

Bilancio del Carbonio in agricoltura: casi studio

Indice

- 1- Premessa: gli alberi e l'accumulo di anidride carbonica in atmosfera
- 2- Metodologie di misura e metodi di stima
- 3- Metodologia di misura e stima delle emissioni della trattrice
- 4- Analisi delle emissioni da cerealicoltura
- 5- Colture energetiche
- 6- Il bilancio del carbonio nel sistema di allevamento del bovino da latte in Italia
- 7- Il bilancio del carbonio nei frutteti: casi studio e considerazioni
- 8- Considerazioni su foreste e bilancio del carbonio
- 9- Bibliografia essenziale

Premessa: Gli alberi e l'accumulo di anidride carbonica nell'atmosfera

Amedeo Alpi

Alla domanda che tutti ci poniamo sul perché la concentrazione di CO₂ nell'atmosfera sia aumentata costantemente dal secondo dopoguerra ad oggi, si risponde, in modo abbastanza ovvio, che le emissioni di questo gas hanno superato gli assorbimenti (i ben noti *sink*). Nel decennio 2010-2021 le emissioni sono aumentate annualmente sino a raggiungere circa 10,6 gigatonnellate di C (GtC) dovute, per circa l'89%, all'uso di combustibili fossili (carbone, petrolio, gas naturale) e per il rimanente 10% al cambio di uso del suolo, cioè alla sommatoria dell'effetto della deforestazione, che libera CO₂ in misura di 3,8 GtC, e dell'abbandono dei terreni agricoli che, al contrario, causa consumo di CO₂ tramite la vegetazione spontanea in misura di 2,7 GtC. Questi dati sono riportati in una pubblicazione i cui Autori formano un gruppo di decine di esperti di tutto il mondo (Friedlingstein et al., 2022). Negli ultimi 60 anni l'utilizzo dei fossili è molto aumentato, mentre la deforestazione è proceduta a ritmo costante, incidendo, rispetto al 1960, progressivamente sempre meno sul totale delle emissioni.

La prima conseguenza che l'aumento di anidride carbonica determina è il cosiddetto "effetto serra" cioè l'incremento della temperatura media globale del pianeta. I "gas serra" sono molteplici, ma si usa riportare la loro quantità nell'atmosfera come CO₂ equivalenti (CO₂ eq); cioè in base alla loro specifica "forzante radiativa", che è l'effetto derivante dal riscaldamento che quel gas è in grado di provocare. Circa il 50% di CO₂ eq emessa nel decennio, che abbiamo sopra ricordato, è rimasto nell'atmosfera (circa 5,1 GtC per anno, corrispondenti all'incremento di 2 ppm per anno). Ricordiamo che l'attuale livello atmosferico in CO₂ è 417,2 ppm, esattamente il 51% superiore alla concentrazione di anidride carbonica atmosferica del periodo pre-industriale. Se solo il 50% del gas emesso è rimasto nell'atmosfera, vuol dire che l'altro 50% è stato assorbito da "sink" rappresentati sia dalle masse idriche dei mari e degli oceani che dalle terre emerse. Gli organismi fotosintetici fissano la CO₂ in biomassa, solo una parte della quale viene consumata dagli organismi eterotrofi, risultando quindi con un bilancio netto a favore della assimilazione. Comunque la differenza tra le emissioni e gli assorbimenti globali è stata misurata ed è mediamente riportabile in circa 1 Gt di CO₂ eq all'anno a favore delle emissioni. Questo dato

rappresenta il cosiddetto *carbon imbalance* cioè lo squilibrio che determina l'accumulo di anidride carbonica nell'atmosfera.

Complessivamente si pensa che dal 1750 ad oggi l'emissione totale, proveniente dalle attività antropiche, sia stata di 687 GtC e tale livello sarebbe responsabile dell'innalzamento globale della temperatura terrestre di 1,1°C. Pertanto se vogliamo contenere l'aumento termico a solo 1,5°C dovremo contenere le prossime emissioni a solo 116 GtC, come avverrà nei prossimi 11 anni procedendo al ritmo di produzione, come sopra detto, di circa 10 GtC all'anno.

Cosa accadrebbe se continuassimo ad usare le risorse fossili che ancora sono disponibili sul pianeta? Si stima che i giacimenti di fossili disponibili assommano a 2800 GtCO₂ eq che ci consentirebbero di procedere ai ritmi attuali ancora per 70 anni (ad onor del vero si stanno scoprendo anche altre risorse aggiuntive), ma l'aumento progressivo di CO₂ atmosferica causerebbe un aumento di temperatura globale di 5-6 gradi. Siccome le richieste energetiche della popolazione globale del pianeta sono soddisfatte all'80% da combustibili fossili, dovremmo trovare un'alternativa entro i prossimi dieci anni, ma ciò sembra assai improbabile. Dobbiamo quindi rimuovere l'anidride carbonica dall'atmosfera, ma come? Le piante si alimentano di CO₂, ma solo gli alberi consentono di accumulare stabilmente il carbonio nel legno; quindi possiamo solo sperare nell'incremento della superficie forestale?

Può essere quindi utile esaminare quali sono, nel pianeta, gli organismi che accumulano carbonio.

Secondo valutazioni accurate (Bar-On et al., 2018) gli organismi viventi rappresentano una biomassa di 550 GtC soprattutto nella parte terrestre; mentre la biomassa marina costituisce 6GtC, quella terrestre, solamente riferita alle piante, consiste in 450 GtC, cioè l'80% della massa planetaria, soprattutto rappresentata dagli alberi che in termini di biomassa si dividono in 320 GtC di soprassuolo e in 130 GtC di apparati radicali. Pertanto la biomassa arborea domina anche se a maggioranza risulta metabolicamente poco attiva (così come è il legno). Al confronto la parte fotosinteticamente attiva è decisamente piccola, valutata a 1,5 GtC. Nella biomassa marina, solo il 20% è costituito da "produttori" cioè da microrganismi fotosintetici (diatomee e altre alghe unicellulari, cianobatteri) e da macroalghe e piante acquatiche (Falkowski e Raven, 2007). I due sistemi, marino e terrestre, generano una simile produzione primaria, anche con biomassa fotosinteticamente attiva simile (1-2 GtC); la differenza principale risiede nel fatto che solo gli alberi terrestri formano strutture di sostegno -impregnate di lignine- resistenti alla degradazione e quindi costituiscono una enorme riserva di carbonio. Comunque la massa totale del carbonio organico nel terreno (soil organic carbon, SOC) è molto superiore a quella della biomassa epigea, essendo stimata a 1700 GtC, alla quale si devono aggiungere 1400 GtC intrappolato nel permafrost e quindi a turnover molto più lento.

Quanta superficie è a nostra disposizione per effettuare interventi di sequestro di anidride carbonica?

La superficie totale del nostro pianeta è 55 miliardi di ha; di questa le terre emerse ne costituiscono 15 miliardi di ha di cui circa il 70% è abitabile (si escludono deserti, ghiacciai, ecc.) Mentre le foreste ricoprono circa 5,5 miliardi di ha, la parte utilizzata dall'attività agricola è di 1,5 miliardi di ha e 1,8 miliardi di ha sono occupati da praterie, savane, terreni degradati in vario modo, con una copertura, da parte di alberi, inferiore al 10%. Proprio su questo ambito della superficie di terre emerse si è centrata l'attenzione per piantare un consistente numero di nuovi alberi affinché la CO₂ atmosferica sia assimilata e conservata, per periodi relativamente lunghi, sotto forma di legno. La previsione è di riuscire a piantare nuovi alberi in quei territori, presenti in varie parti del globo, che assommerebbero a 0,9 miliardi di ha, appartenenti principalmente a USA, Canada, Brasile, Russia, Cina e Australia. In tale superficie potrebbero essere piantati circa 1000-1500 miliardi di alberi, numero assai considerevole, basti pensare che gli alberi attualmente esistenti sul pianeta sarebbero circa 3000 miliardi. Su questi numeri c'è un po' di scetticismo (Bastin et al., 2019) in

quanto ogni albero raggiungerebbe una chioma (volta arborea o canopia) di circa 6 m² considerata la superficie, sopra ricordata, disponibile per la realizzazione dei nuovi impianti arborei. Ciò è tanto vero che alcuni autori propongono di procedere a modi diversi di piantagione usando ad esempio la tecnica della *applied nucleation* (AN) ovvero della piantagione a nuclei di alberi e non su tutta la superficie disponibile (Kulikowski et al., 2023).

Supponendo che gli alberi di nuova piantagione abbiano già raggiunto lo sviluppo massimo della loro chioma sia nelle zone boreali che in quelle tropicali, si potrebbe ottenere una assimilazione di 205 GtC, quantità che riporterebbe il livello di CO₂ atmosferica a circa 310 ppm, esattamente quella esistente nel 1950. Ma per realizzare questo eccezionale risultato le piante impiegherebbero decine di anni durante i quali, al ritmo di emissioni di 10 GtC all'anno, torneremmo ben presto alla precaria situazione che avremmo voluto risolvere.

Per non parlare, poi, di come e quanto condizioni ambientali non sempre adeguate a consentire alle piante di svolgere al meglio le proprie funzioni fotosintetiche (vedi ad esempio piante in ambienti urbani molto cementificati, piante con scarsa disponibilità di acqua), in quanto renderebbero difficile un rifornimento di piante in numeri tanto elevati, oltre alla richiesta di molto tempo e energia per il completo lavoro.

La letteratura specializzata è ricca di varie considerazioni e di dati anche diversi da quelli sopra riportati (Lewis et al., 2019). Infatti molti esperti concordano sulla necessità di piantare gli 0,9 miliardi di ha anche se il vantaggio, in termini di sequestro di C, sarà inferiore a quanto atteso.

Comunque rimane la ovvia riflessione che non ha molto senso piantare alberi se non si riducono le emissioni; il problema enorme del rapporto gas serra/clima non verrà risolto se non si intraprenderanno varie iniziative, che includono la piantagione di nuove foreste, ma che non si limitino ad esse (Veldman et al., 2019).

Il quadro di riferimento globale che è stato sommariamente sopra delineato, non può che fare appello alla responsabilità di chi partecipa alle varie attività umane che, in misura diversa, contribuiscono alla continua crescita della concentrazione dei gas serra nell'atmosfera. Certamente anche l'agricoltura è una di queste attività e ne va continuamente valutato l'impatto nel senso indicato, aggiornandolo soprattutto seguendo la continua evoluzione tecnologica che il settore persegue ai fini di aumentarne la sua sostenibilità.

Essendo molto difficile misurare l'impatto globale dell'intero settore, abbiamo voluto fare riferimento alla situazione italiana e, rinunciando alla insostenibile ambizione di fornire dati sicuri per l'intero sistema agroindustriale italiano, abbiamo preferito procedere per "casi di studio" che vengono puntualmente riportati di seguito.

Metodologie di misura e metodi di stima

Federica Rossi, Francesco Ferrini

L'analisi dell'impatto delle attività agricole sul clima richiede l'attento esame di una lunga serie di fattori di varia natura, sia biologica ed ecofisiologica che umana. In termini generali si afferma che una piantagione massiva di alberi sia potenzialmente in grado di ridurre la concentrazione di CO₂ atmosferica, catturando e stoccando una rilevante quantità di carbonio e contribuendo quindi in modo attivo alla mitigazione del cambiamento climatico. Tale considerazione di massima richiede però concreti studi di appoggio, che tengano in conto le diverse tipologie di vegetazione e il loro ruolo, e il complesso sistema di interazioni tra ambiente, albero e uomo.

