

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

DIPARTIMENTO DI AGRONOMIA, ANIMALI, ALIMENTI, RISORSE  
NATURALI E AMBIENTE

LAUREA MAGISTRALE IN SCIENZE E TECNOLOGIE PER  
L'AMBIENTE E IL TERRITORIO

**Studio degli effetti della compattazione del suolo  
negli agroecosistemi con cover crop: effetti su  
biomassa, lisciviazione e dinamica dei flussi di gas  
climalteranti**

**Relatore:** Prof. Nicola Dal Ferro

**Correlatore:** Dott. Matteo Longo

Prof. Francesco Morari

**Laureando:** Daniele Perale

**Matricola:** 2052458

Anno accademico: 2022/2023



# SOMMARIO

<b>RIASSUNTO</b> .....	<b>I</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>III</b>
<b>1 INTRODUZIONE</b> .....	<b>1</b>
1.1 Premessa .....	1
1.2 Compattazione del suolo .....	3
1.3 Cover crop.....	7
1.4 Emissioni di gas.....	9
1.4.1 Anidride carbonica (CO <sub>2</sub> ) .....	11
1.4.3 Protossido di azoto (N <sub>2</sub> O).....	13
1.4.2 Metano (CH <sub>4</sub> ).....	14
1.4.4 Misura dei flussi dei gas .....	16
1.5 Scopo della tesi .....	17
<b>2 MATERIALI E METODI</b> .....	<b>19</b>
2.1 Prova sperimentale.....	19
2.1.1 Generalità .....	19
2.1.2 Periodo di studio .....	22
2.2 Strumentazione per analisi dei gas .....	23
2.2.1 Camere .....	23
2.2.2 Analizzatore .....	25
2.2.3 Circuito camere-analizzatore .....	27
2.3 Analisi dei flussi di gas.....	29
2.4 Analisi della biomassa e lisciviazioni .....	34
2.5 Monitoraggio umidità e temperatura del suolo .....	35
2.6 Campionamento suolo .....	35

2.6 Analisi statistiche .....	36
<b>3 RISULTATI E DISCUSSIONI .....</b>	<b>37</b>
3.1 Densità apparente.....	37
3.2 Biomassa della cover crop .....	39
3.3 WFPS e temperatura .....	42
3.4 Lisciviazione .....	45
3.5 Emissioni dei gas climalteranti.....	50
3.5.1 Valori giornalieri.....	50
3.5.1 Valori cumulati.....	54
<b>4 CONCLUSIONI.....</b>	<b>59</b>
<b>BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>61</b>
<b>RINGRAZIAMENTI .....</b>	<b>71</b>

# RIASSUNTO

Il suolo è seriamente minacciato dalle pratiche di gestione quali l'uso improprio di fertilizzanti e pesticidi o l'intensificazione delle lavorazioni, contribuendo al suo degrado chimico, fisico e biologico. Tutto ciò ha reso necessario l'implementazione di pratiche agricole sostenibili e alternative come l'uso di colture di copertura o l'adozione dell'agricoltura conservativa, entrambe rientranti tra i Pagamenti Agro-Climatico-Ambientali previsti dalle politiche agrarie comunitarie attraverso i PSR. Nonostante le prospettive sull'utilizzo di tali pratiche siano interessanti, non si hanno ancora numeri consolidati sui benefici o eventuali svantaggi soprattutto dal punto di vista delle emissioni di GHGs.

L'obiettivo di questa tesi è stato quindi quello di confrontare pratiche agricole differenti in termini di emissioni di GHGs, produzione di biomassa e perdita di N-NO<sub>3</sub> e N-NH<sub>4</sub> per lisciviazione.

Il sito sperimentale per il seguente lavoro prevedeva la predisposizione di 20 lisimetri (sistemi di mesocosmo) gestiti secondo sistemi colturali e impatti differenti (5), ognuno con quattro repliche: conservativo con compattamento del suolo superficiale (CA1) e sotto-superficiale (CA2), convenzionale con cover crop (CC), convenzionale (CV) e suolo nudo (BS).

Il periodo di studio preso in esame comprendeva sette mesi di monitoraggio suddivisi secondo una prima parte da novembre 2022 a maggio 2023 in cui era presente una coltura di copertura (frumento, *Triticum aestivum*) nei lisimetri CA1, CA2 e CC e suolo nudo in CV e BS, seguita da una seconda parte che riguardava il mese di giugno 2023 in cui era presente la coltura principale (sorgo, *Sorghum bicolor* (L.) Moench).

Sono stati studiati i tre GHGs principali, ovvero anidride carbonica (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e protossido di azoto (N<sub>2</sub>O). Il loro monitoraggio è avvenuto utilizzando un sistema dinamico chiuso con il quale è possibile calcolare la dinamica dei flussi giornalieri e cumulati.

I risultati hanno dimostrato che, per quanto riguarda le emissioni dei gas, i valori cumulati hanno evidenziato l'assenza di differenze significative tra i cinque diversi sistemi per tutti e tre i gas. La CO<sub>2</sub> è stata emessa principalmente nel mese di giugno in seguito alla distribuzione di digestato; i valori di N<sub>2</sub>O hanno avuto un massimo di emissione solamente in relazione all'applicazione del digestato; infine, il CH<sub>4</sub> complessivamente è stato assorbito da tutti i sistemi e nel mese di giugno in particolare anziché determinarne

un accumulo.

Per quanto riguarda la biomassa, i risultati hanno indicato una maggiore produzione in CA1 rispetto a CA2 e CC, seppur non significativa; per quanto riguarda i nutrienti, invece, è stata osservato un maggior contenuto di azoto e fosforo nella biomassa dei sistemi senza alcuna compattazione (CC) rispetto a CA1 e CA2.

Infine, i dati ottenuti dall'analisi delle lisciviazioni indicano che il sistema BS abbia avuto le maggiori perdite di N-NO<sub>3</sub> rispetto agli altri sistemi e che il grado di compattazione e la presenza di cover crop possa essere responsabile di un'inferiore lisciviazione nelle acque di percolazione nei sistemi CA e CC. Per quanto riguarda l'N-NH<sub>4</sub>, si è avuta una perdita minore tramite percolazione nel sistema CC ma non si è avuta una differenza significativa tra i sistemi CA e BS.

Il presente studio ha permesso di analizzare alcune dinamiche legate a sistemi produttivi definiti sostenibili rispetto ai convenzionali, seppur dimostrando come una differente gestione del suolo non abbia evidenziato sostanziali differenze in termini di impatto ambientale. Vista la natura del monitoraggio, che è stato effettuato nel breve periodo, è fondamentale proseguire con l'esperimento per verificare la valenza delle pratiche agronomiche considerate nel medio o lungo termine.

# ABSTRACT

Soil is seriously threatened by management practices such as overuse of fertilizers and pesticides or the intensification of tillage operations, contributing to its chemical, physical, and biological degradation. This has requested to implement sustainable and alternative agricultural practices, such as the use of cover crops or the adoption of conservation agriculture, both of which are supported by the Agro-Climate-Environmental Payments provided by European agricultural policies through the Rural Development Program (RDP). Despite the promising potential for the adoption of these practices, there is still a lack of data regarding the benefits or potential drawbacks, particularly with respect to greenhouse gas emissions.

The objective of this thesis was to compare different agricultural practices in terms of GHGs emissions, biomass production, and loss of N-NO<sub>3</sub> and N-NH<sub>4</sub> through leaching. The experiment involved 20 lysimeters (mesocosm systems) managed under five different cropping systems, each with four replicates: conservation agriculture with surface soil compaction (CA1) and subsurface soil compaction (CA2), conventional agriculture with cover crops (CC), conventional agriculture (CV), and bare soil (BS).

The study period spanned seven months, divided into two parts. The first part, from November 2022 to May 2023, included a cover crop (wheat, *Triticum aestivum*) in lysimeters CA1, CA2, and CC, and bare soil in CV and BS. The second part focused on June 2023, during which the main crop (sorghum, *Sorghum bicolor* (L.) Moench) was grown.

The three main GHGs, namely carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), methane (CH<sub>4</sub>) and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O), were studied. Their monitoring was conducted using a closed dynamic system that allowed for the estimation of daily and cumulative flux dynamics.

Results showed that, in terms of gas emissions, the cumulative values indicated no significant differences among the five different systems for all three gases. CO<sub>2</sub> was mainly emitted in June following the distribution of digestate; N<sub>2</sub>O values showed a peak of emission only in relation to digestate application. In contrast, a CH<sub>4</sub> sink was absorbed under all treatments, rather than accumulating, particularly in June.

Regarding biomass, the results indicated slightly higher production in CA1 compared to CA2 and CC, although it was not statistically significant. Concerning nutrient uptakes, a higher content of N and P was observed in the biomass of systems without compaction (CC) compared to CA1 and CA2.

Finally, leaching analysis indicated that the BS system had the highest losses of N-NO<sub>3</sub> compared to the other systems, and that compaction level and the presence of cover crops may be responsible for lower leaching into percolation water in CA and CC systems. As for N-NH<sub>4</sub>, losses were lower under CC and no significant differences between the CA and BS systems.

This study allowed to follow some of the dynamics related to the so-called sustainable agricultural systems, although it has shown that different soil management did not reveal substantial differences in terms of environmental impact. Moreover, it is imperative to continue the experiment to assess the validity of the agronomic practices considered in the medium or long term.

# 1 INTRODUZIONE

## 1.1 Premessa

La sostenibilità della società umana dipende dall'uso accorto delle risorse naturali. I suoli contribuiscono ai fabbisogni di base come cibo, acqua e aria pulita e sono un importante vettore di biodiversità. Nel mondo globalizzato del XXI secolo, la sostenibilità dell'uso del suolo dipende non solo dalle scelte gestionali di agricoltori, silvicoltori e pianificatori del territorio, ma anche da decisioni politiche su norme, regolamenti e finanziamenti, che sono influenzate anche dalla percezione pubblica del problema (Keesstra et al., 2016). In questo contesto, è crescente la sensibilità dei decisori politici verso un uso consapevole della risorsa suolo, che è resa evidente non solo dalle politiche agricole comunitarie, ma anche dai recenti sviluppi sulle politiche ambientali che hanno portato l'Unione Europea a proporre recentemente (luglio 2023) una Direttiva a difesa del suolo (Proposal for a Directive on Soil Monitoring and Resilience).

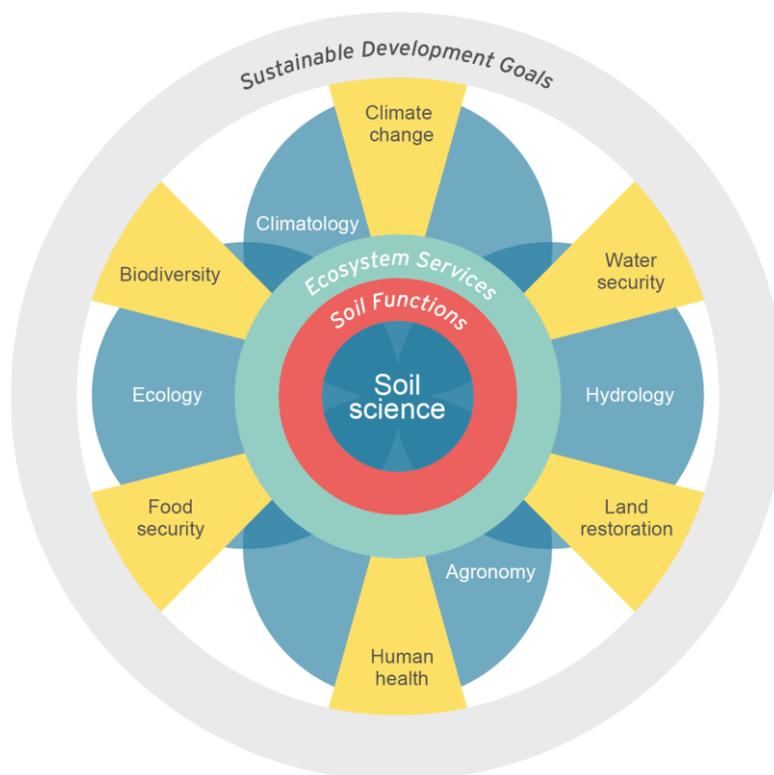
Il suolo, che è comunemente considerato come una risorsa non rinnovabile poiché la sua rigenerazione è molto lenta, è seriamente minacciato dalle pratiche della società moderna (Hou et al., 2020). Il suo degrado si verifica non solo attraverso alcuni fenomeni come l'erosione idrica, erosione eolica, la salinizzazione, la deforestazione o la compattazione, ma anche ad attività che introducono sostanze inquinanti come metalli pesanti, pesticidi, fertilizzanti, idrocarburi policiclici aromatici (Celentano et al., 2017).

A livello globale, si stima che circa 24 miliardi di tonnellate di suolo vengano persi ogni anno a causa di fattori come l'erosione (UNCCD, 2017) e che circa il 30% dei suoli mondiali si trovi in uno stato di degrado (FAO, 2011). Per aiutare ad affrontare il degrado del suolo, l'Organizzazione delle Nazioni Unite per l'alimentazione e l'agricoltura ha dichiarato il 2015-2024 come il Decennio internazionale del suolo, con l'obiettivo di sensibilizzare l'opinione pubblica sulla protezione del suolo. Da allora, c'è stata una fiorente tendenza della letteratura scientifica e del dibattito pubblico sul suolo (Hou et al., 2020).

Negli anni più recenti, la comunità scientifica ha sempre più riconosciuto che il suolo è anche una componente essenziale per la protezione dell'ambiente, la mitigazione dei

cambiamenti climatici, il rinnovo dei servizi ecosistemici, nonché l'uso e pianificazione del territorio (Hou et al., 2020). C'è anche un crescente riconoscimento del fatto che la salute del suolo si riferisca non solo ai classici processi biogeofisici, ma anche alla gestione delle informazioni, alla condivisione delle conoscenze e al comportamento umano (Bampa et al., 2019; Bouma et al., 2019).

I paesi partecipanti alla conferenza sullo sviluppo sostenibile Rio+20 hanno concordato nel documento finale di sforzarsi a raggiungere un mondo neutrale dal punto di vista del degrado del suolo per un contesto di sviluppo sostenibile. Tale accordo è stato ulteriormente sviluppato durante il successivo processo di definizione degli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile (SDGs), approvato dall'Assemblea Generale delle Nazioni Unite nel settembre 2015 (Fig.1.1). Questo processo di soft-law, che rappresenta una linea guida e non una legge vincolante, riflette il crescente interesse per lo sviluppo di un'agenda universale che fornisca una visione globale per lo sviluppo sostenibile, collegando questioni ambientali, economiche e sociali. La principale differenza rispetto ai precedenti Obiettivi di Sviluppo del Millennio (MDG) è che gli SDG sono applicabili a tutti i paesi del mondo, non solo ai paesi in via di sviluppo (Keesstra et al., 2016).



**Figura 1.1:** Obiettivi di sviluppo sostenibile (Keesstra et al., 2016).

La salute del suolo è una caratteristica intrinseca ed è stata definita come "la capacità di un suolo di funzionare come un sistema vivente vitale all'interno dei confini dell'ecosistema e dell'uso del suolo per sostenere la produzione vegetale e animale, mantenere o migliorare la qualità dell'acqua e dell'aria e promuovere la salute delle piante e degli animali" (Doran e Zeiss, 2000). La qualità del suolo, al contrario, è una caratteristica estrinseca dei suoli e cambia con l'utilizzo desiderato di quel suolo da parte dell'uomo. Può riguardare la produzione agricola e la capacità di sostenere la fauna selvatica, proteggere i bacini idrografici o fornire prodotti ricreativi.

La sostenibilità dell'uso e della gestione del suolo dipende dal comportamento nel mondo reale da parte dei professionisti, in particolare degli agricoltori. Vi è, dunque, un crescente interesse a integrare le componenti sociali e il comportamento degli agricoltori con la componente ecologica della gestione del suolo (Amin et al., 2019).

La produzione agricola e il cambiamento di uso del suolo sono attualmente responsabili di circa il 25% delle emissioni totali di gas serra (GHG) derivanti dalle attività umane (Smith et al., 2014). La trasformazione di suoli non lavorati in terreni coltivati, l'allagamento controllato per produrre riso, la combustione dei residui colturali e l'applicazione di fertilizzanti azotati sono tutte attività che rilasciano gas serra in atmosfera (Hillel, 1998). In ogni modo, è stato recentemente dimostrato che l'agricoltura globale abbia contribuito in maniera minore in relazione alle emissioni di gas serra (Bennetzen et al., 2016).

Tuttavia, l'aumento della produzione in tutto il mondo, dovuto alla crescita esponenziale della popolazione mondiale e la conseguente necessità di produrre più cibo, fa sì che le emissioni totali del settore siano in aumento (Tubiello et al., 2018).

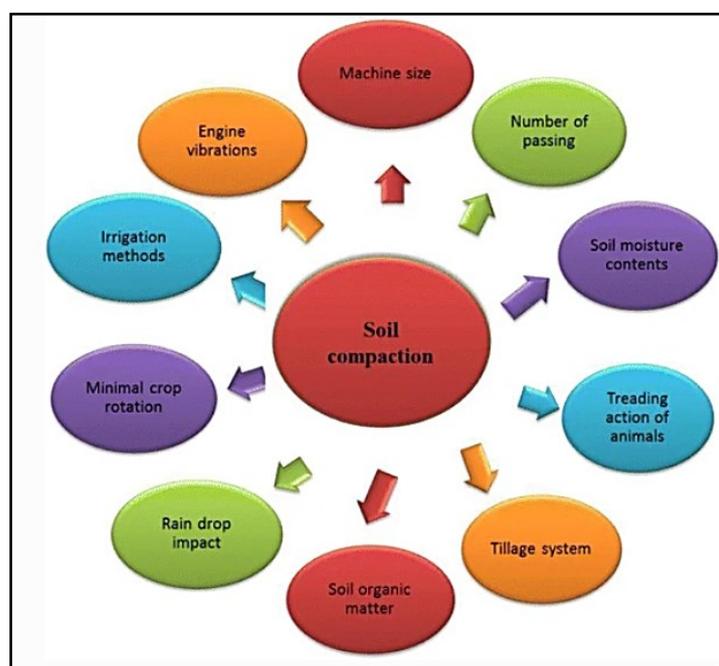
## **1.2 Compattazione del suolo**

La compattazione può essere definita come "il processo mediante il quale le particelle di suolo vengono riorganizzate in un volume minore, aumentando così la densità apparente" (SSSA1996). La compattazione del suolo è pertanto una forma fisica di degrado che ne modifica la struttura e ne influenza la produttività (Nawaz et al., 2013). In passato, questo

fenomeno era di difficile individuazione e provocava un degrado nascosto sulla struttura del suolo (Nawaz et al., 2013), tuttavia, ora con le recenti tecnologie (ad esempio con metodi geofisici) è possibile studiare e verificare la presenza di compattazione.

È un fenomeno, quindi, che comporta cambiamenti sostanziali nelle proprietà fisiche del suolo (in primo luogo densità apparente e porosità) e può interessare lo strato superficiale (compattazione superficiale), così come quello sotto-superficiale. Nella maggior parte dei casi, la compattazione ha effetti negativi sul suolo, quali una diminuzione dell'infiltrazione di acqua e nutrienti, ristagno, o il verificarsi di condizioni di scambio limitato di gas tra suolo, vegetazione e atmosfera.

La stima della compattazione del suolo avviene tramite la determinazione di parametri fisici come la densità apparente e la porosità totale, la resistenza del suolo alla penetrazione, oppure la conducibilità idrica satura. La compattazione del suolo può portare alla distruzione dei pori, alla riduzione della conducibilità idraulica del suolo e della permeabilità all'aria (Horn et al.1995). I macropori sono relativamente più colpiti durante la compattazione del suolo rispetto ai micropori. La compattazione può essere un fenomeno naturale (Fabiola et al. 2003) o causato da fenomeni artificiali (Fig.1.2).



**Figura 1.2:** Cause della compattazione del suolo (Shah et al., 2017).

Le pratiche agricole convenzionali possono degradare il suolo e favorire i fenomeni di compattazione, soprattutto a causa dell'utilizzo di macchine agricole gommate sempre più pesanti, dalla semina al raccolto, che possono compromettere la capacità portante del suolo (Williamson e Neilsen 2000). La compattazione del suolo da parte di una macchina, in generale, dipende dalla resistenza del suolo e dal carico della macchina (Alakukku et al. 2003) (Fig.1.3).

Le continue lavorazioni del terreno e il passaggio di macchinari adibiti alla lavorazione possono creare uno strato compattato anche sotto superficialmente; l'esperienza in campo dimostra che la lavorazione annuale causa la compattazione del sottosuolo alla profondità della lavorazione entro tre anni, così come studi specifici hanno evidenziato come la compattazione possa espandersi velocemente sia negli strati superficiali che in quelli più profondi nel giro di pochi anni (quinquennio) (Birkàs et al., 2004).

Anche il calpestio degli animali può causare compattazione degradandone la struttura. Alcuni studi hanno dimostrato come il calpestio animale possa alterare la struttura fino a oltre 20 cm di profondità influenzando la densità apparente del suolo, la conducibilità idraulica, il volume dei macropori e la resistenza alla penetrazione del suolo (Nawaz et al., 2013).

Il contenuto di umidità del suolo è il fattore più influente che rende il suolo suscettibile alla compattazione (Lipiec et al. 2002), in presenza di un elevato contenuto di acqua c'è meno resistenza alla pressione, perciò, il suolo può deformarsi. L'aumento del contenuto di umidità del suolo, infatti, provoca la riduzione degli spazi dei macropori e porta alla diminuzione della capacità di carico del suolo e pressione al suolo ammissibile (Shah et al., 2017).

Un elevato contenuto di sostanza organica corrisponde ad un indice di stabilità più elevato, un'elevata qualità del suolo e produttività, mentre un contenuto di sostanza organica inferiore nel suolo potrebbe causare una sua compattazione (Wortman e Jasa 2003).

Inoltre, l'azione battente diretta della goccia di pioggia può disperdere le particelle di terreno rompendo la superficie del suolo. La superficie del suolo è costituita da fessure e le particelle fini si separano dalle zolle del terreno, che, se accompagnate da ristagno idrico si depositano per formare uno strato denso di terreno causando così la compattazione del suolo (Shah et al., 2017).



