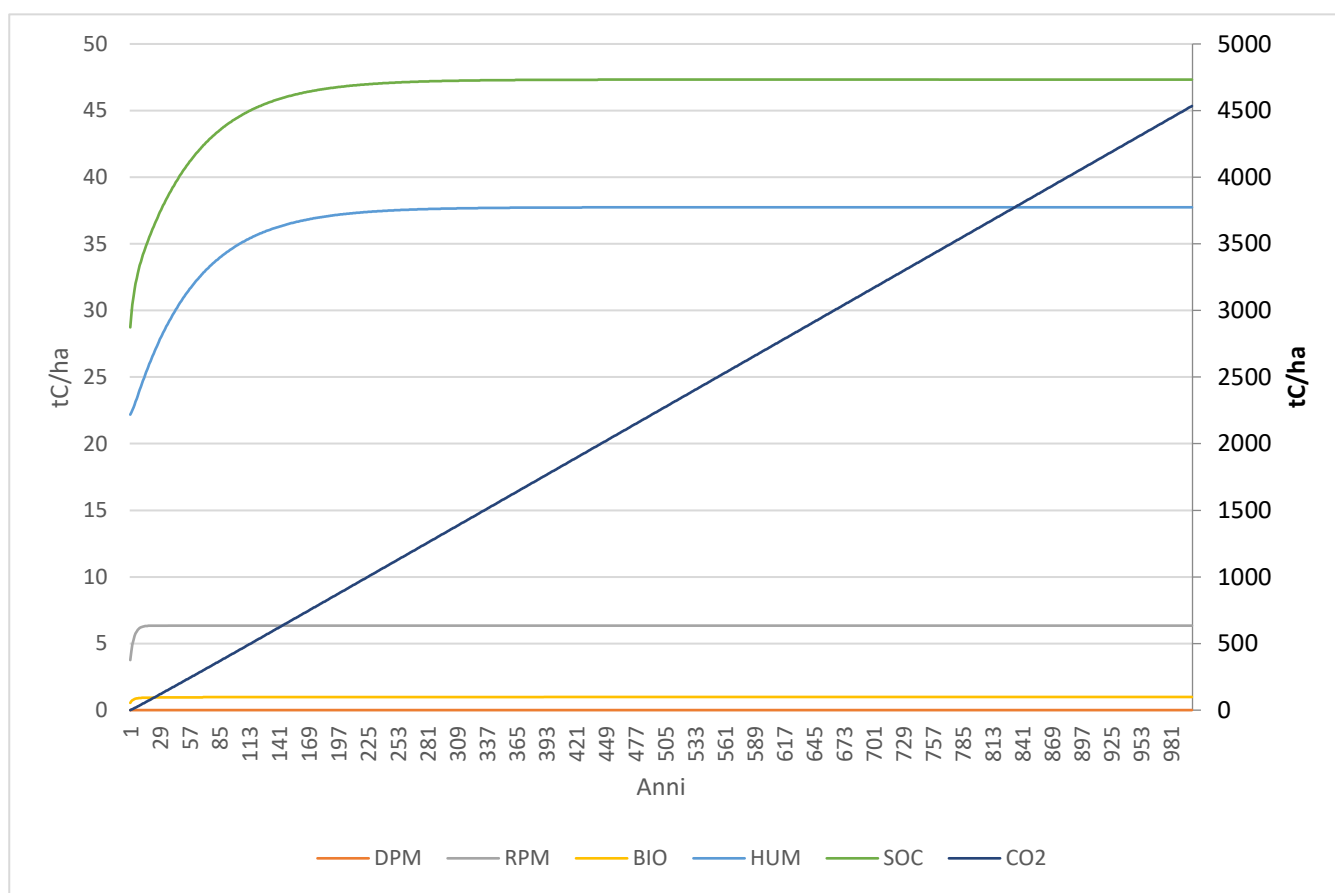


Figura 5.12 Pool di carbonio nello scenario 6 valutato in 1000 anni con step annuali. I valori del pool di C come CO₂ fanno riferimento all'ordinata di destra.

Lo scenario 6 presenta un trend simile allo scenario 4: l'unica variante è l'aggiunta di un modesto apporto di fertilizzante organico. Questo viene riflesso in un leggero aumento dei pool di carbonio e del SOC rispetto allo scenario 4. Anche in questo scenario vi è un minimo apporto anche della componente umica, corrispondente al 2% dell'input dato dal fertilizzante organico. Va osservato tuttavia che come per lo scenario precedente, l'utilizzo del fertilizzante organico è insufficiente per osservare variazioni significative dei pool di carbonio. L'apporto di carbonio dato dal fertilizzante organico, infatti, consente di ottenere un leggero aumento dei pool in quanto viene somministrato una quantità, anche se bassa, di carbonio. È possibile che aumentando la quantità di carbonio somministrato con un fertilizzante organico o con una letamazione (entrambe le

metodologie rientrano nel computo di RothC come Farmyard Manure (FMY)) vi siano un aumento più accentuato di tutti i pool di carbonio

L'equilibrio dello scenario n°6 viene raggiunto:

- Nel corso del primo anno da DPM (0,0052 tC ha⁻¹);
- Dopo 34 anni da RPM (6,3 tC ha⁻¹);
- Dopo 388 da BIO (0,99 tC ha⁻¹);
- Dopo 907 anni da HUM (38 tC ha⁻¹);
- Dopo 907 anni da SOC (47 tC ha⁻¹).

La Tabella 35 riporta sinteticamente i risultati ottenuti per i sei scenari analizzati dopo un periodo di 1000 anni. La colonna “Anni” indica gli anni necessari al raggiungimento dell’equilibrio per il pool specifico, la colonna tC ha⁻¹ rappresenta il quantitativo di carbonio organico presente in un ettaro di suolo al raggiungimento dell’equilibrio.

Tabella 35 Sintesi dei risultati all’equilibrio ottenuti per i 6 scenari

	Scenario 1		Scenario 2		Scenario 3		Scenario 4		Scenario 5		Scenario 6	
	Anni	tC ha ⁻¹	Anni	tC ha ⁻¹	Anni	tC ha ⁻¹	Anni	tC ha ⁻¹	Anni	tC ha ⁻¹	Anni	tC ha ⁻¹
<i>DPM</i>	1	0	1	0	1	0	1	0,0052	1	0	1	0,0052
<i>RPM</i>	17	0	16	0,5	21	1,2	34	6,0	21	1,4	34	6,3
<i>BIO</i>	217	0	195	0,051	253	0,8	449	0,94	234	0,21	388	0,99
<i>HUM</i>	375	0	374	2,0	447	7,2	745	35	451	8,6	907	38
<i>SOC</i>	375	2,3	374	4,8	447	11	745	45	451	12	907	47

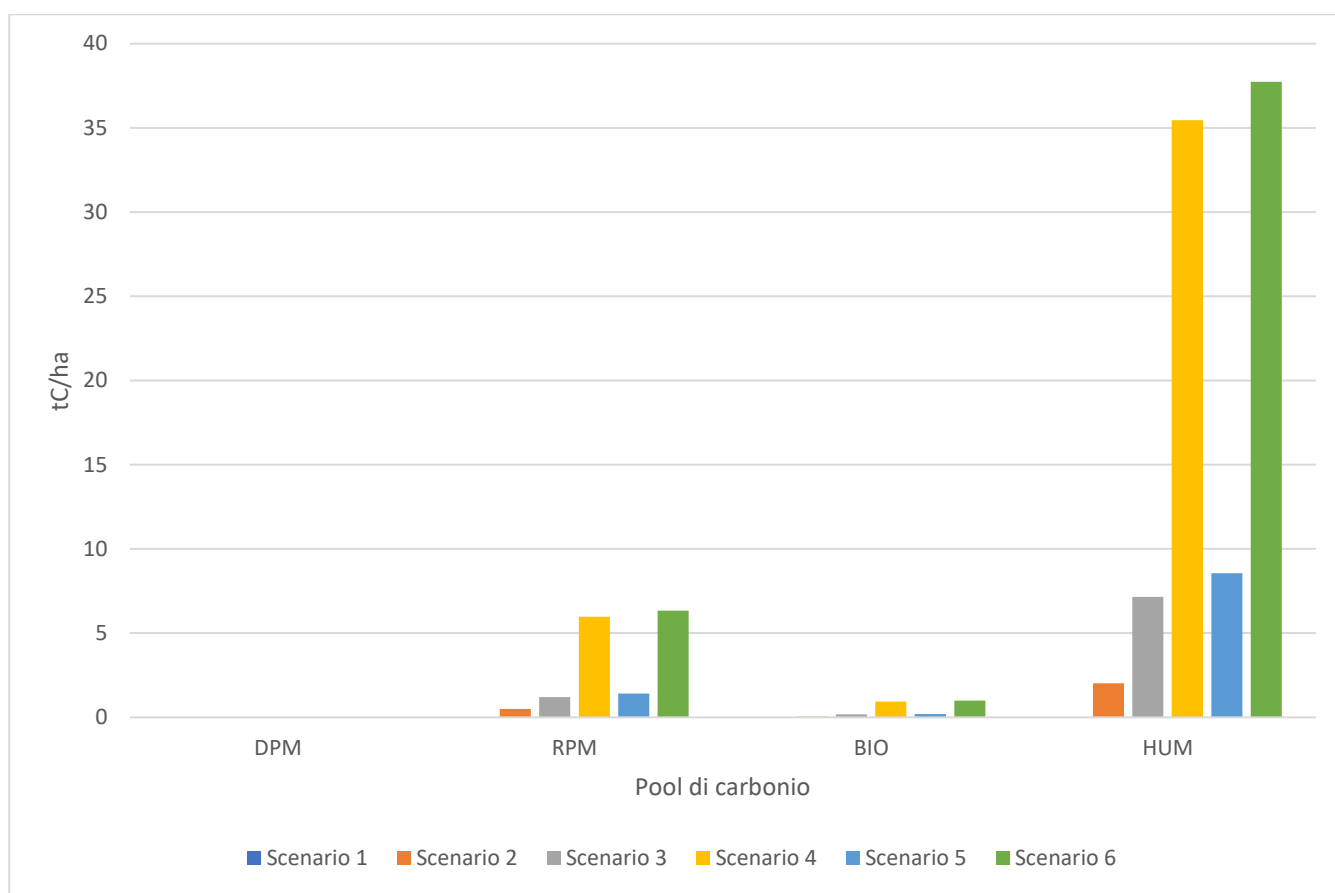


Figura 5.13 Confronto tra pool di carbonio per ogni scenario

La Figura 5.13 considera i sei scenari raggruppati per i quattro pool di carbonio all'equilibrio e consente di avere una visualizzazione grafica dei risultati riassunti nella Tabella 35. Il comparto DPM presenta apporti di carbonio solo negli scenari 4 e 6, che considerano il favino come coltura di copertura, mentre negli altri scenari l'azzeramento di questo pool avviene sempre entro la fine di ogni anno. Il comparto RPM, rispetto alla condizione iniziale ($3,8 \text{ tC ha}^{-1}$), evidenzia un aumento considerevole negli scenari 4 e 6 a causa del contributo determinato sempre dal favino. Un simile andamento è rilevabile anche nei comparti BIO e HUM (rispettivamente $0,54$ e 22 tC ha^{-1} all'inizio) sempre negli scenari 4 e 6. Inoltre, specialmente per i pool maggiori (HUM e RPM), è possibile notare che la differenza di valori tra la coppia di scenari 4 e 6 è leggermente maggiore della differenza di valori tra la coppia 3 e 5. Questo può essere interpretabile come una maggiore efficacia nello stoccaggio del carbonio apportato dal fertilizzante organico, che comporta un accumulo di carbonio nella fase iniziale, in quanto l'apporto dalle altre fonti esterne (residui potature e colture di copertura) è superiore rispetto agli apporti delle condizioni iniziali. Infatti, all'inizio della simulazione la componente microbica (BIO)

non è sufficientemente sviluppata per degradare un maggior quantitativo di input di carbonio in arrivo, determinando un iniziale maggior accumulo di questo, specialmente se già appartenente alla componente già stabilizzata (HUM).

5.2.8 Letamazione

Lo scenario 3 è lo scenario attuale praticato nell'area coltivata a ulivo, ma l'attuale gestione comporta un decremento dello stock di carbonio in quanto tutti i pool di carbonio raggiungono valori più bassi rispetto alle condizioni iniziali. Affinché il carbonio totale rimanga stabile sui valori delle condizioni iniziali è necessario fornire un quantitativo di carbonio superiore, somministrato attraverso altre modalità rispetto a quella del fertilizzante organico, in quanto esso apporta un quantitativo di carbonio insufficiente ad evitare che il SOC diminuisca nel tempo. Un apporto superiore di carbonio organico può essere fornito da una letamazione. Sulla base dello scenario attuale, quindi, è stato cercato un valore di letamazione per il quale non vi fosse un decremento del SOC, ma vi fosse un suo mantenimento. La ricerca della quantità di letame per mantenere il SOC dell'analisi chimico – fisica è stata condotta per tentativi e successive approssimazioni. Questa ricerca è stata condotta considerando due possibili periodi di input di letame:

- a marzo poiché la letamazione andrebbe a sostituire l'input dato dal fertilizzante organico ($0,25 \text{ tC ha}^{-1}$);
- a dicembre in quanto rappresenta il periodo ottimale per lo spargimento del letame in un uliveto [143].

Il modello è stato eseguito in modalità *short term* per un periodo di 100 anni con step mensili. La quantità di letame stimata è stata ottenuta creando ed imponendo una condizione di equilibrio: ossia che la media generale di tutti i valori di SOC dei 100 anni fosse pari al valore di SOC misurato all'inizio della simulazione (29 tC ha^{-1}) (Figura 5.14). La scelta di far riferimento alla media generale è stata dovuta alla necessità di limitare l'effetto delle forti oscillazioni legate alla stagionalità degli apporti carbonio che vanno ad incidere sui diversi pool, specie DPM ed RPM. Oltre al grafico riportato in Figura 5.14 è stato realizzato un grafico con una scala temporale più ridotta per mostrare meglio le oscillazioni del carbonio organico totale attraverso la letamazione effettuata nei 2 periodi considerati (Figura 5.15). Il motivo per il quale è stato utilizzando un run a step mensili rispetto ad un run a step annuali è dovuto al fatto che se si fosse adottato quest'ultima modalità si sarebbe perse le informazioni relativi alle oscillazioni. Nel run a

step annuali, infatti, RothC considera solo l'ultimo mese, senza quindi dare la possibilità di apprezzare l'entità degli incrementi di carbonio in concomitanza degli input che vengono inseriti alle cadenze mensili.