Dal punto di vista teorico, il calcolo del bilancio tra CO₂ rilasciata nell'ambiente dalla attività metabolica dell'albero e dagli input messi in campo per l'impianto e coltivazione (es. lavorazioni

pre-impianto, movimentazione di materiali, gestione colturale) rispetto alla quantità di carbonio assimilato e conservato negli organi permanenti (quindi fusto, branche, rami e radici) si potrebbe prospettare come una semplice operazione matematica. In realtà, diversi fattori di ordine temporale, geografico e pedoclimatico, nonché le svariate tipologie delle attività antropiche e il diversificato uso di mezzi materiali ed energetici, hanno un effetto sostanziale sul bilancio netto tra l'equivalente di CO₂ stoccata e CO₂ rilasciata nell'atmosfera.

In aggiunta ai fattori generali che modificano l'entità degli scambi gassosi tra alberi e atmosfera, tra cui l'età, lo stato di salute degli alberi stessi e l'andamento climatico, esistono sostanziali differenze tra le colture annuali di pieno campo, le foreste e le colture arboree da frutto, collegate prevalentemente, in questo secondo caso, alla tipologia degli impianti, alle specie e alle cv, e alle pratiche di gestione più o meno "impattanti" dal punto di vista delle emissioni.

In generale, i boschi giovani, sani e siti in ambienti favorevoli accumulano CO₂ rapidamente per diversi decenni prima che l'incremento annuale di CO₂ decresca, mentre, ad esempio, le "old growth forests", cioè le foreste stramature, possono rilasciare una quantità di CO₂ derivante dalla decomposizione della necromassa pari alla quantità fissata con la nuova crescita, seppure su questo argomento esistano alcune discordanze in letteratura (Luyssaert et al., 2008; Gundersen et al., 2021). È anche noto che la quantità di materia organica decomposta e la velocità di decomposizione dipendono dai microrganismi eterotrofi ipogei ed epigei, la cui presenza e tipologia è condizionata dalle condizioni pedoclimatiche e antropiche, e che il solo calcolo del carbonio stoccato nella parte epigea sottostima il reale assorbimento del C in quanto questa metodologia trascura alcune forme di allocazione della CO₂ assimilata (es. accumulo di riserve di amido al colletto e nelle radici principali, biomassa di radici fini ed essudati radicali, produzione di metaboliti secondari). Inoltre, anche la CO₂ allocata per la produzione di biomassa erbacea (es. foglie) o effimera (es. fiori) viene stoccata a livello del suolo qualora tale biomassa sia usata, previo compostaggio, per interventi di ammendamento o pacciamatura organica.

La maggior parte degli approcci utilizzati per la stima del contributo degli alberi alla riduzione di CO₂ atmosferica è finalizzata a quantificare lo stoccaggio con metodi dendrometrici, tramite approcci non distruttivi o, ove possibile, distruttivi, utilizzando anche equazioni allometriche che calcolano, per individui della stessa specie a dimora in ambienti caratterizzati da simili condizioni pedologiche e climatiche, il volume o la biomassa dell'albero in funzione del diametro del fusto a un'altezza prestabilita (McHale et al., 2009).

Al di là delle singole metodologie adottate, è comunque importante considerare che gli errori delle stime modellate del carbonio sequestrato e stoccato possono essere sostanziali qualora i modelli siano usati su specie o in ambienti diversi da quelli in cui sono stati sviluppati, e che esse prevedono la quantificazione del carbonio direttamente dalla massa arborea senza prendere in considerazione i fenomeni fisiologici e metabolici che comportano l'emissione di CO₂ (che si attestano intorno al 50% della CO₂ assimilata) da parte dell'albero stesso, nonché quelli dovuti all'attività metabolica del microbiota terricolo e di altre eventuali fonti di emissione.

Per quanto attiene la misura diretta della attività fisiologica, esistono approcci basati sulla dinamica e quantificazione di scambi gassosi specifici in un sistema chiuso (ad esempio camere di accumulo), o, comunque, confinato, rappresentativo di un ecosistema, o di un sistema agrario deliberatamente artefatto a fini sperimentali. Tale tipologia di studio, pur fornendo risultati precisi sul sistema che viene misurato, "disaccoppia" però il sistema stesso e quindi la pianta dalla atmosfera circostante, che è invece in grado di condizionarne l'attività di assorbimento del C in modo anche determinante sia diretto (ad es. tramite la temperatura e la radiazione) che indiretto (solo per fare un esempio, la morfologia e quindi la forma di allevamento condizionano la velocità di frizione del vento e quindi la forzante atmosferica per l'evapotraspirazione).

Per questo motivo, sono maggiormente rappresentative rispetto alla realtà le misure effettuate tramite metodi micrometeorologici, rese possibili dallo sviluppo di sensori veloci (anemometri sonici, analizzatori di gas ad alta precisione molto reattivi e relativamente economici) che offrono l'opportunità di misurare in continuo i flussi generati nell'ambito di un determinato ecosistema agricolo o urbano. L'applicazione della metodologia Eddy Covariance (EC), che si è sviluppata negli ultimi decenni, ha quindi permesso di valutare, in modo non distruttivo e basandosi esclusivamente su osservazioni sopra la chioma, i flussi di carbonio in diversi sistemi arborei, anche da frutto.

In questo modo, è anche possibile rilevare la quota di C emessa dalla componente biologica

(pianta più suolo) tramite respirazione, a cui poi accoppiare misure direttamente effettuate sul terreno con camerette per specificare il contributo specifico del suolo

Occorre però rimarcare la conformazione e lo scopo produttivo delle colture agrarie, in particolare di quelle arboree, che prevede un uso spesso anche massiccio di “input” chimici, energetici ad alte emissioni di CO₂.

La loro coltivazione, infatti, implica utilizzo di materie plastiche, ad es. reti, pacciamature, strutture di protezione, di sostanze chimiche (fertilizzanti, agrofarmaci), interventi con macchine e trattori alimentati a gasolio, e tutto questo implica una spiccata tendenza dei frutteti ad avere un’alta componente emissiva di C in atmosfera. Un completo bilancio del C in queste tipologie di sistemi dovrebbe quindi tendenzialmente tenere in debito conto sia la componente biologica, cioè la capacità fisiologica del sistema frutteto (piante più suolo) di fissare o emettere CO₂ tramite fotosintesi e respirazione, sia la componente legata alla gestione, contabilizzando i CO₂ equivalenti (CO₂eq) legati alle emissioni, integrando di conseguenza questi dati tramite analisi LCA (Life Cycle Assessment).

Tra le diverse metodologie di analisi di impatto ambientale, il LCA è la procedura seguita per la certificazione di prodotto e di processo in relazione a diverse tipologie di impatto, incluse le emissioni di CO₂, ed è standardizzata a livello internazionale secondo le norme ISO della serie 14040 (Finkbeiner et al., 2006). Essa quantifica i carichi energetici e ambientali e gli impatti potenziali associati ad attività, processi e prodotti lungo fasi più o meno estese del ciclo di vita di un prodotto *sensu lato*. Lo studio viene effettuato sulle unità funzionali (ad esempio, 1 tonnellata di legname secco o 1 kg di frutta) definendo i confini del processo analizzato, che può includere o escludere alcune fasi della filiera. Ad esempio, nel caso della frutticoltura può includere tutte le fasi “dal seme in vivaio al riuso dello scarto del frutto consumato” oppure “dall’albero in azienda al frutto in partenza nel cancello aziendale”. Devono quindi essere annoverate e quantificate nella analisi tutte le entrate e uscite in termini di risorse materiali ed energetiche inerenti alle fasi del processo che interessano, ivi inclusi il contributo di gas, non direttamente riconducibili al ciclo del carbonio, ma che hanno un impatto sul riscaldamento globale espresso in CO₂eq, quali ad esempio metano e l’ossido di azoto, molto importante in quanto legato alla fertilizzazione.

Date le sue diverse problematiche e complessità, mentre l’applicazione dell’LCA su processi industriali veri e propri offre risultati precisi, la sua applicazione in arboricoltura è meno precisa, e spesso il confronto dei risultati ottenuti e pubblicati è complesso e approssimativo. Questo non è necessariamente dovuto a sperimentazioni mal condotte o ad approcci non consistenti dal punto di vista metodologico, ma piuttosto legato alla tipologia del prodotto, ai confini dello studio nonché all’impiego di software e banche dati differenti, che possono adottare diversi approcci di calcolo del potenziale di riscaldamento globale (Global Warming Potential) per la stessa sostanza anche in riferimento ad archi temporali uniformi.

In questo documento, alcuni casi prendono in esame l’integrazione di alcune valutazioni delle emissioni di CO₂ anche legate alle fasi colturali per rappresentare l’ampia casistica in termini di approcci, di confini dell’analisi e di tipologia di prodotto.

Metodologia di misura e stima delle emissioni della trattrice

Pietro Piccarolo

Tra gli input messi in campo per effettuare le diverse operazioni colturali (arature, semine, concimazioni, trattamenti, ect.) vanno considerate anche le emissioni prodotte con l’impiego delle macchine agricole e, in particolare, della trattrice.

Le emissioni dei motori delle macchine semoventi, tra cui la trattrice, sono da tempo regolamentate in Europa attraverso l’indicazione di limiti massimi, divenuti via via sempre più stringenti. L’evoluzione è stata attuata definendo Stage successivi. Sono stati così definiti i seguenti step: Stage I, Stage II, Stage IIIA, Stage IIIB, Stage IV, Stage V. In pratica dal 2020 è in vigore lo Stage V. Negli USA si parla di TIER, che equivalgono agli Stage, per cui lo Stage V europeo equivale al TIER V americano.

Le emissioni vengono espresse in g/kWh e riguardano: CO, HC, NO_x, PM. I valori limiti, variano in funzione della classe di potenza del motore. Sono previste 6 classi di potenza che vanno da meno 18 kW a più 130 kW.

Nei successivi step le riduzioni dei valori sono state veramente significative. Passando dallo Stage I, della fine del secolo scorso, allo Stage V attualmente in vigore si registrano, ad esempio per la classe di potenza da 56 a 75 kW, i seguenti valori:

- CO da 1,87 a 1,01;
- HC da 0,65 a 0,13;
- NO_x da 8,95 a 0,40;
- PM da 0,47 a 0,01.

Nel valutare le emissioni in atmosfera di un motore a combustione occorre quindi fare riferimento al limite fissato dallo Stage corrispondente all'anno di costruzione. Va poi tenuto presente che, a parità di Stage, le emissioni dipendono non solo dalla potenza del motore, ma anche dal consumo specifico (g/kWh) legato al carico e al regime del motore e, naturalmente, al tempo di impiego.

Il non corretto utilizzo della trattrice, ad esempio tenendo il motore al regime prossimo a quello massimo, eleva sensibilmente il consumo specifico. Non va poi dimenticato che sui consumi di combustibile influisce lo stato di efficienza del motore, legato all'età e alla manutenzione effettuata. Purtroppo il parco macchine nazionale è molto obsoleto. Secondo i dati dell'Inail, la consistenza delle macchine agricole semoventi non cessate al 17 maggio 2019, era di 2.001.784, di cui solo 6.294 immatricolate nel 2019.