*Figura 1.3: Esempio di compattazione di un suolo agricolo causato da una macchina agricola.*

Le cause naturali (radici degli alberi, precipitazioni, cicli stagionali, ecc.) della compattazione del suolo non sono dannose quanto le cause antropiche: la compattazione del suolo dovuta da cause naturali è limitata nei 5 cm superiori del suolo e la compattazione del suolo dovuta al calpestio e la pressione urbana su un sito può compattare il terreno fino a 20 cm mentre le operazioni meccaniche possono compattare il terreno fino a 60 cm. Indipendentemente dall'origine, la compattazione del suolo influenza la dinamica dell'acqua, il destino dei pesticidi, l'erosione del suolo, il ciclo del carbonio e dell'azoto, la crescita delle piante e il costo delle operazioni meccaniche (Nawaz et al., 2013).

La compattazione del suolo, soprattutto negli strati del sottosuolo, può limitare la crescita delle radici profonde e influenzare in modo negativo l'accesso delle piante all'acqua del sottosuolo. Il conseguente aumento dello stress da siccità può limitare la crescita e la resa delle piante. La lavorazione profonda è stata utilizzata per alleviare la compattazione del suolo ma i benefici della lavorazione profonda possono essere di breve durata (Calonego e Rosolem, 2010) e costoso in termini di energia e tempo.

## 1.3 Cover crop

Il declino della qualità ambientale degli agroecosistemi, della biodiversità e della stabilità delle produzioni agricole è stato causato anche da pratiche agricole convenzionali poco accorte nel preservare le risorse naturali, come le pratiche di monocoltura, l'apporto inadeguato dei residui vegetali e l'uso eccessivo di fertilizzanti inorganici (Dabney et al., 2010). Per far fronte a questi impatti, negli ultimi anni sono state fortemente proposte alternative alle pratiche convenzionali, che determinano un maggior apporto di materia organica al suolo, un maggior grado di copertura del suolo tramite l'uso di cover crop e l'adozione di rotazioni colturali per limitare l'impatto negativo di malerbe, attacchi parassitari e malattie in condizioni di minima o non lavorazione (no tillage) (Parihar et al., 2018).

La non lavorazione del terreno è una tecnica molto diffusa tra le pratiche agronomiche sostenibili, spesso chiamata "agricoltura conservativa (CA)" (Piccoli et al., 2017).

L'agricoltura conservativa è spesso associata a una serie di funzioni del suolo, come l'aumento della biodiversità, un maggior apporto di materia organica, della stabilità degli aggregati o la diminuzione del deflusso, dell'erosione, delle perdite di fosforo (P) e delle emissioni di GHGs (Piccoli et al., 2017). Tuttavia, l'assenza di operazioni di lavorazione del terreno può avere un impatto negativo sulla crescita delle radici delle colture attraverso un aumento della resistenza e della densità apparente del suolo ed una riduzione della sua porosità che favorisce il fenomeno di compattazione del suolo (Piccoli et al., 2017).

Oltre che applicate in sistemi conservativi, le colture di copertura –cover crops– vengono utilizzate anche in sistemi convenzionali per una gestione accorta della risorsa suolo; letteralmente sono "colture che ricoprono il suolo" e uno dei loro primi usi è stato quello di ridurre l'erosione durante i periodi in cui il suolo rimane scoperto nei sistemi di coltivazione annuali (Kaspar & Singer, 2015). Possono essere utilizzate come parte integrante di un sistema di produzione e rappresentano una transizione tra due colture principali successive, in un terreno gestito mediante agricoltura conservativa oppure in un sistema convenzionale (Lal, 2015). Le colture di copertura possono essere qualsiasi tipo di coltura, sebbene generalmente siano colture erbacee appartenenti alla famiglia delle leguminose, poacee oppure brassicacee.

La premessa fondamentale per l'utilizzo delle colture di copertura è la riduzione dei periodi in cui viene lasciato scoperto il suolo nei sistemi colturali. Solitamente, in un ecosistema naturale, sono presenti piante che crescono, ricoprono il suolo, fanno traspirare l'acqua, assorbono i nutrienti, fissano il carbonio e sostengono la fauna del suolo per la maggior parte del tempo. Le attuali pratiche di semina e lavorazione spesso lasciano il terreno nudo ed esposto durante l'autunno, l'inverno e l'inizio della primavera (Kaspar & Singer, 2015).

I vantaggi che si possono ottenere da una coltura di copertura possono riguardare le proprietà fisiche, chimiche e biologiche e altri vantaggi come la riduzione dei costi di produzione (Adetunji et al., 2020). È stato dimostrato che diversi suoli modificati con cover crop permettono di mantenere il contenuto di acqua e migliorare le caratteristiche delle falde freatiche (Qi e Helmer, 2010). Un ulteriore beneficio fornito dalle cover crop riguarda la mitigazione dell'impatto al suolo fornito dall'energia cinetica con cui cadono le gocce di pioggia sul terreno, inoltre possono contribuire a trattenere i nutrienti altrimenti lisciviati in falda, mantengono il contenuto d'acqua proveniente dall'irrigazione e dalle precipitazioni e aiutano nella disponibilità di umidità del suolo per le colture successive (Sharma et al., 2018).

Inoltre, le colture di copertura riducono l'erosione eolica e idrica, riducendo di conseguenza le emissioni di particolato in atmosferico dal suolo dovute all'azione del vento e dei macchinari, e controllano le erbe infestanti competendo per luce, acqua e sostanze nutritive. Gli impatti benefici includono anche il miglioramento del sequestro di carbonio (C), la stabilità degli aggregati del suolo e la gestione dei parassiti, e possono contribuire a migliorare il ciclo dei nutrienti (Adetunji et al., 2020).

Poiché le colture di copertura aumentano il contenuto di carbonio e azoto del suolo, contribuiscono alla riduzione degli effetti deleteri del riscaldamento globale. Se utilizzate in combinazione con la minima o non lavorazione, le cover crop possono contribuire a migliorare la qualità del suolo e la produzione sostenibile in agricoltura (Adetunji et al., 2020).

Nonostante i potenziali benefici, l'introduzione di colture di copertura può aumentare la complessità delle operazioni agricole (Daryanto et al., 2018). È necessario, infatti, sincronizzare i cicli di semina e interrimento delle colture di copertura con quelli della coltura principale, in modo da massimizzare i benefici delle cover crops (Daryanto et al.,

2018). Inoltre, le operazioni di semina e interrimento delle colture di copertura possono far incrementare i costi (Reeves, 1994).

Con l'aumento simultaneo dell'adozione delle colture di copertura e della consapevolezza dei cambiamenti climatici negli ultimi decenni, c'è una crescente necessità di comprendere le loro interazioni (Kaye & Quemada, 2017). La risposta a questa esigenza da parte della comunità scientifica è evidenziata da una serie di analisi che valutano come le colture di copertura influenzino il sequestro di carbonio e le emissioni di gas serra dal suolo (Basche et al. 2014; Poeplau e Don 2015).

La mitigazione del cambiamento climatico si riferisce a strategie che riducono l'impatto antropico del sistema climatico (IPCC 2007). Per i sistemi agricoli, le tipiche strategie di mitigazione includono la riduzione della produzione di fertilizzanti contenenti azoto e le emissioni di gas serra associate, la riduzione delle emissioni dirette di gas serra dal suolo all'atmosfera o l'aumento dei pozzi per i gas serra nel suolo (Camargo et al. 2013).

## **1.4 Emissioni di gas**

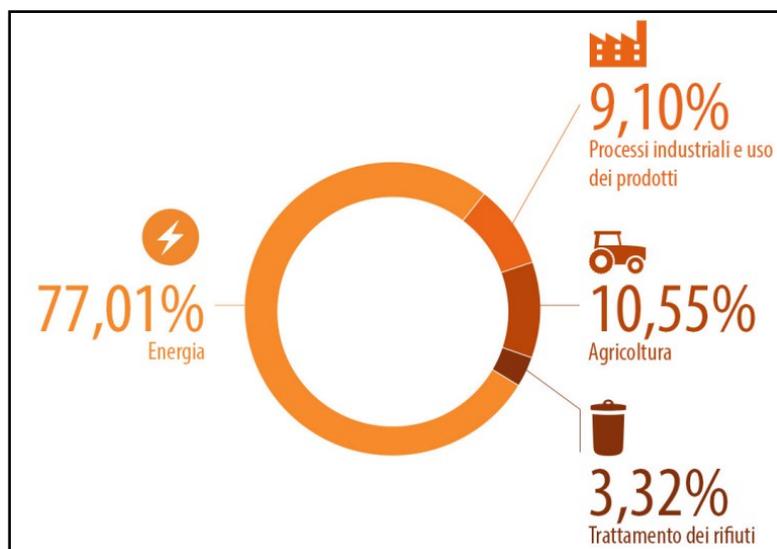
L'effetto serra è un fenomeno naturale che di per sé non è negativo; grazie ad esso, la Terra ha una temperatura costante e adatta alla presenza della vita. Da un lato i gas serra favoriscono la riflessione verso terra dei raggi IR, dall'altro trattengono parte del calore che così viene distribuito sulla superficie terrestre.

L'aumento di gas serra in atmosfera, causato principalmente dalle attività umane, porta ad una intensificazione del fenomeno. L'intensa industrializzazione ha provocato un'enorme quantità di emissioni di anidride carbonica (CO<sub>2</sub>) dovuta all'utilizzo dei combustibili fossili (carbone, petrolio e gas naturale). La deforestazione è un altro fattore fondamentale: le piante hanno infatti un ruolo indispensabile in quanto tengono pulita l'aria che respiriamo, poiché contribuiscono a mantenere in equilibrio i livelli di ossigeno e di CO<sub>2</sub>. Anche l'urbanizzazione, se non regolata, può avere conseguenze climatiche importanti (IPCC 2023).

Vapore acqueo (H<sub>2</sub>O), anidride carbonica (CO<sub>2</sub>), protossido di azoto (N<sub>2</sub>O), metano (CH<sub>4</sub>) sono i gas serra principali nell'atmosfera terrestre. Oltre a questi gas di origine sia naturale che antropica, esiste un'ampia gamma di gas serra rilasciati in atmosfera di origine esclusivamente antropica, come i clorofluorocarburi (CFC), i bromofluorocarburi

(BFC) e molte altre sostanze le cui molecole contengono alogeni, le cui emissioni sono regolamentate dal Protocollo di Montréal.

Il contributo di un gas alla variazione dell'effetto serra è determinato dalla forzante radiativa del gas, dalla sua concentrazione nell'atmosfera e dal suo tempo di permanenza nell'atmosfera. L'indice noto come Global Warming Potential (GWP, potenziale di riscaldamento globale), rappresenta una misura di quanto un dato gas serra contribuisca al riscaldamento globale, in relazione alla CO<sub>2</sub>, assunta come parametro di riferimento e il cui GWP ha per definizione il valore 1. Il protossido di azoto è quello con il valore di GWP più elevato (265), seguito dal metano (28): cioè, l'N<sub>2</sub>O ha un potere riscaldante 265 volte più potente della CO<sub>2</sub> e circa 10 volte più potente di CH<sub>4</sub>. Un'altra caratteristica molto importante di ogni gas è il tempo di emivita in atmosfera che cambia il contributo dei diversi gas nel lungo periodo. L'emivita della CO<sub>2</sub> è di oltre 1000 anni, per N<sub>2</sub>O 121 anni e infine per CH<sub>4</sub> 12.4 anni. Gli interventi volti ad affrontare i cambiamenti climatici e a ridurre le emissioni di gas serra sono una delle priorità dell'Unione Europea. Tra gli obiettivi vi è la riduzione entro il 2050 delle emissioni di gas a effetto serra dell'80-95% rispetto ai livelli del 1990 (IPCC 2023).



**Figura 1.4:** Emissioni di gas serra nell'UE nel 2019 divise per settore produttivo.

Produzione energetica, industria, agricoltura, trasporti, trattamento di rifiuti, questi i settori dell'economia mondiale che contribuiscono in maniera più o meno rilevante alle emissioni annuali di anidride carbonica.

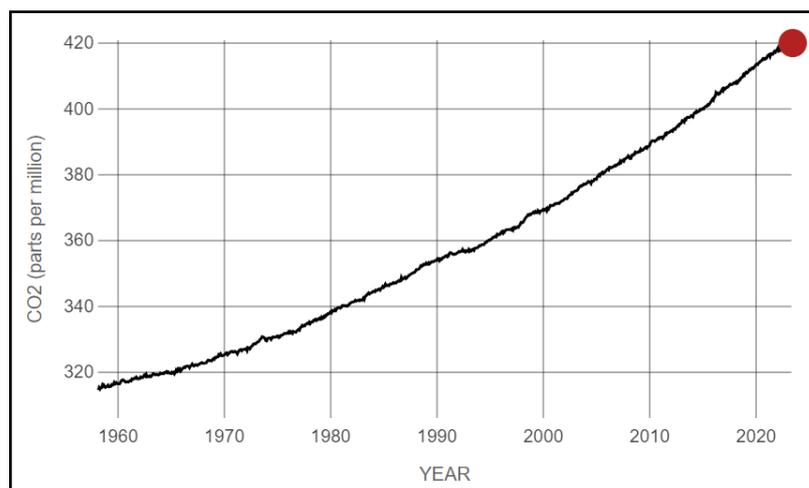
Per quanto riguarda l'Unione Europea (Fig. 1.4), la quota maggiore di emissioni gas serra

riguarda la produzione energetica che rappresenta quasi tre quarti del totale, il settore agricolo invece è responsabile per il 10%, seguito dai vari processi industriali e utilizzo dei prodotti (9%) e infine il trattamento dei rifiuti è responsabile per il 3% del totale (IPCC 2023).

I suoli possono fungere da fonti significative di vari gas serra (GHG), tra cui CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, sebbene in molti casi possano contribuire anche a una riduzione netta di alcuni di essi. Ridurre l'emissione di tali gas serra è una delle maggiori sfide per l'agricoltura sostenibile (de Araújo Santos et al., 2019) e il raggiungimento dell'SDG13: Azione per il clima.

### 1.4.1 Anidride carbonica (CO<sub>2</sub>)

L'anidride carbonica (CO<sub>2</sub>) è un importante gas che intrappola il calore che proviene dall'estrazione e dalla combustione di combustibili fossili (come carbone, petrolio e gas naturale), da incendi e da processi naturali come le eruzioni vulcaniche. Dall'inizio dell'era industriale (nel XVIII secolo), le attività umane hanno aumentato la CO<sub>2</sub> atmosferica del 50% (NASA). Attualmente in atmosfera l'anidride carbonica è presente ad una concentrazione pari a circa 420 ppm (Fig.1.5), questo aumento è attribuito alle attività antropogeniche tra cui: la combustione di combustibili fossili, la deforestazione, emissione delle automobili, incendi boschivi, ecc. (Rastogi et al., 2012).

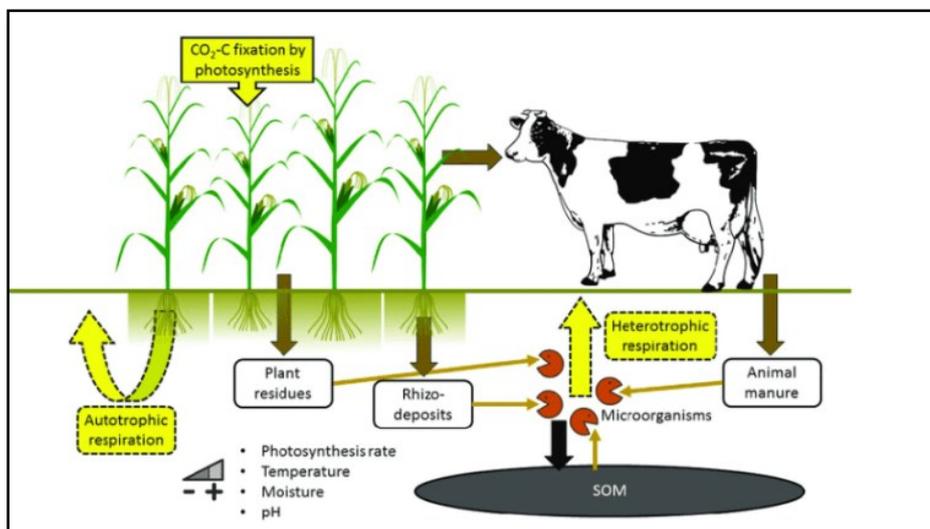


**Figura 1.5:** Andamento della concentrazione di CO<sub>2</sub> dal 1960 ad oggi.

La CO<sub>2</sub> viene emessa tramite respirazione del suolo (Fig.1.6) (Raich e Schelesinger, 1992) e può essere di due tipi: autotrofa o eterotrofa. La prima è dovuta dalle radici delle piante, mentre la seconda è data dalla decomposizione della sostanza organica da parte di microrganismi nel terreno (Hatano et al., 2011). La microflora del suolo contribuisce per il 99% alla CO<sub>2</sub> derivante dalla decomposizione di materia organica (Rastogi et al., 2012) mentre il contributo della fauna è molto inferiore. La respirazione radicale contribuisce per circa il 50% alla respirazione totale del suolo.

Diversi studi hanno dimostrato che alcuni fattori come la struttura del suolo, temperatura, umidità, pH, carbonio disponibile e contenuto di azoto possano influenzare la produzione di CO<sub>2</sub> e le emissioni dal suolo (Hatano et al., 2011). Per la respirazione delle radici, la fonte di carbonio è la fotosintesi e la sua traslocazione alla radice; mentre la caduta della lettiera, la mortalità delle radici, applicazioni di concimi e residui colturali forniscono carbonio per la respirazione microbica del suolo (Hatano et al., 2011).

Le pratiche di gestione del suolo come l'aumento del contenuto di carbonio organico del suolo, la riduzione della lavorazione del terreno, la concimazione, l'incorporazione dei residui, il miglioramento della biodiversità del suolo possono svolgere un ruolo importante nel sequestro di C nel suolo (Rastogi et al., 2012).



*Figura 1.6: Respirazione del suolo.*

### 1.4.3 Protossido di azoto (N<sub>2</sub>O)

Il protossido di azoto (N<sub>2</sub>O) è il terzo gas serra antropogenico più importante nell'atmosfera. Oltre al suo ruolo di gas serra, l'N<sub>2</sub>O svolge anche un ruolo significativo nella riduzione dell'ozono (O<sub>3</sub>) (Ussiri and Lal, 2013). La sua abbondanza atmosferica prima dell'industrializzazione era di 270 parti per miliardo (ppb), mentre ora la sua abbondanza attuale è di circa 320 ppb. Negli ultimi 10 anni, il tasso medio annuo di crescita è di circa 0.8 ppb anno. Viene emesso nell'atmosfera da fonti naturali e antropiche (Ussiri and Lal, 2013).

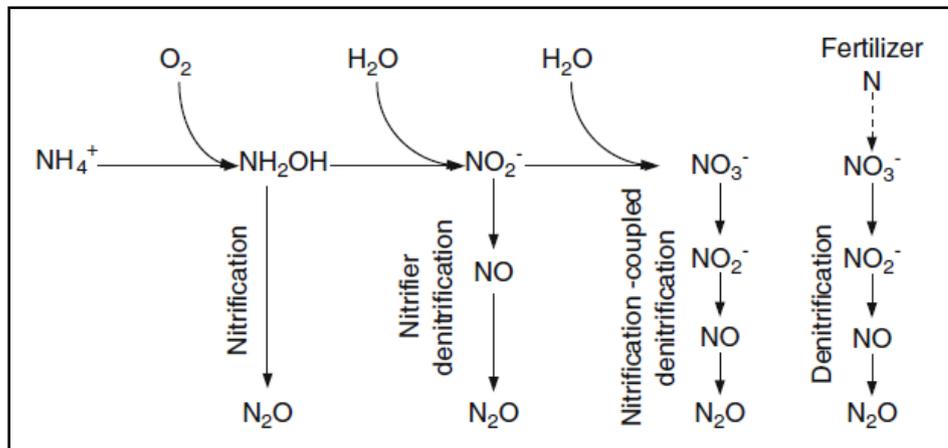
La produzione globale di N<sub>2</sub>O è in gran parte dovuta a processi microbici. Le trasformazioni microbiche di nitrificazione e denitrificazione contribuiscono per circa il 70% totale annuale di N<sub>2</sub>O in tutto il mondo (Godde e Conrad 2000). L'N<sub>2</sub>O si forma principalmente come sottoprodotto della nitrificazione e come intermediario della denitrificazione. Tradizionalmente, la nitrificazione e la denitrificazione sono i principali processi di formazione di N<sub>2</sub>O sia negli ecosistemi terrestri che marini.

Nel suolo (Fig.1.8) viene prodotto attraverso il processo di denitrificazione, in cui lo ione nitrato NO<sub>3</sub><sup>-</sup> viene dapprima trasformato in N<sub>2</sub>O e infine in N<sub>2</sub> (Dodds et al., 2017). La denitrificazione è effettuata prevalentemente da batteri denitrificanti in condizioni di anaerobiosi (ovvero carenza o assenza di ossigeno); in presenza di ossigeno o di basse concentrazioni di nitrati il processo di denitrificazione si blocca allo step intermedio con una produzione maggiore di N<sub>2</sub>O (Dodds et al., 2017).

Il protossido, inoltre, è un sottoprodotto della nitrificazione, ovvero il processo che porta alla formazione di nitrati (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) partendo dallo ione ammonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Questo processo viene svolto da batteri nitrificanti prevalentemente in condizioni aerobiche (Dodds et al., 2017).

Le attività umane hanno alterato in modo significativo il ciclo dell'azoto attraverso la produzione alimentare e l'uso di energia. Le attività antropogeniche hanno più che raddoppiato il tasso di trasferimento di N dalla forma altamente abbondante ma non disponibile (N<sub>2</sub>) nell'atmosfera alle forme disponibili come NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (Ussiri and Lal, 2013). Le principali fonti di cambiamento sono: (1) mobilitazione e fissazione durante la combustione del carburante, (2) utilizzo di fertilizzanti nel settore agricolo e (3) aumento della produzione agricola di colture che fissano N in modo simbiotico (Ussiri

and Lal, 2013). Spesso vengono utilizzati termini di default e fissi per le emissioni di  $N_2O$  (Velthof and Rietra, 2018), tuttavia, risulta importante quantificare quale sia il tasso reale di emissione del gas.