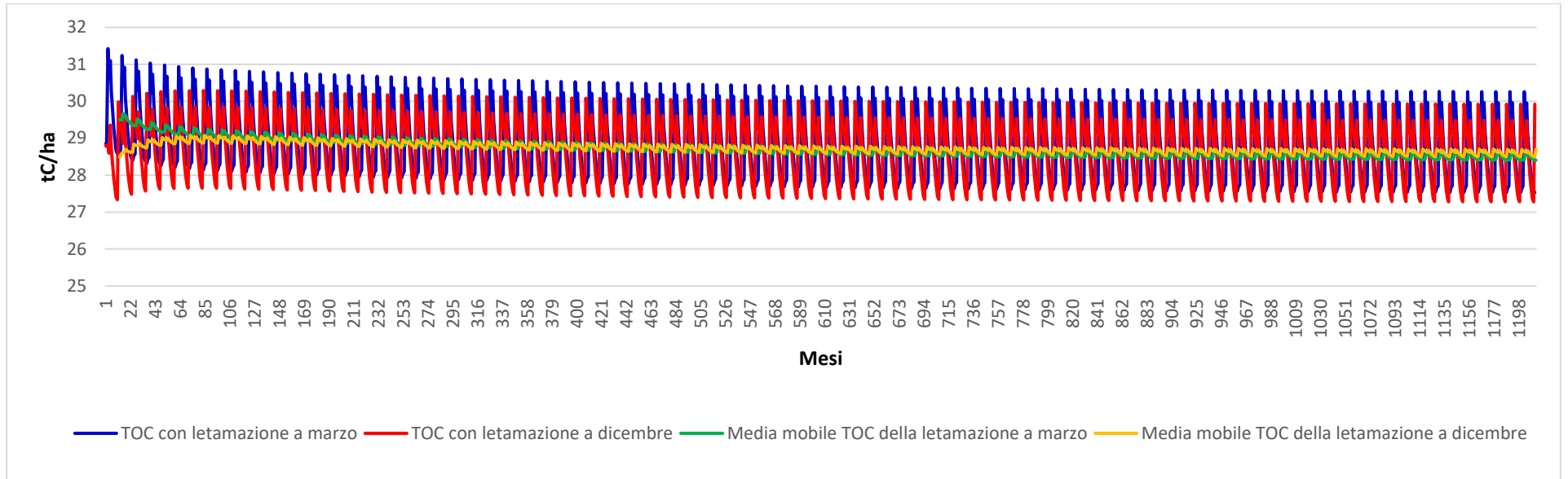


Figura 5.14 Andamento del SOC effettuando una letamazione a marzo ed una letamazione a dicembre in un periodo di 100 anni con step mensili

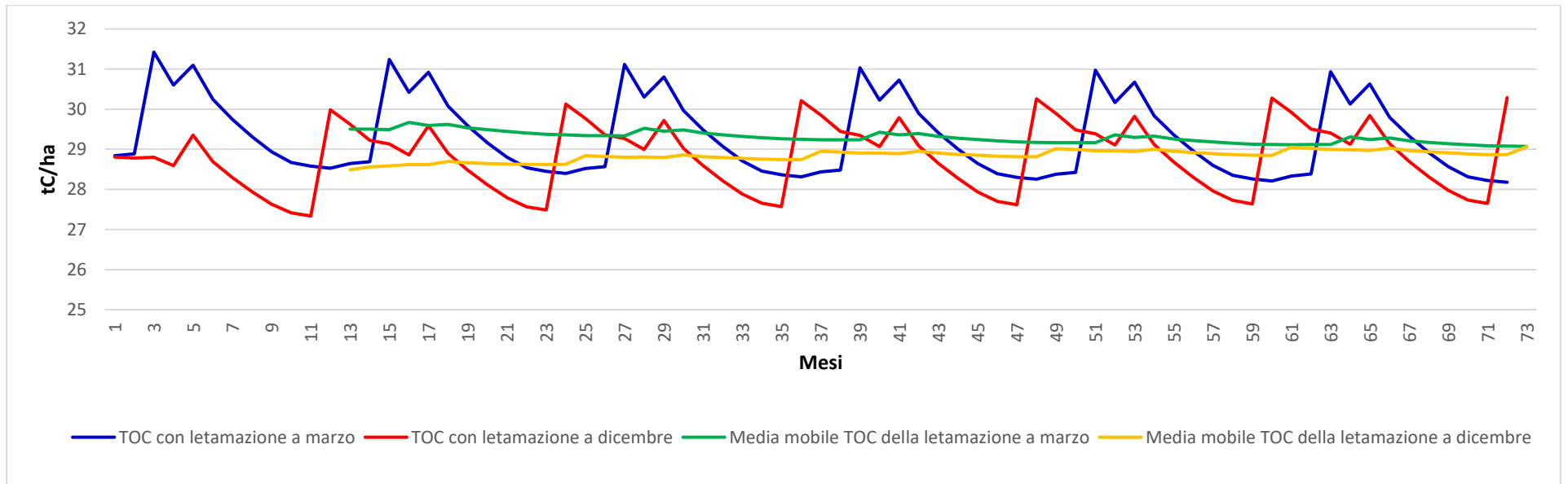


Figura 5.15 Andamento del SOC effettuando una letamazione a marzo ed una letamazione a dicembre in un periodo di 100 anni con step mensili (visualizzazione dei primi 73 mesi)

Le approssimazioni hanno permesso di trovare un valore di letamazione, espresso in tonnellate di carbonio per ettaro, pari a:

- 2,53 tC ha⁻¹ a marzo;
- 2,72 tC ha⁻¹ a dicembre.

Ciò significa che, effettuando una letamazione a dicembre, è necessario una quantità di letame superiore rispetto a quella di marzo. Il motivo è dovuto al fatto che, dal momento in cui parte la simulazione, il carbonio dei pool inizia a diminuire per via della mineralizzazione. Al momento della letamazione fatta a dicembre, il carbonio organico nei pool ha avuto maggior tempo per mineralizzarsi rispetto al momento della letamazione fatta a marzo. Pertanto, è necessario fornire un quantitativo superiore di carbonio a dicembre per compensare gli effetti di degradazione del carbonio.

Supponendo di utilizzare letame di equino, in quanto è presente un allevamento in zona che ne garantirebbe l'apporto, è possibile calcolare la quantità di letame necessaria. Il calcolo avviene attraverso la determinazione della quantità di azoto, poiché il rapporto C:N è caratteristico per ogni deiezione animale. Nel caso si utilizzasse un letame equino, il rapporto C:N è pari a 30:1 [144], per cui l'azoto somministrato risulterebbe essere pari a (Tabella 36):

Tabella 36 Azoto somministrato in due periodi di letamazione diversi

Periodo di letamazione	Quantità di azoto somministrato (kgN ha⁻¹)
Marzo	84,3 kgN ha ⁻¹
Dicembre	90,5 kgN ha ⁻¹

Stimata la quantità di azoto apportata (Tabella 36) e sapendo che la quantità azoto presente nel letame equino è pari a 0,7% sul peso totale [145] è possibile calcolare la quantità di letame, espressa in t ha⁻¹, necessaria ad evitare la diminuzione del SOC sul lungo periodo, sia nel mese di marzo che a dicembre (Tabella 37):

Tabella 37 Letame necessario a mantenere il SOC dell'analisi chimica in due periodi di letamazione diversi

Periodo di letamazione	Quantità di letame necessario (t ha⁻¹)
Marzo	12 t ha ⁻¹
Dicembre	13 t ha ⁻¹

A livello teorico/modellistico il modello considera una continua mineralizzazione dei pool di carbonio, per cui, come detto, la quantità di letame da fornire a dicembre risulta superiore alla quantità da fornire a marzo, se si vuol ristabilire il tenore iniziale. Nella pratica comune occorrerebbe verificare la reale diminuzione di carbonio a dicembre, ma ciò risulta molto difficile a causa delle analisi in campo che sono affette da errori e incertezze spesso superiori alle variazioni osservabili in Figura 1.15. Una verifica di tale diminuzione sarebbe possibile solo in un campo sperimentale mantenuto sempre lavorato per evitare l'apporto di residui vegetali ed effettuando un campionamento a marzo e uno alla fine del ciclo colturale nei medesimi punti al fine di verificare l'effettiva diminuzione del carbonio organico totale evidenziata dal modello.

5.3 Contributi degli apporti di carbonio

Sono stati graficati i contributi degli input di carbonio derivanti dagli apporti di potatura, prato polifita e favino, espressi in $tC\ ha^{-1}$ (Figura 5.16) e in termini percentuali (Figura 5.17).

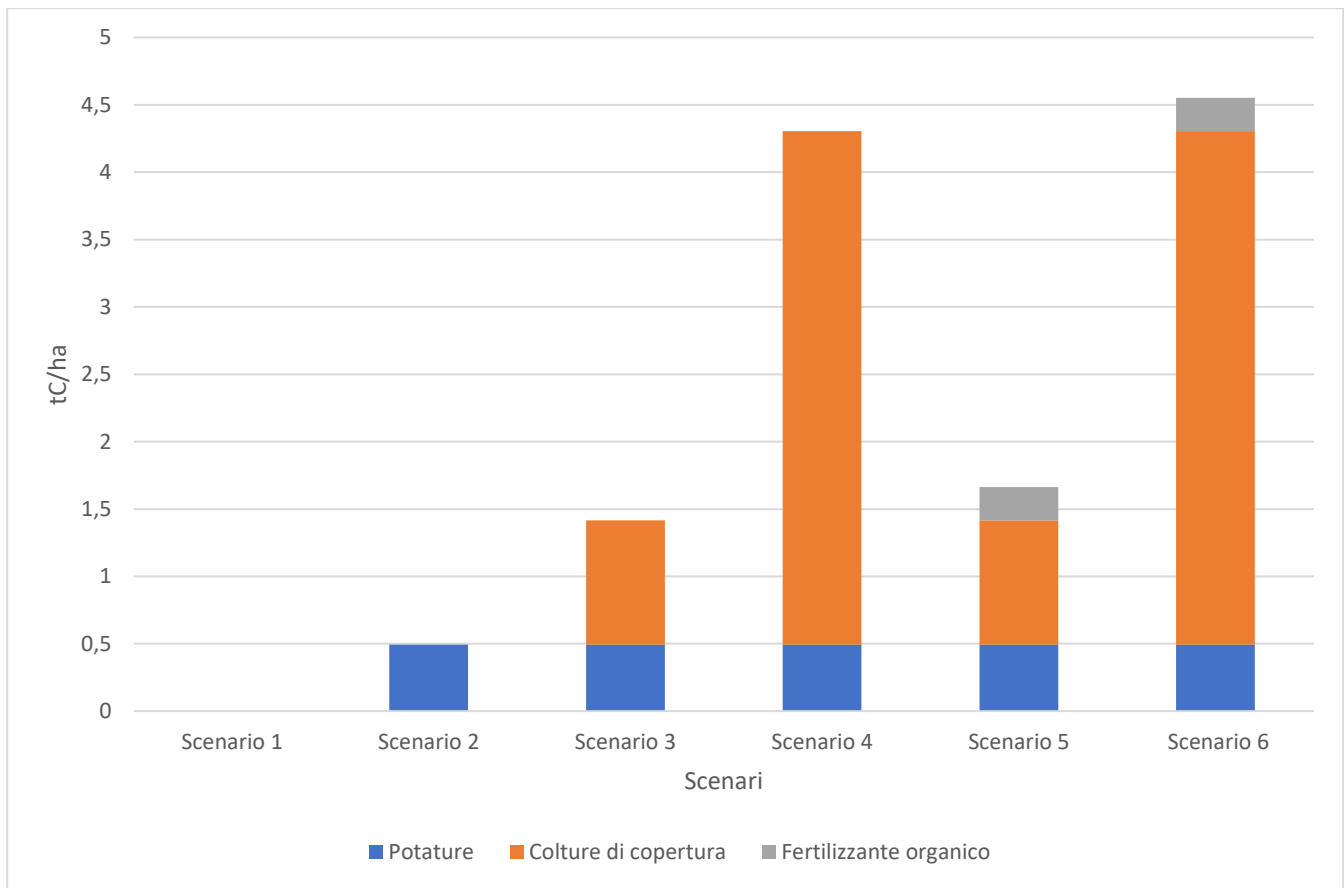


Figura 5.16 Contributi degli apporti di carbonio espressi in tC ha⁻¹ per ogni scenario

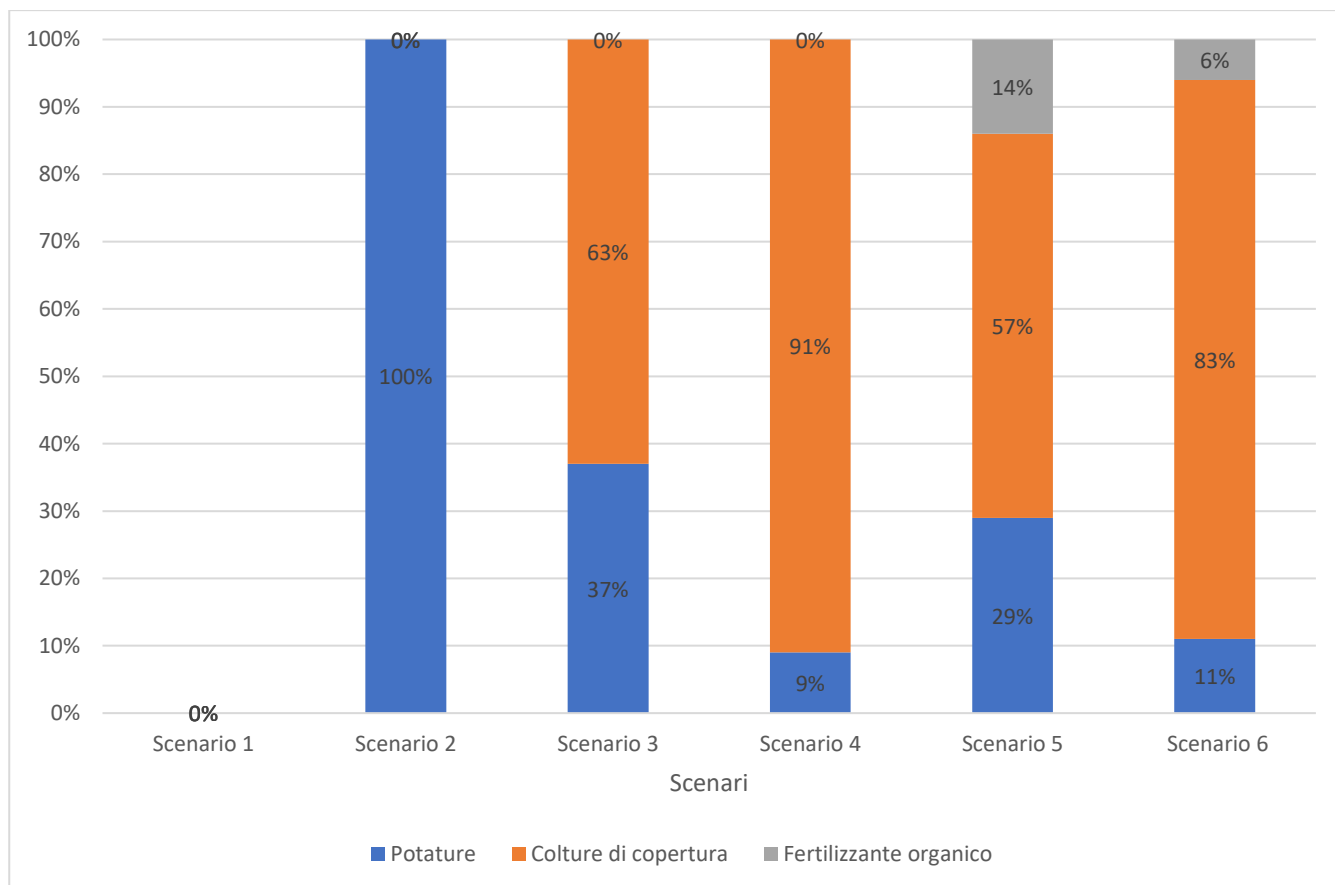


Figura 5.17 Contributi degli apporti di carbonio espressi in percentuale per ogni scenario

La Figura 5.16 e la Figura 5.17 evidenziano come le colture di copertura diano un contributo molto superiore rispetto alle potature e al fertilizzante organico. L'apporto di carbonio, infatti, dipende dal tipo di coltura che si considera nel sistema: le potature in tutti gli scenari, tranne nel primo, sono costanti, così come lo è il fertilizzante organico per gli scenari 5 e 6. Al contrario l'apporto derivante dalle colture di copertura varia a seconda che venga utilizzato il prato polifita o il favino. Bisogna inoltre osservare che l'apporto di carbonio considerato, presuppone uno sviluppo effettivo della biomassa stimata: il favino, ad esempio, costituisce un apporto considerevole di carbonio, esso richiede anche una produzione effettiva della biomassa. Tale produzione dipende sia dalle condizioni climatiche sia dal suolo stesso in quanto questo non è detto che riesca a supportare la produzione richiesta. Va ricordato, infatti, che nell'area coltivata a ulivo presa in esame sono presenti alcune caratteristiche morfologiche, che possono non garantire la produzione di biomassa richiesta, quali per esempio zone non inerbite dovute alla possibile erosione del suolo. Il secondo grafico restituisce il contributo in carbonio delle diverse matrici apportate al suolo espresso in termini percentuali sul contributo

totale. Considerazioni a riguardo di questo grafico e dei risultati che ne conseguono nei relativi sei scenari, vanno fatte pertanto esclusivamente in termini percentuali: se per esempio si considera lo scenario 2, abbiamo che gli apporti di potatura presentano una componente RPM quattro volte superiore della DPM ($DPM/RPM = 0,25$). Ne consegue che in questo scenario si avrà una diminuzione percentuale del SOC più rallentata in quanto i residui ricchi in RPM si decompongono più lentamente, rispetto ad un ipotetico scenario con medesimi apporti di carbonio, ma con residui di natura erbacea e ricchi pertanto in DPM ($DPM/RPM = 1,44$).