In questa categoria di macchine sono comprese le seguenti tipologie costruttive: telaio per rimorchi agricoli, trattrice agricola a 2RM, trattrice agricola a 4 RM, trattrice agricola cingolata, trattrice agricola snodata, mietitrebbiatrice e motoagricola.

Si tratta di un parco macchine ancora in esercizio e quindi, nel valutare le emissioni, occorrerà considerare i valori dello Stage in vigore in relazione all'anno di costruzione della macchina

Valutazione delle emissioni della trattrice nell'operazione di aratura

Gli studi vengono effettuati ricorrendo alla metodologia basata su: *Life Cycle Inventori (LCI)*, che ha lo scopo di rilevare i dati che descrivono le condizioni operative dei singoli lavori; *Life Cycle Assessment (LCA)*, per la valutazione delle emissioni. Vengono calcolate le emissioni nell'aria, nel suolo e nell'acqua.

A titolo esemplificativo vengono riportati i valori di uno studio sulle emissioni nell'aria della trattrice nell'operazione di aratura, eseguita su tre tipologie di terreno aventi diversa struttura, con l'impiego di trattrici di diversa potenza in funzione della struttura del terreno (Lovarelli et al, 2016). L'esame dei dati sotto riportati evidenzia la forte influenza della struttura del terreno sull'ammontare delle emissioni.

- terreno sabbioso (g/ha) : CO 423,5; HC 16,5; NO_x 264,3; PM 2,0;
- terreno di medio impasto (g/ha) : CO 914,5; HC 35,6; NO_x 570,8; PM 4,4;
- terreno tenace (g/ha) : CO 1265,0; HC 70,3; NO_x 683,5; PM 8,7.

Analisi delle emissioni da cerealicoltura

Simone Orlandini, Leonardo Verdi

Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agrarie, Alimentari, Ambientali e Forestali Università di Firenze

Premessa

L'aumento demografico mondiale accompagnato da una crescente richiesta alimentare richiede azioni mirate e tempestive per incrementare l'efficienza d'uso delle risorse, mantenere elevate le produzioni agricole e ridurre gli impatti ambientali. La nuova PAC definisce piani strategici atti alla mitigazione e all'adattamento ai cambiamenti climatici promovendo modelli di sviluppo sostenibile basati sulla gestione efficiente delle risorse naturali (acqua, suolo e aria). Parallelamente, l'EU-ETS (European Union Emission Trading Scheme) e l'EFS (Effort Sharing Regulation) hanno fissato degli obiettivi di riduzione delle emissioni di gas serra dai differenti settori produttivi, tra cui l'agricoltura, da raggiungere entro il 2030. In questo scenario, il Green Deal con la strategia Farm to Fork ha evidenziato specifici ambiti di intervento in materia di incremento dell'uso delle risorse e di riduzione dell'uso dei fertilizzanti e dei pesticidi. Queste azioni risultano essenzialmente volte ad assicurare la sicurezza alimentare e a salvaguardare la biodiversità in Europa, oltre a fornire un supporto alla mitigazione dei cambiamenti climatici (CE, 2020).

A livello nazionale, l'agricoltura è responsabile di circa il 7% delle emissioni di gas serra (CO_2 , CH_4 e N_2O), seconda solo al settore energetico (ISPRA, 2018). Se da un lato gli impatti del settore energetico rischiano di mascherare gli effetti delle azioni di riduzione delle emissioni dal settore agricolo, dall'altro l'agricoltura evidenzia un elevato potenziale di stoccaggio del carbonio atmosferico all'interno delle biomasse vegetali e del suolo. La principale voce di impatto dal settore agricolo è rappresentata dalle emissioni di metano (CH_4), 64% del totale, seguito da quelle di protossido di azoto (N_2O), 35% del totale, e dalla CO_2 per la restante parte (circa 1%). Il contributo del settore cerealicolo rappresenta circa un terzo delle emissioni totali del settore agricolo (ISPRA, 2018) principalmente legato all'utilizzo di fertilizzanti e alle lavorazioni del suolo (Oertel et al., 2016). Oltre alle emissioni di gas serra, il settore agricolo è il principale responsabile delle emissioni di ammoniaca (NH_3), producendo circa il 90% delle emissioni totali. L'uso di fertilizzanti e la gestione dei reflui zootecnici per il sostegno delle produzioni cerealicole originano circa il 65% delle emissioni agricole di NH_3 (ISPRA, 2018). Le strategie di mitigazione per ridurre le emissioni di gas serra e NH_3 che il settore cerealicolo può attuare sono essenzialmente riferite ad approcci innovativi di gestione della fertilizzazione atti a incrementare l'efficienza d'uso dei nutrienti. Le azioni che in questo senso presentano le maggiori potenzialità sono l'agricoltura di precisione, l'impiego di inibitori della nitrificazione/ureasi e la sostituzione dei concimi di sintesi con prodotti di origine organica. La cerealicoltura copre circa 12% della superficie terrestre (FAO, 2014) con rilevanti impatti sia in termini di emissioni dirette che indirette legate alle dinamiche del ciclo dell'azoto e del carbonio. In Italia, la cerealicoltura interessa quasi 4 milioni di ettari di cui più del 65% è occupato da frumento, duro e tenero, mais da granella e insilato, e riso (ISTAT). Le emissioni relative solo a frumento (sia duro che tenero) e mais in Italia, nel 2020, sono state di circa 2000 Gg (Gigagrammi) CO_2 eq. A queste si aggiungono gli impatti della coltivazione del riso che è responsabile di circa 1580 Gg CO_2 eq (EUROSAT). Questi valori sono strettamente legati alle strategie di gestione agronomica (fertilizzazioni, lavorazioni e irrigazioni) e alle condizioni meteorologiche. In ambiente Mediterraneo, le emissioni di CO_2 possono raddoppiare mentre quelle di N_2O possono raggiungere incrementi fino al 70% rispetto ad ambienti temperati (Sanz-Cobena et al., 2014). Questi incrementi sono normalmente correlati alla temperatura e alle crescenti dosi di azoto distribuito. Tuttavia, un'attenta gestione della concimazione azotata, delle lavorazioni, dell'irrigazione e dei residui colturali permette di abbattere significativamente le emissioni di gas serra (Oertel et al., 2016). La produzione di frumento e mais in Italia risulta essere in linea con le medie europee evidenziando un fattore di emissione di N_2O pari a 0,6% (90 kg N_2O ha⁻¹ e 120 kg N_2O ha⁻¹, rispettivamente) (Myrghiotis et al., 2019).

La coltivazione del frumento provoca mediamente una produzione di 427 - 937 kg CO_2 eq ad ettaro durante tutta la stagione di crescita. Tuttavia, in base all'ambiente pedoclimatico, l'intensità e la profondità delle lavorazioni, l'utilizzo di fertilizzanti di sintesi o organici e l'utilizzo o meno dell'irrigazione, possono modificare notevolmente questi valori. In questo senso, la coltivazione del mais, che normalmente viene svolta con un maggiore ricorso ad input esterni (irrigazione, fertilizzanti di sintesi, ecc.) può portare le emissioni di gas serra a circa 865 – 1947 kg CO_2 eq (Linquist et al., 2012).

Coltura	Superfici coltivate (2021)	Produzioni (2021)	totali	Emissioni (2021)	totali
	ha	quintali		Gg CO_2 eq	

Frumento tenero	544219	28624986	371,2
Frumento duro	1262844	39830524	861,3
Mais	578417	52237540	813,3
Riso	226800	14647000	1553,1

Fonte ISPRA (2018)

L'entità delle emissioni dal settore cerealicolo è dovuta principalmente a N₂O e alla coltivazione di frumento e mais a seguito dell'utilizzo di fertilizzanti e al ricorso a tecniche di lavorazione del suolo intensive. Diversamente, le emissioni legate alla coltivazione del riso sono principalmente dovute al CH₄, e in minor parte a N₂O a seguito delle prolungate condizioni di anaerobiosi che si generano durante le fasi di sommersione del suolo (ISPRA, 2018).

Tuttavia, le dinamiche di emissioni dai suoli e, tra di essi, quelli coltivati a cereali, non fanno eccezione, dipendono strettamente da numerosi fattori che possono essere fonte di grande variabilità dei dati raccolti. In questo senso, non esistono inventari relativi alle emissioni di specifiche colture ma solo indicazioni sull'effetto dei vari fattori nel bilancio finale delle emissioni di gas serra.

Caso studio sulla carbon footprint della coltivazione biologica e convenzionale di frumento tenero

Uno strumento affidabile per la stima degli impatti ambientali dell'agricoltura è il Life Cycle Assessment (LCA). Attraverso l'utilizzo di questo strumento è possibile determinare numerose tipologie di impatto, tra cui quelli ambientali in termini di emissioni di CO₂ eq di differenti filiere agronomiche, strategie di gestione agricole e modelli produttivi.

Di seguito si presenta un estratto di un lavoro svolto per la valutazione della carbon footprint della coltivazione biologica e convenzionale di una varietà antica di frumento tenero (Verna), tipica dell'ambiente Toscana. Lo studio è stato condotto su un periodo di 5 anni (2014/2015–2018/2019) su un campione di 10 aziende (5 biologiche e 5 convenzionali) omogeneamente distribuite sulle province di Firenze, Siena, Arezzo e Grosseto. Come unità funzionale di riferimento è stato scelto 1 kg di granella di frumento (Verdi et al., 2022).

Carbon footprint della coltivazione biologica del frumento tenero Verna

La principale voce di impatto in termini di carbon footprint della coltivazione biologica del Verna è rappresentata dalle operazioni colturali che costituiscono approssimativamente il 70% del totale degli impatti (circa 0.27 kg CO₂ eq / kg granella) e dalle fasi di ottenimento dei prodotti impiegati per la concia del seme. Il contributo della produzione e dell'utilizzo dei concimi è trascurabile, anche in considerazione del fatto che il sistema di produzione biologico non prevede l'impiego di prodotti di sintesi (Fig. 1).

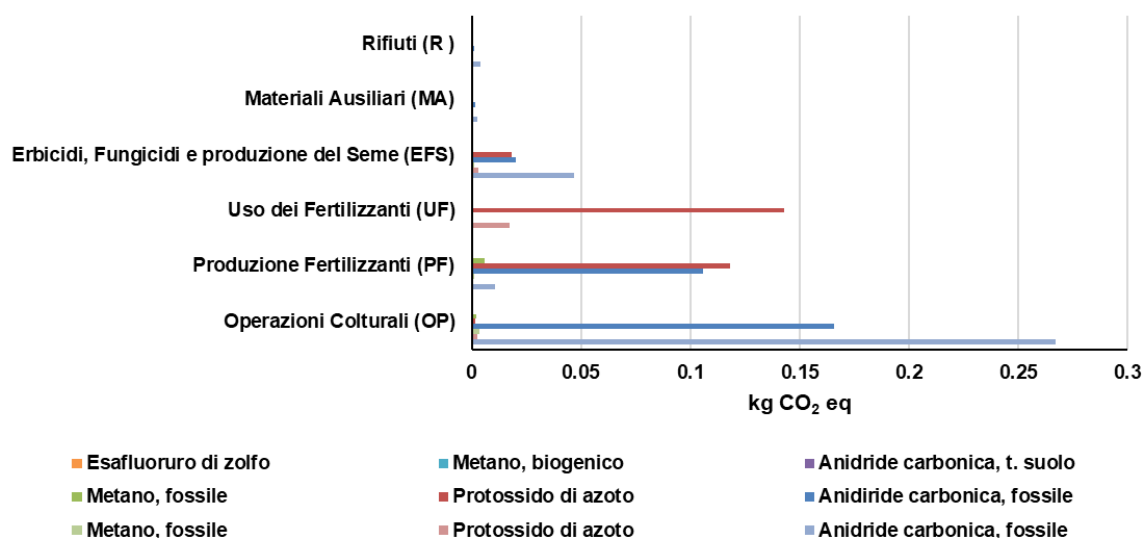


Figura 1. Carbon footprint delle diverse voci di impatto della coltivazione biologica del frumento tenero Verna. I risultati sono espressi come kg CO₂ eq /kg di granella

Carbon footprint della coltivazione convenzionale del frumento tenero Verna

Diversamente dal sistema biologico, quello convenzionale evidenzia impatti rilevanti per quanto riguarda la produzione dei concimi (0.23 kg CO₂ eq / kg granella), le operazioni colturali (0.17 kg CO₂ eq / kg granella) e l'utilizzo dei concimi in campo (0.15 kg CO₂ eq / kg granella). Queste voci complessivamente rappresentano circa il 75% del totale degli impatti (Fig. 2).