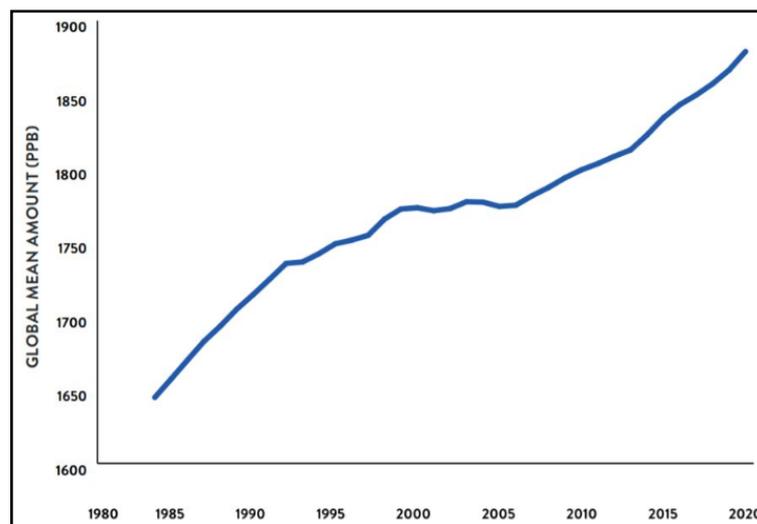


*Figura 1.8: Principali percorsi per la formazione di  $N_2O$  (Ussiri and Lal, 2013).*

## 1.4.2 Metano ( $CH_4$ )

Il metano ( $CH_4$ ) è il secondo inquinante dopo l'anidride carbonica per contributo al cambiamento climatico di matrice antropica con una concentrazione attuale di circa 1870 ppb (Fig.1.7). Come afferma l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), ha un tempo di permanenza in atmosfera inferiore rispetto all'anidride carbonica ma presenta un potenziale di riscaldamento globale decisamente superiore.

Pur essendo una sostanza naturalmente presente, oltre la metà del metano in atmosfera è dovuta alle attività umane. Le sue emissioni provengono dalla produzione e dal trasporto di carbone, gas naturale e petrolio, nonché dal bestiame e da altre pratiche agricole, dall'uso del suolo e dalla decomposizione dei rifiuti organici nelle discariche municipali. Nel 2021, la maggior parte delle emissioni di metano proveniva da agricoltura, silvicoltura e pesca.



**Figura 1.7:** Concentrazione metano (ppb) dal 1984 ad oggi.

La formazione di  $\text{CH}_4$  avviene principalmente attraverso il processo di metanogenesi, una forma di respirazione anaerobica (Thauer et al., 1998) effettuata da organismi metanogeni, osservati in ambienti privi di ossigeno, prevalentemente nella materia organica in decomposizione, nelle paludi, nei tratti digestivi degli animali e nei sedimenti acquatici. Queste forme di vita non utilizzano l'ossigeno come accettore di elettroni ma molecole organiche o  $\text{CO}_2$  (Farooq and Siddique, 2015), principalmente in suoli con assenza di solfati e nitrati e con una buona presenza di sostanza organica.

Il metano viene degradato principalmente attraverso due meccanismi: uno in atmosfera ed un nel suolo. In atmosfera, avvengono processi di ossidazione fotochimica soprattutto con reazioni tra il metano e il radicale ossidrile ( $\cdot\text{OH}$ ) con la conseguente produzione di anidride carbonica (Farooq and Siddique, 2015). Nel suolo, invece, il processo che porta alla degradazione del metano prende il nome di metanotrofia, una ossidazione mediata da batteri metanotrofi che avviene nelle zone aerobiche del suolo (Schütz et al., 1989). Quest'ultimo processo è di fondamentale importanza e rappresenta circa il 10% del *sink* totale del metano (Topp and Pattey, 1997).

Il suolo, quindi, non si comporta solamente come fonte di metano ma può svolgere anche la funzione di *sink*, la concentrazione di  $\text{CH}_4$ , infatti, dipende dal rapporto tra la metanogenesi e la metanotrofia (Topp and Pattey, 1997).

## 1.4.4 Misura dei flussi dei gas

La metodologia più utilizzata per misurare le emissioni di gas dal terreno si basa sull'utilizzo di camere, che vengono poste sulla superficie del terreno: l'aumento della concentrazione dei gas al loro interno nel tempo permette di calcolare i flussi (Livingston and Hutchinson, 1995). Esistono due metodi basati su questo principio: camere dinamiche e camere statiche.

- **Non-Steady-State Through-Flow System** (NSS\_TFS, nota anche come camera dinamica)
- **Non-Steady-State Non-Through-Flow System** (NSS\_NTFS, chiamata anche camera statica).

La differenza tra i due metodi è relativa solo alla presenza (Through-Flow), o assenza (Non-Through-Flow) di un analizzatore *in situ* connesso alla camera da un circuito chiuso. Il sistema NSS\_TFS ha spesso le migliori prestazioni in termini di precisione e accuratezza, ma la disponibilità di analizzatori in campo ne limita la disponibilità di utilizzo.

Il sistema a camere statiche solitamente porta ad una sottostima dei flussi, in quanto normalmente il tempo di misura è più lungo e la presenza della camera tenderebbe ad alterare il gradiente di diffusione (Hutchinson and Mosier, 1981). Attraverso, tuttavia, ad un corretto numero di campioni le misure dei flussi ottenute con entrambi i sistemi sono comparabili (Heinemeyer and McNamara, 2011).

Solitamente, le analisi dei gas vengono effettuate tramite gascromatografia (GC). Come tutte le cromatografie, si basa sulla diversa ripartizione di diverse sostanze tra una fase stazionaria ed una fase mobile, in funzione dell'affinità di ogni sostanza con la fase stazionaria. La GC ha conosciuto il suo grande boom negli anni Sessanta e tuttora conserva una posizione di primo piano fra le tecniche di separazione di miscele complesse. Questa tecnica, tuttavia, presenta due importanti limiti:

- l'impossibilità di effettuare misurazioni direttamente sul campo. Per eseguirle, bisognerebbe prelevare il campione da analizzare attraverso una siringa, iniettarlo in un contenitore ermetico per non disperderlo, portarlo in un laboratorio e successivamente analizzare il campione.

- è distruttiva e necessita di particolari analizzatori.

Per contrastare questi due limiti può essere utilizzata la spettroscopia a infrarosso in trasformata di Fourier (FTIR). Questa misurazione non è distruttiva, ovvero la composizione del gas rimane inalterata una volta analizzata, garantendo l'eventuale aumento di concentrazione dei componenti gassosi nel tempo.

Il grado di assorbimento della radiazione infrarossa ad ogni lunghezza d'onda si riferisce quantitativamente al numero di molecole che assorbono nel gas campionato. Esiste una relazione lineare tra assorbanza e numero di molecole assorbenti; perciò, è possibile eseguire una analisi quantitativa di una miscela di gas.

Le misurazioni possono essere eseguite in campo attraverso l'utilizzo di analizzatori portatili; in questo modo l'analisi è eseguita in tempo reale e si possono analizzare simultaneamente diversi composti. Si può, quindi, avere un'analisi qualitativa (che riconosce le molecole) che quantitativa (si arriva alla concentrazione). In questo modo è possibile calcolare i flussi di gas e monitorare le variazioni diurne nella produzione di gas (Instruction and Operating Manual for Gasmeter).

## 1.5 Scopo della tesi

Questa tesi ha come obiettivo principale lo studio delle emissioni di gas climalteranti ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$ ) in sistemi colturali differenti caratterizzati da una differente gestione del suolo. Sono stati analizzati cinque sistemi differenti di gestione del suolo come segue: agricoltura convenzionale, copertura continuativa del suolo con cover crop, e agricoltura conservativa secondo due diversi livelli di compattamento del suolo, infine di suolo nudo. Tutti i sistemi colturali sono stati gestiti in condizioni di falda ipodermica (-120 cm) tipica del territorio della bassa pianura veneta. Lo scopo è stato quello di studiare e identificare quale sistema potesse contribuire a ridurre le emissioni di GHGs, la lisciviazione di azoto e influenzare la produzione di biomassa, nonché determinare qualora un diverso grado di compattazione potesse alterare queste dinamiche.

Il presente studio si inserisce nell'ambito di un progetto finanziato dalla Regione Veneto, che ha come scopo lo studio degli impatti sulle matrici di acqua, suolo e aria derivanti dall'applicazione di pratiche colturali sostenibili.



## 2 MATERIALI E METODI

### 2.1 Prova sperimentale

#### 2.1.1 Generalità

La prova è stata condotta presso l'azienda sperimentale L. Toniolo dell'Università di Padova, situata nel comune di Legnaro (PD). Il sito comprende 20 lisimetri a drenaggio libero (Fig.2.1), ogni lisimetro è costituito da pareti in cemento armato, contenente suolo e interrato a livello del piano campagna con un volume totale di  $1,5\text{m}^3$  (area superficiale di  $1\text{m}^2$  e profondità di 1.5m).



*Figura 2.1: Sito sperimentale.*

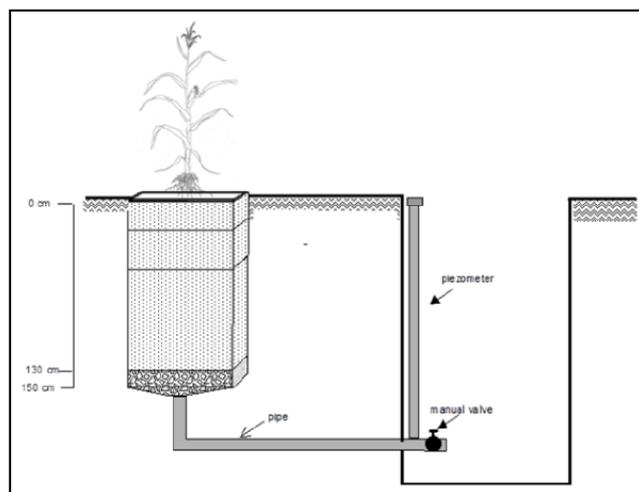
Il suolo è un franco-limoso (35% sabbia, 48% limo, 17% argilla) classificato come Fluvi-Calcaric Cambisol (WRB, 2014), il quale è rappresentativo di quasi metà della bassa pianura veneta che è caratterizzata prevalentemente da condizioni di falda freatica superficiale (Morari et al., 2018).

In tabella 2.1 sono elencate le principali caratteristiche del suolo:

Proprietà chimiche del suolo	Profondità (0 – 130 cm)
Sabbia (%)	35
Limo (%)	48
Argilla (%)	17
pH	8.1
Azoto Totale (%)	10
Carbonio Organico (%)	0.9
Sostanza Organica	1.5
C/N	7.4
Carbonati Totali (%)	20.1
Carbonati Solubili (%)	4.1
Salinità (mS cm <sup>-1</sup> )	0.28
P disponibile (mg Kg <sup>-1</sup> )	9
K scambiabile (mg Kg <sup>-1</sup> )	128

*Tabella 2.1: Proprietà chimiche del suolo.*

Il suolo nei lisimetri è posto nei primi 130 cm, mentre gli ultimi 20cm contengono ghiaia con funzione drenante. La struttura ha forma tronco-piramidale in modo da consentire una facile gestione dell'altezza della falda attraverso ad un tubo collegato ad un piezometro esterno (Fig. 2.2).



*Figura 2.2: Schema lisimetro a drenaggio libero.*

Attraverso un sistema di vasi comunicanti si consente di mantenere costante il livello della falda nei lisimetri; il livello dell'acqua nel piezometro rappresenta il livello della

falda nel lisimetro e l'acqua viene rimossa o aggiunta permettendo di raggiungere il livello prefissato.

Il sito inoltre è provvisto di una tettoia mobile (Fig. 2.3) che è in grado di consentire la protezione della coltura da eventi atmosferici avversi e di controllare apporti idrici ai lisimetri. L'apporto idrico ai lisimetri è avvenuto quindi sia tramite pioggia naturale sia irrigazione artificiale. La tettoia è sempre stata regolata in modo che i lisimetri fossero tutti coperti o tutti scoperti in modo che avessero le stesse condizioni atmosferiche.



*Figura 2.3: Tettoia mobile.*

I sistemi colturali studiati sono stati i seguenti:

1. **Agricoltura conservativa (CA):** la semina è stata effettuata su sodo senza lavorazione del terreno, i residui colturali vengono lasciati sulla superficie e nel periodo invernale/primaverile è stata seminata una coltura di copertura.

Per questo tipo di sistema colturale si ha un'ulteriore distinzione:

- **CA1:** in cui è stata effettuata una compattazione del suolo superficiale tra 0-25 cm di profondità;
  - **CA2:** in cui è stata effettuata una compattazione del suolo sotto-superficiale tra 25-45 cm di profondità.
2. **Agricoltura convenzionale con cover crops (CC):** la semina è avvenuta con aratura del terreno, i residui a fine ciclo colturale sono stati interrati e nel periodo invernale/primaverile è stata seminata una coltura di copertura.

3. **Agricoltura convenzionale (CV):** la semina è avvenuta dopo la lavorazione del terreno, i residui a fine ciclo colturale sono stati interrati; fra le colture principali il suolo viene lasciato nudo.
4. **Suolo nudo (BS):** è stata effettuata una lavorazione del terreno senza alcuna semina.

Ogni sistema colturale è stato combinato al livello di falda superficiale a 120 cm di profondità dal piano campagna (**WT120**). Il livello è stato controllato costantemente attraverso aggiunte o diminuzioni di acqua consentendo una fluttuazione massima di  $\pm 10$  cm. Il disegno sperimentale ha previsto quattro repliche per ogni trattamento, per un numero totale di 20 lisimetri.

## 2.1.2 Periodo di studio

Il seguente lavoro di tesi è stato condotto nel periodo novembre 2022-giugno 2023, secondo un monitoraggio che si può separare in due fasi: il primo da novembre 2022 a maggio 2023 in cui è stata presa in considerazione la coltura di copertura, e il secondo periodo che riguardava il solo mese di giugno in cui è stata seminata la coltura principale.

La coltura di copertura utilizzata durante il periodo invernale/primaverile, per i lisimetri CA1, CA2, CC, è stata il frumento (*Triticum aestivum* L.), mentre la coltura principale considerata è stata il sorgo da granella (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) (Fig. 2.4).



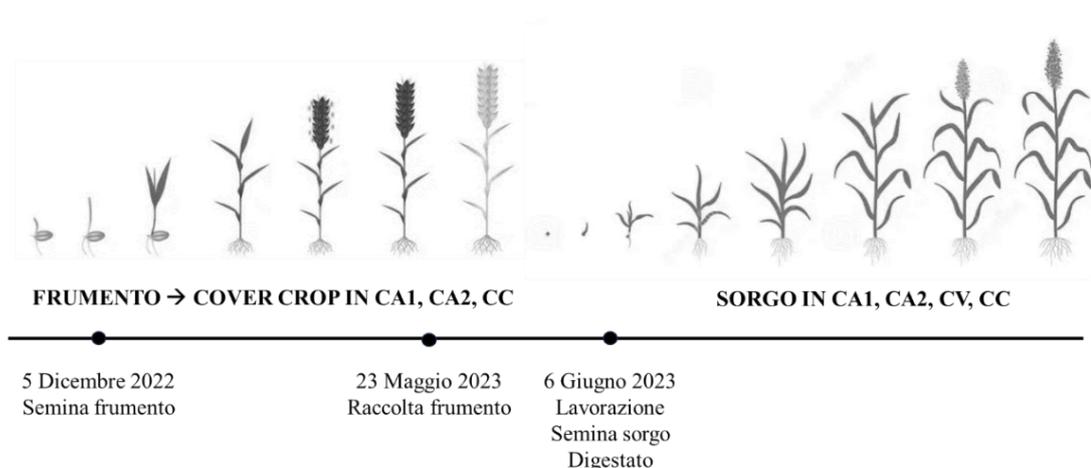
**Figura 2.4:** A sinistra frumento (*Triticum aestivum* L.), a destra sorgo da granella (*Sorghum bicolor* (L.) Moench).

Il frumento è stato seminato il 5 dicembre 2022, con una densità di semina di 110 kg/ha e raccolto il 23 maggio 2023. Nel 2023 il sorgo è stato seminato il 6 giugno, la densità di semina è stata pari a 27 piante/m<sup>2</sup>, disposte su tre file da nove piante (Fig.2.5).

Il giorno prima della semina è stato applicato digestato solido (300 kg N /ha) come ammendante organico, il quale si caratterizzava per la seguente composizione chimico-fisica:

- 29.28 % di sostanza secca;
- 0.827 % tq di azoto totale;
- 0.06 % tq di azoto ammoniacale;
- 0.23 % tq di fosforo totale;
- 0.61 % tq di potassio totale.

Esso è stato interrato nei sistemi BS, CC e CV, mentre è stato posto in superficie nei sistemi CA1 e CA2.



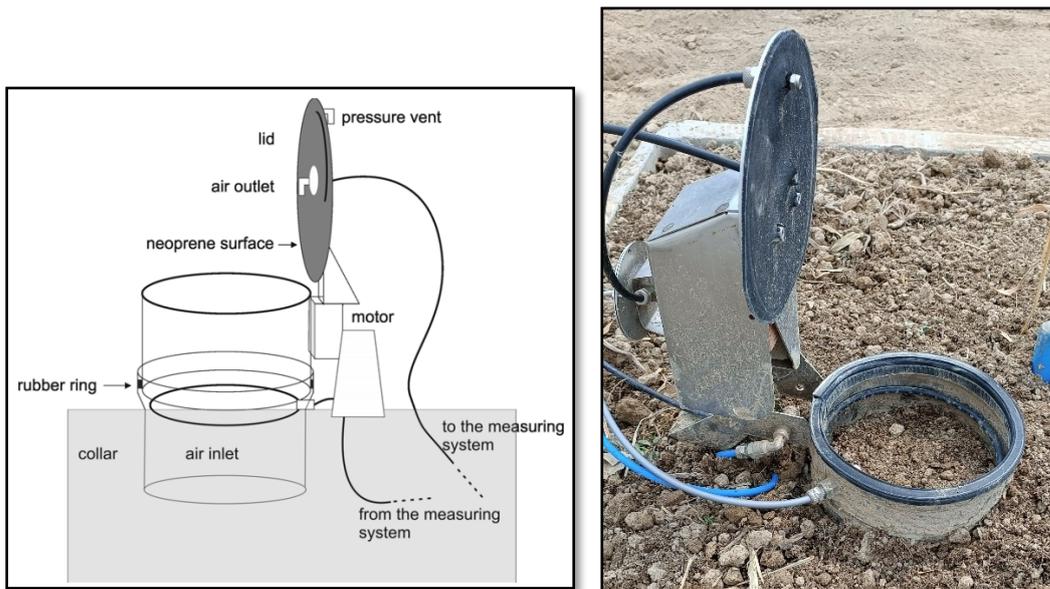
*Figura 2.5: Periodo di studio.*

## 2.2 Strumentazione per analisi dei gas

### 2.2.1 Camere

Il monitoraggio delle emissioni dei gas dal terreno è stato effettuato utilizzando un sistema dinamico chiuso (*Closed Dynamic System*), noto come *Non Steady-State Trough Flow*

*System* (NSS-TFS) (Livingston and Hutchinson, 1995). Grazie a questo sistema è possibile calcolare i flussi di gas traccia partendo dalla misura del tasso di cambiamento della loro concentrazione nel tempo ( $dC/dt$ ) all'interno dello spazio di testa di una camera posta sulla superficie del terreno (Delle Vedove et al., 2015). Ogni camera è composta da due parti: un collare di acciaio (diametro 16 cm e altezza 15 cm) che serve da base della camera ed è inserito nel terreno, e una parte superiore costituita da un coperchio motorizzato in acciaio (Fig.2.6) (Morari et al., 2018).



**Figura 2.6:** Rappresentazione schematica di una camera (sinistra) e applicazione della camera in un lisimetro (destra).

Il collare viene inserito nel terreno per circa 5 cm in profondità e permette di isolare la porzione di suolo nel quale si trova, permettendo uno scambio di gas solamente in verticale tra il suolo e l'interno della camera evitando interferenze e infiltrazioni dall'esterno (Morari et al., 2018). La chiusura del coperchio permette di isolare la porzione di terreno per un certo tempo consentendo la misura dei flussi dei gas emessi dal terreno. Successivamente il coperchio si apre tornando in posizione verticale (Delle Vedove et al., 2015).

La tenuta della camera è garantita da uno strato in neoprene, applicato sulla superficie interna del coperchio, ed una guaina di gomma posta sul perimetro superiore del colletto che viene a contatto con il coperchio durante la chiusura (Fig. 2.6) (Delle Vedove et al., 2007).

Sul coperchio della camera è presente un foro da cui l'aria che è stata emessa dal suolo e intrappolata nella camera, esce e viene trasportata all'analizzatore attraverso un tubo. Dopo che l'aria è stata analizzata torna alla base della camera attraverso un secondo tubo. Tutto ciò permette di calcolare i flussi di gas emessi dal terreno poiché la concentrazione del gas aumenta nel tempo all'interno della camera.

Il flusso di CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O all'interno del suolo e verso l'atmosfera avviene attraverso la porosità prevalentemente tramite un moto di tipo diffusivo. In alcuni casi il movimento può anche essere favorito da variazioni di pressione tra suolo e atmosfera (fenomeni di flusso di massa). Al fine di evitare questo fenomeno, ogni camera è fornita di una "vent", cioè uno sfiato che, durante la chiusura del coperchio, ristabilisce l'equilibrio tra la pressione della camera e quella esterna (Xu et al., 2006): quest'ultima contribuisce anche a ridurre i gradienti di temperatura e umidità che si possono instaurare tra l'interno e l'esterno della camera (Morari et al., 2018).

In entrambi i periodi di monitoraggio erano installate 23 camere: una camera su ognuno dei 20 lisimetri corrispondenti alle tesi convenzionale (CV), conservativa (CA1 e CA2), suolo nudo (BS), cover crop (CC); tre lisimetri, inoltre, presentavano una seconda camera.

Tutte le camere sono state controllate prima dell'inizio delle misurazioni per verificarne la completa chiusura e il funzionamento corretto e periodicamente sono stati effettuati controlli, infatti, eventuali perdite o difetti avrebbero compromesso la validità dei dati raccolti. I tubi sono stati rimossi e sostituiti al fine di garantire un corretto funzionamento e una durata maggiore.

## **2.2.2 Analizzatore**

Per misurare le concentrazioni dei gas emessi dal terreno è stato utilizzato l'analizzatore FTIR Gasmeter DX4015 (Spettroscopia all'Infrarosso con Trasformata di Fourier) (Fig. 2.7). La tecnica utilizzata dall'analizzatore è stata la spettroscopia infrarossa in trasformata di Fourier, la quale si basa sulla misura dello spettro prodotto da una molecola sottoposta ad una radiazione infrarossa (Instruction and Operating Manual for Gasmeter).