5.4 Analisi comparata degli scenari

5.4.1 Colture di copertura

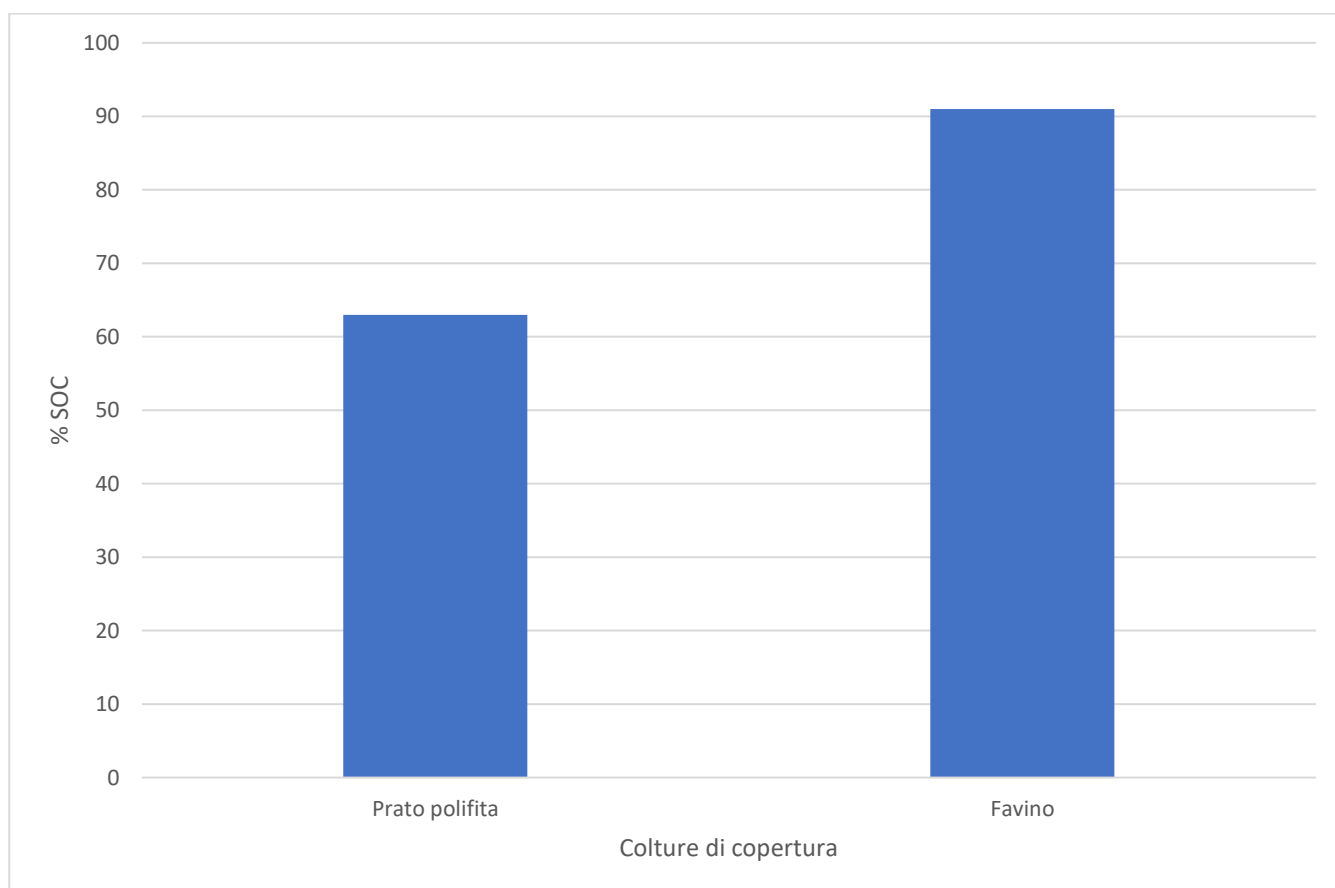


Figura 5.18 Contributi percentuali di SOC in relazione alle colture di copertura

In Figura 5.18 si osservano gli apporti percentuali di carbonio delle due colture di copertura negli scenari 3 e 4 senza l'aggiunta del fertilizzante organico, ossia 63% per il prato polifita (scenario 3) e 91% per il favino (scenario 4). Essendo le altre fonti di apporto di carbonio (residui di potatura) uguali per entrambe gli scenari considerati, il maggior

contributo percentuale di carbonio del favino si traduce, di conseguenza, in un maggiore input di carbonio in termini di tonnellate ettaro. Tuttavia, il favino presenta una gestione più complessa rispetto alle colture spontanee rappresentate dal prato polifita. Il prato polifita cresce spontaneamente, non vi è irrigazione e l'unica lavorazione effettuata consiste in una erpicatura a maggio. Il favino può comportare una gestione più complicata dovuta a: maggiore sensibilità alle avversità che si possono manifestare (gelo, siccità, attacco da organismi, ecc.); maggiori esigenze legate al contesto pedoclimatico (terreni moderatamente acidi e alcalini, terreni con ritenzione idrica, temperatura ambientale sufficiente per garantire la germinazione); esigenze di ulteriori lavorazioni per aiutare lo sviluppo della pianta (aratura profonda, preparazione del letto di semina, concimazione, semina, rullatura, diserbo). Non in ultimo, nel contesto dell'uliveto, le precipitazioni e gli elementi nutritivi disponibili devono essere sufficienti a non creare fenomeni di competizione con la coltura principale. In termini di elementi nutritivi il favino è una pianta leguminosa azoto fissatrice per cui la competizione con l'ulivo, perlomeno relativa all'azoto è limitata. Infine, si fa presente che il favino è una coltura idro-esigente ed il

raggiungimento di una quantità di biomassa sufficiente a contribuire significativamente allo stoccaggio di carbonio nel suolo potrebbe implicare l'adozione di un sistema irriguo.

5.4.2 Carbonio organico nel suolo

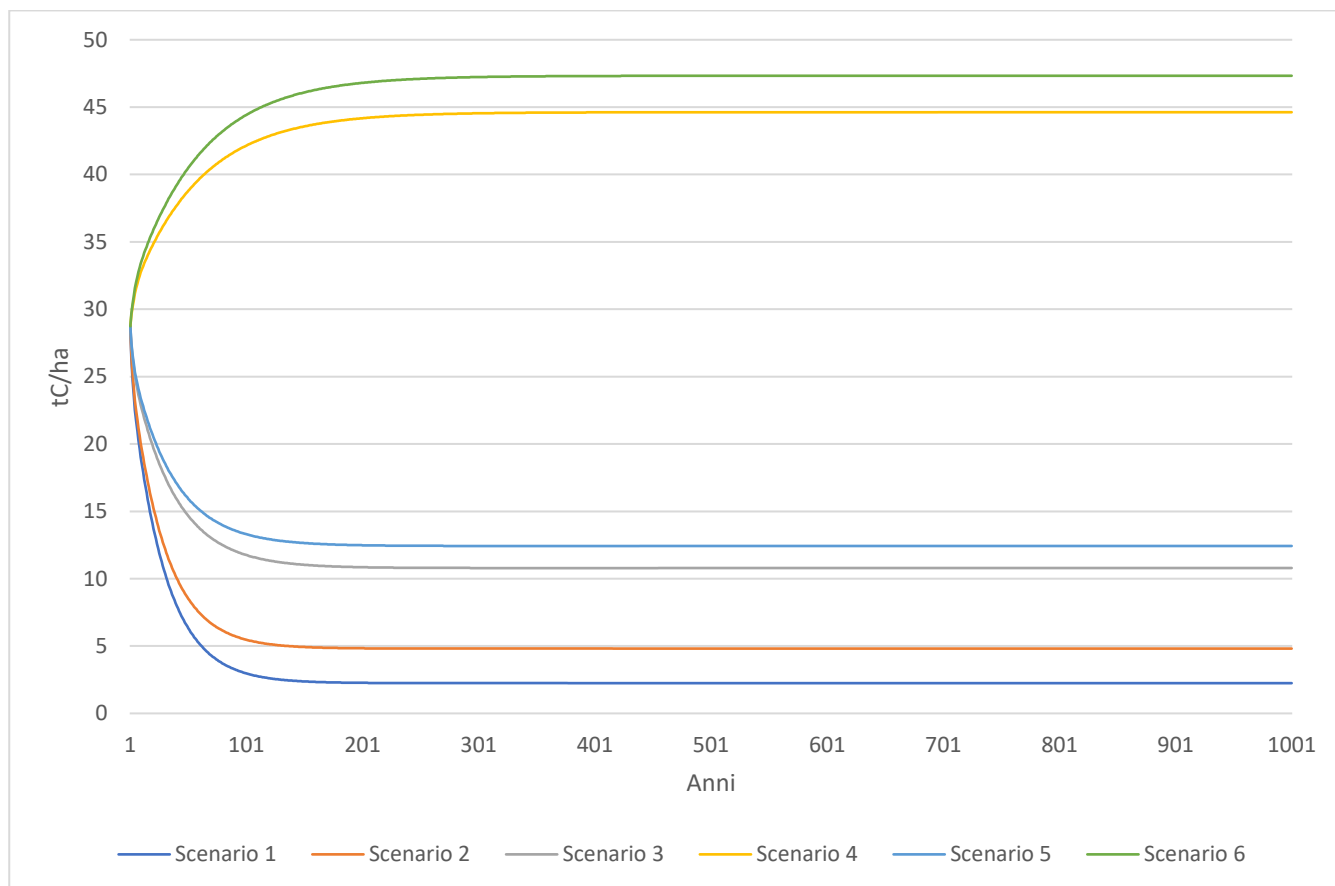


Figura 5.19 Confronto tra carbonio organico nel suolo per ogni scenario

La Figura 5.19 mostra, per tutti gli scenari considerati, l'andamento del SOC nell'arco temporale di 1000 anni, in modo da evidenziare il raggiungimento dell'equilibrio.

Come è possibile osservare dalla figura 1.19, gli scenari 4 e 6 sono gli unici che mostrano un aumento del SOC, in tutti gli altri il SOC diminuisce assestandosi ad un valore di equilibrio inferiore a quello iniziale (25 tC ha^{-1}). L'uso di favino sposta temporalmente in avanti il raggiungimento dell'equilibrio, in quanto sono necessari un numero di anni superiori a quelli degli altri scenari per raggiungerlo. Un effetto simile sembra sortirlo anche l'uso del concime organico. Ne deriva che gli scenari 5, 4 e 6 sono, per ordine crescente, quelli in cui l'equilibrio del SOC è raggiunto più tardi, come peraltro già osservato in Tabella 35 (vedi sottoparagrafo "Scenario 6").

Pur riducendosi negli scenari 1, 2, 3 e 5, il carbonio organico totale non si azzerà perché vi è la quantità di carbonio inerte (IOM), non soggetta a mineralizzazione nel periodo di simulazione considerato dal modello (1000 anni), che rimane sempre presente. Come nella Figura 5.13, anche nella 1.19 si vede che l'apporto del fertilizzante organico nello scenario 6 porta ad un aumento del SOC rispetto allo scenario 4, maggiore di quanto avvenga nello scenario 5 rispetto allo scenario 3. Nello scenario 6 infatti, la componente microbica (BIO) non è inizialmente sufficientemente sviluppata per degradare un maggior quantitativo di input di carbonio in arrivo. Ciò determina un iniziale maggior accumulo di questo, specialmente se parte di esso appartiene alla componente già umificata (HUM). Viceversa, nello scenario 5 la componente microbica a fronte di un calo degli input di carbonio si trova inizialmente a svolgere in modo più efficace la mineralizzazione, anche nei confronti della componente umificata.

5.4.3 Biossido di carbonio

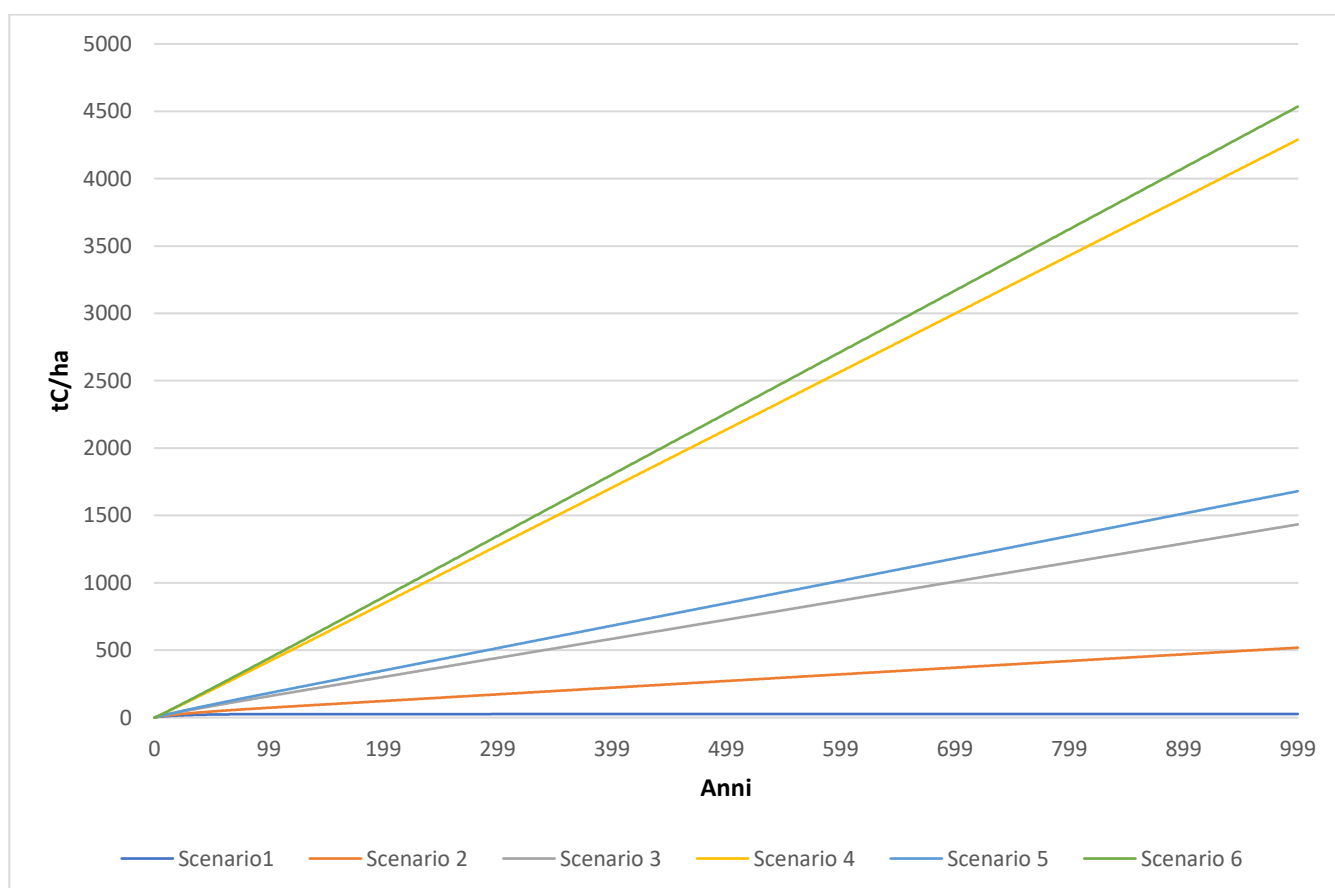


Figura 5.20 Emissioni di CO₂ per ogni scenario in una variazione annuale di 1000 anni

La Figura 5.20 mostra le emissioni di CO₂ dovute alla mineralizzazione del carbonio presente nei pool. L'aumento di emissioni per ogni scenario è in relazione all'input inserito: un maggiore input di carbonio comporta una maggiore mineralizzazione con conseguente aumento delle emissioni di CO₂.

Lo scenario 1 è l'unico scenario che raggiunge un equilibrio nella produzione di biossido di carbonio, assestandosi dopo circa 375 anni a 26 tC ha⁻¹. L'arresto della produzione di CO₂ è dovuto ad un azzeramento dei pool causato dalla totale mineralizzazione di essi. Negli altri scenari, a causa di un continuo apporto di carbonio nei pool, vi è una produzione continua di CO₂, senza che questa raggiunga un valore di equilibrio.

Le emissioni di biossido di carbonio considerate nel modello RothC sono emissioni biogeniche, ossia la quantità di CO₂ emessa è la stessa che era stata precedentemente assorbita per la crescita e per lo svolgimento delle funzioni vitali della pianta (es. fotosintesi).

In relazione al carbonio organico e al biossido di carbonio, è stato calcolato un "bilancio netto" del carbonio (Tabella 38), ossia è stata calcolata la differenza tra input e output, in un periodo di 1000 anni.