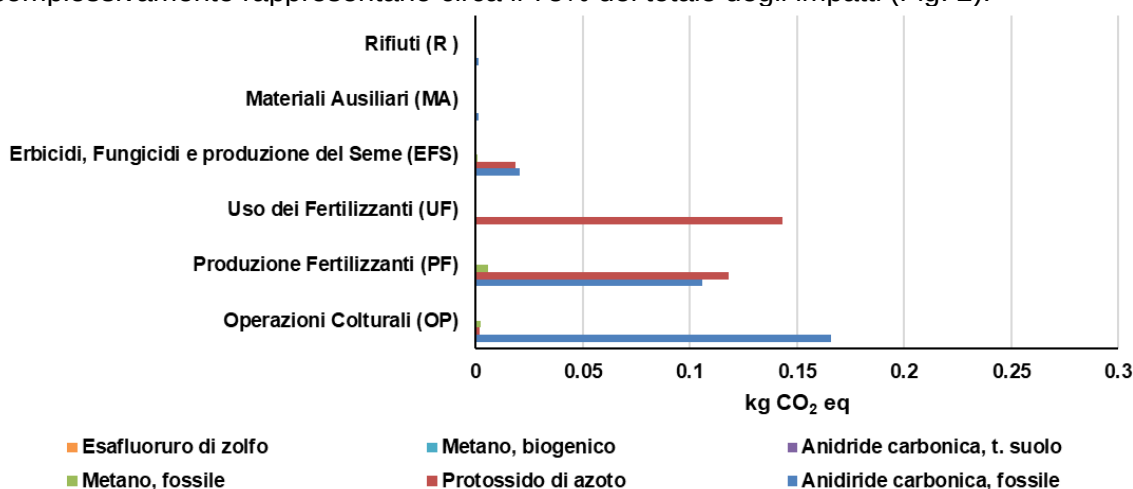


Figura 2. Carbon footprint delle diverse voci di impatto della coltivazione convenzionale del frumento tenero Verna. I risultati sono espressi come kg CO₂ eq /kg di granella

In riferimento all'unità produttiva (1 kg di granella), il sistema di coltivazione convenzionale produce impatti superiori in termini di carbon footprint rispetto a quello biologico con un contributo complessivo di 0.52 kg CO₂ eq / kg granella rispetto agli 0.36 kg CO₂ eq / kg granella del sistema biologico. È bene tenere presente che le produzioni ottenibili dai due sistemi produttivi sono molto diverse e i risultati dello studio mostrano una produzione inferiore di circa il 46% nel sistema biologico rispetto al convenzionale (Fig. 3).

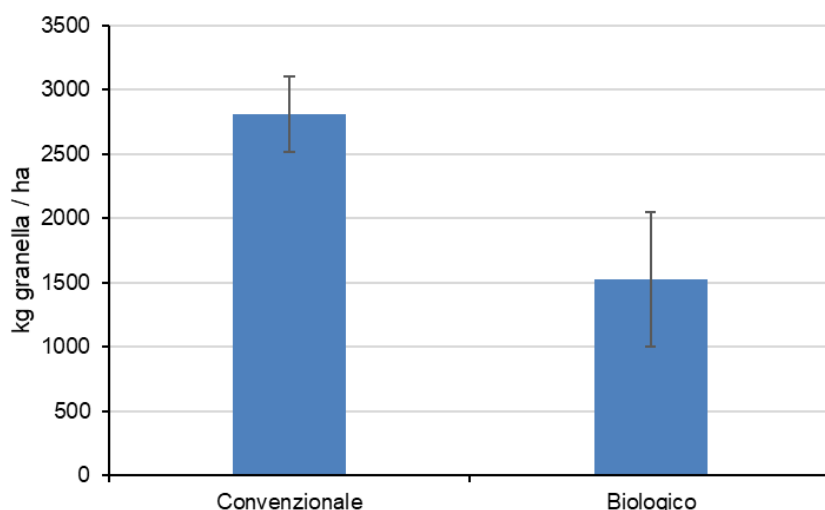


Figura 3. Produzione di granella ad ettaro dai sistemi di produzione convenzionale e biologico

Il fattore d'impatto più rilevante in entrambi i sistemi produttivi è legato alle operazioni colturali e in particolare al consumo di carburante delle macchine agricole. L'aratura è il fattore di maggiore impatto, pari a circa il 29% e il 32% del consumo totale di carburante per biologico e convenzionale. Tuttavia, nonostante il consumo di carburante sia paragonabile tra i due sistemi, l'impatto maggiore generato dal sistema biologico è dovuto alle rese inferiori. Infatti, il contributo netto ammonta a circa 0,27 e 0,17 kg CO₂ eq / kg granella per il sistema biologico e convenzionale, rispettivamente. Considerando invece l'ettaro come unità funzionale, la carbon footprint derivante dal consumo di carburante è simile tra i due sistemi agricoli (415,62 e 476,67 kg CO₂ eq / ha, per biologico e convenzionale). Questo evidenzia che per garantire rese comparabili con l'agricoltura convenzionale, il sistema biologico richiede una maggiore superficie di terreno e può causare impatti rilevanti a seguito dell'uso dei mezzi agricoli.

Per quanto riguarda la produzione e l'utilizzo in campo dei concimi, gli impatti sono principalmente legati al consumo di energia in fase produttiva e alle emissioni di N₂O dal suolo. Si stima infatti, che dall'1 al 5% dell'azoto distribuito con le concimazioni venga emesso in atmosfera sotto forma di N₂O con un contributo significativo al riscaldamento globale. In questo senso, gli impatti legati alla concimazione rappresentano un problema serio per l'agricoltura convenzionale. Precedenti studi hanno riportato un potenziale di mitigazione del riscaldamento globale derivante dall'uso di fertilizzanti organici di circa l'80% rispetto ai sistemi che si basano sull'impiego prevalente di concimi chimici (Fallahpour et al., 2012). Oltre all'utilizzo di fertilizzanti organici, l'impiego di tecniche di agricoltura di precisione, di concimi a lento rilascio e di inibitori della nitrificazione/ureasi possono contribuire ad abbattere gli impatti ambientali legati alla concimazione. Inoltre, l'adozione delle cover crops e delle colture intercalari consente di ridurre le emissioni portando gli indicatori su valori vicini alla neutralità in tutti i sistemi colturali.

Caso studio sulla carbon footprint di differenti strategie di gestione della concimazione sul mais

La concimazione rappresenta un fattore significativamente impattante in termini di emissioni di gas serra, capace di influenzare fortemente la carbon footprint dell'attività agricola. Gli impatti principali sono dovuti alla fase di produzione dei concimi di sintesi e alla fase di distribuzione. Per questo motivo si osserva un crescente interesse verso l'impiego dei concimi organici ottenuti da scarti agricoli in un'ottica di economia circolare. Dal confronto della carbon footprint di una concimazione con prodotti di sintesi (urea) e una con concimi organici ottenuti da residui agricoli (digestato), si evince una netta riduzione delle emissioni sia in fase di produzione sia in fase di utilizzo in campo (Verdi et al., 2019).

La carbon footprint della concimazione effettuata con digestato appare sensibilmente inferiore rispetto a quella della concimazione con urea. Tuttavia, questo è fondamentalmente dovuto alle emissioni che si generano in fase di produzione dei concimi di sintesi che si stimano essere attorno ai 6.5 kg CO₂ eq per kg di urea. Diversamente, si assume un impatto neutro per quanto

riguarda il digestato, in quanto si tratta di un prodotto di scarto di un processo di produzione di energia rinnovabile. Le emissioni di N_2O che si generano direttamente dal suolo, a seguito della distribuzione dei differenti concimi, sono superiori nel caso del digestato e questo è principalmente dovuto all'effetto combinato delle forme di azoto presenti nel digestato (principalmente NH_4^+), del suo contenuto di acqua (tra il 95 e il 98%) e delle elevate temperature che normalmente si verificano durante il ciclo produttivo del mais, coltura a ciclo primaverile-estivo.

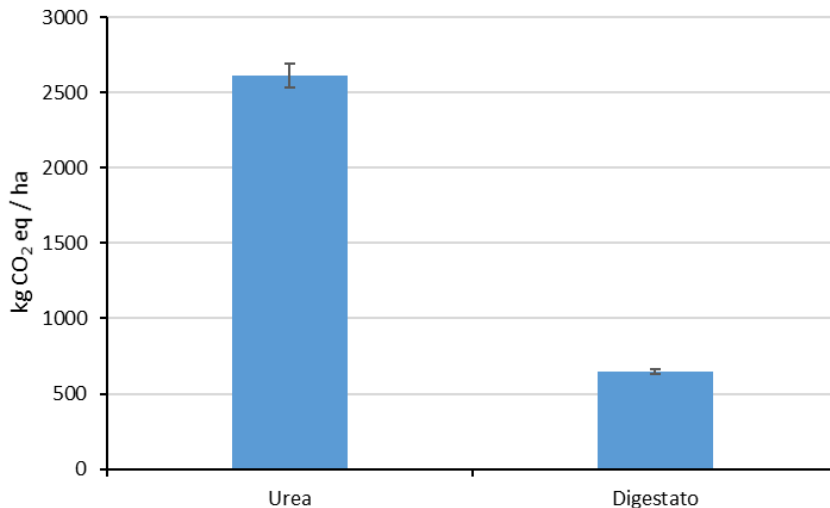


Figura 4. Carbon footprint della concimazione con urea e digestato su mais

Dal confronto delle diverse carbon footprint, che includono sia le emissioni dovute al processo produttivo dell'urea sia quelle generate direttamente dal suolo a seguito dell'uso dei concimi, l'impiego del digestato appare la strategia con performance ambientali migliori. Infatti, si stimano circa 2700 kg CO₂ eq ha⁻¹ legate all'impiego di urea e 647 kg CO₂ eq ha⁻¹ a seguito dell'utilizzo di digestato (Fig. 4). A supporto dell'impiego del digestato, le produzioni a ettaro, in termini di insilato di mais, non evidenziano differenze sostanziali tra i due concimi (21.6 ± 0.8 e 21.8 ± 1.1 t ha⁻¹ insilato per urea e digestato, rispettivamente).