**Figura 2.7:** Analizzatore Gaset FTIR modello DX4015.

La misurazione avviene in quattro fasi:

1. La sorgente infrarossi produce una radiazione policromatica;
2. la radiazione raggiunge successivamente l'interferometro. L'interferometro trasforma la radiazione IR in un interferogramma, cioè uno spettro nel quale l'assorbimento non è in funzione della frequenza ma del tempo: è possibile, dunque, cogliere contemporaneamente tutte le frequenze dello spettro infrarosso nel rivelatore.
3. la radiazione IR passa, quindi, attraverso la cella del campione, dove i gas dell'aria campionata assorbono alcune lunghezze d'onda della radiazione.
4. il rivelatore, infine, misura la radiazione infrarossa trasmessa dal campione. La trasformata di Fourier serve per calcolare lo spettro IR a partire dall'interferogramma.

Nella Fig. 2.8 viene riportata la struttura interna del Gaset.



**Figura 2.8:** Struttura interna dell'analizzatore Gaset (*Instruction and Operating Manual for Gaset*).

Per un'analisi di più composti è necessario avere uno spettro di riferimento e uno di campione; lo spettro di riferimento è lo spettro di ogni singolo gas ad una concentrazione specifica: utile per analizzare sia la sua presenza che la sua concentrazione nella miscela.

L'analizzatore produce, inoltre, lo spettro di *background*, che è il risultato della calibrazione dello strumento effettuata ogni giorno. Per la calibrazione si usa una bombola di azoto puro (gas trasparente alla radiazione IR). Questo mostra solamente l'intensità assoluta della radiazione infrarossa che viene trasmessa dal gas puro (*zero gas*) che riempie la cella campione. Questo spettro viene utilizzato come livello zero (*zero level*) con cui viene confrontato il campione per calcolare la sua assorbanza o trasmittanza. La libreria di cui si dispone permette di analizzare i seguenti gas: H<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub>, CO.

L'analizzatore effettua 10 letture di concentrazione al secondo e restituisce un dato mediato ogni 20 secondi, misurando in continuo per 24 ore al giorno. All'interno della cella di misura la pressione è mantenuta pari alla pressione ambiente. La cella è riscaldata e mantenuta ad una temperatura costante di 50°C, permettendo di effettuare misure in aria con umidità elevata e facilitando la conversione da ppm a moli. La temperatura di lavoro è compresa tra 0 e 40°C, ideale per lavorare in campo.

### **2.2.3 Circuito camere-analizzatore**

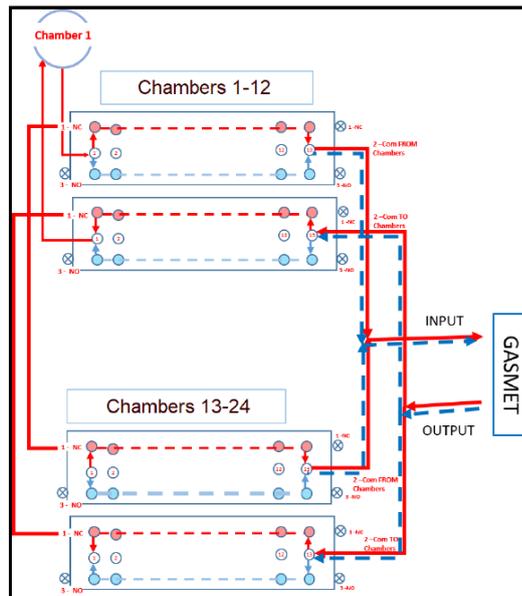
Le camere e l'analizzatore sono stati connessi con un circuito chiuso (Fig. 2.10) e sono stati, perciò, utilizzati dei tubi in PEHD (Delle Vedove et al., 2007) per avere la circolazione dei fluidi. Il flusso è garantito da una pompa interna allo strumento e da un sistema di elettrovalvole (Fig. 2.9).



*Figura 2.9: Sistema per la misurazione continua dei gas.*

La chiusura delle camere e l'attivazione delle elettrovalvole sono comandate da un datalogger (CR-1000x Campbell Sci. Inc. Lincoln Nebraska – USA) tramite due serie di relè. Le camere si chiudono una alla volta, in modo continuo e automatico, durante tutta la giornata. Alla chiusura della camera è associata l'attivazione della rispettiva coppia di elettrovalvole per permettere la comunicazione con l'analizzatore.

La Fig. 2.10 rappresenta in modo schematico il circuito (24 camere), raggruppate all'interno di un unico quadro elettrico in gruppi di dodici camere.



*Figura 2.10: Schema del circuito camere-analizzatore.*

## 2.3 Analisi dei flussi di gas

Ogni camera rimane chiusa per un numero variabile di minuti, con conseguente aumento o diminuzione della concentrazione di gas presente all'interno della camera a seconda del gas considerato.

Per quanto riguarda la  $\text{CO}_2$  e l' $\text{N}_2\text{O}$ , l'esperienza ha permesso di evidenziare che avviene solamente emissione dal suolo con un conseguente aumento di concentrazione nella camera; per  $\text{CH}_4$ , invece, i flussi possono essere sia positivi che negativi perché il suolo può comportarsi da sorgente e da pozzo per questo gas. L'andamento permette di ricavare i flussi dei gas emessi dal terreno al di fuori della camera (Delle Vedove et al., 2007).

Oltre alla concentrazione dei gas, per ogni misura lo strumento registra la frazione di vapore ( $W$ ,  $\text{mmol mol}^{-1}$ ), la temperatura dell'aria nella cella di misura ( $T$ ,  $^\circ\text{C}$ ) e la pressione ( $P$ ,  $\text{kPa}$ ). Per ricavare i flussi, che vengono calcolati utilizzando delle equazioni specifiche, è importante conoscere il valore di questi parametri, in particolare appena prima della chiusura della camera (Delle Vedove et al., 2015).

Durante la misurazione avvengono tre passaggi fondamentali:

1. **Chiusura:** tempo impiegato dalla camera per chiudersi. Può essere diverso da camera a camera, tuttavia, è di circa due minuti.

2. **Mixing:** intervallo di tempo che consente la miscelazione del flusso d'aria tramite il circuito chiuso, dallo spazio di testa della camera all'analizzatore e successivamente di nuovo alla camera, in modo da ottenere un valore stabile della concentrazione (Morari et al., 2018). Deve essere definito sperimentalmente e dipende dal flusso della pompa, dal volume totale e caratteristiche del sito (Delle Vedove et al., 2015).
3. **Interpolazione:** tratto di curva che serve a calcolare il flusso.

Per ricavare la quantità di ciascun gas emesso dal terreno è stato necessario stabilire un metodo che permetta di ricavare i flussi a partire dalle concentrazioni misurate dall'analizzatore nel tempo. A seconda dell'andamento della concentrazione del gas durante il periodo di chiusura, è stato possibile eseguire due tipologie di interpolazioni, lineare o non lineare.

Il modello maggiormente utilizzato per ricavare i flussi di gas è l'interpolazione lineare, che assume un'emissione costante nel tempo all'interno della camera durante il periodo di misura (Livingston et al., 2006). L'equazione che rappresenta una regressione lineare è la seguente (Delle Vedove et al., 2015):

$$C_{(t)} = \frac{dC}{dt} \cdot t + q \quad (1)$$

Nella quale  $C_{(t)}$  è la concentrazione del gas al tempo  $t$  (corretta per pressione, temperatura e frazione molare dell'acqua),  $\frac{dC}{dt}$  è il tasso iniziale di cambiamento della concentrazione del gas (pendenza della retta).

Il modello lineare, nella maggior parte delle volte, non spiega bene l'andamento della concentrazione nel tempo all'interno di una camera. Quando aumenta la concentrazione all'interno della camera, infatti, la diffusione dei gas dal terreno diminuisce, in quanto avviene una sorta di saturazione all'interno della camera (Livingston et al., 2006).

Pertanto, in questi casi, è necessario utilizzare altri metodi di interpolazione che spieghino meglio l'andamento dei dati. In particolare, è possibile utilizzare un modello di regressione non lineare (Fig. 2.11), come riportato in diversi studi (Hutchinson and Mosier, 1981; Livingston et al., 2006).

L'equazione che rappresenta la regressione non lineare è la seguente (Delle Vedove et al., 2007):

$$C(t) = C_x - (C_x - C_0) e^{-a(t-t_0)} \quad (2)$$

dove  $C(t)$  è la concentrazione del gas al tempo  $t$  (corretta per la frazione molare di acqua, la pressione e la temperatura) e  $C_0$  è la concentrazione iniziale del gas alla chiusura della camera, calcolata come media delle ultime quattro misure effettuate dallo strumento prima della chiusura completa della camera.

I parametri della regressione non lineare (*fitting parameters*) sono:

- $C_x$ : asintoto orizzontale della curva di interpolazione, corrispondente alla concentrazione massima misurata della rampa;
- $a$ : curvatura della funzione interpolante;
- $t_0$ : il tempo in cui  $C(t) = C_0$ , cioè il tempo in cui ha inizio l'interpolazione.

A partire da questi parametri è possibile ottenere il tasso iniziale di cambiamento della concentrazione del gas ( $dC/dt$ ), ovvero alla concentrazione  $C_0$  e al tempo  $t_0$ . Questo viene rappresentato con l'equazione (Delle Vedove et al., 2007):

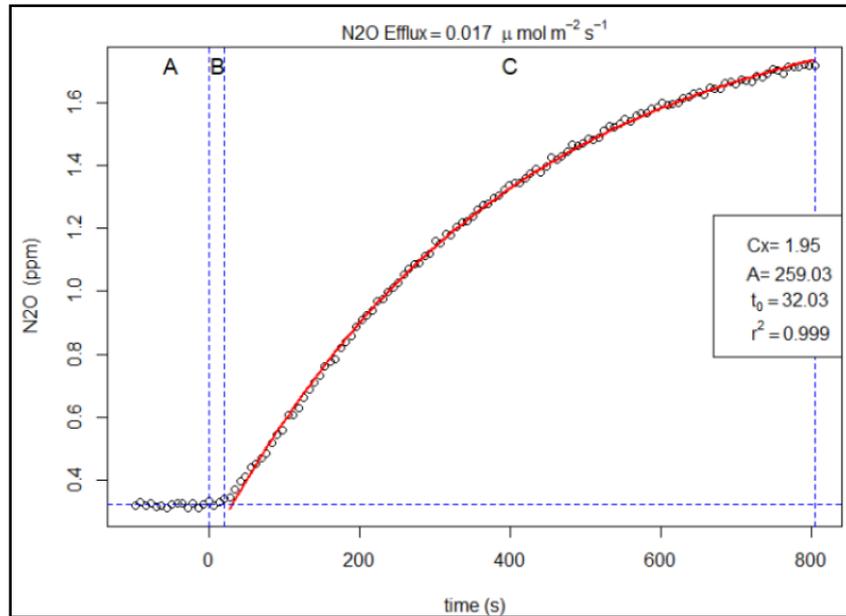
$$\frac{dC}{dt} = a (C_x - C_0) e^{-a(t-t_0)} \quad (3)$$

Infine, è possibile calcolare il flusso di gas emesso dal suolo ( $F$ ), tramite l'equazione seguente (Delle Vedove et al., 2007):

$$F = \frac{V}{S} \cdot \frac{dC}{dt} \cdot \frac{P_0}{R \cdot (T_0 + 273.15)} \quad (4)$$

dove  $P_0$  è la pressione dell'aria e  $T_0$  la temperatura della cella al tempo  $t_0$ , misurate come una media delle ultime quattro misure prima della chiusura della camera.  $R$  è la costante universale dei gas ( $8.31 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$ ),  $V$  è il volume del sistema (considerando camera,

tubazioni e cella di analisi) ( $\text{cm}^3$ ) e  $S$  è l'area della camera ( $\text{cm}^2$ ) (Delle Vedove et al., 2007).



**Figura 2.11:** *Regressione non lineare (A=chiusura, B=mixing, C=interpolazione).*

In Tabella 2.2 sono elencate le condizioni che sono servite per accettare o meno il flusso ottenuto tramite interpolazione non lineare. Per tutti i gas, sono stati scartati i flussi con  $t_0$  non al di fuori dell'intervallo  $-50$  e  $+50$  s e a tra  $0$  e  $10000$ ;  $C_x$  è stato imposto maggiore di  $C_0$  e il flusso o nullo o positivo ad esclusione del metano che può avere alcuni valori di flusso negativi.

Per la  $\text{CO}_2$  è stato utilizzato il coefficiente di determinazione  $R^2$  per valutare la bontà dell'interpolazione, poiché i flussi sono molto elevati, accettando valori  $\geq 0.85$  (Savage et al., 2014). Per gli alti gas, invece, non è stato utilizzato  $R^2$ , poiché hanno valori di flusso molto bassi e risulta inappropriato il suo utilizzo (Spiess et al., 2017).

Nel caso che i parametri non siano stati rispettati, viene valutata la bontà dell'interpolazione lineare. Per quanto riguarda l'interpolazione lineare sono stati considerati solo i primi 25 valori misurati in ogni rampa in seguito alla completa chiusura della camera, poiché solamente nella prima parte della rampa si ha un andamento lineare (Livingston et al., 2006).

Gas	Parametri non lineare	Parametri lineare
CO <sub>2</sub>	$0 \leq a \leq 10000$ $-50 \leq t_0 \leq 50$ $C_x > C_0$ $F \geq 0$ $R^2 \geq 0.85$	$-50 \leq t_0 \leq 50$ $F \geq 0$ $R^2 \geq 0.80$
N <sub>2</sub> O	$0 \leq a \leq 10000$ $-50 \leq t_0 \leq 50$ $C_x > C_0$ $F \geq 0$	$-50 \leq t_0 \leq 50$ $F \geq 0$
CH <sub>4</sub>	$0 \leq a \leq 10000$ $-50 \leq t_0 \leq 50$	$-50 \leq t_0 \leq 50$

*Tabella 2.2: Parametri accettazione flussi.*

Nel caso delle interpolazioni lineari di CO<sub>2</sub> è stato utilizzato il valore di  $R^2$  al fine di filtrare i dati perché riesce a spiegare molto bene la distribuzione dei dati quando i flussi sono elevati: i flussi con  $R^2 \geq 0.80$  sono stati accettati (Imer et al., 2013). Se i flussi sono minori e contenuti è opportuno utilizzare un parametro diverso nel caso dell'interpolazione lineare.

La scelta delle soglie per i parametri di interpolazione è raramente giustificabile e poco documentata in bibliografia (Hüppi et al., 2018). Per eseguire le interpolazioni necessarie a ricavare i flussi è stato utilizzato il linguaggio di programmazione R (R Core Team, 2017). I flussi calcolati tramite le equazioni viste in precedenza hanno restituito valori in  $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ . Questi sono stati poi convertiti in unità di massa e per elemento (carbonio per anidride carbonica e metano o azoto per il protossido): per tutti i gas, i flussi vengono

rappresentati in kg/s·ha. Per la rappresentazione delle dinamiche dei flussi questi valori sono stati in seguito convertiti in medie giornaliere.

I flussi dei gas sono stati rappresentati per l'intero periodo di studio. Per ogni gas sono state calcolate le emissioni cumulate, ovvero la quantità di gas emessa in un determinato periodo. Le emissioni cumulate sono state rappresentate per ogni sistema colturale.

Per le analisi statistiche è stato utilizzato il linguaggio di programmazione R (R Core Team, 2017).

## 2.4 Analisi della biomassa e lisciviazioni

La biomassa prodotta dalla coltura di copertura (frumento) nei dodici lisimetri in cui era presente è stata raccolta e misurata. Dopo la raccolta, i residui colturali sono stati pesati ed essiccati in stufa ventilata a 65°C fino a peso costante. I campioni sono stati successivamente macinati e analizzati per il contenuto di azoto totale e fosforo totale (mineralizzazione con acido nitrico e lettura con spettrometria di massa a plasma accoppiato induttivamente, ICP-MS). Sono state analizzate, inoltre, le concentrazioni di azoto e fosforo presenti nella biomassa raccolta nei lisimetri CA1, CA2 e CC utilizzando i dati ottenuti di N<sub>tq</sub>, P<sub>tq</sub> e i valori di umidità residua attraverso le seguenti formule:

$$N\%_{ss} = (100 - N_{tq}) \times \text{umidità residua} / 100 \quad (5)$$

$$P\%_{ss} = (100 - P_{tq}) \times \text{umidità residua} / 100 \quad (6)$$

Sono state stimate, infine, le asportazioni di azoto e fosforo da parte della biomassa calcolate a partire dai valori delle varie biomasse e delle percentuali di azoto e fosforo su sostanza secca attraverso le seguenti formule:

$$\text{kg N/ha} = \text{biomassa (kg/ha)} \times N\%_{ss} / 100 \quad (7)$$

$$\text{kg P/ha} = \text{biomassa (kg/ha)} \times P\%_{ss} / 100 \quad (8)$$

La gestione delle falde è stata effettuata manualmente su ogni lisimetro in modo tale da mantenere una falda ipodermica a -120 cm rispetto al piano campagna, con una tolleranza di ±10 cm. Nel caso la variazione fosse maggiore del livello del livello prefissato della falda, si è prelevata acqua attraverso un rubinetto posto sul fondo del tubo esterno. Nel caso opposto, l'acqua è stata aggiunta manualmente fino al raggiungimento del livello prefissato. Dopo ogni evento di raccolta dell'acqua di percolazione, i campioni sono stati

analizzati per il calcolo della lisciviazione. Le analisi degli ioni sono state eseguite mediante cromatografia ionica (Dionex ICS-900, colonna Ion Pac CS12A).

## 2.5 Monitoraggio umidità e temperatura del suolo

Il contenuto idrico del suolo è stato monitorato mediante un sistema di monitoraggio automatizzato composto da tre sonde per la misurazione dell'umidità volumetrica (% v/v) del suolo (sonde CS635, tecnologia TDR/Time Domain Reflectometry, Campbell Sci. Inc., Lincoln Nebraska – USA) poste alla profondità di 15 cm, 30 cm e 60 cm.

La tecnologia TDR misura la velocità dell'impulso elettromagnetico in un cavo coassiale che dipende dalla costante dielettrica del materiale circolante nella sonda. La costante dielettrica è funzione del contenuto idrico del suolo; questa ha permesso di ottenere misure estremamente precise dello stato di umidità del suolo, previa opportuna calibrazione delle sonde. In tutti i trattamenti coinvolti le misure sono avvenute ogni 30 minuti.

Per il calcolo della *Water Filled Pore Space* (WFPS) sono stati utilizzati i valori del contenuto di acqua (WC) nei primi 15 cm di suolo, la densità apparente (BD) e la densità delle particelle del suolo (assunta pari a 2.65 g/m<sup>3</sup>) attraverso la seguente formula:

$$WFPS = \frac{WC}{\left(1 - \frac{BD}{2.65}\right)} \quad (9)$$

Un sistema di termocoppie ha permesso inoltre di monitorare la temperatura del suolo a una profondità di 5–30 cm (sonda di temperatura modello 107, Campbell Scientific).

## 2.6 Campionamento suolo

Per il calcolo della densità apparente è stato necessario effettuare il campionamento del suolo. È stato effettuato un campionamento indisturbato, ovvero, un prelievo di un campione del terreno che ne conserva la struttura.

Sono state analizzati quattro diversi livelli di profondità:

1. 0-10 cm;
2. 10-20 cm;
3. 30-40 cm;
4. 50-60 cm.

## **2.6 Analisi statistiche**

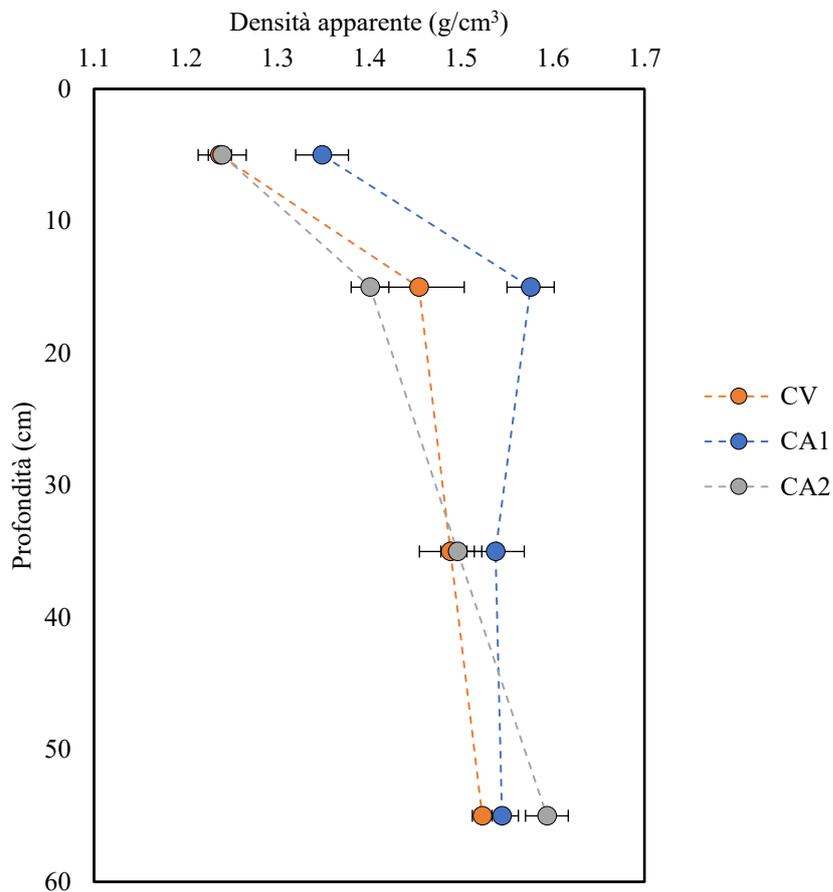
Per verificare e testare la significatività delle differenze per quanto riguarda le emissioni cumulate dei gas, la biomassa con asportazioni e concentrazioni, e la densità apparente (BD), è stata effettuata un'analisi della varianza (ANOVA) fattoriale. Il livello di significatività considerato è stato  $\alpha=0.05$ . In seguito, in entrambi i casi è stato usato il test di Tukey ( $\alpha=0.05$ ) per verificare quali medie fossero significativamente diverse.

Per l'analisi della lisciviazioni, invece, è stato utilizzato il test di Kruskal Wallis, metodo non parametrico per verificare l'uguaglianza delle mediane di diversi gruppi dato che non è presente una distribuzione normale dei dati. Infine, per l'analisi delle emissioni giornaliere dei gas sono stati utilizzati modelli misti che prevedevano il lisimetro come fattore random, mentre la WFPS e la temperatura come covariate. Per eseguire le analisi statistiche sono stati utilizzati il linguaggio di programmazione R ed Excel.