Tabella 38 Bilancio netto di carbonio nel suolo dopo 1000 anni di simulazione

	<i>Input (residui + FMY)</i>	<i>Output (CO₂)</i>	<i>Input-Output</i>
	tC ha ⁻¹	tC ha ⁻¹	tC ha ⁻¹
<i>Scenario 1</i>	0	26	-26
<i>Scenario 2</i>	495	519	-24
<i>Scenario 3</i>	1416	1434	-18
<i>Scenario 4</i>	4305	4289	16
<i>Scenario 5</i>	1664	1680	-16
<i>Scenario 6</i>	4553	4534	19

Gli scenari che presentano un valore "input-output" negativo, ossia gli scenari 1,2,3 e 5, rappresentano gli scenari in cui vi è una diminuzione del SOC. Nello scenario 1, in particolare, dal momento che non viene fornito alcun input di carbonio, vi è la completa mineralizzazione del carbonio delle condizioni iniziali, ad eccezione ovviamente della IOM. Gli scenari 2, 3 e 5 sono scenari in cui ha luogo una diminuzione del SOC con successiva stabilizzazione ad un nuovo equilibrio (Figura 5.19). La diminuzione del SOC avviene sotto forma di biossido di carbonio e questo accade da inizio simulazione, fintanto

che il carbonio perso per mineralizzazione non diminuisce assestandosi ai livelli del carbonio fornito come input (Figura 5.20). Gli scenari 4 e 6 hanno un bilancio input-output positivo poiché vi è un apporto di carbonio superiore rispetto alle condizioni iniziali che garantisce una minore perdita in CO₂: l'aumento netto dello stock in questi scenari avviene da inizio simulazione fintanto che il quantitativo di carbonio mineralizzato non sale ai livelli del carbonio fornito come input. Lo scenario dove vi è il migliore bilancio netto è lo scenario 6: questo infatti nonostante la quantità di CO₂ emessa in 1000 anni, presenta un input considerevole di carbonio fornito e ciò rende il bilancio “input-output” più positivo.

5.5 Utilizzo dei risultati di Roth C all'interno di uno studio LCA

I risultati ottenuti dalla simulazione effettuata con il software RothC possono essere utilizzati per valutare come lo stoccaggio del carbonio organico nel suolo influenzi gli impatti ambientali calcolati per la categoria Global Warming Potential (GWP), nell'ambito di uno studio dell'impronta ambientale di prodotto (PEF) dell'olio di oliva. Il GWP rappresenta un indicatore del forzante radiativo dei gas climalteranti e permette di esprimere le emissioni di questi gas attraverso un gas serra di riferimento, ossia la CO_{2eq}. I valori di GWP dei gas climalteranti sono forniti dall'IPCC per 3 periodi temporali diversi (20 anni, 100 anni e 500 anni), anche se la maggior parte degli studi PEF/LCA utilizza la valutazione a 100 anni (si parla frequentemente di GWP100). Per reperire valori relativi alle emissioni di gas climalteranti connesse al ciclo di vita dell'olio di oliva, poiché in letteratura non sono ancora stati pubblicati studi PEF, si sono utilizzati studi LCA. In particolare, sono stati selezionati gli studi che possedevano alcuni parametri necessari ad eseguire la comparazione, come la produzione di olive per ettaro, la produzione di olio per ettaro e la resa in olio (produzione di olio/produzione di olive). La ricerca ha portato a selezionare tre casi studio i cui aspetti rilevanti sono riportati in Tabella 39.

Tabella 39 Casi studio LCA selezionati applicati alla produzione di olio di oliva

Titolo	Autori	Produzione olive (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)	Produzione olio (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)	Resa in olio (%)	Unità funzionale (FU)	GWP100 (kgCO ₂ eq/FU)	Riferimento bibliografico
An application of Life Cycle Assessment (LCA) as a green marketing tool for agricultural products: the case of extra-virgin olive oil in Val di Cornia, Italy	Iraldo et al. (2014)	2733	419,4	15,34	1 kg di olio extra vergine di oliva	3,63	[146]
Life cycle assessment and eMergy application to the comparison between organic and conventional productions	Neri et al. (2014)	1500 (produzione biologica)	250	16,67	1 kg di olio di oliva imbottigliato	9,64	[147]
Life cycle assessment and eMergy application to the comparison between organic and conventional productions	Neri et al. (2014)	3820 (produzione convenzionale)	483	12,64	1 kg di olio di oliva imbottigliato	26,4	[147]
Assessment of carbon footprint and energy performance of the extra virgin olive oil chain in Umbria, Italy	Rinaldi et al. (2014)	1548 (produzione convenzionale)	232,2	15*	1 l di olio extra vergine di oliva	17,53	[148]

* La resa in olio per questo caso studio è stata assunta attraverso l'applicazione di informazioni reperite sul sito web "Teatro naturale" [149]

Il caso studio scelto è quello di Iraldo et al. (2014) [146]: la scelta è giustificata dal fatto che la produzione di olive è intermedia rispetto a quelle degli altri casi studio (circa 2700 kg di olive su ettaro per anno), fornisce dati sufficientemente dettagliati ed è geograficamente localizzato nel sito in cui sorge l'area coltivata a olivo oggetto dello studio presentato nella tesi.

Al fine di comparare il risultato del GWP100 dello studio di Iraldo et al. (2014) [146] con i risultati di RothC, è necessario ottenere un valore di GWP espresso in $kgCO_{2eq} ha^{-1}$. Questo avviene moltiplicando il valore di GWP per la produzione di olio:

$$kgCO_{2eq} ha^{-1} = 3,63 kgCO_{2eq} kg_{OLIO}^{-1} \times 419 kg_{OLIO} ha^{-1} = 1522 kgCO_{2eq} ha^{-1}$$

Poiché il valore del GWP dello studio è espresso come GWP100 ossia il GWP valutato a 100 anni è necessario che anche i risultati di RothC siano valutati a 100 anni. A tal proposito quindi sono stati estrapolati i valori del carbonio organico totale (SOC) relativi a 100 anni di simulazione con RothC (Tabella 40).

Tabella 40 Valori di SOC a 100 anni per ogni scenario

<i>Scenario</i>	<i>tC ha⁻¹ (a 100 anni)</i>
<i>Scenario 1</i>	2,9
<i>Scenario 2</i>	5,4
<i>Scenario 3</i>	12
<i>Scenario 4</i>	42
<i>Scenario 5</i>	13
<i>Scenario 6</i>	44

Dai valori di SOC espressi in $tC ha^{-1}$ si nota che gli scenari 1, 2, 3 e 5 raggiungono valori più bassi rispetto alle condizioni iniziali già nei primi 100 di simulazione. Al fine di valutare come i risultati di RothC espressi in $t ha^{-1}$ influenzino il calcolo del GWP dello studio di Iraldo et al. (2014) [146] espresso in $kgCO_{2eq} * kg_{OLIO}^{-1}$, è stato dapprima effettuato un processo di “linearizzazione” del carbonio stoccato in 100 anni attraverso la seguente formula:

Equazione 13 Formula di linearizzazione del SOC [150]:

$$\Delta SOC (tC ha^{-1}y^{-1}) = \frac{SOC_{finale}(tC ha^{-1}) - SOC_{iniziale}(tC ha^{-1})}{T (y)}$$

Dove $T(y)$ è il periodo di tempo tra il valore finale e il valore iniziale di SOC, ossia 100 anni, SOC_{finale} è il valore di SOC al tempo $T(y)$ ossia a 100 anni e SOC_{iniziale} è il SOC fornito dall'analisi chimico-fisica ossia 29 tC ha^{-1} .

Applicando l'Equazione 13 ai risultati della Tabella 40, si ottiene (Tabella 41):

Tabella 41 Valori dei ΔSOC annuale per ogni scenario a 100 anni linearizzato

<i>Scenario</i>	$\Delta tC \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$
<i>Scenario 1</i>	-0,26
<i>Scenario 2</i>	-0,23
<i>Scenario 3</i>	-0,17
<i>Scenario 4</i>	0,13
<i>Scenario 5</i>	-0,15
<i>Scenario 6</i>	0,16

La categoria di impatto relativa al cambiamento climatico (GWP) è espressa attraverso la CO_{2eq} per cui, per poter effettuare un confronto, è necessario convertire i valori di SOC espressi in $tC \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ in risultati espressi in $tCO_{2eq} \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. Il ΔSOC trovato può essere convertito in ΔCO_{2eq} mediante l'Equazione 14:

Equazione 14 Formula per la conversione da SOC a CO_{2eq}

$$\Delta CO_{2eq}(tCO_{2eq} \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}) = \Delta SOC(tC \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}) * \frac{44}{12}$$

I risultati degli scenari espressi in CO_{2eq} sono riassunti nella tabella sottostante (Tabella 42):

Tabella 42 Valori dei ΔSOC annuali sulle simulazioni a 100 anni espressi in CO_{2eq}

<i>Scenario</i>	$\Delta CO_{2eq} (t \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1})$
<i>Scenario 1</i>	-0,95
<i>Scenario 2</i>	-0,85
<i>Scenario 3</i>	-0,62
<i>Scenario 4</i>	0,49
<i>Scenario 5</i>	-0,57
<i>Scenario 6</i>	0,58

La Tabella 41 e la Tabella 42 evidenziano ulteriormente il fatto che gli scenari 1, 2, 3 e 5 risultano essere gli scenari in cui vi è un decremento del SOC, in quanto il ΔCO_2 risulta essere negativo mentre gli scenari 4 e 6, dato che aumentano il valore di SOC, possiedono il ΔCO_2 positivo. La Tabella 43 e la Figura 5.21 mostrano i risultati relativi allo stoccaggio di carbonio organico nel suolo ottenuti con RothC e il GWP100 dello studio di Iraldo et al. (2014) [146], entrambi espressi in $\text{kgCO}_{2\text{eq}} \text{ha}^{-1}$.

Tabella 43 Sintesi dei risultati dello studio di Iraldo et al. (2014) e dei risultati ottenuti con RothC

<i>Scenari</i>	<i>GWP (Iraldo et al. (2014) [146])</i>	<i>$\Delta\text{CO}_{2\text{eq}}$ stoccata dal suolo</i>
	<i>$\text{kgCO}_{2\text{eq}} \text{ha}^{-1}\text{y}^{-1}$</i>	<i>$\text{kgCO}_{2\text{eq}} \text{ha}^{-1}\text{y}^{-1}$</i>
<i>Scenario 1</i>	1522	-950
<i>Scenario 2</i>	1522	-850
<i>Scenario 3</i>	1522	-620
<i>Scenario 4</i>	1522	490
<i>Scenario 5</i>	1522	-570
<i>Scenario 6</i>	1522	580

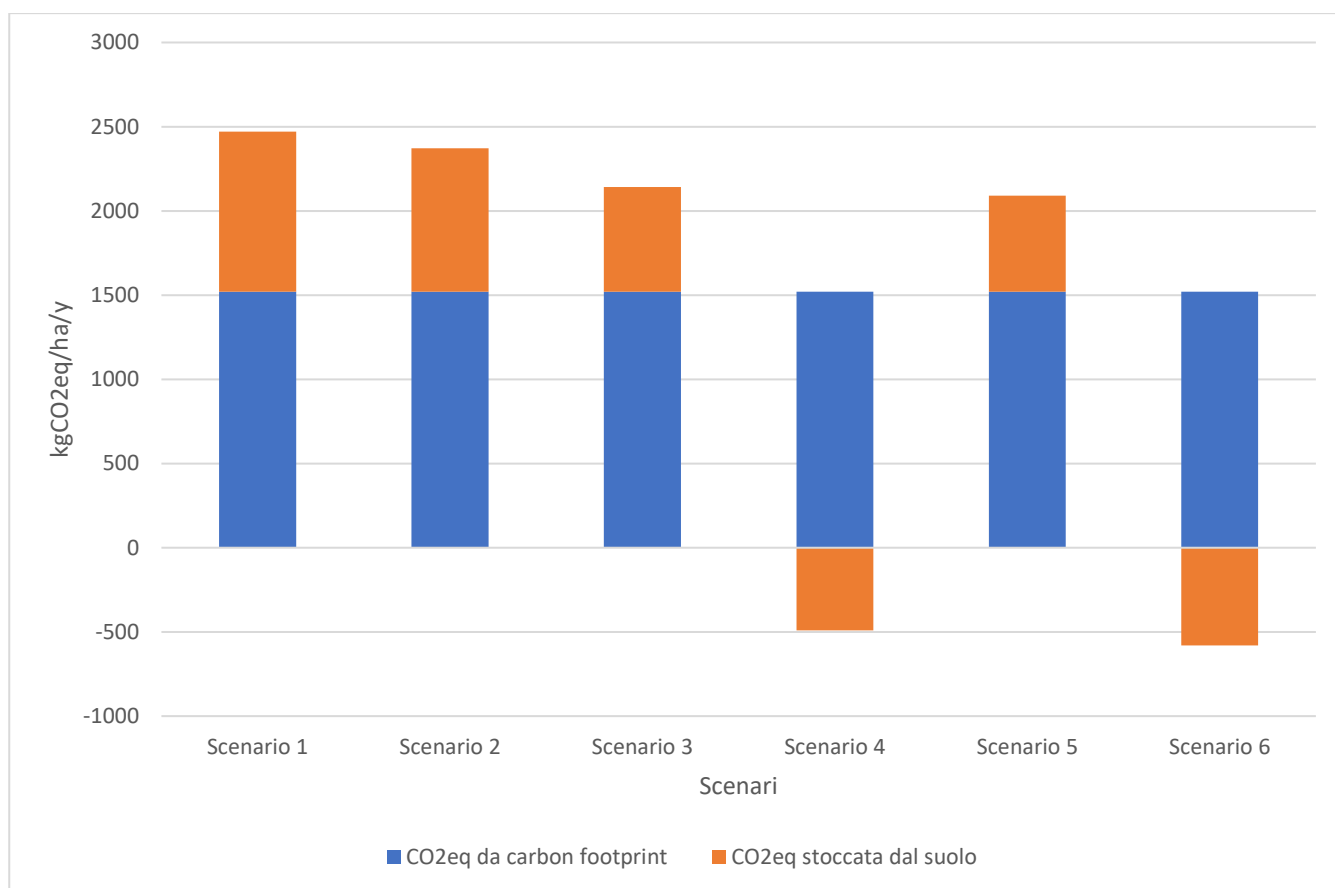


Figura 5.21 Carbon Footprint di Iraldo et al. (2014) [146] e risultati di RothC

Il valore di $\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$ dello studio di Iraldo et al. (2014) [146] deve essere considerata separatamente rispetto ai risultati ottenuti con RothC secondo quanto affermato dalla PEF Guide [27], in quanto la si considera come un'informazione addizionale, non essendoci ancora un metodo sufficientemente robusto e riconosciuto a livello scientifico per il calcolo del C stoccato nel suolo.

Gli scenari 4 e 6 sono gli unici che possiedono valori positivi di $\Delta\text{CO}_{2\text{eq}}$ stoccata nel suolo in quanto sono gli unici scenari in cui vi è stoccaggio netto annuo di carbonio. Al contrario per gli altri scenari, dove la $\Delta\text{CO}_{2\text{eq}}$ stoccata nel suolo è negativa, vi sono emissioni nette annue di CO_2 anche dal suolo che si aggiungono alle emissioni lungo la filiera (figura 1.21).

Dal grafico è interessante notare come la pratica di gestione possa incidere sulla possibilità di stoccare o meno carbonio. Questo infatti dipende fortemente dalle pratiche antropiche realizzate sul suolo (es. lavorazione, semina di colture di copertura) che incidono sullo stoccaggio o sul depauperamento del carbonio. Va precisato, inoltre, che RothC non considera diversamente gli apporti di carbonio al suolo in base al tipo di

pratica gestionale (es. convenzionale vs biologica) adottata in campo, ma li conteggia nello stesso modo.

Infine, si desidera sottolineare, che la coltivazione biologica non è necessariamente sinonimo di “protezione del carbonio presente nel suolo”. Se si attua un sistema di coltivazione biologica, ma gli apporti di carbonio sono insufficienti a mantenere in equilibrio il carbonio nel suolo, si ha depauperamento del suolo stesso, perciò una coltivazione biologica non è assicurazione del fatto che il carbonio nel suolo venga preservato [151] [152]. È però doveroso rammentare che a parità di coltura primaria svolta, alcune pratiche agronomiche tipiche della gestione biologica (es.: colture di copertura, minima lavorazione e fertilizzazione organica) portano generalmente ad un minor rischio di depauperamento del SOC, rispetto alla gestione convenzionale. Questo è stato osservato nella maggior parte degli studi sperimentali, svolti in diversi contesti pedologici [153].

L’aspetto più critico, nell’ambito della simulazione con RothC, sta quindi nel riuscire a stimare in che misura le diverse pratiche agronomiche adottate nei metodi convenzionale e biologico, si riflettono sugli input di carbonio organico.