Conclusioni

La determinazione delle emissioni di gas serra e in particolare di anidride carbonica dalle colture cerealicole risulta di particolare interesse per la determinazione dell'impatto ambientale dell'agricoltura.

L'analisi effettuata evidenzia una forte influenza delle tecniche colturali e delle condizioni pedoclimatiche, oltre al ruolo determinante assunto dai sistemi produttivi e dagli obiettivi produttivi che vengono prefissati.

Analisi e ulteriori approfondimenti sono necessari nei contesti agricoli nazionali con protocolli comuni in modo da ottenere un quadro significativo e rappresentativo della situazione.

Colture energetiche

Il caso del panico

Federica Rossi

Il panico (*Panicum virgatum* L.) è una coltura perenne lignocellulosica che ha guadagnato un interesse crescente come fonte di biofuel. Uno studio durato quattro anni ed effettuato tramite EC ha consentito di monitorare lo scambio netto di questo tipo di coltura impiantata su 5 ha nella valle del Po in Emilia Romagna in conseguenza del cambio di uso del suolo dopo colture annuali. La GPP (Gross Primary Production) della coltura ammontava a $58.2 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$, di cui 24.5 (42%) erano fissati dall'ecosistema (NEE- Net Ecosystem Exchange). L'effetto sink si è mostrato

fin dall'inizio dell'impianto, quando la biomassa e la sua attività fotosintetica erano ancora considerevolmente più ridotte rispetto agli anni successivi. Tenendo in conto anche solo i tre anni successivi (periodo post-impianto), la rimozione della CO₂ da parte del sistema è testimoniata dai valori negativi dell'NEE ($-26.9\text{MgCO}_2\text{ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$). Una volta detratto il valore della biomassa rimossa, l'assorbimento del panico è risultato ancora positivo, attestandosi su valori pari a $-8.4\text{MgCO}_2\text{ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$. La stima del "life cycle global warming effect" effettuata tramite LCA ha permesso di rilevare valori di effetto sink ancora maggiori, ($-12.4\text{ Mg CO}_2\text{ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$), grazie ai crediti ottenuti con il dislocamento della biomassa. Lo stesso lavoro (Di Virgilio et al. 2019) ha messo in evidenza l'efficienza dell'uso dell'acqua da parte di questa coltura che in media, utilizza 170m³ di acqua per fissare 1Mg di CO₂. In conclusione, quindi, il panico si è dimostrato essere, oltre che una utile coltura energetica, anche in grado di esercitare una azione positiva sull'assorbimento di CO₂.

Il bilancio del carbonio nel sistema di allevamento del bovino da latte in Italia

Bruno Ronchi

Introduzione

Negli ultimi decenni si è verificata una notevole moltiplicazione di studi a livello mondiale per accertare l'impronta ambientale di alcuni prodotti alimentari, quali il latte, e dei relativi processi di produzione. La quasi totalità di tali suddetti è basata sull'impiego della metodologia *Life Cycle Assessment (LCA)*, riconosciuta come uno degli strumenti di indagine più utili per la valutazione della sostenibilità ambientale del settore agricolo. Tuttavia, se si prende in esame l'ampia bibliografia disponibile, emerge una sostanziale discordanza di risultati, dovuta allo scarso livello di armonizzazione e comparabilità del metodo impiegato al variare dei sistemi produttivi (C. Baldini et al., 2016). Nella breve rassegna vengono presi in esame alcuni degli studi condotti da ricercatori italiani negli ultimi decenni per accertare il *carbon footprint* dei sistemi di allevamento del bovino da latte e metodi per migliorarne la sostenibilità ambientale.

1-Studi basati sull'applicazione delle metodologie *Life Cycle Assessment (LCA)*

Carbon footprint del latte bovino prodotto in Pianura Padana

Alcuni autori italiani (D. Lovarelli et al., 2019) hanno valutato l'impronta ambientale in un ampio campione di allevamenti di bovini da latte, della provincia di Mantova, destinato alla trasformazione in Grana Padano e in Parmigiano Reggiano. Nelle aziende indirizzate alla produzione di Grana Padano l'erbaio di mais, per la produzione di insilato, interessava il 33,7% della superficie agricola aziendale, i medicai il 28,1. Nelle aziende indirizzate alla produzione di Parmigiano Reggiano i medicai interessavano il 63,6% della superficie agricola aziendale. Dallo studio è risultato che le aziende a più alta efficienza per la produzione del latte risultano avere una più elevata sostenibilità ambientale ed economica. Uno studio condotto nell'area emiliana di produzione del Parmigiano Reggiano (Centro Ricerche Produzioni Animali, 2016) ha permesso di calcolare il carbon footprint del latte vaccino. La voce più importante sulle emissioni complessive è rappresentata dalle emissioni enteriche, che pesano per il 41%. Le emissioni associate alla produzione di alimenti incidono per una quota variabile tra il 23 e il 30%. Valori minori di emissione, compresi tra il 6 e il 10%, sono stati riscontrati per le emissioni di metano e di protossido di azoto derivanti dalla gestione delle deiezioni, dal protossido di azoto derivante dalle fertilizzazioni e dalla anidride carbonica derivante dalla produzione dei mezzi tecnici. Le emissioni enteriche di metano sono strettamente legate alla digeribilità della razione. Una componente della gestione aziendale ad elevato impatto sulla impronta ambientale è costituita dalla quota annua di rimonta aziendale, cioè

da quegli animali, numericamente non trascurabili, che non sono ancora in produzione ma contribuiscono alle emissioni complessive.

Da un progetto di ricerca finalizzato a quantificare in Pianura Padana e in altre aree italiane e mediterranee l'impatto ambientale di diversi sistemi zootecnici mediante la metodologia LCA (norme ISO Serie 14040 e raccomandazione 2013/179/UE), è risultato che il valore medio di emissioni di anidride carbonica per Kg di latte bovino prodotto in Pianura Padana, normalizzato per contenuto di grasso e proteine, è pari a 1,38 Kg CO₂ eq. (46% dalle emissioni enteriche e da stoccaggi; 38% dagli alimenti acquistati; 14% dalle colture; 2% dalla energia in stalla) (M.T. Pacchioli et al., 2020). Valori simili (1,37 Kg CO₂ eq.) sono stati ottenuti in un precedente studio condotto in Lombardia, la regione che contribuisce a produrre oltre il 40% del latte italiano (Zucali et al., 2016).

Carbon footprint del latte bovino prodotto in aree montane

L'allevamento bovino da latte in Italia è fortemente improntato intorno a un sistema agro-zootecnico a medio-alto livello produttivo, diffuso in aree a forte vocazione agricola. Minori, ma non trascurabili, sono i sistemi di allevamento a medio-basso livello produttivo che utilizzano razze locali e fanno uso del pascolo nel periodo estivo, come nel caso degli allevamenti di piccole dimensioni diffusi nell'arco alpino. Tali allevamenti necessitano di minori input e sono considerati importanti anche per l'insieme dei servizi ecosistemici (SE) che sono in grado di erogare. Tuttavia, sulla base di studi comparativi tra tale sistema di allevamento e quello più a carattere intensivo, la sostenibilità ambientale risulta relativamente bassa negli allevamenti che praticano l'alpeggio (Guerri et al., 2014). Ciò appare principalmente legato al basso livello produttivo e di efficienza alimentare. Gli stessi autori, così come altri in letteratura, mettono in discussione la validità dell'impiego del modello LCA per valutazioni comparative tra sistemi produttivi sensibilmente differenti. Inoltre, il modello LCA non considera adeguatamente i SE che possono essere erogati, tra i quali l'effetto del pascolamento sulla manutenzione delle praterie per la loro funzione di sequestro del carbonio.

Carbon footprint del latte bovino in relazione al tipo genetico

Alcuni autori hanno messo a confronto l'impronta ambientale della razza bovina Frisone Italiana e della razza Jersey in allevamenti italiani (Dalla Riva et al., 2014). Dai risultati emergono valori di emissione di anidride carbonica per Kg di latte prodotto inferiori a quelli precedentemente riportati e significativamente inferiori nella razza Jersey: 0.80 Kg CO₂ eq. vs. 0.96. La superiorità della razza Jersey, in termini di migliore impronta ambientale, è legata ad una minore ingestione di sostanza secca, ad una migliore capacità lattifera e a migliori performance riproduttive (età al primo parto, età alla riforma, quoziente annuo di avvicendamento).

Ulteriori contributi per comprendere l'effetto del tipo genetico sull'impronta ambientale dell'allevamento sono stati forniti da Baldini et al. (2020), che hanno condotto indagini su allevamenti di Pezzata Rossa Italiana, razza a duplice attitudine che risulta in fase di espansione in Italia. I valori di emissioni di GHG sono oscillati tra 1.1 e 1.4 Kg CO₂ eq. per Kg di latte normalizzato, a seconda del tipo di gestione aziendale.

Carbon footprint del latte bovino prodotto in Italia rispetto ad altri paesi

Negli ultimi anni si è verificato un forte aumento a livello internazionale di studi riguardanti la stima del carbon footprint della produzione del latte bovino. La possibilità di comparare i diversi studi non risulta facile, sia per la complessità del metodo LCA utilizzato, sia per la natura del campione di aziende zootecniche. In molti casi, infatti, gli studi sono stati condotti su un campione di aziende

non sufficientemente ampio da permettere di calcolare la variabilità aziendale. Da una recente analisi della letteratura scientifica condotta da Mazzetto et al. (2022), comparando lavori che hanno utilizzato la stessa metodologia, risultano i seguenti valori di emissione di CO₂ per Kg di latte normalizzato:

Germania	1,53
Spagna	1,3
Italia	1,29
Canada	1.01
USA	0,96
Nuova Zelanda	0,74

Il contributo delle fermentazioni enteriche risulta largamente prevalente, con valori minimi del latte prodotto nel regno Unito (36%) e valori massimi del latte prodotto in Nuova Zelanda (68%). L'Italia si colloca in una fascia di valori intermedi, compresi tra il 48% (Berton et al., 2021) e il 53% (Lovarelli et al., 2019).

3 Linee di intervento per migliorare il *carbon footprint* dell'allevamento bovino da latte in Italia e per il raggiungimento della *carbon neutrality*

Il sistema di allevamento del bovino da latte in Italia può attuare ulteriori attività di gestione sostenibile ai fini di ridurre e compensare le emissioni zootecniche, ai fini di un pieno raggiungimento della carbon neutrality. In un recente progetto elaborato da alcuni studiosi italiani (M.V. Chiriaco et al., 2020), vengono evidenziati tre principali ambiti di azione:

Riduzione delle emissioni, mediante il miglioramento della dieta e la riduzione dell'utilizzo dei fertilizzanti chimici;

Aumento dei sink di carbonio, mediante riduzione delle lavorazioni dei suoli agricoli, mantenimento della copertura erbosa nelle colture permanenti, gestione dei residui agricoli delle colture arboree (interramento), etc;

Sostituzione o riduzione delle emissioni dei combustibili fossili.