## 3 RISULTATI E DISCUSSIONI

### 3.1 Densità apparente

I dati ottenuti dalla prova sperimentale sono raffigurati in Figura 3.1. Sono stati ricavati i dati di densità apparente ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ) nei lisimetri CA1, CA2, CV (il CC e il BS non sono stati campionati in quanto non soggetti a compattazione, per cui il benchmark è CV rispetto ai CA1 e CA2) ai quattro livelli di profondità differente. Ogni sistema di gestione del suolo presenta quattro repliche e per ogni livello di profondità è stata calcolata la media dei dati ottenuti e l'errore standard.



**Figura 3.1:** Densità apparente nei lisimetri CA1, CA2, CV in profondità 0-60 cm.

La densità apparente nei lisimetri CV presenta valori crescenti mano a mano che si va in profondità, con un incremento più marcato passando dal primo al secondo strato di

profondità; nella prima parte del suolo (0-10 cm) il valore medio è risultato di 1.23 g/cm<sup>3</sup>, tra i 10-20 cm il valore medio è stato di 1.45 g/cm<sup>3</sup>, tra i 30-40 cm di 1.48 g/cm<sup>3</sup>, mentre per quanto riguarda il livello di profondità 50-60 cm si è arrivati ad un valore medio di 1.52 g/cm<sup>3</sup>. Prendendo in considerazione CA1, ovvero in presenza di compattazione superficiale, il valore di densità apparente maggiore è stato riscontrato tra i 10-20 cm con un valore medio di 1.57 g/cm<sup>3</sup>. Anche in questo caso, come per CV, l'incremento maggiore di densità ha riguardato il passaggio da 0-10 cm a 10-20 cm. Per quanto riguarda i lisimetri CA2, ovvero in presenza di compattazione sotto-superficiale, i valori di densità medi sono cresciuti in maniera abbastanza marcata con la profondità. L'incremento maggiore, come nei casi precedenti, ha riguardato il passaggio da 0-10 cm a 10-20 cm con valori rispettivamente di 1.23 g/cm<sup>3</sup> e 1.40 g/cm<sup>3</sup>, mentre il valore più elevato viene riscontrato a profondità 50-60 cm con un valore medio di 1.59 g/cm<sup>3</sup>. Da notare come CA2 si sia caratterizzato per valori simili a CV negli strati più superficiali fino ai 35 cm di profondità, mentre sia CA1 più simile a CV nello strato più profondo ove è stato effettuato il campionamento.

La densità apparente ( $\rho_b$ ) del suolo è considerata un fattore chiave correlato alla compattazione e a molte proprietà fisiche, chimiche e biologiche del suolo. È una proprietà fisica fondamentale legata alla porosità, all'umidità del suolo e alla conducibilità idraulica, che è cruciale per la valutazione della qualità e la gestione dell'uso del suolo (Li et al., 2019). Dai dati ottenuti dalla prova sperimentale, si può notare che superficialmente (0-10 cm) CV e CA2, nonostante uno sia lavorato ed uno no, dimostrino un livello di densità simile poiché il lisimetro non ha previsto calpestamento meccanico, per cui la stabilizzazione del suolo è stata simile dopo una stagione colturale; mentre, il valore più elevato di densità di CA1 da indicazione che la compattazione superficiale ha avuto effetto.

Se si analizza il livello di profondità 10-20 cm si può osservare che in tutti e tre i sistemi di gestione del suolo si è avuto un incremento consistente della densità, questo può essere dato dal fatto che, escludendo CA1 in cui il compattamento è stato effettuato manualmente ed effettivamente presenta un valore più elevato, in CA2 e CV si possa essere creato naturalmente una minima compattazione superficiale del suolo.

Tra 30-40 cm di profondità del suolo, i valori di densità sono piuttosto simili tra i diversi sistemi di gestione, un dato che può dare conferma che in CA1 è stato effettuato un compattazione manuale del suolo nei primi 20 cm si ha dal fatto che la densità apparente è diminuita con la profondità.

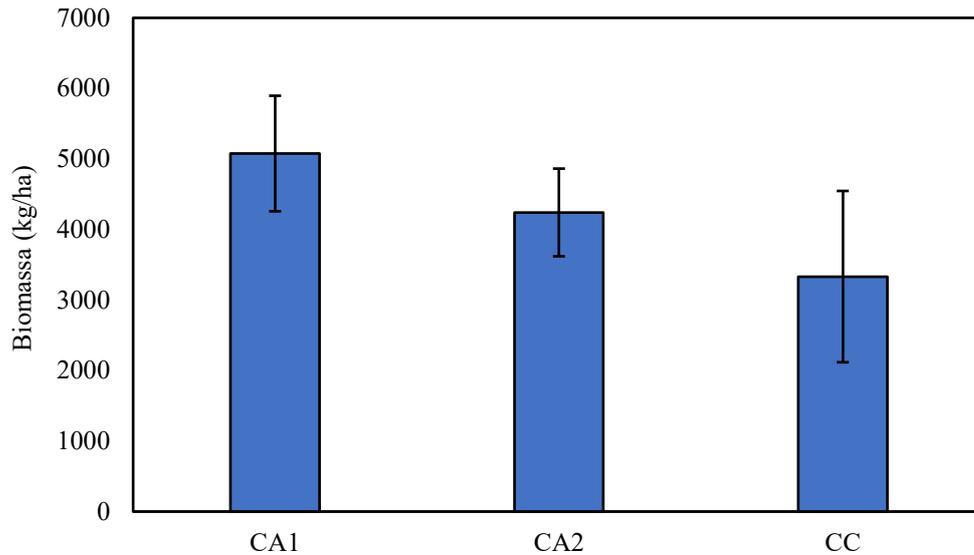
Infine, nella parte più in profondità del suolo (50-60 cm), possiamo osservare che in CA2, ovvero il sistema in cui è stato effettuato una compattazione sotto-superficiale, si ha il valore di densità maggiore; tutto ciò a conferma della compattazione sperimentale del suolo.

Da sottolineare come le colture di copertura possano intervenire nel mitigare il fenomeno di compattazione creando canali radicali nel sottosuolo, di conseguenza permettendo un aumento dell'infiltrazione dell'acqua e della permeabilità dell'aria (Blanco-Canqui et al., 2015); inoltre, i cambiamenti nella densità apparente possono essere funzione della lunghezza della stagione colturale della cover crop stessa (Adetunji et al., 2020).

## **3.2 Biomassa della cover crop**

Per quanto riguarda la produzione di biomassa secca del frumento è stato osservato un andamento decrescente passando da CA1, a CA2 e infine CC (Fig 3.2), che dimostra un sostanziale adattamento della cover crop a livelli crescenti di densità apparente; tuttavia, l'analisi della varianza non mostra differenze significative tra le tre diverse tipologie dei sistemi di gestione. Analizzando i lisimetri CA1, la biomassa media è risultata di 5077 kg/ha; i dati presenti per i quattro lisimetri, tuttavia, hanno dimostrato una certa eterogeneità dimostrata da valori minimi e massimi di circa 3000 kg/ha e 7000 kg/ha. Nei sistemi CA2, la biomassa media è risultata di 4241 kg/ha; il coefficiente di variazione per CA1 è risultato di 0.32 e per CA2 del 0.29 indicando la presenza di una maggiore dispersione di dati rispetto alla media nel trattamento CA1.

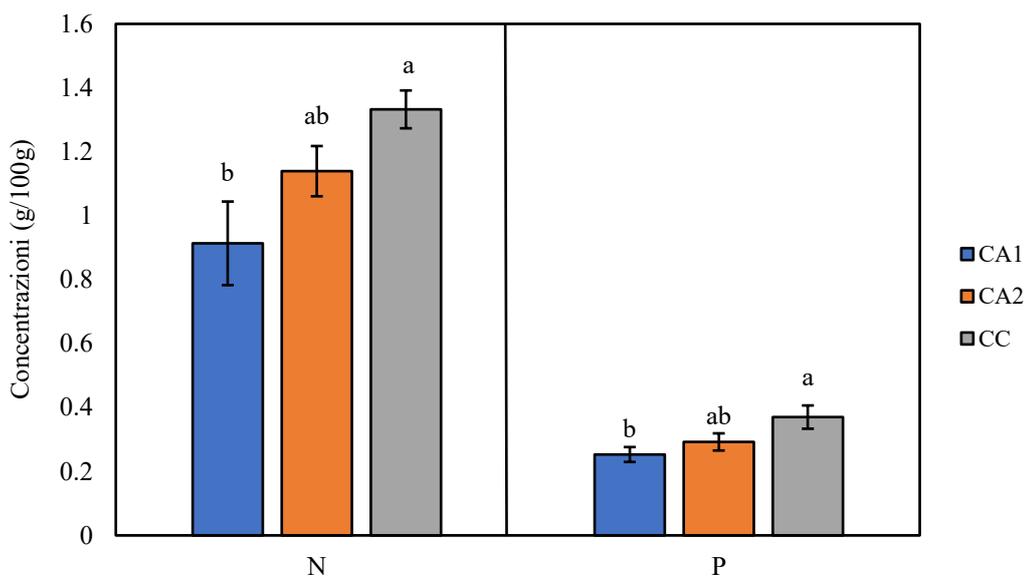
Infine, nel sistema colturale CC, la biomassa media ottenuta è stata di 3331 kg/ha; in tre lisimetri la resa è risultata omogenea con un valore medio di circa 2100 kg/ha, tuttavia, nel quarto lisimetro la biomassa prodotta è stata più del triplo di quella media dei tre lisimetri precedentemente descritti, arrivando a toccare un valore di 6900 kg/ha.



**Figura 3.2:** Produzione di biomassa media del frumento (kg/ha).

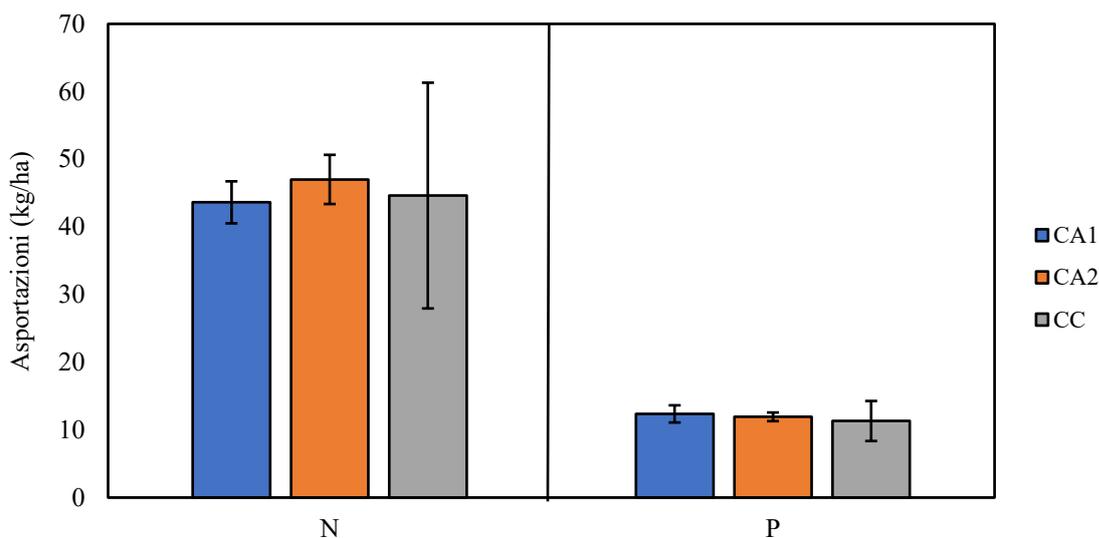
L'analisi della varianza ha mostrato differenze significative sia per quanto riguarda l'azoto che il fosforo nei vari sistemi colturali presenti (Fig 3.3). Partendo dall'azoto, si è osservato come i lisimetri CC presentassero una concentrazione media più elevata con un valore di 1.33 g/100g, seguiti da CA2 con un valore medio di 1.13 g/100g e infine i CA1 con un valore medio di 0.91 g/100g. È quindi interessante notare come un leggero aumento in termini di biomassa prodotta in CA1 non sia stato accompagnato anche da un contenuto di N asportato in maniera ad essa proporzionale. Il coefficiente di variazione per CA2 è risultato 0.14, per CA1 0.29 e per CC 0.10, indicando la maggior dispersione di dati rispetto alla media nel trattamento CA1 perché un lisometro sulle quattro repliche è risultato più elevato.

Per quanto riguarda il fosforo, è stato osservato un trend molto simile a quello dell'azoto con una diminuzione della concentrazione media partendo dai sistemi CC, CA2 e infine CA1 con valori rispettivamente di 0.36 g/100g (CC), 0.29 g/100g (CA2) e 0.25 g/100g (CA1).



**Figura 3.3:** Concentrazioni medie azoto e fosforo (N e P) in g/100g.

L'analisi della varianza non ha mostrato differenze significative tra i tre diversi sistemi colturali né per quanto riguarda l'azoto né per il fosforo totale asportato con le biomasse (Fig 3.4). Partendo dall'azoto, si può notare che le medie di CA1, CA2 e CC non hanno presentano differenze significative, con valori rispettivamente di 43.6 kg/ha, 47.0 kg/ha e 44.6 kg/ha. Per quanto riguarda CA1, i dati delle quattro repliche oscillano tra i 36 kg/ha ed i 50 kg/ha; mentre per CA2 tra 39 kg/ha e 56 kg/ha. Nei quattro lisimetri CC, tre repliche sono risultate pressoché simili, la quarta replica si è discostata fortemente dal valore medio arrivando ad un valore molto elevato di 94 kg/ha alzando il valore della deviazione standard e di conseguenza dell'errore. Analizzando i dati del fosforo, si può notare che i valori medi sono stati molto simili tra loro e che quindi non ci sono state differenze significative (12.3 kg/ha per CA1, 11.9 kg/ha per CA2 e 11.3 kg/ha per CC) mettendo in evidenza una leggera diminuzione da CA1 a CC. Come osservato precedentemente per i dati sull'azoto, nei lisimetri CA1 i valori delle asportazioni delle repliche sono risultati simili e lo stesso si può dire per CA2; lo stesso lisimetro CC, che presentava un valore elevato di kg N/ha, ha presentato anche per il fosforo un dato molto elevato discostandosi dalla media del sistema culturale.



**Figura 3.4:** *Asportazioni medie di azoto e fosforo (kg/ha).*

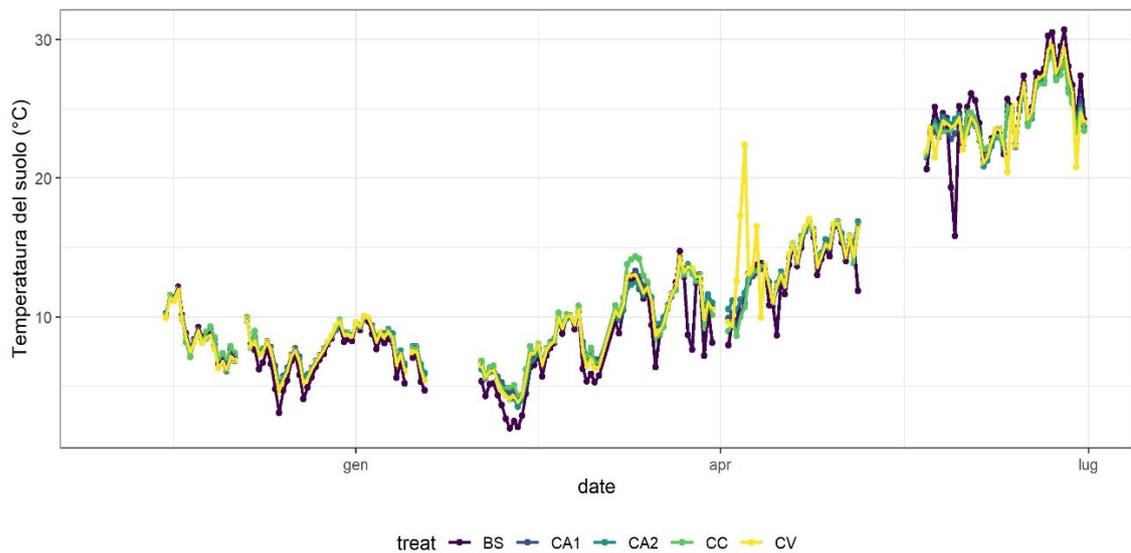
La resa di biomassa non ha mostrato significatività tra i tre sistemi di gestione del suolo, tuttavia, si può notare come CA1 abbia prodotto più biomassa di CA2, che a sua volta ha prodotto più di CC. La lavorazione del terreno è un fattore che influenza la salute del suolo e di conseguenza lo può rendere più o meno idoneo alla coltivazione di determinate colture. Uno studio di Kosmas et al., 2001, ha dimostrato come la lavorazione del terreno possa avere influenza sulla produzione di biomassa del frumento. Anche nello studio di Birkàs et al. (2004) è stata dimostrata una riduzione di biomassa di frumento all'aumentare della compattazione del suolo. Nel nostro caso, invece, questa differenza non è stata trovata, il che fa presupporre come la variabilità del livello di compattazione non fosse sufficiente a compromettere la crescita della coltura, nonostante si trattasse comunque di valori da 1,2 a 1,6 g/cm<sup>3</sup>, che per contro sono ritrovabili nei suoli limosi e poco strutturati tipici della bassa pianura veneta.

### 3.3 WFPS e temperatura

I dati sulla temperatura (°C) del suolo ottenuti dalle termocoppie durante il periodo di studio, sono raffigurati in Figura 3.5. La prima osservazione riguarda l'andamento tendenzialmente crescente che si ha dai mesi invernali fino al mese di giugno tenendo ovviamente in considerazione le fluttuazioni dovute alle condizioni meteorologiche; questa tendenza si può evidenziare in tutti e cinque i sistemi di gestione del suolo.

Durante i mesi invernali, la temperatura è risultata inferiore ai 10 °C, nei mesi primaverili

essa è cresciuta leggermente arrivando a toccare picchi di 15 °C, infine, nel mese di giugno si può osservare che i valori di temperatura siano risultati costantemente oltre i 20 °C. Risultati simili sono stati ottenuti nel medesimo sito sperimentale da Longo et al., 2023.



**Figura 3.5:** Temperatura del suolo in profondità 5-30 cm.

I valori di temperatura dei sistemi CA1, CA2, CC e CV, sono molto risultati simili, infatti, osservando la Figura 3.5 le linee che rappresentano i quattro sistemi prima citati, si sovrappongono durante quasi tutto il periodo di studio indicando appunto una temperatura uguale o molto vicina.

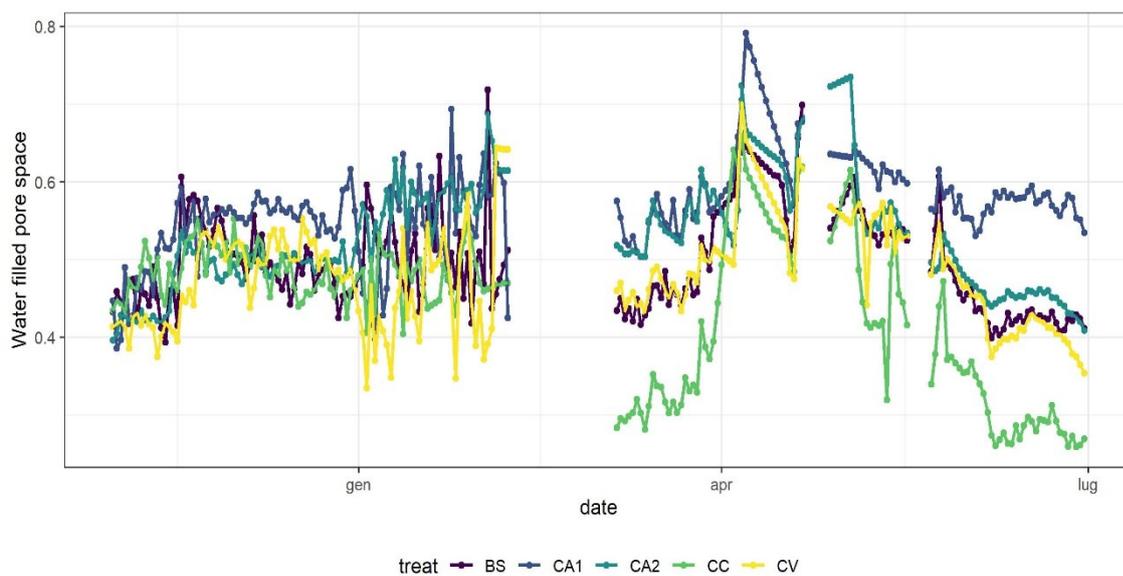
Il sistema BS, invece, durante i mesi invernali e primaverili, registra delle temperature con picchi inferiori rispetto agli altri sistemi di gestione; questa tendenza si inverte nel mese di giugno poiché i picchi sono, seppur di poco, maggiori rispetto agli altri sistemi.

Un suolo privo di una coltura è più facilmente esposto alle condizioni atmosferiche, perciò, nei mesi più freddi si raffredda più velocemente mentre nei mesi più caldi è più esposto alla luce solare e quindi al riscaldamento; questo fenomeno, infatti, è presente nei lisimetri BS.

Il profilo del suolo nei trattamenti con colture di copertura, nei mesi più freddi dell'anno, ha presentato delle temperature maggiori rispetto ad un suolo nudo. Nello studio di Kahimba et al., 2008, si sono registrate temperature anche di 3 °C più elevate nei primi 60 cm del suolo, ritardando il congelamento del suolo e portando ad una profondità

inferiore dello strato di terreno ghiacciato. La temperatura del suolo può influenzare la sua fertilità (St Clair e Lynch, 2010) e la capacità del sistema radicale di acquisire acqua e sostanze nutritive, fattori che potrebbero limitare la crescita e lo sviluppo delle piante (Benlloch-González et al., 2016). Inoltre, da notare come una differente temperatura possa modificare l'attività microbica del suolo e quindi contribuire, ad esempio, a processi di mineralizzazione più veloci e prolungati che possono comportare sia un aumento delle emissioni di CO<sub>2</sub> che influire sul ciclo dell'azoto.

I valori della WFPS sono rappresentati in Figura 3.6.