5.6 Considerazioni sull’apporto di azoto

L’applicazione al suolo di fertilizzanti organici o di deiezioni animali oppure di residui vegetali comporta, oltre al rilascio di carbonio, anche l’apporto di azoto e fosforo che possono indurre impatti ambientali e che quindi dovrebbero essere tenuti in considerazione nell’analisi LCA. L’azoto, in particolare, può contribuire sulle seguenti categorie di impatto:

- eutrofizzazione (da nitrati);
- acidificazione (da ammoniaca);
- formazione di smog fotochimico (da ossidi di azoto);
- cambiamento climatico (da protossido di azoto).

La quantità di azoto da apportare ad un sistema agricolo è determinata dalla direttiva 91/676/CEE [154], cosiddetta “Direttiva Nitrati”, recepita in Italia con DM del 7 aprile 2006 [155]. Questa direttiva, il cui obiettivo è la prevenzione dell’inquinamento da parte di nitrati di origine agricola, fissa i seguenti limiti di azoto [154] [155]:

- 170 kgN ha⁻¹ per le aree vulnerabili;
- 340 kgN ha⁻¹ per le aree non vulnerabili.

La zona su cui si trova l'area coltivata a ulivo in esame, e più in generale la regione Lazio, rientra nelle aree non vulnerabili e quindi il limite di legge da osservare è 340 kgN ha⁻¹. Il calcolo dell'azoto apportato dalle colture di copertura richiede la conoscenza dei relativi apporti di azoto dai residui agricoli e a tale scopo vengono utilizzati i valori tabulati dall'IPCC nelle linee guida del 2006 [156] (Tabella 44). Come fatto per il calcolo degli apporti di carbonio del capitolo 4, per l'apporto di azoto del prato polifita si fa riferimento a quello relativo all'erba medica, in quanto possiede caratteristiche simili ad essa. Anche per l'apporto di favino si fa riferimento all'apporto di erba medica poiché sono entrambe leguminose.

Tabella 44 Estratto degli apporti di azoto relativi all'erba medica [156]

Coltura	Residui soprasuolo	Residui sottosuolo
	kgN (kg d.m.) ⁻¹	kgN (kg d.m.) ⁻¹
Erba medica	0,027	0,019

d.m. l'acronimo di dry matter, ossia materia secca

Dalla tabella si nota che vi sono fattori di apporto di azoto specifici per i residui soprasuolo e sottosuolo per cui è necessario calcolare l'apporto dei residui in maniera separata.

Ricordando che:

- 0,52 t ha⁻¹ è la resa dei residui soprasuolo del prato polifita;
- 0,91 t ha⁻¹ è la resa dei residui sottosuolo del prato polifita;
- 1,62 t ha⁻¹ è la resa dello sfalcio del prato polifita;
- 2,18 t ha⁻¹ è la resa dei residui soprasuolo del favino;
- 3,81 t ha⁻¹ è la resa dei residui sottosuolo del favino;
- 2,2 t ha⁻¹ è la resa della granella del favino;
- 4,5 t ha⁻¹ è la resa dello sfalcio dopo la raccolta della granella;
- 84,3 kgN ha⁻¹ è la concentrazione di azoto effettuando una letamazione a marzo (vedi sottoparagrafo "Letamazione");
- 90,5 kgN ha⁻¹ è la concentrazione di azoto effettuando una letamazione a dicembre (vedi sottoparagrafo "Letamazione");

- 56,69 kgN ha⁻¹ è la quantità di azoto fornita attraverso il fertilizzante B (vedi capitolo 4),

e utilizzando i fattori riportati in Tabella 44, è possibile calcolare la quantità di azoto apportata dal prato polifita, favino, fertilizzante e letame (Tabella 45). La granella del favino apporta una quantità di azoto pari al 7% del suo peso secco. Ogni resa deve essere ridotta a 2/3, così come è stato fatto in precedenza per il calcolo del carbonio, a causa delle caratteristiche morfologiche del territorio del sito in esame.

Tabella 45 Azoto apportato dal prato polifita, favino, fertilizzante e letame espresso in kgN ha⁻¹

Prato polifita	
Residui soprasuolo	9,4
Residui sottosuolo	11,5
Sfalcio della pianta	29,16
Favino	
Residui soprasuolo	39,24
Residui sottosuolo	48,26
Granella	102,7
Sfalcio della pianta	81
Fertilizzante	
Fertilizzante B	56,69
Letame	
Marzo	84,3
Dicembre	90,5

La quantità di azoto derivante dalla stima delle due letamazioni effettuate a marzo e a dicembre rispettano entrambe i limiti della direttiva nitrati, ossia 340 kgN ha⁻¹. Un ulteriore obbligo riferito alla quantità di azoto da somministrare in uliveto è fornito dal “Disciplinare di produzione integrata della regione Lazio” [157]. Esso afferma che: “nella fase di produzione il frazionamento delle dosi di AZOTO è obbligatorio quando il quantitativo da distribuire per singolo intervento supera i 60 kg/ha; questo vincolo non si applica ai concimi a lenta cessione di azoto”. Il letame è un esempio di concime a lenta cessione di azoto [158] per cui i limiti imposti dal disciplinare vengono rispettati.

La definizione dei quantitativi di azoto un'area agricola risulta essere importante per definire le emissioni di protossido di azoto associate ad essi. Le emissioni di questo gas serra sono dovute alle reazioni di nitrificazione e denitrificazione del ciclo dell'azoto.

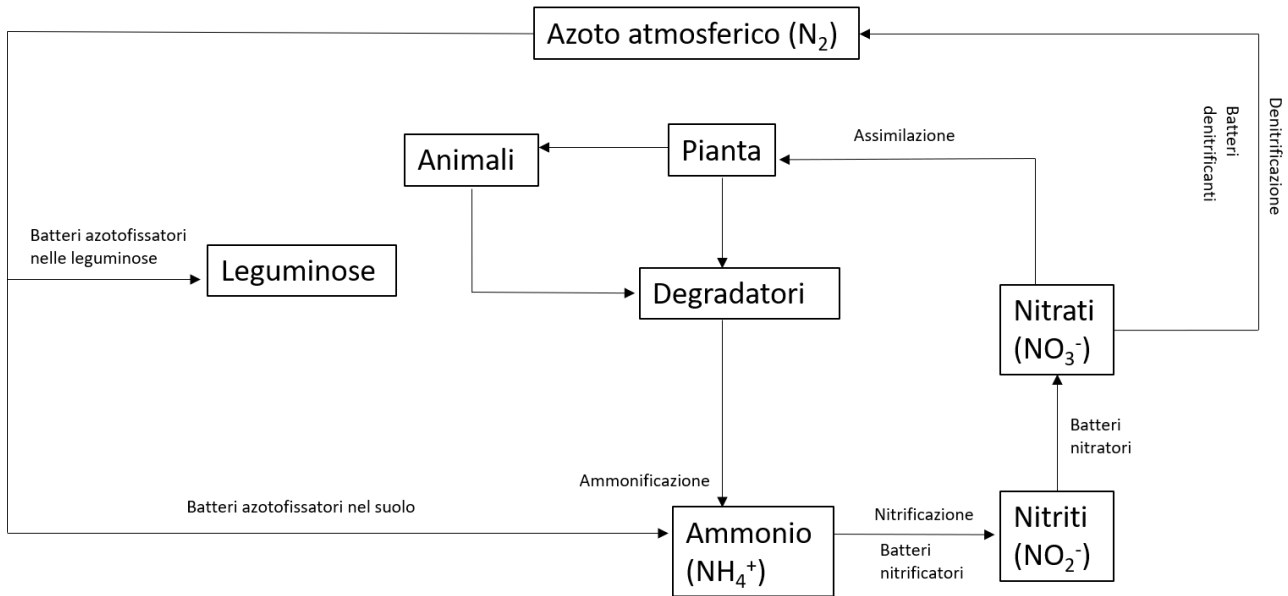
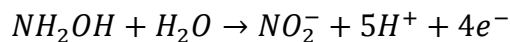
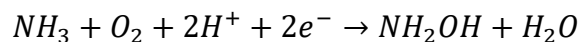


Figura 5.22 Ciclo dell'azoto

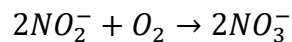
Durante la nitrificazione vi è la formazione di protossido di azoto come intermedio non obbligatorio, ossia esso si forma solo in particolari condizioni, quali, per esempio, una carenza di ossigeno. La reazione di nitrificazione avviene in due fasi: nella prima fase avviene l'ossidazione dell'ammonio in nitrito con formazione del composto intermedio idrossilammina (Equazione 15):

Equazione 15 Prima fase della nitrificazione [159]



Nella seconda fase, invece, avviene l'ossidazione del nitrito in nitrato (Equazione 16):

Equazione 16 Seconda fase della nitrificazione [159]

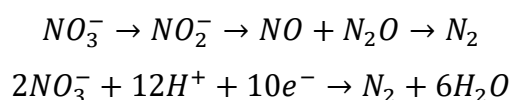


Tuttavia, in questa fase e in condizione di carenza di ossigeno, il nitrito può essere convertito in N₂O e NO.

Una volta formato, il nitrato può avere diversi destini: può infatti essere assimilato dalla pianta, essere lisciviato dal suolo oppure subire il processo di denitrificazione.

Nel processo di denitrificazione, il protossido di azoto rappresenta un intermedio obbligatorio della reazione che ha come prodotto finale azoto atmosferico (Equazione 17):

Equazione 17 Reazione di denitrificazione con gli intermedi prodotti e reazione complessiva



La formazione dell'intermedio rappresenta uno step critico in quanto può, in particolari condizioni, fermarsi a N₂O. In condizioni di carenza di ossigeno si ha una propensione all'emissione di N₂O piuttosto che del prodotto finale N₂. Tuttavia, si osservano anche situazioni in cui l'aumento di denitrificazione porta ad una formazione di N₂O non proporzionale. Killian e Werner (1996) [160] hanno osservato il tasso di denitrificazione, in un campo sperimentale di fagioli nodulari, fagioli non nodulari, loietto e cavolo per la durata di due anni. I risultati hanno mostrato un aumento della denitrificazione pari a 4 volte nell'appezzamento coltivato a fagioli nodulari rispetto alle altre coltivazioni, ma questo ha comportato una produzione non quadruplicata di N₂O. Definiti i quantitativi di azoto apportati al terreno con le pratiche di coltivazioni del caso studio, quindi è una buona pratica calcolare le relative emissioni di protossido di azoto, N₂O. Questo avviene attraverso l'utilizzo dei fattori di emissioni forniti dalle linee guida IPCC (Tabella 46).

Tabella 46 Estratto dei fattori di emissione per il calcolo dell'N₂O da residui colturali e da letame [156] espressi in kgN₂O-N (kgN)⁻¹

Descrizione del fattore di emissione	Valore di default	Intervallo di incertezza
Fattore di emissione dovuto all'aggiunta di N da fertilizzanti minerali, ammendanti organici e residui di colture e azoto mineralizzato da suolo minerale come perdita di carbonio nel suolo	0,01	0,003 – 0,03
Fattore di emissione per bovini (da latte, non da latte, bufalo), pollame e suini	0,02	0,007 – 0,06
Fattore di emissione per pecore e altri animali	0,01	0,003 – 0,03

Moltiplicando l'apporto di azoto per il relativo fattore di emissione è possibile calcolare un risultato espresso in N₂O-N. La conversione in N₂O avviene attraverso l'Equazione 18:

Equazione 18 Formula per la conversione da N₂O-N in N₂O [156]

$$N_2O = N_2O - N \times \frac{44}{28}$$

Dove 44/28 rappresenta il peso di N₂O sul peso di N₂. Le emissioni di N₂O sono riportate di seguito (Tabella 47):

Tabella 47 Emissioni di N₂O espresse in kgN₂O ha⁻¹

Prato polifita		
	Emissioni calcolate con il valore di default	Emissioni calcolate con l'intervallo di incertezza
Residui soprasuolo	0,15	0,044 – 0,44
Residui sottosuolo	0,18	0,054 – 0,54
Sfalcio della pianta	0,46	0,14 – 1,4
Favino		
	Emissioni calcolate con il valore di default	Emissioni calcolate con l'intervallo di incertezza
Residui soprasuolo	0,62	0,19 – 1,9
Residui sottosuolo	0,76	0,23 – 2,3
Granella	1,61	0,48 – 4,8
Sfalcio della pianta	1,27	0,38 – 3,8
Letame		
Marzo	1,32	0,40 – 4,0
Dicembre	1,42	0,43 – 4,3
Fertilizzante		
Fertilizzante B	0,89	0,27 – 2,7

Convertendo i risultati espressi in kgN₂O ha⁻¹, in risultati espressi in kgCO_{2eq} ha⁻¹, mediante il GWP100 del N₂O, che è pari a 265 [161], si ottiene (Tabella 48):

Tabella 48 Emissioni di N₂O espresse in kgCO_{2eq} ha⁻¹

Prato polifita		
	Emissioni calcolate con il valore di default	Emissioni calcolate con l'intervallo di incertezza
Residui soprasuolo	39,8	11,66 – 116,6
Residui sottosuolo	47,7	14,31 – 143,1
Sfalcio della pianta	121,9	37,1 – 371
Favino		
Residui soprasuolo	164,3	50,35 – 503,5
Residui sottosuolo	201,4	60,95 – 609,5
Grabella	427,5	127,2 – 1272
Sfalcio della pianta	337,3	100,7 – 1007
Letame		
Marzo	350	106 – 1060
Dicembre	376	113,95 – 1139,5
Fertilizzante		
Fertilizzante B	236,07	71,55 – 715,5

In genere, si utilizzano i valori di emissioni di default dell'IPCC, che sono stati calcolati sulla base di alcune review [162] [163] [164] [165], tuttavia essi risultano essere valori aggregati sulla base di fattori ambientali (clima, contenuto di carbonio organico nel suolo, struttura del suolo, drenaggio e pH del suolo) e fattori di gestione (tasso di applicazione di azoto per tipo di fertilizzante, tipo di coltura, con differenze tra leguminose, seminativi non leguminosi ed erba). Il metodo proposto suggerisce di utilizzare questi valori, qualora i Paesi non siano in grado di disaggregare i dati relativi a questi fattori. Se si utilizzano i valori di default così proposti, si ottengono dei risultati di emissioni di N₂O molto elevati che vanno ad incidere pesantemente sui valori di CO_{2eq} evitata grazie allo stoccaggio nel suolo. Si ricorda che, nello scenario 6, che è quello che comporta lo stoccaggio di carbonio al suolo più elevato, si è stimato un contributo pari a 580 kgCO_{2eq} ha⁻¹. Se questi valori di N₂O fossero confermati, il beneficio ottenuto dall'apporto al suolo di carbonio grazie a residui e coperture sarebbe completamente annullato dall'emissione di protossido di azoto. Tuttavia, bisogna anche considerare l'incertezza legata ai fattori di emissione che restituisce risultati espressi in termini di CO_{2eq} ha⁻¹ molto diversi, con un ordine di grandezza tra il valore minimo e il valore massimo. Se si considerasse il valore minimo,

le emissioni di N₂O sarebbero più contenute e lo stoccaggio di carbonio calcolato in precedenza per gli scenari 4 e 6 non sarebbe annullato da esse. Infatti, supponendo di considerare il valore minimo delle emissioni per gli scenari 4 e 6 e sottraendole allo stoccaggio di carbonio, si otterrebbe (Tabella 49):

Tabella 49 Stoccaggio netto se si utilizzasse il valore più basso dell'intervallo di incertezza

	<i>Emissioni N₂O complessive</i>	<i>Stoccaggio di carbonio</i>	<i>Stoccaggio netto</i>
	kgCO _{2eq} ha ⁻¹	kgCO _{2eq} ha ⁻¹	kgCO _{2eq} ha ⁻¹
Scenario 4 (solo favino)	339,2	490	150,8
Scenario 6 (favino + fertilizzante)	410,75	580	169,25

Tuttavia, la possibilità di utilizzare un fattore di emissione basso non è certa, in quanto occorrerebbero misure puntuali (es. attraverso una camera statica) sulle emissioni effettive di N₂O o si dovrebbero disaggregare i fattori ambientali e gestionali.

Alcuni studi hanno riscontrato dei fattori di emissione di protossido di azoto al di sotto del valore di default, ma all'interno dell'intervallo di incertezza fornito dall'IPCC (Tabella 50).