Ulteriori contributi per il miglioramento dell'impronta ambientale degli allevamenti di bovini da latte possono derivare dall'ampliamento della capacità di autoproduzione di alimenti, foraggi in particolare, dal miglioramento del valore nutritivo dei foraggi (applicazione di corrette tecniche di fienagione e di insilamento) e dalla somministrazione di razioni alimentari ben formulate. Per quanto attiene al miglioramento della capacità di autoproduzione aziendale dei foraggi, oltre agli aspetti puramente quantitativi dovrebbero essere presi in considerazione quei valori nutrizionali dei foraggi che risultano fondamentali per la bovina in lattazione, quali l'apporto di proteina digeribile (Zucali et al., 2018). Da tale studio sono emerse indicazioni interessanti sulla possibilità di ridurre il potenziale di acidificazione e di eutrofizzazione, migliorando la complessiva impronta ambientale, mediante l'impiego di insilati e fieni di leguminose.

Uno dei più comuni suggerimenti riguardante l'impiego degli alimenti concentrati, che rappresentano una quota molto importante della dieta della bovina in lattazione, consiste nel ricercare soluzioni per ridurre o eliminare l'uso della farina di estrazione di soia di coltivazione estera, per esempio attraverso l'impiego di farine di semi di girasole coltivato localmente (Lovarelli

et al., 2019). La sperimentazione condotta da Pacchioli et al. (2020) ha dimostrato che applicando metodi di alimentazione di precisione è possibile migliorare l'efficienza produttiva del 12%, con una riduzione media delle emissioni di GHG del 5%, a carico delle emissioni enteriche. Gli stessi autori hanno evidenziato che con l'aumento della superficie coltivata a leguminose è possibile ottenere fino al 10% della riduzione di GHG.

Prospettive molto interessanti per aumentare il sequestro del carbonio nel suolo in forme non volatili sono legate alle applicazioni di corrette pratiche per inserire nel terreno i reflui dell'allevamento e al recupero di pratiche agronomiche di coltivazione dei prati permanenti o delle foraggere poliennali. I sistemi foraggeri legati alla produzione del Parmigiano Reggiano consentono di ottenere in Pianura Padana i più elevati stock di carbonio, comparativamente ad altri sistemi foraggeri per l'allevamento dei bovini da latte, con valori compresi tra 80 e 100 t/ha nello strato di suolo di 0-30 cm. (Pacchioli et al., 2020).

Molti studi recenti evidenziano la necessità di considerare con adeguata attenzione il carbonio sequestrato nelle coltivazioni vegetali ai fini di una corretta stima del bilancio del carbonio dei sistemi produttivi zootecnici. Tra questi il lavoro di De Vivo e Zicarelli (2021) che porta ad una stima della CO₂ fissata alla vegetazione coltivata superiore del 10% al quantitativo di CO₂ equivalente complessivamente risultante dal sistema di allevamento.

Il bilancio del carbonio nei frutteti: casi studio e considerazioni

**Francesco Ferrini^{1,3}, Alessio Fini², Edgardo Giordani¹
Federica Rossi⁴, Teodoro Georgiadis⁴, Marianna Nardino⁴**

¹ DAGRI – Università di Firenze

² DISAA – Università di Milano

³ VALUE- Laboratorio congiunto SOI-UNIFI su Verde Urbano e Benessere

⁴ CNR- Istituto per la BioEconomia Consiglio Nazionale delle Ricerche- Bologna

Il caso studio melo

Questo studio (Zanotelli et al. 2018) è stato svolto in Trentino su un impianto cv Fuji ad alta densità allevato palmetta (> 3000 piante ha⁻¹, altezza piante 3-4 m) su portinnesti nanizzanti (i.e. M9), che limitano lo sviluppo del sistema radicale, con produzione pari a circa 60 t ha⁻¹. Il calcolo della GPP (Gross Primary Production, che include l'intera quota di C in ingresso al sistema meleto) ha prodotto un valore di ~1450 g C m⁻² anno⁻¹, del tutto comparabile a quello di un bosco situato nelle stesse condizioni di clima temperato (Luyssaert et al., 2007). Mentre però in sistemi non gestiti in diversi biomi viene riconosciuta una quota pressoché costante di respirazione pari a circa il 50% del C assorbito per via fotosintetica (Gifford, 2003; Piao et al., 2010; Reich et al., 2006; Vicca et al., 2012), questo valore è ridotto nel meleto a circa il 30% della GPP (Zanotelli et al., 2013). In questo, si riconosce come un agrosistema lavorato in modo efficiente abbia minori richieste di mantenimento e una più elevata efficienza di allocazione dei fotosintati verso la biomassa e, quindi, sia caratterizzato da una più elevata efficienza di uso del C (CUE) (Vicca et al., 2012). In particolare, la bassa concentrazione di azoto nei frutti e nel legno fa sì che la respirazione di mantenimento sia ridotta (Reich et al., 2006). Rispetto alla respirazione del suolo, la componente eterotrofa del medesimo ha una sua elevata significatività, essendo una frazione pari al 65 e 77 % del totale.

Per il meleto oggetto di questo studio si è calcolata una NPP (Net Primary Production) di circa 900-1000 g C m⁻² anno⁻¹, con la metà allocata ai frutti, mentre il 20-25% va alle strutture legnose, il 12% alle foglie e il 15% alle radici fini e all restante vegetazione sottochioma.

Per dare un quadro completo sul comportamento di un meleto che si comporta come sink (sottrattore) o source (sorgente) di C atmosferico, si deve considerare che, se la NEP (Net

Ecosystem Production; quindi, il C sottratto al netto della respirazione complessiva) del meleto è pressoché simile a quello di una foresta decidua a simile latitudine, una parte significativa di esso viene rimossa in ogni annata alla raccolta. E inoltre, come in tutte le colture agrarie, durante la coltivazione si utilizzano pratiche e materiali che emettono C, sia direttamente che indirettamente durante la loro sintesi, come ad es. antiparassitari e concimi. Quando non direttamente incorporato nei frutti commercializzabili, e quindi reso disponibile alla produzione diretta ($\sim 420 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, 95%), la maggioranza del C immagazzinato nella biomassa (frutti abscissi, foglie, materiale di potatura, radici fini, ammendanti/concimi organici) alimenta il pool di materiale che diventa sorgente di energia per gli organismi eterotrofi del suolo (Zanotelli et al., 2018).

Per concludere, l'impianto adulto di melo nel corso della propria vita produttiva si comporta come sink netto di CO_2 , immagazzinando in media $\sim 80 \text{ g C m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$, equivalenti a $\sim 3 \text{ t CO}_2 \text{ ha anno}^{-1}$. Il calcolo LCA delle emissioni legate alle pratiche colturali (infrastrutture, macchine, sistemi di irrigazione, gasolio, fertilizzanti, antiparassitari e lavoro) nello stesso impianto ha raggiunto valori collocati tra 0.04 and $0.06 \text{ kg CO}_2\text{eq kg}^{-1}$ di mele (Mazzetto et al., 2012).

Dividendo il valore di $3 \text{ CO}_2\text{t}$ per la produzione media di frutti, si ottiene un assorbimento netto pari a $0.05 \text{ kg CO}_2\text{eq kg}^{-1}$ di frutti prodotti, e questo porta ad affermare una neutralità del meleto in fase di produzione in campo. Ovviamente, ove si allarghi il campo di analisi alla conservazione, al trasporto e alla distribuzione, il valore si modifica, giungendo, a seconda del tipo di packaging e alle distanze percorse, a valori pari a 0.15 to $0.40 \text{ kg CO}_2\text{eq kg}^{-1}$ (Boschiero et al., 2019).

Longo et al. (2017) in uno studio condotto sulla filiera hanno poi messo in evidenza un maggior impatto ambientale in termini di emissioni di gas serra della produzione convenzionale rispetto a quella biologica, dimostrando anche che l'incidenza delle diverse fasi della filiera analizzate varia da pochi punti percentuali (intorno a 1% per il trasporto dal meleto ai centri di conservazione) a valori molto più significativi in entrambe le modalità di produzione per la fase di coltivazione ($\sim 18\%$), per quella di post-raccolta ($\sim 42\%$) e del trasporto agli utilizzatori finali ($\sim 37\%$).

Il caso studio vite

Mentre le emissioni dovute al processo di vinificazione si calcolano in modo piuttosto preciso tramite LCA, meno diffuse sono le conoscenze sugli effetti della componente biogenica del vigneto sul bilancio del C.

Tuttavia, lo stato dell'arte riconosce che la fase colturale contribuisce alle emissioni di GHG dal 17% (Rugani et al., 2013) fino al 40% (Benedetto, 2010; Neto et al., 2013).

L'International Organisation of Vine and Wine (OIV) ha fornito una lista di raccomandazioni metodologiche per effettuare questa quantificazione nel settore viticolo. Tra le raccomandazioni, rientra quella di tenere in conto due diversi tipi di immagazzinamento del C: quello a breve termine per i grappoli e la crescita dei germogli, e quello a lungo termine per la biomassa perenne sotto e sopra suolo, che spesso sono le uniche considerate dalla letteratura disponibile.

Gli studi effettuati hanno visto diversi approcci distruttivi, calcoli allometrici, o misure con il laser scanning, che però hanno una limitata rappresentatività spazio-temporale. Un numero ridotto di studi ha interessato vigneti coltivati in clima temperato, molti su misure annuali (Gianelle et al., 2015; Marras et al., 2015;) e multiannuali (Vendrame et al., 2019, Marras et al., 2015), con risultati variabili tra $814 \text{ g C m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$ (Pitacco and Meggio, 2015) fino a $69 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ rilevato da Vendrame et al. (2019) in una annata in cui lo stress idrico riduceva la fotosintesi a metà della giornata estiva. Nonostante l'alta variabilità, tutti gli studi hanno mostrato la capacità del vigneto di agire come sink biologico di C nel medio-lungo termine. Integrando lo studio con una analisi inclusiva di LCA, Marras et al. (2015) hanno osservato, in un vigneto adulto irrigato situato nel sud della Sardegna, varietà Vermentino allevato a Guyot (circa 6000 viti ha $^{-1}$) che la produzione di 1 kg di uva ha determinato una emissione globale di GHG di $0.39 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$, la maggioranza dei quali derivanti input esterni quali combustione del carburante e la gestione del suolo. In Franciacorta, 5 anni di analisi continuative effettuate con EC (2017-2021) hanno dimostrato una azione positiva del vigneto a comportarsi come sink di C, con un assorbimento netto di circa $200 \text{ g C m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$ (Pitacco et al., 2023).

Il caso studio actinidia

Rossi et al. (2021) riportano uno studio poliennale su *Actinidia deliciosa* L. che integra due approcci del tutto indipendenti (Eddy Covariance e Life Cycle Assessment) volti a definire la

potenziale azione di un actinidiato di pianura (cv. Hayward, coltivato in Emilia-Romagna) ad agire come sink (assorbitore) o source (sorgente) di C. In una annata climatica standard (2012), le emissioni totali annuali conseguenti alla gestione sono state quantificate pari a 4.25 t CO₂eq-1 ha-1 anno-1 (pari a 1.16 tC), mentre l'assorbimento netto verificatosi durante la fase vegetativa è risultato addirittura più elevato, assestandosi a 4.9 t CO₂ eq-1 ha-1 anno-1 (pari a 1.34 t C). Questo ha portato a poter calcolare un rapporto di efficienza "di mitigazione" pari a 1.15 (assorbimenti/emissioni definiti come CO₂ immagazzinata/ CO₂ emessa). Questo dato si riferisce ovviamente a una tipologia di impianto a ottima gestione colturale e con alta disponibilità di acqua di irrigazione, in cui resta attiva e al suo massimo la efficienza stomatica tipica della specie. Occorre notare però, che la capacità dell'actinidiato di fissare più carbonio di quanto ne emetta, viene negativamente alterata nel caso di verifiche annate climatiche più "difficili". Lo stesso impianto, infatti, nel caldo e siccitoso 2003, pur se sottoposto alle medesime cure colturali, ha mostrato una situazione completamente inversa e il rapporto di efficienza è calato a 0,91%, a parità di restituzione idrica dell'evapotraspirato e di gestione colturale. Si focalizza quindi, per sistemi produttivi ben gestiti di actinidia, una buona propensione ad agire come mitiganti delle emissioni, offrendo dalla loro parte quindi un notevole servizio ecosistemico. Ma si deve comunque tenere presente una forte dipendenza climatica di tale caratteristica, considerando che tale capacità è fortemente condizionata dall'andamento climatico, e messa a rischio dalla previsione di occorrenza di scenari di temperature estive più elevati della media.