**Figura 3.6:** WFPS nei primi 15 cm di suolo.

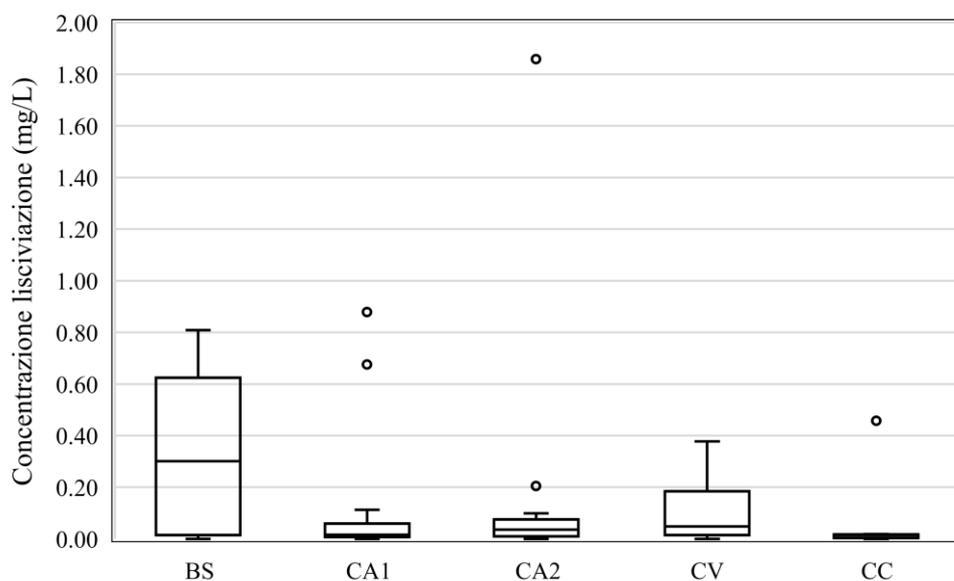
Durante i mesi invernali del 2022, la WFPS superficiale in media è stata molto simile nei vari trattamenti con valori pari a circa il 50%; dati leggermente più elevati sono stati registrati nel trattamento CA1 in cui la media è stata pari al 53% a dimostrazione di un contenuto idrico maggiore nello strato più compattato superficiale. Durante i mesi di gennaio e febbraio, le fluttuazioni nei valori giornalieri sono state piuttosto marcate in tutti i sistemi, con valori da 40% fino a oltre 60%. Nel mese di marzo queste fluttuazioni si sono interrotte e si sono ottenuti valori molto più costanti, col trattamento CC che ha avuto un forte calo arrivando anche a 30% della WFPS. I valori ottenuti tra i vari sistemi sono più eterogenei rispetto ai mesi invernali con medie di 53% per BS, 60% per CA1, 58% CA2 e 52% CV. La differenza tra i trattamenti è imputabile alla differente gestione del suolo che è stato lavorato prima della semina della cover crop nel solo CC, mentre

per quanto riguarda CA1 e CA2 è stata effettuata la semina su sodo. Infine, durante il mese di giugno in presenza della coltura principale e all'applicazione del digestato, la WFPS ha subito una diminuzione in tutti i trattamenti con valori di 42% BS, 57% CA1, 45% CA2, 41% CV e 29% CC. L'indicazione fornita dalla WFPS può essere molto importante perché influenza l'emissione di alcuni gas, tra cui la CO<sub>2</sub> e l'N<sub>2</sub>O. Infatti, in uno studio di Schindlbacher et al. (2004), è stato osservato che la massima produzione di N<sub>2</sub>O avveniva proprio con una percentuale di WFPS del 60-90%. Tuttavia, è ancora oggetto di studio la relazione tra contenuto idrico, WFPS e flussi di N<sub>2</sub>O poiché entrambi sia i processi di nitrificazione che di denitrificazione ne vengono influenzati. Secondo Longo et al. (2023), limitare le variazioni della WFPS e, di conseguenza, i cicli umido-secco, potrebbe ridurre le emissioni di CO<sub>2</sub>, a dimostrazione che oltre alla magnitudo della WFPS è anche la sua dinamica nel tempo che può determinare un differente grado di emissione.

### 3.4 Lisciviazione

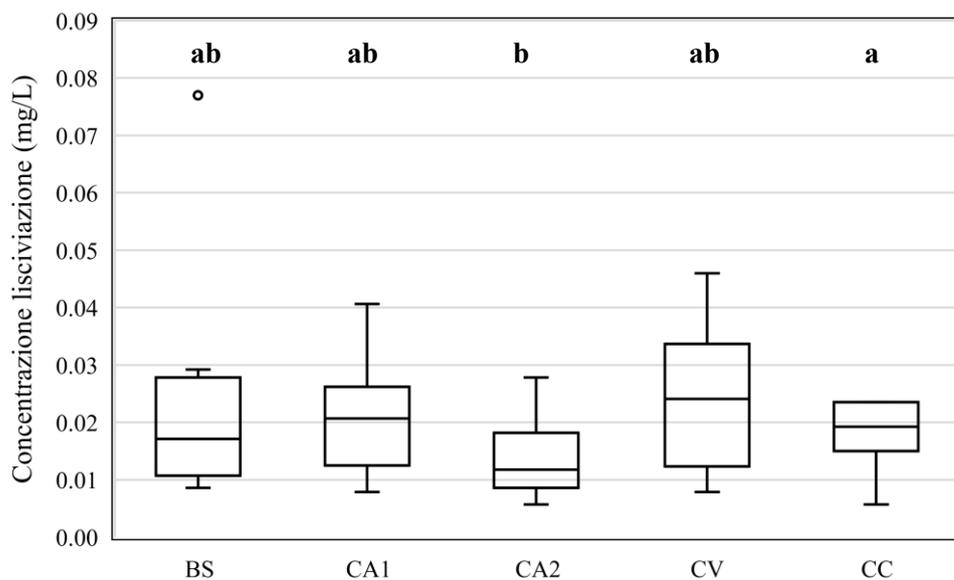
Dopo ogni evento di raccolta dell'acqua di percolazione, i campioni sono stati analizzati per il calcolo della lisciviazione di ogni lisimetro. Sono state calcolate ed analizzate inizialmente le concentrazioni (mg/L) e le quantità (kg/ha·d) liscivate di azoto in forma di nitrato e di ammonio (N-NO<sub>3</sub> e N-NH<sub>4</sub>), successivamente sono state calcolate le lisciviazioni cumulate per i cinque sistemi di gestione di suolo.

La concentrazione lisciviata di nitrato (Fig. 3.7) è risultata generalmente più elevata nel sistema BS, il quale ha anche mostrato un'elevata variabilità con valori nell'intervallo 0.0-0.8 mg/L, mentre il valore mediano si è attestato a 0.3 mg/L. per contro i sistemi CA1, CA2, e CC hanno mostrato valori generalmente inferiori a 0.06 mg/L; tutti e tre i sistemi, inoltre, hanno presentano alcuni dati molto superiori rispetto al 95mo percentile che potrebbero essere dovuti a deflussi preferenziali in condizioni peculiari, ad esempio, in corrispondenza di piogge intense. In CV è stata osservata una distribuzione dei dati che andava da 0 a 0.4 mg/L, tuttavia, generalmente si sono attestati su valori inferiori a 0.2 mg/L. Nonostante sembri evidente una differenza in termini di concentrazioni medie tra i diversi sistemi a confronto, le analisi statistiche non hanno tuttavia confermato differenze significative.



**Figura 3.7:** Concentrazione N-NO<sub>3</sub> lisciviato (mg/L).

Per quanto riguarda la concentrazione di ammonio lisciviato (Fig.3.8), si sono osservati valori nettamente inferiori rispetto ai nitrati non superando gli 0.05 mg/L. Il valore mediano dell’N-NH<sub>4</sub> era pari a 0.017 mg/L, superiore nel caso di CA1, CV e CC (rispettivamente 0.02, 0.024 e 0.019 mg/L) e inferiore solamente in CA2 con un valore di 0.012 mg/L.

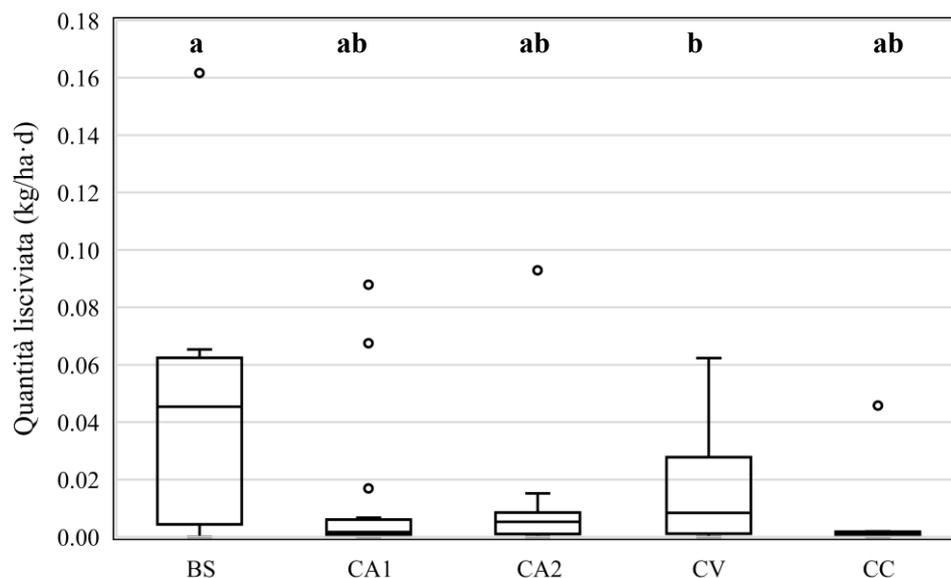


**Figura 3.8:** Concentrazione N-NH<sub>4</sub> lisciviato (mg/L).

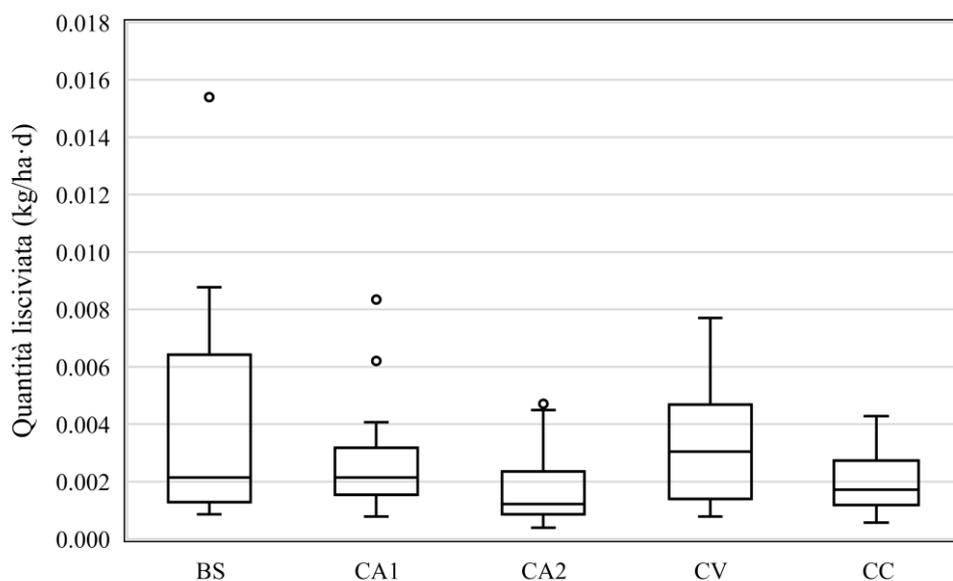
Nel caso delle quantità liscivate di azoto (kg/ha·d) (Fig. 3.9 e Fig. 3.10), i valori sensibilmente maggiori sono stati riscontrati nel caso della forma di nitrato rispetto all'ione ammonio come previsto. Il valore mediano per quanto riguarda i nitrati era pari a 0.0057 kg/ha·d, nel caso di CA2 e CV le mediane sono state leggermente maggiori (0.0060 e 0.0098 kg/ha·d), mentre nel caso di CA1 e CC minori (0.0036 e 0.0015 kg/ha·d). Il sistema BS ha presentato quantità maggiori (mediana 0.047 kg/ha·d) con un dato presente estremamente alto con un valore di 0.16 kg/ha·d.

Il valore mediano dello ione ammonio è stato pari a 0.0020 kg/ha·d, l'unico sistema di gestione del suolo che ha presentato una mediana maggiore è stato CC con un valore di 0.0030 kg/ha·d, CA2 e CV sono risultati minori (rispettivamente 0.0012 e 0.0017 kg/ha·d).

BS e CV hanno presentato una variabilità di dati maggiore, con valori superiori a 0.0080 kg/ha·d.



**Figura 3.9:** *Quantità N-NO<sub>3</sub> lisciviato (kg/ha·d).*



**Figura 3.10:** *Quantità N-NH<sub>4</sub> lisciviato (kg/ha·d).*

Nel terreno l'azoto si può trovare sia in forma organica, sia in forma inorganica o minerale. In forma organica l'azoto non è direttamente e immediatamente utilizzabile dalle piante. L'azoto in forma inorganica o minerale del terreno è costituito prevalentemente dall'insieme dell'azoto presente sotto forma di ione nitrato  $\text{NO}_3^-$  (azoto nitrico), di ione ammonio  $\text{NH}_4^+$  (azoto ammoniacale) e in misura nettamente inferiore di ione nitrito  $\text{NO}_2^-$  (azoto nitroso). La quantità di azoto inorganico nel terreno dipende soprattutto dai processi di mineralizzazione e immobilizzazione microbica, ovvero, il passaggio dalla forma organica a quella inorganica e viceversa.

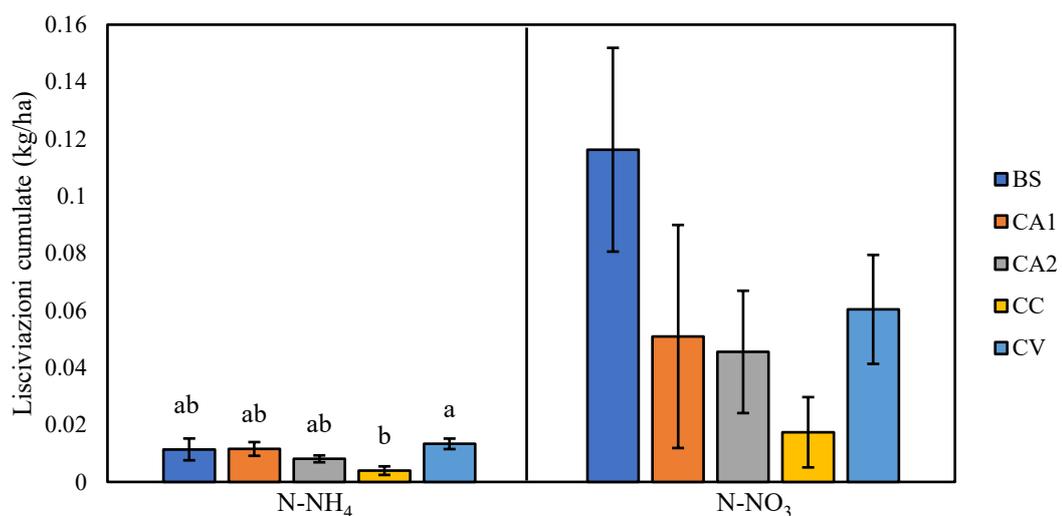
Come previsto, sia la concentrazione (mg/L) che la quantità (kg/ha·d) di N- $\text{NO}_3$  presente nelle acque di percolazione dei lisimetri è stata largamente maggiore rispetto N- $\text{NH}_4$ . Nel terreno, l'N- $\text{NH}_4$ , che è uno ione con carica positiva, viene adsorbito e trattenuto sulle superficie delle argille e della sostanza organica, trovandosi così nella soluzione circolante del terreno in quantità molto ridotte e per tempi molto brevi. L'azoto nitrico, che è uno ione con carica negativa, si trova quasi completamente disciolto nella soluzione circolante del terreno.

Analizzando in primo luogo N- $\text{NO}_3$ , si nota che per la concentrazione non si sono avute differenze significative tra i vari sistemi di gestione del suolo, mentre per le quantità è presente una leggera significatività tra CA1, CA2, CC e BS e CV, nonostante si possa notare come il suolo nudo abbia valori complessivi maggiori. Non essendoci la presenza di alcuna coltura nei lisimetri BS, è stato minore l'assorbimento da parte della vegetazione

dell'azoto nella soluzione circolante e perciò lo si ritrova nell'acqua di percolazione. Anche nei lisimetri CV non è presente una coltura di copertura, tuttavia, i residui interrati della coltura precedente possono aver contribuito a trattenere l'acqua e i nutrienti nel suolo riducendo la quantità lisciviata. L' $N-NH_4$  ha presentato una significatività statistica per quanto riguarda le concentrazioni, mentre per quanto riguarda le quantità giornaliere non sono risultate differenze significative tra i trattamenti. Questo può essere dato dal fatto che la forma ammoniacale, essendo assorbita principalmente dal suolo e dalla materia organica non arrivi nelle acque di percolazione, o per lo meno in quantità molto esigue.

Prendendo in considerazione le quantità cumulate (Fig. 3.11), il trattamento BS ha perso in media 1.12 kg  $N-NO_3$ /ha, contraddistinto da un'elevata variabilità di dati. In CA1, CA2 e CV i dati osservati erano molto simili con valori medi che variavano tra 0.045 e 0.60 kg  $N-NO_3$ /ha, anch'essi caratterizzati da un'elevata variabilità. Infine, nei sistemi CC si è avuta la minor quantità di  $N-NO_3$  perso (0.02 kg  $N-NO_3$ /ha). Nonostante sembra esserci una differenza tra i sistemi, le analisi statistiche non hanno evidenziato significatività tra i vari trattamenti, dovuto probabilmente alla grande variabilità dei dati.

Nel caso della forma ammoniacale, le quantità cumulate sono state decisamente inferiori rispetto alla forma nitrica; i dati di BS, CA1 e CV sono risultati molto simili con un valore medio di 0.01 kg  $N-NO_3$ /ha. Leggermente inferiori i valori di CA2, mentre i dati più bassi hanno riguardato CC con un valore medio di 0.004 kg  $N-NO_3$ /ha. In questo caso, le analisi statistiche hanno indicato una significatività tra i vari trattamenti.



**Figura 3.11:** Quantità di  $N-NO_3$  e  $N-NH_4$  nelle acque di percolazione.

L'azoto, in conseguenza della lisciviazione, viene sottratto all'uso da parte degli organismi vegetali e disperso nelle acque del terreno. Il processo rappresenta quindi: una perdita nutrizionale; una perdita economica; una fonte di inquinamento delle acque di falda e, a volte, delle riserve di acqua potabile (Masoni ed Ercoli, 2010).

I dati di lisciviazione dell'azoto sono estremamente bassi se confrontati con quelli che possono essere ritrovati mediamente in veneto, come dimostrato in molti studi condotti dal medesimo gruppo di ricerca (Longo et al., 2021; Dal Ferro et al., 2018; Morari et al., 2012). È ipotizzabile che l'applicazione del digestato solido non sia seguita da una completa mineralizzazione che potrebbe aver limitato sensibilmente la lisciviazione dell'azoto; inoltre, è da considerare che il bilancio non è annuale ma comprende solamente i mesi di copertura del suolo con cover crop a seguito della coltura principale. Infine, si noti come le stesse perdite di acqua di percolazione siano state effettivamente molto basse.

## **3.5 Emissioni dei gas climalteranti**

### **3.5.1 Valori giornalieri**

In questa sezione verranno descritti i risultati delle emissioni giornaliere di CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> nei cinque sistemi di gestione del suolo presenti nel sito sperimentale. I flussi vengono considerati per tutto il periodo di studio ad esclusione di un mese (dal 21 aprile al 24 maggio 2023) in cui sono stati eseguiti alcuni necessari lavori di manutenzione al sistema lisimetrico con la sostituzione delle tubazioni per l'analisi dei gas. Le dinamiche sono rappresentate in Figura 3.12.

Per quanto riguarda le emissioni di CO<sub>2</sub>, nel periodo invernare/primaverile in cui era presente la cover crop nei lisimetri CA1, CA2, CC, si può osservare come le emissioni siano molto basse in tutti e cinque i trattamenti, con valori che non superano i 20 kg C-CO<sub>2</sub>/d·ha. Inizialmente, dalla semina della cover crop fino al mese di marzo, i flussi sono risultati maggiori in CV e CC, mentre nel mese di aprile si può notare un leggero incremento in tutti i sistemi dovuto sia alla crescita di biomassa della cover che alla componente della respirazione del suolo. Sebbene siano quindi differenti i sistemi

colturali in termini di respirazione solo eterotrofa, oppure sia autotrofa che eterotrofa, le differenze sono state minime. Nel secondo periodo di monitoraggio, invece, si può notare fin da subito che i flussi del gas sono aumentati in maniera consistente nel mese di giugno rispetto ai mesi precedenti, ovvero dopo la semina del sorgo e l'applicazione del digestato in tutti i sistemi colturali (anche in BS). L'incremento delle emissioni ha mostrato dei picchi massimi in CV e CA2, raggiungendo i 150 kg C-CO<sub>2</sub>/d·ha; l'andamento dei flussi, crescente subito dopo la semina e l'applicazione del digestato, è durato per circa una settimana, e successivamente si è osservata una decrescita graduale fino alla fine del mese. Durante questo periodo, i sistemi BS e CA1 hanno avuto in media le emissioni minori.

I flussi di N<sub>2</sub>O presentano una dinamica simile alla CO<sub>2</sub> per il primo periodo di monitoraggio, seguita da una dinamica invece molto differente per il secondo. Da novembre 2022 fino ad aprile 2023, infatti, le emissioni sono state costanti –in questo caso pressoché nulle–, mentre nei giorni successivi all'applicazione del digestato solido si è notato un incremento rapido delle emissioni in tutti e cinque i sistemi fino ad arrivare a picchi elevati quattro giorni dopo della fertilizzazione. Si noti, inoltre, come siano osservabili differenze minime nelle tempistiche riguardanti la dinamica del flusso nonostante una differente applicazione del digestato, che è stato mantenuto in superficie in CA mentre interrato negli altri trattamenti. Per contro, proprio i sistemi CV, BS e CC hanno avuto picchi più elevati, raggiungendo valori di 0.6 kg N-N<sub>2</sub>O/d·ha, per quanto riguarda CC, e circa 0.5 kg N-N<sub>2</sub>O/d·ha per CV e BS. Dopo circa una settimana dall'applicazione del digestato solido, i flussi sono tornati come i mesi invernali/primaverili ovvero vicini allo zero.