Tabella 50 Esempi di casi studio in cui il fattore di emissione osservato è più basso di quello di default proposti dall'IPCC

<i>Autori</i>	<i>Studio</i>	<i>Coltura</i>	<i>Valore sperimentale</i>	<i>Note</i>
<i>Jantalia et al 2018 [166]</i>	Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotation and tillage system in the south of Brazil	Lo studio riguardava la misurazione dei flussi di protossido di azoto attraverso 2 sistemi di lavorazione e 3 rotazioni in 2 anni di osservazione Rotazioni anno 2003: <ul style="list-style-type: none"> • R1 soia/grano • R2A soia/veccia • R2B mais/grano Rotazioni anno 2004: <ul style="list-style-type: none"> • R1 soia/grano • R2A sorgo/grano • R2B soia/veccia 	Fattore di emissione per l'anno 2003: 0,0067÷0,0094 Fattore di emissione per l'anno 2004: 0,0060÷0,0074	Considerato l'intervallo di incertezza (0,003-0,03), solo le colture R2A e R2B erano al di sotto di tale intervallo. In tutti gli altri casi erano all'interno dell'intervallo ma al sotto di 0,01 (valore di default)
<i>Sant'Anna et al. 2018 [167]</i>	Biological nitrogen fixation soil N ₂ O emissions from legume residues in an acrisol in SE Brazil	3 specie di colture da sovescio (jack bean, fagioli vellutati e canapa sunn) + mais come controllo + maggese	0,0058÷0,0072 per le 3 colture da sovescio	Fattori sotto il valore di default dell'IPCC ma all'interno dell'intervallo di incertezza

<i>Autori</i>	<i>Studio</i>	<i>Coltura</i>	<i>Valore sperimentale</i>	<i>Note</i>
<i>Xie et al. 2016 [168]</i>	Chinese milk vetch as green manure mitigates nitrous oxide emission from monocropped rice system in South China	La specie coltivata era il riso sotto 4 trattamenti: <ul style="list-style-type: none"> • Controllo (no fertilizzante + veccia da latte cinese) • Veccia da latte come sovescio (M) • Solo fertilizzante (FN) • Fertilizzante integrato con veccia da latte cinese (NM) 	0,00195 per M 0,00732 per FN 0,00323 per NM	Tutti i valori sono sotto il valore di default di 0,01 ma all'interno dell'intervallo di incertezza, tranne il trattamento M
<i>Rose et al. 2020 [169]</i>	Low seasonal nitrous oxide emissions in tea tree farming systems following nitrogen fertilization using poultry litter application or green manure legume	3 siti in Australia con uso di lettiera da pollame o leguminose da sovescio	0,0002	Valore al di sotto dell'intervallo valore di default e dell'intervallo di incertezza

La scelta di utilizzare il valore di default proposto dall'IPCC dipende comunque dalle condizioni in cui l'utente si trova: se infatti si conoscono le emissioni puntuali di N₂O o eventualmente i fattori di emissioni sito-specifici, è possibile utilizzare questi per ottenere valori più verosimili. Questo permetterebbe inoltre di avere risultati più bassi che se confrontati con lo stoccaggio di carbonio non renderebbero nulla l'efficacia di questo. È pertanto consigliato lo sviluppo di fattori sito-specifici al fine di poter includere anche le emissioni di N₂O, in un'ottica di ciclo di vita.

Capitolo 6

CONCLUSIONI

La presente tesi è stata condotta ponendosi tre obiettivi principali: studiare l'applicabilità del modello RothC, verificare su un caso studio, e possibili scenari alternativi, gli effetti delle pratiche agronomiche sullo stoccaggio del carbonio organico nei suoli, integrare i dati ottenuti da RothC con quelli di uno studio di analisi del ciclo di vita, reperiti in letteratura, per valutare in modo più completo il potenziale di riscaldamento globale del prodotto in questione.

Lo studio dell'applicabilità di RothC è stato effettuato attraverso l'analisi di un caso studio reale, ossia una coltivazione a ulivo per la produzione di olio extra-vergine di oliva nella zona di Montelibretti (Roma). L'applicabilità del modello è stata intesa come facilità di: reperire i dati, effettuare la simulazione con il software e interpretare i risultati. Alcuni dati sono specifici dell'area di studio, in particolare analisi dei suoli e dati climatici, questi ultimi provenienti da banche dati di enti amministrativi territoriali. Altri dati (produzioni vegetali, formule biometriche per la stima dei residui colturali, radiazione solare) provengono dalla letteratura scientifica. Il reperimento dei dati appare quasi sempre facile e veloce; l'unico dato la cui reperibilità risulta più complicata è l'apporto di residui colturali. La scelta e la stima di questi, a partire dalla letteratura scientifica, necessita infatti di conoscenze agronomiche specifiche per coltura. Per una corretta interpretazione dei risultati la conoscenza dell'algoritmo del modello RothC è risultata di fatto fondamentale. In particolar modo è stato necessario conoscere le assunzioni su cui il modello si basa, per poter comprendere il trend dei pool di carbonio. Il tutto ovviamente va corroborato dalla conoscenza dei processi che avvengono nel suolo, specialmente relativi al ciclo del carbonio ed al bilancio idrico. È possibile, quindi, concludere che l'utilizzo del modello RothC è piuttosto semplice ma il completo inserimento dei dati e la corretta interpretazione dei risultati richiedono conoscenze specifiche o il supporto di un esperto pedologo e/o agronomo.

Un aspetto critico è legato all'assunto, difficilmente dimostrabile, che il SOC misurato sia associabile ad una condizione di equilibrio iniziale. Un'alternativa in merito potrebbe essere di far compiere al modello una pre-simulazione, inserendo in essa dati pregressi conosciuti, fino all'inizio della simulazione vera e propria. Questo permetterebbe di ottenere dei trend di carbonio verosimilmente più simili alle reali dinamiche in atto nel

suolo, specie nel primo periodo della simulazione. Fermo restando che, l'attendibilità di una qualsiasi simulazione andrebbe validata da un periodo di sperimentazione che dovrebbe essere condotto nei suoli dell'azienda stessa, confrontando i dati misurati di SOC con quelli estrapolati dal modello. Questo ovviamente necessita di tempi lunghi e non sempre possibili.

L'analisi del caso studio ha permesso di osservare come l'attuale sistema di gestione dell'area coltivata a ulivo comporterà nel tempo una diminuzione del carbonio organico nel suolo, in quanto sarebbero necessari degli apporti di carbonio superiori a quelli attualmente forniti dai residui di potatura e dalle colture di copertura per mantenere uno stato di equilibrio.

I risultati relativi agli scenari alternativi all'attuale sistema di gestione del caso studio consentono di affermare che le colture di copertura rappresentano il fattore più importante per lo stoccaggio di carbonio nel suolo. La scelta di queste (prato polifita o favino), infatti, influisce in modo determinante sulla quantità complessiva di carbonio apportato al suolo. In generale dove gli input di carbonio (residui colturali e fertilizzanti) sono simili o inferiori a quelli della gestione attuale, si ha un decremento di carbonio organico più o meno significativo, come negli scenari 1, 2, 3 e 5. Per contro, dove gli input di carbonio sono notevolmente superiori si ha un aumento del carbonio organico, come negli scenari 4 e 6.

I risultati della simulazione effettuata con RothC per la valutazione del carbonio organico stoccato al suolo sia per lo scenario di riferimento che per gli scenari alternativi sono stati poi utilizzati per valutare il potenziale di riscaldamento globale all'interno di uno studio di analisi di ciclo di vita sulla produzione di olio di oliva ricavato da letteratura. Seguendo le disposizioni fornite dalla PEF Guide, i risultati del potenziale di riscaldamento globale relativi alla produzione di olio e il contributo a questa categoria di impatto dovuto allo stoccaggio del carbonio organico nel suolo, sono stati considerati in maniera separata. I risultati mostrano che il contributo al potenziale di riscaldamento globale dovuto al calcolo del carbonio organico stoccato nel suolo grazie alle diverse pratiche colturali è assolutamente non trascurabile, sia quando comporta un contributo positivo alle emissioni di gas climalteranti, sia quanto comporta una riduzione di questi.

Infine, è stato valutato anche il contributo al potenziale di riscaldamento globale legato agli apporti di azoto, e alla conseguente emissione di protossido di azoto, che avvengono in concomitanza con gli apporti di carbonio considerati (es. colture di copertura, uso di

concimi). Le emissioni di protossido di azoto calcolate utilizzando i fattori di emissione proposti dall'IPCC sono molto elevate, tali da annullare i benefici ottenuti con lo stoccaggio di carbonio al suolo. Tuttavia, è importante sottolineare che molteplici autori hanno dimostrato, attraverso studi sperimentali in campo, che i fattori di emissione suggeriti dall'IPCC sono spesso sovrastimati. A parere di chi scrive, con le attuali conoscenze in nostro possesso, non è possibile effettuare una stima corretta delle emissioni di protossido di azoto quando si valuta il contributo al potenziale di riscaldamento globale legato allo stoccaggio di carbonio nel suolo dovuto a specifiche pratiche agronomiche.

Concludendo il modello RothC è uno strumento che può essere utilizzato abbastanza facilmente e con grande beneficio in uno studio di ciclo di vita di un prodotto del settore agro-forestale, poiché lo stoccaggio di carbonio organico nel suolo rappresenta un'informazione addizionale importante nella valutazione delle emissioni di gas climalteranti in sistemi agro-forestali. La valutazione dello stoccaggio di carbonio organico in ambito PEF/LCA, tuttavia, richiede che in tale studio siano incluse le emissioni di protossido di azoto derivanti dalle pratiche agronomiche destinate ad aumentare il carbonio organico nel suolo, valutazione che in questa tesi non è stata inclusa a causa delle scarse conoscenze in merito ai fattori di emissione che relazionano gli apporti di azoto al suolo all'emissione di protossido di azoto. Sviluppi futuri dovranno focalizzarsi sia sul migliorare il metodo di calcolo delle emissioni di N₂O sia sul considerare questi risultati negli studi sul ciclo di vita dei prodotti.

RIFERIMENTI

- [1] International Standard Organization, «ISO 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework,» 2006.
- [2] International Standard Organization, «ISO 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines,» 2006.
- [3] «RothC-26.3 - A Model for the turnover of carbon in soil,» in *Evaluation of Soil Organic Matter Models*, Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1996, pp. 237-246.
- [4] G. L. Baldo, M. Marino e S. Rossi, *Analisi del ciclo di vita LCA: materiali, prodotti e processi*, Milano: Edizioni Ambiente, 2005.
- [5] ARPAT - Agenzia Regionale per la protezione ambientale della Toscana, 2011. [Online]. Available: <http://www.arpat.toscana.it/notizie/notizie-brevi/2011/gli-investimenti-per-la-protezione-dell2019ambiente-delle-imprese-industriali>. [Consultato il giorno 07 Gennaio 2020].
- [6] I. Boustead e G. F. Hancock, *Handbook of industrial energy analysis*, Regno Unito, 1979, p. 442.
- [7] «Water and Food Security,» [Online]. Available: <http://www.waterandfoodsecurity.org/scheda.php?id=143>. [Consultato il giorno 4 Ottobre 2019].
- [8] Commissione Europea, «Raccomandazione della Commissione, del 9 aprile 2013, relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni,» 2013.
- [9] Commissione Europea, «Product Environmental Footprint Category Rules Guidance,» 2018.

- [10] Commissione Europea, «Single Market for Green Products - The Product Environmental Footprint Pilots - Environment - European Commission,» [Online]. Available: https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/ef_pilots.htm. [Consultato il giorno 4 Ottobre 2019].
- [11] IPCC, « Climate Change 2014: Synthesis Report,» Ginevra, 2014.
- [12] World Meteorological Organization Global Ozone Research and Monitoring Project, «Scientific Assessment of ozone depletion: 1998,» 1999.
- [13] R. K. Rosenbaum, T. Bachmann, L. S. Gold, M. A. J. Huijbregts, O. Jolliet, R. Juraske, A. Koehler, H. F. Larsen, M. MacLeod, M. Margni, T. E. McKone, J. Payet, M. Schuhmacher, D. van de Meent e M. Z. Hauschild, «USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended,» *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 13, n. 7, pp. 532-546, 22 Ottobre 2008.
- [14] UNEP, «Global Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment Indicators, Volume 1,» 2016.
- [15] M. Dreicer, V. Tort e P. Manen, «ExternE, Externalities of Energy,» Lussemburgo.
- [16] R. Frischknecht, A. Braunschweig, P. Hofstetter e P. Suter, «Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment,» *Environmental Impact Assessment Review*, pp. 159-189, 1 Aprile 2000.
- [17] R. van Zelm, M. A. J. Huijbregts, H. A. den Hollander, H. A. van Jaarsveld, F. J. Sauter, J. Struijs, H. J. van Wijnen e D. van de Meent, «European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment,» *Atmospheric Environment*, vol. 42, n. 3, pp. 441-453, Gennaio 2008.
- [18] J. Seppälä, M. Posch, M. Johansson e J.-P. Hettelingh, «Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator (14 pp),» *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 11, n. 6, pp. 403-416, 1 Novembre 2006.

- [19] M. Posch, J. Seppälä, J.-P. Hettelingh, M. Johansson, M. Margni e O. Jolliet, «The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA,» *The International Journal of Life Cycle Assessment*, pp. 477-486, 21 Agosto 2008.
- [20] J. Struijs, A. Beusen, H. van Jaarsveld e M. A. J. Huijbregts, «Chapter 6: Eutrophication,» in *ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation*, 2008.
- [21] T. Beck, U. Bos, B. Wittstock, M. Baitz, M. Fischer e K. Sedlbauer, LANCA® - Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment, 2010.
- [22] U. Bos, R. Horn, T. Beck, J. P. Lindner e M. Fischer, LANCA® - Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment. Version 2.0., 2016.
- [23] J. B. Guinée, M. Gorrée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. de Koning, L. van Oers, A. Wegener Sleeswijk, S. Suh, H. A. Udo de Haes, H. v. D. R. de Bruijn e M. A. J. Huijbregts, *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards, Eco-efficiency in industry and science a cura di*, Kluwer Academic Publisher, 2002.
- [24] L. van Oers, A. de Koning, J. B. Guinée e G. Huppes, «Abiotic Resource Depletion in LCA,» Ministry of Transport and Water, Amsterdam, 2002.
- [25] International Standard Organization, «ISO 14020: General principles of environmental labeling,» 1999.
- [26] International Standard Organization, «ISO 14021: Type II (Self-declared environmental claims),» 1999.
- [27] S. Manfredi, K. Allacker, N. Pelletier e D. M. de Souza, «Product Environmental Footprint (PEF) Guide,» 2012.

- [28] M. S. Erwin, G. Michalopoulos e C. Russo, «Product Environmental Footprint Category Rules for Olive Oil - 3rd draft,» 2016.
- [29] M. S. Erwin, G. Michalopoulos e C. Russo, «Product Environmental Footprint Category Rules for Olive Oil - 3rd draft,» 2016.
- [30] C. Russo, M. G. Cappelletti, G. M. Nicoletti, G. Michalopoulos, C. Patarra, J. A. P. Palomino e H. Tuomisto, «Product environmental footprint in the olive oil sector: State of the art,» *Environmental Engineering and Management Journal*, vol. 15, n. 9, pp. 2019-2027, 1 Settembre 2016.
- [31] UNEP, *An Analysis of Life Cycle Assessment in Packaging for Food & Beverage Applications*, 2013.
- [32] A. Sofo, V. Nuzzo, A. M. Palese, C. Xiloyannis, G. Celano, P. Zukowskyj e B. Dichio, «Net CO₂ storage in mediterranean olive and peach orchards,» *Scientia Horticulturae*, vol. 107, n. 1, pp. 17-24, 1 Dicembre 2005.
- [33] L. Testi, F. Orgaz e F. Villalobos, «Carbon exchange and water use efficiency of a growing, irrigated olive orchard,» *Environmental and Experimental Botany*, vol. 63, n. 1-3, pp. 168-177, 1 Maggio 2008.
- [34] O. M. Nieto, J. Castro e E. Fernández-Ondoño, «Conventional tillage versus cover crops in relation to carbon fixation in Mediterranean olive cultivation,» *Plant and Soil*, vol. 365, n. 1, pp. 321-335, 1 Aprile 2013.
- [35] M. Nardino, F. Pernice, F. Rossi, T. Georgiadis, O. Facini, A. Motisi e A. Drago, «Annual and monthly carbon balance in an intensively managed Mediterranean olive orchard,» *Photosynthetica*, vol. 51, n. 1, pp. 63-74, 1 Marzo 2013.
- [36] A. Bot e J. Benites, *The importance of soil organic matter: key to drought-resistant soil and sustained food and production*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2005, p. 95.
- [37] M. S. Erwin, G. Michalopoulos e C. Russo, «Product Environmental Footprint Category Rules for Olive Oil - 3rd draft,» 2016.