Il caso studio olivo

Nardino et al., 2013 riportano misure dirette relative alla fissazione del C da parte di un oliveto semi-intensivo (piante giovani, in fase attiva di crescita, 250 piante/ha, irrigate) Cv Nocellara del Belice, situato a Castelvetro, Sicilia, e quindi in un'area altamente vocata alla olivicoltura. Le misure, fatte per due anni consecutivi con la tecnica della eddy covariance, hanno anche riguardato un confronto con il metodo inventariale. Lo scambio netto di C è variato tra 13,45 t C ha-1 anno-1 e 11,6 . Valori molto simili sono stati rilevati con il metodo inventariale, che ha quantificato l'accumulo di C tra 12,2 e 11.5 t ha-1 anno-1.

Questi valori sono sorprendentemente elevati, e addirittura più elevati di quelli di numerose foreste; infatti, si è osservato (Valentini et al. 2000), una correlazione positiva tra l'uptake di C e il decrescere della latitudine. A circa la stessa latitudine in cui si trova l'oliveto studiato, il valore medio degli ecosistemi forestali si attesta infatti attorno a 6 t C ha-1 anno-1. Il sistema oliveto, quando gestito con metodi efficienti e con la presenza di irrigazione supplementare per evitare deficit idrici controproducenti per evitare la chiusura stomatica o mettere in atto meccanismi di superamento dello stress, è quindi estremamente efficiente. Questo anche per merito della tipica configurazione fogliare, che con lo strato traslucido di tricomi abassiali ha la capacità di riflettere in grande quantità la radiazione termica (Baldini et al. 1997).

Le capacità degli oliveti di agire come sink di C atmosferico, nonostante le notevoli variazioni interannuali rilevate e alle diverse età degli impianti (gli oliveti vecchi hanno ovviamente performances molto inferiori), e dimostrate anche in numerosi altri studi (Brilli et al., 2019 ; Chamizo et al., 2017; López-Bernal et al., 2015).

Mentre lo scambio di C alle alte e medie latitudini risulta prevalentemente controllato dal fattore termico (Yi et al., 2010), alle latitudini di coltivazione dell'olivo, con condizioni climatiche più simili a quelle di aree tropicali e sub-tropicali, i fattori dominanti paiono essere la radiazione e l'acqua. Si verifica infatti in quelle zone un gran numero di giornate con alti valori di radiazione. Variabilità interannuale dei valori di fissazione del C sono normalmente osservati anche in bosco e in altri sistemi agrari e sono legati alle diverse condizioni meteo-climatiche della annata.

Considerazioni

Recentemente, sono state messe in atto moltissime iniziative volte a comprendere il potenziale di sequestro del Carbonio da parte della agricoltura per aggiungere i targets del Paris agreement ("4 per mille", Carbon Farming), ma metodi, regole e quantificazioni univoche del potenziale dei diversi settori della agricoltura a questo riguardo sono ancora carenti, e questo espone a sostanziali critiche. Dai casi studio riportati emerge come, pur se in entità diversa e con effettive variazioni legate sia alla conformazione e gestione degli impianti, sia alla influenza climatica interannuale, le

piante da frutto siano caratterizzate da una loro intrinseca elevata capacità di assorbire C dall'atmosfera, e in moltissimi casi, in quantità anche parecchio superiori a quello emesso (pur se si può obiettare che la attività di sink sia ridotta temporalmente alla sola durata dell'impianto).

La quantificazione tramite tecniche dirette come EC, ove implementate in network coordinati e gestiti in maniera uniforme, può davvero costituire uno strumento di grande utilità per definire in modo univoco l'attività di scambio delle diverse colture.

Il potenziale di molte specie da frutto è certamente ancora poco comunicato e, soprattutto se si adottano tecniche gestionali a ridotto impatto ambientale, non ancora sfruttate o anche recuperate dalla tradizione, come ad es. l'inerbimento. Esistono, e sono sempre maggiormente proposti al mondo produttivo, parecchi suggerimenti anche operativi che adottano pratiche cosiddette "smart", a basso impatto energetico e con ridotti input esterni, che favoriscono, contemporaneamente ad adattamenti ai cambiamenti climatici, anche potenziali mitigazioni (Rossi et al, 2018, Chieco e Rossi, 2019), e che rappresentano una base considerevole su cui ragionare per quantificare le prospettive dell'arboricoltura tra le iniziative di C farming. La conoscenza ancor più accurata (e la necessaria omogenizzazione dei dati, che sono espressi in modo diverso nei diversi studi) appare fondamentale per attestare in modo univoco le relative capacità di sequestro delle diverse specie per mettere a punto approcci sistemici che permettano di sfruttare sempre di più e sempre al meglio varietà e tecniche produttive in grado di accrescere lo stoccaggio del carbonio e, contemporaneamente, aumentare quantità e qualità delle produzioni.

Considerazioni su foreste e bilancio del carbonio

Marco Marchetti - UNIMOL e Fondazione Alberitalia ETS (GdL Carbonio)

Da ormai almeno tre decenni si cerca di valorizzare quantitativamente il servizio ecosistemico di assorbimento e sequestro dell'anidride carbonica atmosferica da parte dei sistemi forestali nei loro principali comparti inventariali (foreste, altre terre boscate, alberi fuori foresta) e nelle varie declinazioni legate alla naturalità dei soprassuoli, alla loro tipologia, età e caratterizzazione ecologica che condizionano largamente l'efficacia dei diversi pool di carbonio (biomassa epigea, ipogea, necromassa e soprattutto il suolo). È bene però anche comprendere l'ordine di grandezza della quantità di emissioni di CO₂ prodotta come conseguenza delle principali attività necessarie alla piantagione e cura e coltivazione di alberi forestali. I fattori che influiscono sulle emissioni di ciascuna operazione sono infatti molti e variabili. Per questo è opportuno produrre una coppia di valori, uno minimo e uno massimo, all'interno dei quali molto probabilmente si colloca la quantità di emissioni di CO₂ effettivamente prodotta o assorbita. La scelta di specie adatte a una determinata area, la riduzione al minimo necessario delle irrigazioni o delle lavorazioni del terreno, consente alle piantagioni, siano esse di uno solo o di migliaia di alberi, di rendere il bilancio climaticamente positivo nel minor tempo possibile.

Circa poi l'opportunità di produrre protocolli di calcolo della fissazione forestale del carbonio in bosco che, rispetto a quelli IPCC o altri già disponibili, siano più avanzati e migliorati, sia per i progetti di impianto che di selvicoltura (non dei crediti, in attesa delle norme UE, ma dell'assorbimento e del sequestro, *sink* e *stock* di carbonio) si può far riferimento a modelli statistici di incremento basati su dati inventariali, dal livello specie-specifico a scala di popolamento (densità colma) a quello di singolo albero.

Per singole piante, anche il solo metodo della similitudine può funzionare direttamente per il volume, ma definire la fissazione di C da parte di una pianta non è facile, in quanto questa cambia drammaticamente in funzione dell'ambiente e soprattutto delle sue dimensioni: un albero può sottrarre anche più di 100 kg di CO₂ all'anno, ma si tratterà di una pianta di 30 metri di altezza e 100 anni di età. Per i nuovi impianti, un minimo di dati misurati è sempre necessario, per evitare intervalli di previsione eccessivi, e anche perché non è certo si debbano fare conteggi per soprassuoli di cui si conoscano esattamente età, specie, densità e ritmo di accrescimento. Si tenga presente che il nostro paese ha un potenziale disponibile per nuove piantagioni stimato in 0,9

milioni di ha solo di aree agricole (Calfapietra 2021), e 0,97 milioni ha di suoli non ancora impermeabilizzati in territori comunque insediati e artificializzati (Marchetti 2018). Peraltro, nelle piantagioni, oltre alla biomassa epigea ed ipogea, le componenti dei pools di lettiera, stoccaggio nel suolo e legno morto hanno un significato meno importante che in bosco (Federici et al., 2008). Comunque, è possibile stimare quanta CO₂ potrebbe sottrarre all'atmosfera un ettaro di nuovi impianti, considerando l'accumulo nell'intero ecosistema (*NEP, net ecosystem production*, Magnani e Raddi, 2021), assumendo che vengano garantite opportune cure culturali pre- e post-impianto (condizione purtroppo non sempre realizzata). Guardando ai risultati della vasta rete di misura disponibile a livello mondiale, i livelli massimi si aggirano intorno a 10 t C ha⁻¹ anno⁻¹ (34 t CO₂ ha⁻¹ anno⁻¹). Valori più alti sono possibili solo con specie a rapida crescita ed elevati input sussidiari. A titolo di esempio, un impianto di latifoglie decidue di 12 anni nella pianura emiliana sequestra dall'atmosfera circa 3.7 t C ha⁻¹ anno⁻¹; si tratta di un valore in linea con quello stimato in impianti simili di età compresa fra 2 e 23 anni in Friuli Venezia Giulia, pari a 3.4 t C ha⁻¹ anno⁻¹ (nettamente superiori a quelli mediamente osservati nelle foreste italiane). Il sequestro netto di C dall'atmosfera è ovviamente molto maggiore nel caso di pioppeti specializzati (fino a 12.9 t C ha⁻¹ anno⁻¹ con 3-9 anni di età in Friuli Venezia Giulia su cicli brevi). Per le coperture forestali, i boschi e le foreste, si possono considerare il metodo della similitudine (età ed altezza di piante adiacenti della stessa specie) e l'applicazione di tavole alsometriche, oppure lo sviluppo di modelli empirici di crescita specie-specifici che considerino anche parametri stagionali (clima, suolo...) o ancora l'applicazione di modelli a base funzionale. In ogni caso, poiché la capacità di fissazione del carbonio varia moltissimo, in funzione di specie, età, condizioni stagionali, climatiche e fertilità dei suoli, la comunità scientifica può solo fornire qualche valore di riferimento, e per il nostro paese il riferimento non può non essere l'Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio – INFC, inventario forestale nazionale italiano (inventarioforestale.org) che consente l'accesso ai risultati e ai prodotti dei rilievi e delle elaborazioni: è possibile accedere alle statistiche, ai dati elementari e alla documentazione di progetto, essenziale per una corretta interpretazione delle informazioni. A livello nazionale i nostri boschi, distribuiti ormai su quasi 12 ml di ettari, accumulano complessivamente nella sola biomassa epigea (cui vanno aggiunti gli altri pools che necessitano di dati ulteriori, in primis i BEF - *biomass expansion factors*) 7.35 Mt C anno⁻¹, corrispondenti a un accumulo medio di 0.9 t C ha⁻¹ anno⁻¹, cui aggiungere la quantità di C fissata annualmente nel suolo, giungendo a stime di scambio netto dell'ecosistema coerenti coi valori medi osservati globalmente (1.1 t C ha⁻¹ anno⁻¹).