Analizzando le emissioni giornaliere di CH<sub>4</sub>, si può infine osservare che nei primi mesi invernali i flussi si possono considerare quasi nulli poiché in tutti i sistemi i valori sono vicini allo zero e non è ipotizzabile qualora il suolo possa fungere da sorgente (*source*) o pozzo (*sink*). Dal mese di gennaio fino ad aprile l'andamento delle emissioni è cambiato leggermente: il sistema BS presentava valori negativi di CH<sub>4</sub> di circa -0.01 kg C-CH<sub>4</sub>/d·ha; il sistema CV aveva un comportamento simile al periodo precedente, mentre i sistemi CA1, CA2, CC, caratterizzati da vegetazione, avevano un andamento sempre molto vicino allo zero; purtuttavia, valori sia superiori che inferiori allo zero non hanno permesso di definire in maniera chiara se il suolo avesse effettivamente contribuito ad aumentare le emissioni di gas in atmosfera, oppure se avesse agito da *sink*.

Nel mese di giugno le dinamiche osservate erano completamente differenti. Ad eccezione del suolo nudo che riportava le stesse dinamiche durante il periodo primaverile, negli altri sistemi si può definire con certezza che il suolo si sia comportato da pozzo assorbendo metano, seppur limitatamente e con medie di 0.01 kg C-CH<sub>4</sub>/d·ha.

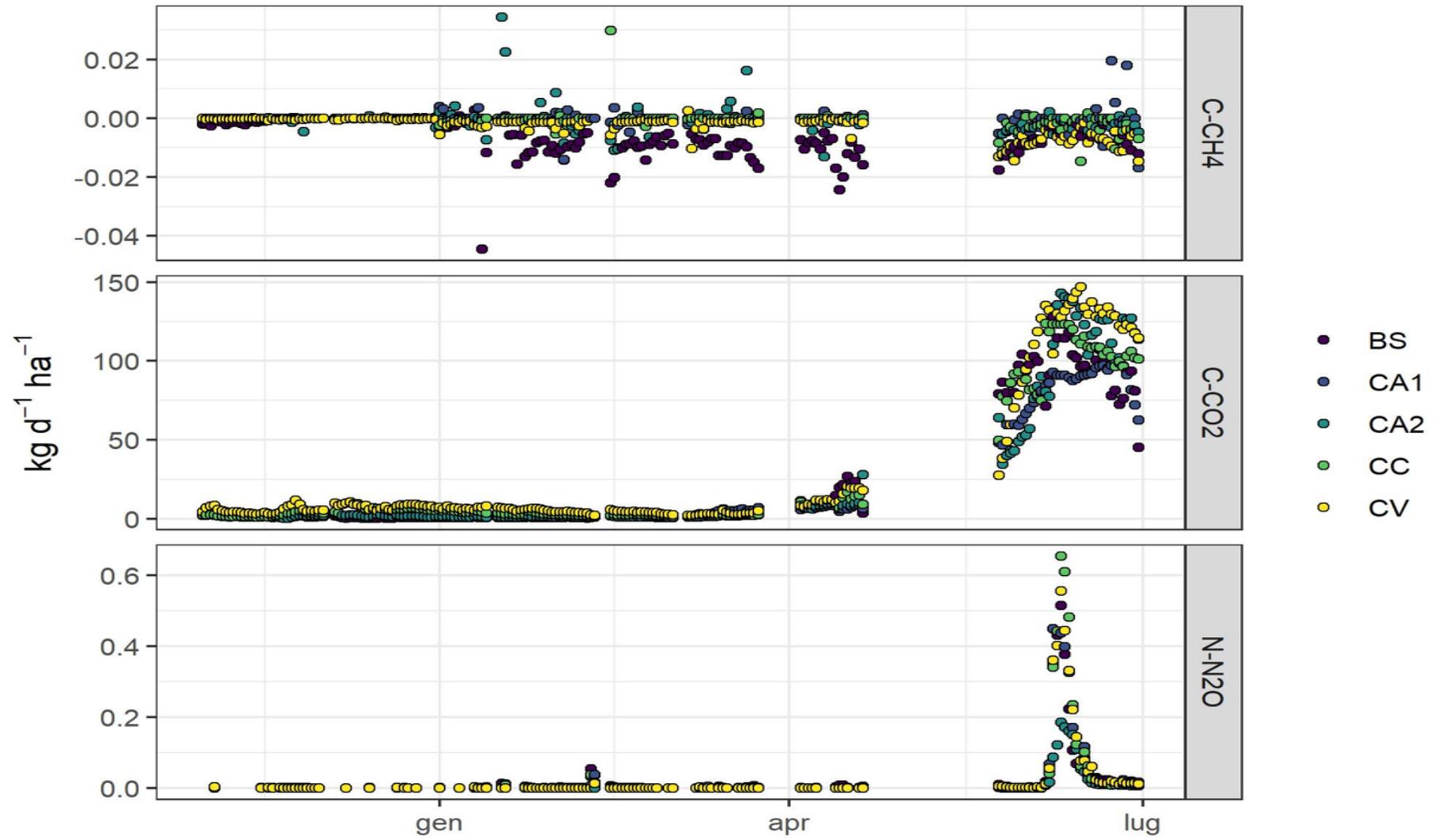


Figura 3.12: Emissioni di  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{N}_2\text{O}$  ( $\text{kg/d}\cdot\text{ha}$ ) nel periodo di studio.

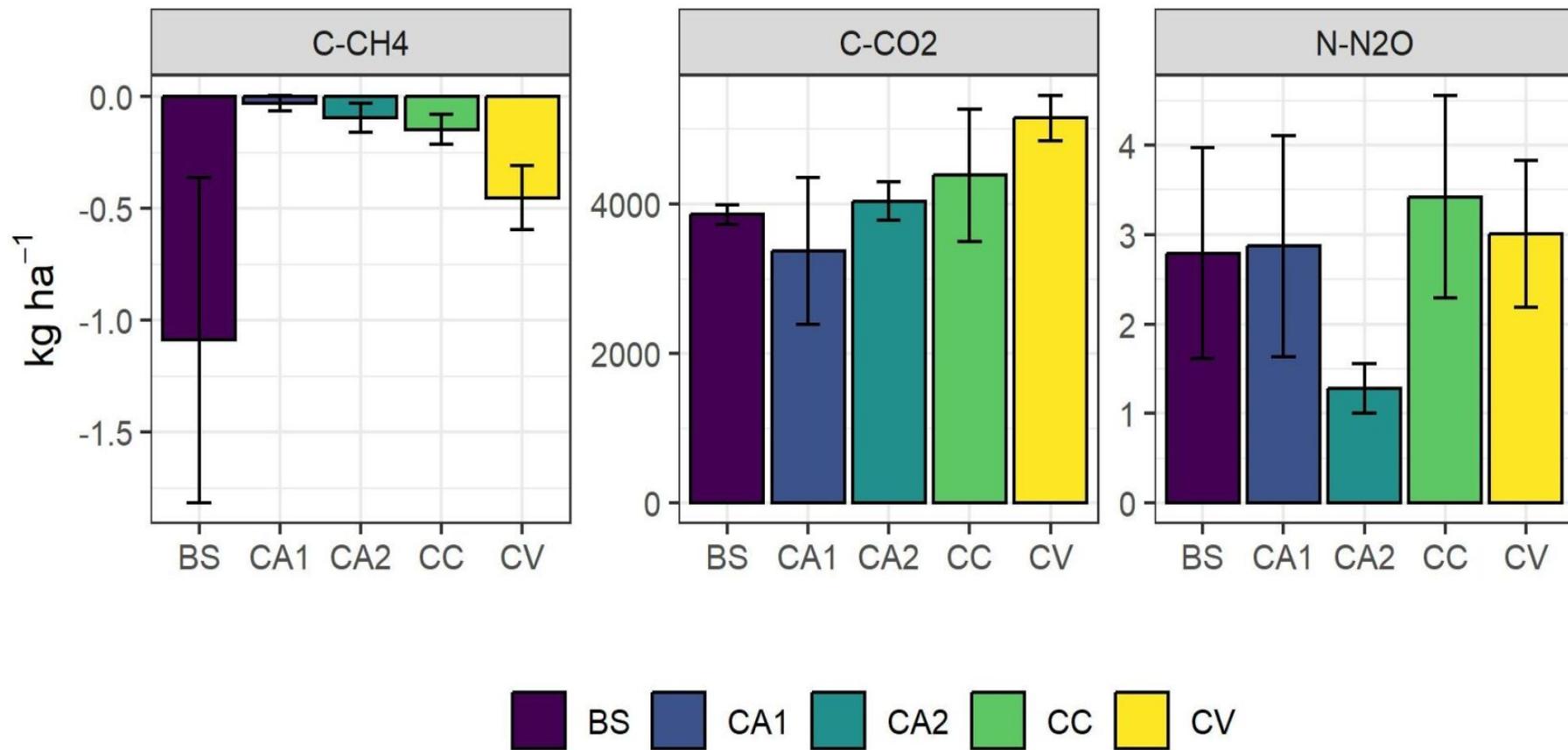
### 3.5.1 Valori cumulati

In questa sezione verranno descritti i risultati delle emissioni cumulate di CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> nei cinque sistemi di gestione del suolo presenti nel sito sperimentale. I valori sono rappresentati in Figura 3.13.

Analizzando le emissioni cumulate di CO<sub>2</sub>, si nota che le emissioni derivanti dai sistemi BS e CA2 siano state molto simili con un valore di circa 4000 kg C-CO<sub>2</sub>/ha; il trattamento CA1 presentava i valori invece più bassi tra i vari sistemi con emissione di gas di circa 3300 kg C-CO<sub>2</sub>/ha; i due sistemi che hanno emesso la maggior quantità di CO<sub>2</sub> sono il CC e il CV con valori rispettivamente di circa 4400 e 5100 kg C-CO<sub>2</sub>/ha. Si noti, quindi, come i sistemi soggetti a lavorazione del suolo presentino un maggiore flusso di gas, mentre una tendenza a ridurre le emissioni sia stato osservato con i trattamenti di semina su sodo, in particolare quando la compattazione era più superficiale (CA1). Nonostante queste tendenze, le analisi statistiche non hanno evidenziato differenze significative tra i diversi trattamenti.

Per quanto riguarda le emissioni cumulate di N<sub>2</sub>O, si osserva come i valori di BS, CA1 e CV siano stati molto simili con valori di circa 3 kg N-N<sub>2</sub>O/ha, tuttavia, la barra di errore molto elevata indica una grande variabilità di dati. I valori più bassi sono stati registrati in CA2 (1.3 kg N-N<sub>2</sub>O/ha), mentre quelli maggiori in CC (circa 3.5 kg N-N<sub>2</sub>O/ha). L'analisi della varianza non ha evidenziato differenze significative tra i sistemi.

Prendendo in considerazione le emissioni cumulate di CH<sub>4</sub>, si può notare che tutti i trattamenti considerati abbiano funto nel complesso da *sink* per il gas. Valori maggiori di assorbimento sono stati registrati nel sistema BS (circa -1.1 kg C-CH<sub>4</sub>/ha), in CV si sono stati osservati valori di circa -0.5 kg C-CH<sub>4</sub>/ha, mentre negli altri tre sistemi i valori sono risultati inferiori a -0.3 kg C-CH<sub>4</sub>/ha, con CA1 che ha rappresentato il *sink* inferiore. Nonostante una differenza piuttosto marcata di valori, soprattutto di BS e CV rispetto ai CA e CC, non sono risultate significative le differenze tra i trattamenti.



*Figura 3.13: Emissioni cumulative di CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O (kg/ha) nel periodo di studio.*

L'applicazione del digestato può aver comportato un aumento delle emissioni del gas come riportato nello studio di Plaza-Bonilla et al. (2014), mentre la presenza di residui colturali non ha avuto un effetto significativo sui flussi del gas, così come la minima lavorazione del suolo. L'effetto sulla respirazione dovuto all'applicazione del digestato e alla presenza di residui colturali è dovuto all'incremento di carbonio e azoto nel suolo, con conseguente aumento dell'attività microbica (Morell et al., 2011); questa relazione positiva è stata studiata anche da Dal Ferro et al. (2016). Come anche osservato da Oorts et al. (2017) non sono presenti, tuttavia, differenze significative tra i diversi sistemi di gestione del suolo.

Nel mese di giugno, quindi, il digestato è stato la causa principale dell'aumento delle emissioni di CO<sub>2</sub>; questo effetto è durato circa 25 giorni, dopodiché si è notato come l'andamento dei flussi fosse in diminuzione a spiegazione del fatto che l'effetto dovuto alla mineralizzazione delle componenti organiche più labili del digestato fosse in esaurimento. La temperatura e la crescita della coltura sono altri due fattori molto importanti sulle emissioni di CO<sub>2</sub>, tuttavia, questo effetto è stato più marcato nei mesi successivi in cui le temperature sono state più elevate e la coltura è cresciuta maggiormente (Franco-Luesma et al., 2010, Kallenbach et al., 2010, Hatano et al., 2011). La respirazione eterotrofa, oltre ad essere influenzata dalla temperatura, è condizionata anche dal contenuto idrico del suolo. L'attività microbica, infatti, risulta massima in situazioni di disponibilità di acqua e ossigeno ottimali (Moyano et al., 2013) e minima in situazioni di acqua carente o eccessiva.

Emissioni importanti di N<sub>2</sub>O sono state rilevate solo nel periodo successivo all'applicazione del digestato azotato, indicando che l'emissione del gas avviene solamente in corrispondenza della disponibilità di elevate quantità di azoto nel suolo (Zhai et al., 2011). Le analisi statistiche delle emissioni cumulate non hanno evidenziato differenze significative tra i sistemi di gestione. Questo può essere dato dal fatto che la dose di digestato applicato nei suoli abbia coperto l'effetto dei vari trattamenti. Interessante è comunque notare come, rispetto alla dose totale di azoto distribuito pari a 300 kg/ha, i valori delle emissioni cumulate, soprattutto a seguito della distribuzione del digestato, non si discostasse di molto rispetto a quanto suggerito dall'IPCC (1%), sebbene sia anche da notare come anche lievi differenze di pochi kg contribuiscano in modo significativo ad accrescere o ridurre le emissioni di GHG visto l'elevato GWP. In questo contesto, alcuni studi, che riguardano le emissioni di N<sub>2</sub>O in sistemi colturali differenti,

hanno mostrato come non siano ancora chiari gli effetti della non lavorazione o minima lavorazione sulle emissioni. Infatti, Liu et al. (2006) e Huang et al. (2018) hanno dimostrato come il sistema conservativo possa avere maggiori emissioni rispetto ad un convenzionale, a causa del maggior contenuto idrico e all'incremento della nitrificazione (Abdalla et al., 2013). Altri studi, tuttavia, hanno dimostrato il contrario, ovvero che i flussi minori del sistema conservativo siano molto simili o addirittura inferiori rispetto al convenzionale (Campanha et al., 2019).

Le colture di copertura svolgono un importante ruolo nella produzione di  $N_2O$ , in quanto stimolano l'attività microbica che consuma ossigeno e crea condizioni anaerobiche (Chen et al., 2013). La scarsa presenza di ossigeno incentiva la denitrificazione, contribuendo all'aumento di emissioni di  $N_2O$  (Rochette et al., 2008). Secondo Basche et al. (2014), il 60% dei casi in cui vengono utilizzate le cover crops si ha un aumento delle emissioni di  $N_2O$  rispetto a sistemi in cui non vengono utilizzate. Questo aumento può essere dovuto dal fatto che le cover rilasciano nel suolo elevate quantità di azoto e carbonio che incrementano i flussi del gas nella coltura successiva (Kallenbach et al., 2010). Sebbene nel nostro caso non fossero state usate cover crops in grado di effettuare azoto-fissazione, è comunque possibile che esse abbiano trattenuto i nutrienti altrimenti soggetti a lisciviazione, aumentando di fatto la quantità di azoto al suolo. Questo suggerisce anche l'importanza di integrare le analisi qui effettuate con ulteriori analisi del suolo. Anche l'incorporazione dei residui della cover nel terreno stimolerebbe la loro decomposizione, a causa della maggior superficie di contatto che si viene a creare tra i residui e i microrganismi riducendo il contenuto di ossigeno nel suolo, portando ad una maggiore produzione di  $N_2O$  (Muhammad et al., 2019). Dallo studio di Politi-Moncada et al. (2022) è emerso come in realtà il grado di compattazione del suolo in CA contribuisca negativamente alle emissioni di  $N_2O$ , aumentandoli da 1.3 fino a 42 volte. Sempre nello stesso studio è stato osservato come le emissioni del gas siano significativamente elevate successivamente alla fertilizzazione con azoto.

Per il  $CH_4$ , durante il periodo di studio le cumulate sono state negative in tutti e cinque i sistemi di gestione del suolo. Questi risultati danno informazione del fatto che il suolo ha svolto la funzione principalmente da *sink* che da *source* per  $CH_4$ , indipendentemente dal sistema colturale: risultati simili sono stati osservati negli anni precedenti nello stesso sito (Morari et al., 2015) e in altri studi (Regina et al., 2015; Franco-Luesma et al., 2020). Non sono state registrate differenze significative tra i vari sistemi, come accaduto nello studio

di (Huang et al., 2018). La presenza delle cover crops, osservando i valori delle cumulate, sembra possa aver influenzato le emissioni di CH<sub>4</sub> poiché i valori inferiori di assorbimento minore si sono registrati proprio nei lisimetri con cover crop, tuttavia, attraverso le analisi statistiche non sono presenti differenze significative. Anche la minima lavorazione del suolo può influenzare le emissioni di CH<sub>4</sub> perché porta ad aumento del contenuto di carbonio organico nel suolo, che stimolerebbe l'azione dei batteri metanogeni (Palm et al., 2014, Topp and Pattey, 1997). La compattazione del suolo dovuta alla non lavorazione può portare ad una minore ossidazione di esso (Gregorich et al., 2006), in tal caso, i batteri metanotrofi hanno a disposizione meno ossigeno per degradare il metano.

## 4 CONCLUSIONI

I risultati ottenuti in questo lavoro hanno permesso di comprendere alcune importanti dinamiche riguardo al comportamento di diverse pratiche di gestione del suolo sulle emissioni di GHGs, sulla produzione di biomassa e sulle lisciviazioni dell'azoto. Partendo dall'analisi dei flussi di gas e delle loro cumulate, non sono state registrate differenze significative tra i sistemi CA1, CA2 e CC, il sistema convenzionale (CV) e il suolo nudo (BS). Ciononostante, i valori giornalieri danno informazioni importanti sulle dinamiche durante i mesi di studio dei flussi dei gas. La CO<sub>2</sub> presenta maggiori emissioni in corrispondenza del mese di giugno successivamente alla semina del sorgo e all'applicazione del digestato; per N<sub>2</sub>O si osservano flussi pressoché nulli durante tutti i mesi invernali/primaverili, il picco di emissioni avviene in corrispondenza dell'applicazione del digestato solido; infine, tutti i sistemi fungono da *sink* per CH<sub>4</sub>.

Se da una parte è stato studiato che l'agricoltura conservativa possa migliorare alcune qualità del suolo, non è ancora chiara la relazione tra la tipologia di gestione del suolo e le emissioni da parte di esso dei tre GHGs, anche quando essa possa porta il suolo a un certo grado di degrado nella struttura con la compattazione, il quale è un fenomeno possibile e che spesso si presenta nelle prime fasi di transizione da un'agricoltura convenzionale a una conservativa, e soprattutto in suoli limosi con una limitata stabilità di struttura degli aggregati. Rispetto all'agricoltura convenzionale, CA generalmente migliora lo stoccaggio del carbonio organico del suolo, ciò può contribuire alle emissioni di gas e alla regolazione dell'acqua. Tuttavia, non tutti gli studi riportano un impatto positivo sull'impatto di queste pratiche sull'emissione di GHGs; pertanto, è fondamentale effettuare più studi che richiedano un approccio multidisciplinare.

Per quanto riguarda la biomassa della cover crop, il sistema CA1 è quello più produttivo nonostante non ci sia stata significatività statistica tra i trattamenti; le concentrazioni di azoto nella biomassa sono maggiori di quelle del fosforo ma con un andamento simile con una concentrazione maggiore nel sistema CC, in questo caso è stata osservata una differenza significativa; infine, le asportazioni non presentano significatività data anche la elevata variabilità dei dati soprattutto nel sistema CC. La perdita di N-NO<sub>3</sub> e N-NH<sub>4</sub> è stata analizzata nelle acque di percolazione periodicamente raccolte dai lisimetri. Con molta probabilità l'applicazione del digestato solido ha ridotto la lisciviazione dell'azoto poiché non è avvenuta una completa mineralizzazione della sostanza organica; anche il

grado di compattazione può essere responsabile di una minore lisciviazione dell'azoto nelle acque di percolazione. Le quantità di N-NO<sub>3</sub> liscivate non mostrano differenze significative nonostante si possa osservare come il sistema BS perda più azoto; N-NH<sub>4</sub> viene perso in quantità inferiori e le analisi mostrano una differenza significativa tra i sistemi. In questo studio è stato osservato che l'utilizzo di cover crops e la pratica della minima lavorazione del suolo non hanno portato benefici significativi in termine di emissioni di gas né sulla produzione della biomassa.

L'analisi di alcuni mesi permette di osservare importanti dinamiche, tuttavia, è fondamentale effettuare studi con obiettivi a lungo termine per verificare con più attenzione tutti i risultati che sono stati ottenuti.

# BIBLIOGRAFIA

- Abdalla, M., Osborne, B., Lanigan, G., Forristal, D., Williams, M., Smith, P., Jones, M.B., 2013. Conservation tillage systems: A review of its consequences for greenhouse gas emissions. *Soil Use Manag.* 29, 199–209. <https://doi.org/10.1111/sum.12030>.
- Adetunji Adewole Tomiwa, Bongani Ncube, Reckson Mulidzi, Francis Bayo Lewu, Management impact and benefit of cover crops on soil quality: A review, *Soil and Tillage Research*, Volume 204, 2020, <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104717>.
- Alakukku L, Weisskopf P, Chamen W, Tijink F, Van Der Linden J, Pires S, Sommer C, Spoor G (2003) Prevention strategies for field traffic-induced subsoil compaction: a review. Part 1. Machine/soil interactions. *Soil Till Res* 73:145–160.
- Amin M.N., Hossain M.S., Lobry de Bruyn L., Wilson B. A systematic review of soil carbon management in Australia and the need for a social-ecological systems framework. *Sci. Total Environ.* 2019:135182.
- Bampa F., O’Sullivan L., Madena K., Sandén T., Spiegel H., Henriksen C.B. Harvesting European knowledge on soil functions and land management using multi-criteria decision analysis. *Soil Use Manag.* 2019;35:6–20.
- Basche, A.D., Miguez, F.E., Kaspar, T.C., Castellano, M.J., 2014. Do cover crops increase or decrease nitrous oxide emissions? a meta-analysis. *J. Soil Water Conserv.* 69, 471–482. <https://doi.org/10.2489/jswc.69.6.471>.
- Benlloch-González María, José Manuel Quintero, María Paz Suárez, Rosa Sánchez-Lucas, Ricardo Fernández-Escobar, Manuel Benlloch, Effect of moderate high temperature on the vegetative growth and potassium allocation in olive plants, *Journal of Plant Physiology*, Volume 207, 2016, Pages 22-29, ISSN 0176-1617, <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2016.10.001>.
- Bennetzen, E.H., Smith, P., Porter, J.R., 2016. Agricultural production and greenhouse gas emissions from world regions-The major trends over 40 years. *Glob. Environ. Chang.* 37, 43–55. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.12.004>.