- [38] «SAGE10,» [Online]. Available: <http://www.sage10.gr/index.php/en/>. [Consultato il giorno 21 Ottobre 2019].
- [39] [Online]. Available: <https://oliveclima.eu/>. [Consultato il giorno 21 Ottobre 2019].
- [40] «Olivares Vivos,» [Online]. Available: <https://olivaresvivos.com/en/>. [Consultato il giorno 21 Ottobre 2019].
- [41] [Online]. Available: <https://olive4climate.eu/it/>. [Consultato il giorno 21 Ottobre 2019].
- [42] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION, SOIL ORGANIC CARBON: the hidden potential., FOOD & AGRICULTURE ORG, 2017.
- [43] «Advanced Soil Organic Matter Management (E3137),» [Online]. Available: https://www.canr.msu.edu/resources/advanced_soil_organic_matter_management. [Consultato il giorno 28 Gennaio 2020].
- [44] Food and Agriculture Organization, Status of the world's soil resources: main report., FAO : ITPS, 2015.
- [45] S. M. O'Rourke, D. A. Angers, N. M. Holden e A. B. McBratney, «Soil organic carbon across scales,» *Global Change Biology*, vol. 21, n. 10, pp. 3561-3574, Ottobre 2015.
- [46] S. Bosco, C. Di Bene, M. Galli, D. Remorini, R. Massai e E. Bonari, «Soil organic matter accounting in the carbon footprint analysis of the wine chain,» *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18, n. 5, pp. 973-989, Giugno 2013.
- [47] S. Proietti, P. Sdringola, L. Regni, N. Evangelisti, A. Brunori, L. Ilarioni, L. Nasini e P. Proietti, «Extra Virgin Olive oil as carbon negative product: Experimental analysis and validation of results,» *Journal of Cleaner Production*, vol. 166, pp. 550-562, Novembre 2017.

- [48] M. Brandão e A. Levasseur, «Assessing Temporary Carbon Storage in Life Cycle Assessment and Carbon Footprinting: Outcomes of an expert workshop,» in *Assessing Temporary Carbon Storage in Life Cycle Assessment and Carbon Footprinting: Outcomes of an expert workshop*, 2010.
- [49] M. Brandão, L. Levasseur, M. U. F. Kirschbaum, B. P. Weidema, A. L. Cowie, S. V. Jørgensen, M. Z. Hauschild, D. W. Pennington e K. Chomkham Sri, «Key issues and options in accounting for carbon sequestration and temporary storage in life cycle assessment and carbon footprinting,» *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18, n. 1, pp. 230-240, Gennaio 2013.
- [50] P. Moura-Costa e C. Wilson, «An equivalence factor between CO₂ avoided emissions and sequestration-description and applications in forestry,» *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 5, pp. 51-60, 2000.
- [51] R. T. Watson, I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo e D. J. Dokken, IPCC Report on Land use, land-use change and forestry: a special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge: Cambridge University Press, 2000, p. 388.
- [52] P. M. Fearnside, D. A. Lashof e P. Moura-Costa, «Accounting for time in Mitigating Global Warming through land-use change and forestry,» *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 5, pp. 239-270, 2000.
- [53] British Standard Institute, «PAS 2050:2008: specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services.,» BSI British Standards Institution, Londra, 2008.
- [54] British Standard Institute (BSI), «PAS 2050:2011: Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services.,» 2011.
- [55] A. Levasseur, P. Lesage, M. Margni, L. Deschênes e R. Samson, «Considering Time in LCA: Dynamic LCA and Its Application to Global Warming Impact Assessments,» *Environmental Science & Technology*, vol. 44, n. 8, pp. 3169-3174, 15 Aprile 2010.

- [56] European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and, ILCD handbook: general guide for life cycle assessment : detailed guidance, Lussemburgo: Publications Office of the European Union.
- [57] G. Zanchi, N. Pena e N. Bird, «The upfront carbon debt of bioenergy,» *Joanneum Research*, Maggio 2010.
- [58] B. Schlamadinger, J. Spitzer, G. H. Kohlmaier e M. Lüdeke, «Carbon balance of bioenergy from logging residues,» *Biomass and Bioenergy*, vol. 8, n. 4, pp. 221-234, 1 Gennaio 1995.
- [59] N. Bird, A. Cowie, A. Strømman e D. Frieden, «The Timing of Greenhouse Gas Emissions from Bioenergy Systems: Using Financial Type Indicators and Terminology to Discuss Emission Profiles from Bioenergy,» in *19th European Biomass Conference and Exhibition*.
- [60] S. Manfredi, K. Allacker, N. Pelletier e D. M. de Souza, «Product Environmental Footprint (PEF) Guide,» 2012.
- [61] Food and Agriculture Organization of the United Nation, «Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems – Guidelines for assessment,» Roma, 2019.
- [62] D. F. Grigal e W. E. Berguson, «Soil carbon changes associated with short-rotation systems,» *Biomass and Bioenergy*, vol. 14, n. 4, pp. 371-377, 1 Aprile 1998.
- [63] E. A. Davidson e I. A. Janssens, «Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change,» *Nature*, vol. 440, n. 9, pp. 165-173, 2006.
- [64] E. Milne, R. Al-Adamat, N. H. Batjes, M. Bernoux, T. Bhattacharyya, C. C. Cerri, C. E. P. Cerri, K. Coleman, M. Easter, P. Falloon, C. Feller, P. Gicheru, P. Kamoni, K. Killian, D. K. Pal, K. Paustian, D. S. Powlson, Z. Rawajfih e Sessay, «National and sub-national assessments of soil organic carbon stocks and changes: The GEFSOC modelling system,» *Soil carbon stocks at regional scales*, vol. 122, n. 1, pp. 3-12, 1 Settembre 2007.

- [65] J. Penman, M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe e F. Wagner, «Good practice guidance for land use, land-use change and forestry,» 2003. [Online]. Available: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf_files/GPG_LULUCF_FULL.pdf. [Consultato il giorno 7 Gennaio 2020].
- [66] H. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara e K. Tanabe, «IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Prepared by,» 2006.
- [67] J. Liski, T. Palosuo, M. Peltoniemi e R. Sievänen, «Carbon and decomposition model Yasso for forest soils,» *Ecological Modelling*, vol. 189, n. 1, pp. 168-182, 25 Novembre 2005.
- [68] O. Andren e T. Kätterer, «ICBM: The Introductory Carbon Balance Model for Exploration of Soil Carbon Balances,» *Ecological Applications*, vol. 7, pp. 1226-1236, 1 Novembre 1997.
- [69] A. Taghizadeh-Toosi, B. T. Christensen, N. J. Hutchings, J. Vejlin, T. Kätterer, M. Glendinning e J. E. Olesen, «C-TOOL: A simple model for simulating whole-profile carbon storage in temperate agricultural soils,» *Ecological Modelling*, vol. 292, pp. 11-25, 24 Novembre 2014.
- [70] U. Franko, G. J. Crocker, P. R. Grace, J. Klír, M. Körschens, P. R. Poulton e D. D. Richter, «Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the CANDY model,» *Geoderma*, vol. 81, n. 1, pp. 109-120, 1 Dicembre 1997.
- [71] D. S. Jenkinson, S. P. S. Andrew, J. M. Lynch, M. J. Goss e P. B. Tinker, «The Turnover of Organic Carbon and Nitrogen in Soil,» *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, vol. 329, n. 1255, pp. 361-368, 29 Settembre 1990.
- [72] K. Coleman, D. S. Jenkinson, G. J. Crocker, P. R. Grace, J. Klír, M. Körschens, P. R. Poulton e D. D. Richter, «Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3,» *Geoderma*, vol. 81, n. 1, pp. 29-44, 1 Dicembre 1997.

- [73] J. R. Williams, C. A. Jones e P. T. Dyke, «The EPIC model and its application,» in *Proceedings of the International Symposium on Minimum Data Sets for Agrotechnology Transfer*, Pantacheru, 1984.
- [74] C. Li, W. Salas, R. Zhang, C. Krauter, A. Rotz e F. Mitloehner, «Manure-DNDC: A biogeochemical process model for quantifying greenhouse gas and ammonia emissions from livestock manure systems,» *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 93, n. 2, pp. 163-200, 13 Maggio 2012.
- [75] H. Svendsen, S. Hansen e H. E. Jensen, «Simulation of crop production, water and nitrogen balances in two German agro-ecosystems using the DAISY model,» *Modelling of Geo-Biosphere Processes*, vol. 81, n. 1, pp. 197-212, 1 Agosto 1995.
- [76] P. R. Grace, J. N. Ladd, G. P. Robertson e S. H. Gage, «SOCRATES—A simple model for predicting long-term changes in soil organic carbon in terrestrial ecosystems,» *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 38, n. 5, pp. 1172-1176, 1 Maggio 2006.
- [77] W. J. Parton, «The CENTURY model,» in *Evaluation of Soil Organic Matter Models*, Berlin, Heidelberg, 1996.
- [78] 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.
- [79] European Commission; Joint Research Centre; Institute for Environment and Sustainability, 2011.
- [80] L. Hamelin, U. Jørgensen, B. M. Petersen, J. E. Olesen e H. Wenzel, «Modelling the carbon and nitrogen balances of direct land use changes from energy crops in Denmark: a consequential life cycle inventory,» *GCB Bioenergy*, vol. 4, n. 6, pp. 889-907, 2012.

- [81] M. T. Knudsen, A. Meyer-Aurich, J. E. Olesen, N. Chirinda e J. E. Hermansen, «Carbon footprints of crops from organic and conventional arable crop rotations - using a life cycle assessment approach,» *Journal of Cleaner Production*, vol. 64, pp. 609-618, 2014.
- [82] B. M. Petersen, M. T. Knudsen, J. E. Hermansen e N. Halberg, «An approach to include soil carbon changes in life cycle assessments,» *Journal of Cleaner Production*, vol. 52, pp. 217-224, Agosto 2013.
- [83] J. Hillier, F. Brentrup, M. Wattenbach, C. Walter, T. Garcia-Suarez e L. Mila-i-Canals, «Which cropland greenhouse gas mitigation options give the greatest benefits in different world regions? Climate and soil-specific pre,» *Global Change Biology*, vol. 18, pp. 1880-1894, 2012.
- [84] B. McConkey, D. Angers, M. Bentham, M. Boehm, T. Brierley, D. Cerkowniak, C. Liang, P. Collas, H. De Gooijer, R. L. Desjardins, S. Gameda, B. B. Grant, T. Huffman, J. Hutchinson, L. Hill, P. Krug, T. Martin, P. Rochette, W. Smith, B. VandenBygaart, X. Vergé e D. Worth, «Canadian Agricultural Greenhouse Gas Monitoring Accounting and Reporting System: Methodology and greenhouse gas estimates for agricultural land in the LULUCF sector for NIR 2006,» *Agriculture and Agri-Food Canada*, 2007.
- [85] F. Cherubini e S. Ulgiati, «Crop residues as raw materials for biorefinery systems – A LCA case study,» *Applied Energy*, vol. 87, n. 1, pp. 47-57, 1 Gennaio 2010.
- [86] J. Hillier, C. Whittaker, G. Dailey, M. Aylott, E. Casella, G. M. Richter, A. Riche, R. Murphy, G. Taylor e P. Smith, «Greenhouse gas emissions from four bioenergy crops in England and Wales: Integrating spatial estimates of yield and soil carbon balance in life cycle analyses,» *GCB Bioenergy*, vol. 1, n. 4, pp. 267-281, 2009.
- [87] T. T. H. Nguyen, M. S. Corson, M. Doreau, M. Eugène e H. M. G. van der Werf, «Consequential LCA of switching from maize silage-based to grass-based dairy systems,» *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18, n. 8, pp. 1470-1484, 1 Settembre 2013.

- [88] M. Kimming, C. Sundberg, Å. Nordberg, A. Baky, S. Bernesson, O. Norén e P.-A. Hansson, «Biomass from agriculture in small-scale combined heat and power plants – A comparative life cycle assessment,» *Socioeconomic Dimensions of US Bioenergy*, vol. 35, n. 4, pp. 1572-1581, 1 Aprile 2011.
- [89] M. Kimming, C. Sundberg, Å. Nordberg, A. Baky, S. Bernesson, O. Norén e P.-A. Hansson, «Life cycle assessment of energy self-sufficiency systems based on agricultural residues for organic arable farms,» *Bioresource Technology*, vol. 102, n. 2, pp. 1425-1432, 1 Gennaio 2011.
- [90] H. Kim, S. Kim e B. Dale, «Biofuels, Land Use Change, and Greenhouse Gas Emissions: Some Unexplored Variables,» *Environmental Science & Technology*, vol. 43, n. 3, pp. 961-967, Febbraio 2009.
- [91] D. Styles e M. B. Jones, «Energy crops in Ireland: Quantifying the potential life-cycle greenhouse gas reductions of energy-crop electricity,» *Biomass and Bioenergy*, vol. 31, pp. 759-772, 2007.
- [92] Z. Yao, D. Y. P. Zhang, N. Zhao, N. Liu, B. Zhai, S. Zhang, Y. Li, D. Huang, W. Cao e Y. Gao, «Coupling life-cycle assessment and the RothC model to estimate the carbon footprint of green manure-based wheat production in China,» *Science of the Total Environment*, Vol. %1 di %2607-608, pp. 433-442, 31 Dicembre 2017.
- [93] A. Korsæth, A. Zimmer Jacobsen, A.-G. Roer, U. Sonesson, H. Bonesmo, A. O. Skjelvåg e A. Hammer Strømman, «Environmental life cycle assessment of cereal and bread production in Norway,» 2012.
- [94] M. Guo, *Life cycle assessment (LCA) of light-weight eco-composites*, Springer, 2012.
- [95] C. R. S. Silva, «A Proposal for Using Process-Based Soil Models for Land Use Life Cycle Impact Assessment».

- [96] P. Goglio, B. Grant, W. Smith, R. Desjardins, D. Worth, R. Zentner e S. Malhi, «Impact of management strategies on the global warming potential at the cropping system level,» *Science of the Total Environment*, vol. 490, pp. 921-933, 15 Agosto 2014.
- [97] J. J. Hutchinson, C. A. Campbell e R. L. Desjardins, «Some perspectives on carbon sequestration in agriculture,» *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 142, n. 2, pp. 288-302, 12 Febbraio 2007.
- [98] J. C. Sinistore, D. J. Reinemann, R. C. Izaurrealde, K. R. Cronin, P. J. Meier, T. M. Runge e X. Zhang, «Life Cycle Assessment of Switchgrass Cellulosic Ethanol Production in the Wisconsin and Michigan Agricultural Contexts,» *BioEnergy Research*, vol. 8, n. 3, Aprile 2015.
- [99] C. Costello e S. Gautam, «Creation of life cycle assessment estimates using APEX -simulated results following application of best management practices historically and under future climate scenarios,» Dicembre 2018.
- [100] 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.
- [101] R. Francaviglia, K. Coleman, A. P. Whitmore, D. Doro, G. Urracci, M. Rubino e L. Ledda, «Changes in soil organic carbon and climate change – Application of the RothC model in agro-silvo-pastoral Mediterranean systems,» *Agricultural Systems*, vol. 112, pp. 48-54, ottobre 2012.
- [102] J. O. Skjemstad, I. R. Spouncer, B. Cowie e R. S. Swift, «Calibration of the Rothamsted organic carbon turnover model (RothC ver. 26.3), using measurable soil organic carbon pools,» *Soil Research*, vol. 42, n. 1, pp. 79-88, 2004.
- [103] C. E. P. Cerri, K. Coleman, D. S. Jenkinson, M. Bernoux, R. Victoria e C. C. Cerri, «Modeling Soil Carbon from Forest and Pasture Ecosystems of Amazon, Brazil,» *Soil Science Society of America Journal*, vol. 67, n. 6, pp. 1879-1887, 1 Novembre 2003.