- Birkás, M., Jolánkai, M., Gyuricza, C., & Percze, A. (2004). Tillage effects on compaction, earthworms and other soil quality indicators in Hungary. *Soil and Tillage Research*, 78(2), 185-196.
- Blanco-Canqui, H., Shaver, T.M., Lindquist, J.L., Shapiro, C.A., Elmore, R.W., Francis, C.A. and Hergert, G.W. (2015), Cover Crops and Ecosystem Services: Insights from Studies in Temperate Soils. *Agronomy Journal*, 107: 2449-2474. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0086>.
- Bouma J., Montanarella L., Evanylo G. The challenge for the soil science community to contribute to the implementation of the UN Sustainable Development Goals. *Soil Use Manag.* 2019;35:538–546.
- Calonego Juliano C., Rosolem Ciro A., Soybean root growth and yield in rotation with cover crops under chiseling and no-till, *European Journal of Agronomy*, Volume 33, Issue 3, 2010, Pages 242-249, <https://doi.org/10.1016/j.eja.2010.06.002>.
- Camargo GGT, Ryan MG, Richard TM (2013) Energy use and greenhouse gas emissions from crop production using the farm energy analysis tool. *Bioscience* 63:263–273. doi:10.1525/bio.2013.63.4.6.
- Campanha, M.M., de Oliveira, A.D., Marriel, I.E., Gontijo Neto, M.M., Malaquias, J.V., Landau, E.C., de Albuquerque Filho, M.R., Ribeiro, F.P., de Carvalho, A.M., 2019. Effect of soil tillage and N fertilization on N<sub>2</sub>O mitigation in maize in the Brazilian Cerrado. *Sci. Total Environ.* 692, 1165–1174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.315>.
- Celentano D., Rousseau G.X., Engel V.L., Zelarayán M., Oliveira E.C., Araujo A.C.M. Degradation of riparian forest affects soil properties and ecosystem services provision in eastern Amazon of Brazil. *Land Degrad. Dev.* 2017;28:482–493.
- Chen, H., Li, X., Hu, F., Shi, W., 2013. Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: A meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 19, 2956–2964. <https://doi.org/10.1111/gcb.12274>.
- Core Team, R., 2017. R: A Lang. *Environ. Stat. Comput.*
- Dabney, S.M., Delgado, J.A., Meisinger, J.J., Schomberg, H.H., Liebzig, M.A., Kaspar, T., Mitchell, J., Reeves, W., 2010. Using cover crops and cropping systems for nitrogen management. In: Delgado, J.A., Follett, R. (Eds.), *Advances*

in Nitrogen Management for Water Quality. Soil water conservation society, Ankeny, Iowa.

- Dal Ferro, N., Cocco, E., Lazzaro, B., Berti, A., Morari, F., 2016. Assessing the role of agri-environmental measures to enhance the environment in the Veneto Region, Italy, with a model-based approach. *Agric. Ecosyst. Environ.* 232, 312–325. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.010>.
- Dal Ferro, N., Cocco, E., Berti, A., Lazzaro, B., & Morari, F. (2018). How to enhance crop production and nitrogen fluxes? A result-oriented scheme to evaluate best agri-environmental measures in Veneto Region, Italy. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 64(11), 1518-1533.
- Daryanto, S., Fu, B., Wang, L., Jacinthe, P.A., Zhao, W., 2018. Quantitative synthesis on the ecosystem services of cover crops. *Earth-Science Rev.* 185, 357–373. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.06.013>.
- de Araújo Santos Gustavo André, Mara Regina Moitinho, Bruna de Oliveira Silva, Clariana Valadares Xavier, Daniel De Bortoli Teixeira, José Eduardo Corá, Newton La Scala Júnior, Effects of long-term no-tillage systems with different succession cropping strategies on the variation of soil CO<sub>2</sub> emission, *Science of The Total Environment*, Volume 686, 2019, Pages 413-424, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.398>.
- Delle Vedove, G., Alberti, G., Zuliani, M., Peressotti, A., 2007. Automated Monitoring of Soil Respiration: an Improved Automatic Chamber System. *Ital. J. Agron.* 2, 377. <https://doi.org/10.4081/ija.2007.377>.
- Delle Vedove G., Grignani C., Bertora C., 2015. Greenhouse gases emissions from soils. In Bertora, C., Blankman, D., Delle Vedove, G., Firbank, L., Frenzel, M., Grignani, C., Groner, E., Joseph, A., Kertész, M., Kunin, B., Matteucci, G., Menta, C., Muller, C.W., Stadler, J., 2015. *Handbook of standardised ecosystem protocols*, p. 65-86.
- Dodds, W.K., Burgin, A.J., Marcarelli, A.M., Strauss, E.A., 2017. *Nitrogen Transformations*, 4th ed, *Methods in Stream Ecology: Third Edition*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813047-6.00010-3>.
- Doran J.W., Zeiss M.R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Appl. Soil Ecol.* 2000;15:3–11.

- Fabiola N, Giarola B, da Silva A, Imhoff S, Dexter A (2003) Contribution of natural soil compaction on hardsetting behavior. *Geoderma* 113:95–108.
- FAO. Earthscan; 2011. *The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture: Managing Systems at Risk*.
- Farooq, M., Siddique, K.H.M., 2015. Conservation agriculture: concepts, brief history, and impacts on agricultural systems. In: Farooq, M., Siddique, K.H.M., 2015. *Conservation agriculture*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-11620-4>.
- Franco-Luesma, S., Caverro, J., Plaza-Bonilla, D., Cantero-Martínez, C., Arrúe, J.L., Álvaro-Fuentes, J., 2020. Tillage and irrigation system effects on soil carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) and methane (CH<sub>4</sub>) emissions in a maize monoculture under Mediterranean conditions. *Soil Tillage Res.* 196, 104488. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104488>.
- Gödde, M., Conrad, R. Influence of soil properties on the turnover of nitric oxide and nitrous oxide by nitrification and denitrification at constant temperature and moisture. *Biol Fertil Soils* 32, 120–128 (2000). <https://doi.org/10.1007/s003740000247>.
- Gregorich, E.G., Rochette, P., Hopkins, D.W., McKim, U.F., St-Georges, P., 2006. Tillage-induced environmental conditions in soil and substrate limitation determine biogenic gas production. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2614–2628. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.03.017>.
- Hatano, R., 2011. Greenhouse gas fluxes: effects of physical conditions. In Glinski, J., Horabik, J., Lipiec, J., 2011. *Encyclopedia of Agrophysics*. p. 339–351.
- Heinemeyer, A., McNamara, N.P., 2011. Comparing the closed static versus the closed dynamic chamber flux methodology: Implications for soil respiration studies. *Plant Soil* 346, 145–151. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0804-0>.
- Hillel, D., 1998. *Environmental Soil Physics*.
- Horn, R., Domzal, H., Slowinskajurkiewicz, A. & van Ouwerkerk, C. 1995. Soil compaction processes and their effects on the structure of arable soils and the environment. *Soil and Tillage Research*, 35, 23–36.
- Hou D, Bolan NS, Tsang DCW, Kirkham MB, O'Connor D. Sustainable soil use and management: An interdisciplinary and systematic approach. *Sci Total Environ.* 2020 Aug.

- Huang, Y., Ren, W., Wang, L., Hui, D., Grove, J.H., Yang, X., Tao, B., Go, B., 2018. Agriculture, Ecosystems and Environment Greenhouse gas emissions and crop yield in no-tillage systems: A meta-analysis. 268, 144–153. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.002>.
- Hüppi, R., Felber, R., Krauss, M., Six, J., Leifeld, J., Fuß, R., 2018. Restricting the nonlinearity parameter in soil greenhouse gas flux calculation for more reliable flux estimates. PLoS One 13, 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200876>.
- Hutchinson, G.L., Mosier, A.R., 1981. Improved Soil Cover Method for Field Measurement of Nitrous Oxide Fluxes1. Soil Sci. Soc. Am. J. 45, 311. <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500020017x>.
- Imer, D., Merbold, L., Eugster, W., Buchmann, N., 2013. Temporal and spatial variations of soil CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes at three differently managed grasslands. Biogeosciences 10, 5931–5945. <https://doi.org/10.5194/bg-10-5931-2013>.
- Instruction and Operating Manual for Gaset: On-site Series, Instruction and Operating Manual For the Gaset DX4000 and Gaset DX4015 models. Gaset DX-Series FTIR Gas Analyser. Version E1.17 (January 26, 2018).
- IPCC, 2007: Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC, 2023: Sixth Assessment Report on Climate Change.
- Kahimba F. C., R. Sri Ranjan, J. Froese, M. Entz, R. Nason, Applied Engineering in Agriculture. 24(3): 321-333. 2008.
- Kallenbach, C.M., Rolston, D.E., Horwath, W.R., 2010. Cover cropping affects soil N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions differently depending on type of irrigation. Agric. Ecosyst. Environ. 137, 251–260. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.010>.
- Kaspar, T. C., & Singer, J. W. (2015). The Use of Cover Crops to Manage Soil. In Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture (pp. 321–337). Wiley. <https://doi.org/10.2136/2011.soilmanagement.c21>.
- Kaye, J. P., & Quemada, M. (2017). Using cover crops to mitigate and adapt to climate change. A review. In Agronomy for Sustainable Development (Vol. 37, Issue 1). Springer-Verlag France. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0410-x>.

- Keesstra S., Paulo Pereira, Agata Novara, Eric C. Brevik, Cesar Azorin-Molina, Luis Parras-Alcántara, Antonio Jordán, Artemi Cerdà, Effects of soil management techniques on soil water erosion in apricot orchards, *Science of The Total Environment*, Volumes 551–552, 2016, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.182>.
- Kosmas C, St Gerontidis, M Marathianou, B Detsis, Th Zafiriou, W Nan Muysen, G Govers, T Quine, K Vanoost, The effects of tillage displaced soil on soil properties and wheat biomass, *Soil and Tillage Research*, Volume 58, Issues 1–2, 2001, Pages 31-44, ISSN 0167-1987, [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00175-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00175-6).
- Lal, R., 2015. Soil carbon sequestration and aggregation by cover cropping. *J. Soil Water Conserv.* 70, 329–339. <https://doi.org/10.2489/jswc.70.6.329>.
- Li S., Qi-quan LI, Chang-quan WANG, Bing LI, Xue-song GAO, Yi-ding LI, De-yong WU, Spatial variability of soil bulk density and its controlling factors in an agricultural intensive area of Chengdu Plain, Southwest China, *Journal of Integrative Agriculture*, Volume 18, Issue 2, 2019, Pages 290-300, ISSN 2095-3119, [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(18\)61930-6](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(18)61930-6).
- Lipiec J, Ferrero A, Giovanetti V, Nosalewicz A, Turski M (2002) Response of structure to simulated trampling of woodland soil. *Adv Geocol* 35:133–140.
- Livingston, G.P., Hutchinson, G.L. 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error. In: P.A. Matson, R.C. Harriss (eds.), *Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water*. Blackwell Science, Cambridge, pp. 14-50.
- Livingston, G.P., Hutchinson, G.L., Spartalian, K., 2006. Trace Gas Emission in Chambers A Non-Steady-State Diffusion Model. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 1459. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0322>.
- Liu, X.J., Mosier, A.R., Halvorson, A.D., Zhang, F.S., 2006. The impact of nitrogen placement and tillage on NO, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes from a clay loam soil. *Plant Soil* 280, 177–188. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-2950-8>.
- Longo, M., Dal Ferro, N., Lazzaro, B., & Morari, F. (2021). Trade-offs among ecosystem services advance the case for improved spatial targeting of agri-environmental measures. *Journal of Environmental Management*, 285, 112131.

- Longo Matteo, Gemini Delle Vedove, Carlo Grignani, Alessandro Peressotti, Barbara Lazzaro, Miguel Cabrera, Francesco Morari, How water table level influences C balance under different fertilization regimes, *Agricultural Water Management*, Volume 289, 2023, 108508, ISSN 0378-3774, <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108508>.
- Masoni A., Ercoli L., Azoto nel terreno, 2010.
- Morari, F., Lugato, E., Polese, R., Berti, A., & Giardini, L. (2012). Nitrate concentrations in groundwater under contrasting agricultural management practices in the low plains of Italy. *Agriculture, ecosystems & environment*, 147, 47-56.
- Morari, F., Berti, A., Cocco, E., Dal Ferro, N., Pizzeghello, D., Polese, R., Simonetti, G., 2015. Monitoraggio e Stima Territoriale dell'Emissione di Gas Serra, Azoto e Fosforo da Sistemi Colturali della Regione Veneto. Legnaro (PD).
- Morari, F., Longo, M., Dal Ferro, N., Polese, R., 2018. Monitoraggio e Stima Territoriale dell'Emissione di Gas Serra, Azoto e Fosforo da Sistemi Colturali della Regione Veneto. Legnaro (PD).
- Morell, F.J., Cantero-Martínez, C., Lampurlanés, J., Plaza-Bonilla, D., Álvaro-Fuentes, J., 2011. Soil carbon dioxide flux and organic carbon content: Effects of tillage and nitrogen fertilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75, 1874–1884. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0030>.
- Moyano, F.E., Manzoni, S., Chenu, C., 2013. Responses of soil heterotrophic respiration to moisture availability: An exploration of processes and models. *Soil Biol. Biochem.* 59, 72–85. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.002>.
- Muhammad, I., Sainju, U.M., Zhao, F., Khan, A., Ghimire, R., Fu, X., 2019. Regulation of soil CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions by cover crops : A meta-analysis. *Soil Tillage Res.* 192, 103–112. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.020>.
- NASA, Carbon Dioxide, august 2023.
- Nawaz, M.F., Bourrié, G. & Trolard, F. Soil compaction impact and modelling. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 291–309 (2013). <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0071-8>.
- Oorts, K., Merckx, R., Gréhan, E., Labreuche, J., Nicolardot, B., 2007. Determinants of annual fluxes of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O in long-term no-tillage and

conventional tillage systems in northern France. *Soil Tillage Res.* 95, 133–148. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.12.002>.

- Palm, C., Blanco-Canqui, H., DeClerck, F., Gatere, L., Grace, P., 2014. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agric. Ecosyst. Environ.* 187, 87–105. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.010>.
- Parihar CM, Jata SL, Singh AK, Datta A, Parihar MD, Vargesh E et al. Changes in carbon pools and biological activities of a sandy loam soil under medium-term conservation agriculture and diversified cropping systems. *European Journal of Soil Science.* 2018; 69:902-912.
- Piccoli I., Schjønning P., Lamandé M., Furlan L., Morari F., Challenges of conservation agriculture practices on silty soils. Effects on soil pore and gas transport characteristics in North-eastern Italy, *Soil and Tillage Research*, Volume 172, 2017, Pages 12-21, ISSN 0167-1987, <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.05.002>.
- Plaza-Bonilla, D., Cantero-Martínez, C., Bareche, J., Arrúe, J.L., Álvaro-Fuentes, J., 2014. Soil carbon dioxide and methane fluxes as affected by tillage and N fertilization in dryland conditions. *Plant Soil* 381, 111–130. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2115-8>.
- Poeplau, C., Don, A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 200, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>.
- Proposal for a Directive on Soil Monitoring and Resilience, 2023.
- Politi-Moncada, M., Petersen, S. O., & Munkholm, L. J. (2022). Soil compaction raises nitrous oxide emissions in managed agroecosystems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 42(3), 38.
- Qi, Z., Helmers, M.J., 2010. Soil water dynamics under winter rye cover crop in central Iowa. *Vadose Zone J.* 9, 53–60.
- Raich, J.W. and Schlesinger, W.H. (1992), The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B*, 44: 81-99. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.1992.t01-1-00001.x>.
- Rastogi, M., Singh, S., Pathak, H., 2002. Emission of carbon dioxide from soil. *Curr. Sci.* 82, 510–517.
- Reeves, D.W., 1994. *Cover Crops and Rotations* 3–5.

- Regina, K., Sheehy, J., Myllys, M., 2015. Mitigating greenhouse gas fluxes from cultivated organic soils with raised water table. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.* 20, 1529–1544. <https://doi.org/10.1007/s11027-014-9559-2>.
- Rochette, P., 2008. No-till only increases N<sub>2</sub>O emissions in poorly-aerated soils. *Soil Tillage Res.* 101, 97–100. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.07.011>.
- Savage, K., Phillips, R., Davidson, E., 2014. High temporal frequency measurements of greenhouse gas emissions from soils. *Biogeosciences* 11, 2709–2720. <https://doi.org/10.5194/bg-11-2709-2014>.
- Schindlbacher A. and Zechmeister-Boltenstern S., 2004. Effects of soil moisture and temperature on NO, NO<sub>2</sub>, and N<sub>2</sub>O emissions from European forest soil. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 109, D17302.
- Schütz, H., Seiler, W., Conrad, R., 1989. Processes involved in formation and emission of methane in rice paddies. *Biogeochemistry* 7, 33–53. <https://doi.org/10.1007/BF00000896>.
- Shah, A.N., Tanveer, M., Shahzad, B. et al. Soil compaction effects on soil health and crop productivity: an overview. *Environ Sci Pollut Res* 24, 10056–10067 (2017). <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8421-y>.
- Sharma, P., Singh, A., Kahlon, C.S., Brar, A.S., Grover, K.K., Dia, M., Steiner, R.L., 2018. The role of cover crops towards sustainable soil health and agriculture—a review paper. *Am. J. Plant Sci.* 9, 1935.
- Smith, P., Bustamante, M., Ahammad, H., Clark, H., Dong, H., Elsiddig, E. A., Haberl, H., Harper, R., House, J., Jafari, M., Masera, O., Mbow, C., Ravindranath, N. H., Rice, C. W., Abad, C. R., Romanovskaya, A., Sperling, F., Tubiello, F. N., & Bolwig, S. (2014). Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 811-922). Cambridge University Press.
- Sowa J, Kulak D (2008) Probability of occurrence of soil disturbances during timber harvesting. *Croat J For Eng* 29:29–39.
- Spiess, A., Neumeyer, N., Zou, W., Yu, N., 2017. An evaluation of R<sup>2</sup> as an inadequate measure for nonlinear models in pharmacological and biochemical research: a Monte Carlo approach 1–11.

- SSSA (1996) Glossary of soil science terms. Soil Science Society of America, Madison.
- St.Clair, S.B., Lynch, J.P. The opening of Pandora's Box: climate change impacts on soil fertility and crop nutrition in developing countries. *Plant Soil* 335, 101–115 (2010). <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0328-z>.
- Thauer, R. K., "Biochimica e Metanogenesi: un Tributo a Marjority Stephenson", *Microbiology*, 1998, Vol.144, pag 2377-2496.
- Topp, E., Pattey, E., 1997. Soils as sources and sinks for atmospheric methane. *Can. J. Soil Sci.* 77, 167–178. <https://doi.org/10.4141/s96-107>.
- Tubiello, F.N., Division, S., Organization, A., Nations, U., 2018. Greenhouse Gas Emissions Due to Agriculture, The Teeth of Mammalian Vertebrates. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812687-5.21996-5>.
- UNCCD. 2017. Global Land Outlook.
- Ussiri David and R. Lal, Soil Emission of Nitrous Oxide and its Mitigation, 2013.
- Velthof G.L. and Rietra R.P.J.J., 2018, Nitrous oxide emission from agricultural soils. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Report 2921.
- Williamson J, Neilsen W(2000) The influence of forest site on rate and extent of soil compaction and profile disturbance of skid trails during ground-based harvesting. *Can J Forest Res* 30:1196–1205.
- Wortmann CS, Jasa PJ (2003) Management to minimize and reduce soil compaction. Cooperative Extension, Institute of Agriculture and Natural Resources, University of Nebraska-Lincoln.
- IUSS Working Group. (2014). World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps.
- Xu, L., Furtaw, M.D., Madsen, R.A., Garcia, R.L., Anderson, D.J., McDermitt, D.K., 2006. On maintaining pressure equilibrium between a soil CO<sub>2</sub> flux chamber and the ambient air. *J. Geophys. Res. Atmos.* 111, 1–14. <https://doi.org/10.1029/2005JD006435>.
- Zhai, L. mei, Liu, H. bin, Zhang, J. zong, Huang, J., Wang, B. ren, 2011. Long-Term Application of Organic Manure and Mineral Fertilizer on N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> Emissions in a Red Soil from Cultivated Maize-Wheat Rotation in China. *Agric. Sci. China* 10, 1748–1757. [https://doi.org/10.1016/S1671-2927\(11\)60174-0](https://doi.org/10.1016/S1671-2927(11)60174-0).

# RINGRAZIAMENTI

Vorrei dedicare qualche riga a coloro che hanno contribuito alla realizzazione della mia tesi di laurea.

Vorrei ringraziare il mio relatore Prof. Nicola Dal Ferro per avermi dato l'opportunità di entrare a far parte del suo gruppo di studio e il mio correlatore Dott. Matteo Longo per avermi seguito, aiutato in questo percorso e dato preziosi consigli.

Un ringraziamento va anche a tutte le persone che mi hanno aiutato durante questi mesi in Azienda Agraria L. Toniolo a Legnaro e alla Regione Veneto per l'importante contributo alla stesura della tesi.

Vorrei dedicare questo importante traguardo ai miei genitori e la mia ragazza sia per avermi sostenuto in questi anni, sia per avermi motivato anche nei momenti più difficili. Infine un ringraziamento speciale a Enrico, Luca e Gianmarco per tutti i bei momenti passati insieme e per aver reso questi anni di università un bel ricordo.