- [104] P. Smith, D. Martino, Z. Cai, D. Gwary, H. Janzen, P. Kumar, B. McCarl, S. Ogle, F. O'Mara, C. Rice, B. Scholes, O. Sirotenko, M. Howden, T. McAllister, G. Pan, V. Romanenkov, U. Schneider, S. Towprayoon, M. Wattenbach e J. Smith, «A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments,» *Geoderma*, vol. 81, n. 1, pp. 153-225, 1 Dicembre 1997.
- [105] P. Falloon, P. Smith, J. Szabó e L. Pásztor, «Comparison of approaches for estimating carbon sequestration at the regional scale,» *Soil Use and Management*, vol. 18, n. 3, pp. 164-174, 1 Settembre 2002.
- [106] M. Yokozawa, Y. Shirato, T. Sakamoto, S. Yonemura, M. Nakai e T. Ohkura, «Use of the RothC model to estimate the carbon sequestration potential of organic matter application in Japanese arable soils,» *Soil Science and Plant Nutrition*, vol. 56, n. 1, pp. 168-176, 1 Febbraio 2010.
- [107] P. T. Kamoni, P. T. Gicheru, S. M. Wokabi, M. Easter, E. Milne, K. Coleman, P. Falloon, K. Paustian, K. Killian e F. M. Kihanda, «Evaluation of two soil carbon models using two Kenyan long term experimental datasets,» *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 122, n. 1, pp. 95-104, 1 Settembre 2007.
- [108] M. L. Kaonga e K. Coleman, «Modelling soil organic carbon turnover in improved fallows in eastern Zambia using the RothC-26.3 model,» *Forest Ecology and Management*, vol. 256, n. 5, pp. 1160-1166, 20 Agosto 2008.
- [109] O. M. Nieto, J. Castro, E. Fernández e P. Smith, «Simulation of soil organic carbon stocks in a Mediterranean olive grove under different soil-management systems using the RothC model,» *Soil Use and Management*, vol. 26, n. 2, pp. 118-125, 2010.
- [110] O. M. Nieto, J. Castro e E. Fernández-Ondoño, «Conventional tillage versus cover crops in relation to carbon fixation in Mediterranean olive cultivation,» *Plant and Soil*, vol. 365, n. 1, pp. 321-335, 1 Aprile 2013.

- [111] R. Farina, K. Coleman e A. Whitmore, «Modification of the RothC model for simulations of soil organic C dynamics in dryland regions,» *Geoderma*, Vol. 111, pp. 200-201, 1 Giugno 2013.
- [112] S. D. Wullschleger, 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.
- [113] M. J. Muller, Selected climatic data for a global set of standard stations for vegetation science, Springer Netherlands, 1982.
- [114] P. Falloon, P. Smith, K. Coleman e S. Marshall, «Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model,» *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 30, n. 8, pp. 1207-1211, 1 Agosto 1998.
- [115] P. Falloon e P. Smith, «Modelling soil carbon dynamics,» in *Soil Carbon Dynamics An Integrated Methodology*, Cambridge University Press, 2009, p. 301.
- [116] D. S. Jenkinson, D. E. Adams e A. Wild, «Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming,» *Nature*, vol. 351, pp. 304-306, 23 Maggio 1991.
- [117] P. Falloon, P. Smith, R. I. Bradley, R. Milne, R. Tomlinson, D. Viner, M. Livermore e T. Brown, «RothCUK – a dynamic modelling system for estimating changes in soil C from mineral soils at 1-km resolution in the UK,» *Soil Use and Management*, vol. 22, n. 3, pp. 274-288, Settembre 2006.
- [118] C. Jones, C. McConnell, K. Coleman, P. Cox, P. Falloon, D. S. Jenkinson e D. Powlson, «Global climate change and soil carbon stocks; predictions from two contrasting models for the turnover of organic carbon in soil,» *Global Change Biology*, vol. 11, n. 1, pp. 154-166, 2005.

- [119] M. Iovino, V. Bagarello, M. Castellini, G. Giordano e A. Sgroi, «Funzioni di pedotrasferimento per la determinazione della curva di ritenzione idrica dei suoli siciliani,» in *IX Convegno Nazionale dell'Associazione Italiana di Ingegneria Agraria*, Ischia Porto, Napoli.
- [120] C. Mondini, M. L. Cayuela, T. Sinicco, F. Fornasier, A. Galvez e M. A. Sánchez-Monedero, «Modification of the RothC model to simulate soil C mineralization of exogenous organic matter,» *Biogeosciences*, vol. 14, n. 13, pp. 3253-3274, 10 Agosto 2007.
- [121] Y. Shirato, T. Hakamata e I. Taniyama, «Modified rothamsted carbon model for andosols and its validation: changing humus decomposition rate constant with pyrophosphate-extractable Al,» *Soil Science and Plant Nutrition*, vol. 50, n. 1, pp. 149-158, Febbraio 2004.
- [122] Ministero dell'ambiente della tutela del territorio e del mare, «Servizio di scaricamento WFS,» [Online]. Available: <http://www.arsial.it/portalearsial/agrometeo/D3.asp#>. [Consultato il giorno 2 Dicembre 2019].
- [123] Regione Lazio, «SIARL Arsial: dati agrometeorologici della Regione Lazio,» [Online]. Available: <http://www.arsial.it/portalearsial/agrometeo/D3.asp#>. [Consultato il giorno 6 Novembre 2019].
- [124] «Rothamsted Carbon Model (RothC),» [Online]. Available: <https://www.rothamsted.ac.uk/rothamsted-carbon-model-rothc>. [Consultato il giorno 6 Novembre 2019].
- [125] O. M. Nieto, J. Castro e E. Fernández-Onoño, «Conventional tillage versus cover crops in relation to carbon fixation in Mediterranean olive cultivation,» *Plant and Soil*, vol. 365, n. 1, pp. 321-335, 1 Aprile 2013.
- [126] K. E. Saxton e W. J. Rawls, «Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions,» *Soil Science Society of America Journal*, vol. 70, n. 5, pp. 1569-1578, Settembre 2006.

- [127] «SPAW Hydrology. Get the software safe and easy.,» [Online]. Available: <https://spaw-hydrology.software.informer.com/6.0/>. [Consultato il giorno 24 Dicembre 2019].
- [128] P. Falloon, P. Smith, K. Coleman e S. Marshall, «Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model,» *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 30, n. 8, pp. 1207-1211, 1 Agosto 1998.
- [129] C. di Blasi, V. Tanzi e M. Lanzetta, «A study on the production of agricultural residues in Italy,» *Biomass and Bioenergy*, vol. 12, n. 5, pp. 321-331, 1997.
- [130] C. di Blasi, V. Tanzi e M. Lanzetta, «A study on the production of agricultural residues in Italy,» *Biomass and Bioenergy*, vol. 12, n. 5, pp. 321-331, 1 Gennaio 1997.
- [131] R. Farina, E. Testani, G. Campanelli, F. Leteo, R. Napoli, S. Canali e F. Tittarelli, «Potential carbon sequestration in a Mediterranean organic vegetable cropping system. A model approach for evaluating the effects of compost and Agro-ecological Service Crops (ASCs),» *Agricultural Systems*, vol. 162, pp. 239-248, Maggio 2018.
- [132] C. E. Stewart, K. Paustian, R. T. Conant, A. F. Plante e J. Six, «Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation,» *Biogeochemistry*, vol. 86, n. 1, pp. 19-31, 3 Agosto 2007.
- [133] Centro di Politiche e Bioeconomia (CREA), [Online]. Available: http://polaris.crea.gov.it/psr_2014_2020/Regioni/UMBRIA/ANNUALITA2016/MIS.%204_2015/SOTTOMIS.%204.1/OPERAZIONE%204.1.1/UMB_M4.1.1_2017_All_A3_Tab_Produsz_Media_Colture_Foraggere.pdf. [Consultato il giorno 17 Gennaio 2019].
- [134] R. Francaviglia, C. Baffi, A. Nassisi, C. Cassinari e R. Farina, «Use of the “RothC” model to simulate soil organic carbon dynamics on a silty-loam inceptisol in Northern Italy under different fertilization practices,» *Environmental quality*, vol. 11, pp. 17-28, 2013.

- [135] «Istruzione Agraria online,» [Online]. Available: <http://www.agraria.org/coltivazionierbacee/fava.htm>. [Consultato il giorno 20 Gennaio 2020].
- [136] Agriservice S.p.A, «Caratteri botanici, biologia, esigenze ambientali, avversità e principali rimedi, varietà più diffuse, tecnica colturale».
- [137] ARPAE, «Dext3r,» [Online]. Available: <https://simc.arpae.it/dext3r/>. [Consultato il giorno 09 Marzo 2020].
- [138] Servizio Geologico e Sismico dei Suoli, Regione Emilia-Romagna, «Catalogo dei dati geografici,» [Online]. Available: <https://geo.regione.emilia-romagna.it/geocatalogo/>. [Consultato il giorno 03 Marzo 2020].
- [139] P. Falloon, P. Smith, K. Coleman e S. Marshall, «Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model,» *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 30, n. 8, pp. 1207-1211, 1 Agosto 1998.
- [140] R. Francaviglia, C. Baffi, A. Nassisi, C. Cassinari e R. Farina, «Use of the “RothC” model to simulate soil organic carbon dynamics on a silty-loam inceptisol in Northern Italy under different fertilization practices,» *Environmental quality*, vol. 11, pp. 17-28, 2013.
- [141] C. E. Stewart, K. Paustian, R. T. Conant, A. F. Plante e J. Six, «Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation,» *Biogeochemistry*, vol. 86, n. 1, pp. 19-31, 3 Agosto 2007.
- [142] S. Cicero, *Modeling Soil Organic Carbon (SOC) Dynamic, Conservation vs Conventional Agriculture Comparison*, 2017/2018.
- [143] «Vita in campagna,» [Online]. Available: <https://www.vitaincampagna.it/frutteto/concimazione-dellolivo-nei-mesi-invernali/>. [Consultato il giorno 28 Febbraio 2020].

- [144] [Online]. Available: <https://www.canr.msu.edu/news/an-8-step-process-for-developing-a-horse-manure-management-plan-part-3-composting-horse-manure>. [Consultato il giorno 12 Febbraio 2020].
- [145] Vita in campagna, «Vita in campagna,» [Online]. Available: http://www.ediagroup.it/ita/Riviste/Vitincam/home_consigli/pdf/letame-corretto-impiego.pdf. [Consultato il giorno 12 Febbraio 2020].
- [146] F. Iraldo, F. Testa e I. Bartolozzi, «An application of Life Cycle Assessment (LCA) as a green marketing tool for agricultural products: The case of extra-virgin olive oil in Val di Cornia, Italy,» *Journal of Environmental Planning and Management*, 21 Gennaio 2013.
- [147] E. Neri, F. Rossetti, B. Rugani, F. M. Pulselli, V. Niccolucci, S. Bastianoni e N. Marchettini, «Life cycle assessment and eMergy application to the comparison between organic and conventional productions,» in *8th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector*, Saint-Malo, Francia, 2012.
- [148] S. Rinaldi, M. Barbanera e E. Lascaro, «Assessment of carbon footprint and energy performance of the extra virgin olive oil chain in Umbria, Italy,» *Science of The Total Environment*, pp. 71-79, Giugno 2014.
- [149] «Teatro naturale,» [Online]. Available: <https://www.teatronaturale.it/strettamente-tecnico/l-arca-olearia/15538-produttivita-e-rese-quale-di-questi-due-fattori-e-piu-importante-per-garantire-una-giusta-redditivita-all-olivicoltore.htm>. [Consultato il giorno 27 Febbraio 2020].
- [150] C. Peter, A. Fiore, U. Hagemann, C. Nendel e C. Xiloyannis, «Improving the accounting of field emissions in the carbon footprint of agricultural products: a comparison of default IPCC methods with readily available medium-effort modeling approaches,» *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 21, n. 6, pp. 791-805, 1 Giugno 2016.

- [151] M. Hábová, L. Pospíšilová, P. Hlavinka, M. Trnka, G. Barančíková, Z. Tarasovičová, J. Takac, J. Koco, L. Menšík e P. Nerušil, «Carbon pool in soil under organic and conventional farming systems,» *Soil and Water Research*, 25 Febbraio 2019.
- [152] H. Kirchmann, L. Bergström, T. Kätterer, L. Mattsson e S. Gesslein, «Comparison of Long-Term Organic and Conventional Crop–Livestock Systems on a Previously Nutrient-Depleted Soil in Sweden,» *Agronomy Journal*, vol. 99, n. 4, pp. 960-972, 2007.
- [153] D. Lynch, «Sustaining soil organic carbon, soil quality, and soil health in organic field crop management systems.,» in *Managing energy, nutrients and pests in organic field crops*, CRC Press, Taylor and Francis Group, 2014, pp. 107-131.
- [154] Commissione Europea, *Direttiva del consiglio del 12 dicembre 1991 relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole*, 1991, pp. 1-21.
- [155] Ministero delle politiche agricole e forestali, *Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento, di cui all'articolo 38 del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152.*, 2006.
- [156] International Panel on Climate Change, «Agriculture, Forestry and Other Land Use 11,» 2006.
- [157] Regione Lazio, «Disciplinare di produzione integrata norme tecniche di coltura,» 2019.
- [158] giardinaggio.net, «Concimi a lenta cessione,» [Online]. Available: <https://www.giardinaggio.net/giardinaggio/concime/concimi-a-lenta-cessione.asp>. [Consultato il giorno 12 Febbraio 2020].
- [159] Chemicamo, «Ciclo dell'azoto,» [Online]. Available: <https://www.chemicamo.org/chimica-generale/ciclo-dellazoto.html>. [Consultato il giorno 12 Febbraio 2020].

- [160] S. Kilian e D. Werner, «Enhanced denitrification in plots of N₂-fixing faba beans compared to plots of a non-fixing legume and non-legumes,» *Biology and Fertility of Soils*, vol. 21, n. 1-2, pp. 77-83, 1996.
- [161] International Panel on Climate Change, «Climate Change 2014: Synthesis Report,» Ginevra, 2014.
- [162] R. S. A. Novoa e H. R. Tejeda, «Evaluation of the N₂O emissions from N in plant residues as affected by environmental and management factors,» *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 75, n. 1-3, pp. 29-46, 17 Agosto 2006.
- [163] E. Stehfest e A. Bouwman, «N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions,» *Nutrient Cycling in Agroecosystems 74 (2006) 3*, vol. 74, 1 Gennaio 2006.
- [164] A. F. Bouwman, L. J. M. Boumans e N. H. Batjes, «Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data,» *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 16, n. 4, pp. 6-1 - 6-13, 2002.
- [165] A. F. Bouwman, L. M. J. Boumans e N. H. Batjes, «Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields,» *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 16, n. 4, pp. 28-1 - 28-9, Dicembre 2002.
- [166] C. P. Jantalia, H. P. dos Santos, S. Urquiaga, R. M. Boddey e B. J. R. Alves, «Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil,» *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 82, n. 2, pp. 161-173, Ottobre 2008.
- [167] S. A. C. Sant'Anna, M. R. Martins, J. M. Goulart, S. N. Araújo, E. S. Araújo, M. Zaman, C. P. Jantalia, B. J. R. Alves, R. M. Boddey e S. Urquiaga, «Biological nitrogen fixation and soil N₂O emissions from legume residues in an Acrisol in SE Brazil,» *Geoderma Regional*, vol. 15, p. 11, Dicembre 2018.

- [168] Z. Xie, F. Shah, S. Tu, C. Xu e W. Cao, «Chinese Milk Vetch as Green Manure Mitigates Nitrous Oxide Emission from Monocropped Rice System in South China,» *PloS one*, vol. 11, n. 12, p. 16, 13 Dicembre 2016.
- [169] T. J. Rose, L. J. Kearney, S. Morris e L. Van Zwieten, «Low seasonal nitrous oxide emissions in tea tree farming systems following nitrogen fertilisation using poultry litter application or green manure legumes,» *Soil Research*, 2020.

RINGRAZIAMENTI

Ringrazio il Centro di Ricerche Ezio Clementel dell'ENEA di Bologna, e in particolare il Laboratorio Valorizzazione delle Risorse nei Sistemi Produttivi e Territoriali (SSPT-USER-RISE), presso il quale questo lavoro di tesi si è svolto, e l'azienda Oleificio Zucchi S.P.A. per avere reso possibile l'esecuzione del caso di studio.

Del Laboratorio Valorizzazione delle Risorse nei Sistemi Produttivi e Territorio ringrazio l'Ing. Valentina Fantin per avermi accompagnato nello sviluppo del lavoro di tesi e la Dott.ssa Patrizia Buttol per il supporto fornito su alcuni aspetti metodologici.

Desidero inoltre ringraziare la Professoressa Serena Righi, per il suo continuo supporto, la pazienza e la fiducia dimostratami durante l'esecuzione della tesi di laurea. Ringrazio anche il Dottor Denis Zannoni, con il quale ho potuto sviluppare parte della tesi attraverso il software RothC. La sua disponibilità e il suo aiuto sono stati fattori determinanti nella realizzazione della parte centrale della tesi.

Un ringraziamento va anche al professor Alessandro Buscaroli, che mi ha supportato nella prima parte del percorso di tesi.

Da questa esperienza ho appreso diverse cose che mi saranno sicuramente utili anche nel mio percorso lavorativo futuro e che spero di aver modo di approfondire ulteriormente.