Le stime ovviamente variano a seconda dei metodi e dei protocolli utilizzati. Fondazione Alberitalia, insieme a SISEF, ha costituito un gruppo di lavoro coordinato da Federico Magnani e al quale lavorano altri tecnici e ricercatori che qui si ringraziano per i contributi e le discussioni in corso, per mettere a punto un metodo obiettivo e attento alle specificità delle condizioni nazionali. Attualmente infatti ci sono metodi in preparazione da parte di soggetti diversi, che a volte però dimenticano le criticità principali che esulano dal computo specifico e riguardano i principi di *addizionalità, permanenza, garanzia, definizione e certificazione di crediti*. Citiamo alcuni esempi correnti, considerando che anche le norme UNI stanno lavorando alla definizione di una Prassi di Riferimento UNI sulla generazione di crediti di carbonio da acquacoltura, agricoltura biologica, impianto di corridoi ecologici e afforestazione urbana.

-Il Codice Forestale del Carbonio 2.0, con CREA e uno specifico comitato scientifico stanno lavorando a un decreto interministeriale MASE-MASAF. I lavori sono in stadio avanzato e riguardano la preparazione di linee guida istituzionali per il mercato volontario dei crediti di carbonio e dei servizi ecosistemici. Non sarà un vero "protocollo", ma la presentazione di regole che definiscano proprio gli aspetti più critici. L'aspetto del doppio conteggio è infatti particolarmente delicato, anche alla luce della difficile interpretazione dell'art 6.2 dell'Accordo di Parigi e di punti di vista differenti tra le amministrazioni centrali. Nel frattempo è uscita la proposta di regolamento UE sul Carbon Farming (si prevede possa disciplinare le principali criticità), che avrà un impatto decisivo una volta approvata e che ha il chiaro obiettivo di promuovere le attività per la rimozione

della CO₂ atmosferica, includendo anche i settori agricolo e forestale, per conseguire l'obiettivo di 310 Mt di assorbimenti di carbonio entro il 2030 nel settore LULUCF (*Land use, land use change and forestry*).

- ARBOLIA del gruppo SNAM ha sviluppato con Università della Tuscia un protocollo di calcolo ad hoc per le piantagioni, su dati esclusivamente nazionali provenienti da progetti realizzati negli ultimi 20 anni, prendendo in considerazione 24 specie arboree molto diffuse sul territorio italiano (tra cui *acero campestre*, *leccio*, *bagolaro*, *carpino*, *farnia*, *frassino*). Applicato ai 30 impianti boschivi urbani messi finora a dimora da Arbolia in oltre dieci Regioni, esso mostra che ogni singolo albero può assorbire mediamente tra i 5 e 15 Kg di CO₂ all'anno su un arco temporale di 20 anni e dal momento della sua messa a dimora, a seconda della specie e del luogo di impianto.

- Un'utile disamina dei vari protocolli già esistenti fuori dall'Italia, è stata realizzata da ISMEA (<https://www.reterurale.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/19133>), che ha poi realizzato il suo standard per le attività zootecniche (<https://www.reterurale.it/flex/cm/pages/ServeAttachment.php/L/IT/D/8%252Fb%252Ff%252FD.43b2f742b8214e314b6f/P/BLOB%3AID%3D22130/E/pdf>)

- Il Parco Nazionale dell'Appennino Tosco Emiliano ha lanciato la sua piattaforma di vendita crediti su <http://creditisostenibilita.it>. I crediti sono venduti a un prezzo minimo di 30 euro/ton CO₂ anche se la loro definizione è ancora piuttosto vaga.

- Progetto Life CO₂: il progetto segue le regole di calcolo dei crediti di carbonio elaborate da PEFC (Pan European Forest Certification) nel documento sulla certificazione dei servizi ecosistemici (<https://pefc.it/cosa-facciamo/sviluppo-standard-di-servizi-ecosistemici-di-foreste-e-piantagioni-pefc-italia/sviluppo-standard-di-servizi-ecosistemici-di-foreste-e-piantagioni-pefc-italia>).

La variabilità dei fattori in campo tra emissioni legate ai disturbi e alle operazioni selvicolturali e sequestro (si pensi alla valutazione dell'effetto di misure di *climate smart forestry* sulle emissioni evitate da incendi o altri disturbi) è dunque tale che continui avanzamenti della ricerca e nuovi protocolli di calcolo lasciano sperare nella possibilità, a breve, di trovare metodi di stima finalmente adeguati e nei quali errori e assunti di base siano il più possibile limitati. Va tenuto presente che qualsiasi metodo di calcolo - auspicabilmente semplice ma scientificamente robusto, deve ricordare che nella gestione forestale, anche prescindendo da disturbi e prelievi, ci sono comunque da computare anche altre emissioni, specie nei lavori di utilizzazione, piantagione e rimboschimento (vedi il CONTACARBONIO su www.alberitalia.it): lavorare il terreno, aprire buche con un mezzo meccanico, irrigare e proteggere le piante dalla competizione con le alte erbe e dal morso dei mammiferi erbivori, ha un costo climatico. Piantare alberi, infatti, causa una certa quantità di emissioni che però, successivamente, viene riassorbita e stoccata nel legno grazie alla fotosintesi, la tecnologia migliore fornita da madre terra gratuitamente che abbiamo a disposizione.

Bibliografia essenziale

Premessa: Gli alberi e l'accumulo di anidride carbonica nell'atmosfera

Anonimo, 2022. Quanto è attendibile l'ipotesi di 1000 miliardi di alberi? *Natura e Società*, N°3, 10-13

Bar-On Y.M., Phillips R. and R. Milo, 2018. The biomass distribution on Earth. *Proceedings of National Academy of Science*, 115 (25) 6506-6511

Bastin J-F. et al., 2019. The global tree restoration potential. *Science*, 365: 76-79

Falkowski P.G. and J.A. Raven, 2007. Aquatic Photosynthesis. Princeton University Press, ISBN: 9780691115511

Friedlingstein P. et al., 2022. Global Carbon Budget 2022. Earth System Science Data vol. 14, 11, 4811-4900

Lewis S.L. et al., 2019. Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon. Nature 568, 25-28

Kulikowski A.J. et al., 2023. Restoration interventions mediate tropical tree recruitment dynamics over time. Philosophical Transactions Royal Society B, 378 (1867)

Veldman J.W. et al., 2019. Comment on "The global tree restoration potential". Science, 366: 1-4

Metodologie di misura e stima

Finkbeiner M., Inaba A., Tan R., Christiansen K., Klüppel H.J., 2006. The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. Int J Life Cycle Assessment 11, 80–85

Gundersen P., Thybring E.E., Nord-Larsen T., Vesterdal L., Nadelhoffer K.J., Johannsen V.K., 2021. Old-growth forest carbon sinks overestimated. Nature, 591 (7851), pp. E21-E23

Luyssaert S., Schulze E.D., Börner A., Knohl A., Hessenmöller D., Law B.E., Ciais P., Grace J., 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. Nature, 455 (7210) (2008), pp. 213-215

McHale, M.R., I. C. Burke, M. A. Lefsky, P. J. Peper, E. G. McPherson, 2009. Urban forest biomass estimates: is it important to use allometric relationships developed specifically for urban trees? Urban Ecosystems, 12:95–113

Le emissioni del trattore

ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers). 1997 - ASABE S349 Test for measuring Hydraulic lift capacity of agricultural tractor equipped with three-point hitch; published 1988-12-01, ASABE, St Joseph, MI, USA

Bengoa X., Rossi V., Nemecek T., Lansche J., Mouron P. (2014) Methodological guidelines for the life cycle inventory of agricultural products. Version 2.0. July 2014. World Food LCA Database. Quantis and Agroscope, Lausanne and Zurich Switzerland, pp 1-7

Brentrup F., Kusters J., Kuhlmann H., Lammel J. (2004) – Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology. Eur. J. Agron: 20:247-64

European Commission (2010 a) – Commission Directive 2010/22/EU of 15 March 2010 amending for the propose of their adaptation to technical progress. Council Directives 80/720/EEC, 86/298/EEC, 86/410/EEC, and 87/402/EEC and Directives 2000/25/EC and 2003/37/EC of the European Parliament and of the Council relating to the type-approval of agricultural and forestry tractors - Official Journal, L 91 10/4/2010, pp 1-68
European Commission (2010 b) - Commission Directive 2010/26/EU of 31 March 2010 amending Directive 97/68/EC of the European Parliament and of the Council on the approximation of the laws of the Member States relating to measures against the emission of gaseous and particulate pollutants from internal combustion engines to be installed in non road-mobile machinery. - Official Journal, L 86, 1/4/2010, pp 29-47

Lovarelli D., Bacenetti J., Fiala M., 2016. A new tool for life cycle inventories of agricultural machinery operations. Journal of Agricultural Engineering, 2016; XLVII 480

- Lovarelli D., Bacenetti J., Fiala M. (2016) - A new tool for life cycle inventories of agricultural machinery operations. - Journal of Agricultural Engineering; XLVII: 480, 40-51
- Lovarelli D., Bacenetti J., Fiala M. (2017) - Effect of local conditions and machinery characteristics on environmental impacts of primary soil tillage. Journal of Cleaner Production; 140, 479-491

Analisi delle emissioni da cerealicoltura

Commissione Europea, 2020. Comunicazione della commissione al parlamento europeo, al consiglio, al comitato economico e sociale europeo e al comitato delle regioni - strategia farm to fork per un sistema alimentare equo, sano e rispettoso dell'ambiente. com (2020) 381

Ente Nazionale Risi (2021). http://www.enterisi.it/servizi/notizie/notizie_fase02.aspx?ID=32117

Fallahpour, F., Aminghafouri, A., Ghalegolab Behbahani, A., Bannayan, M., 2012. The environmental impact assessment of wheat and barley production by using life cycle assessment (LCA) methodology. Environ. Dev. Sustain. 14

FAO, 2014. Global Land Cover-SHARE of year 2014—Beta-Release 1.0. http://www.glcn.org/databases/lcglcshare_en.jsp

EUROSTAT (2022). Online datacode: ENV_AIR_GGE. Source of data: European Environment Agency (EEA). Last data update:10/06/2022 11:00. Last structure update:10/06/2022. [https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ENV_AIR_GGE\\$DV_447/default/table?lang=en](https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ENV_AIR_GGE$DV_447/default/table?lang=en)

ISPRA (2018). Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2018. National Inventory Report 2020. Rapporti 318/2020, ISBN: 978-88-448-0993-5

ISTAT. http://dati.istat.it/Index.aspx?DataSetCode=dccn_contiematmrev2

Linguist, B., Van Groenigen, K. J., Adviento-Borbe, M. A., Pittelkow, C., & Van Kessel, C. (2012). An agronomic assessment of greenhouse gas emissions from major cereal crops. Global Change Biology, 18(1), 194-209.

Myrriotis, V., Williams, M., Rees, R. M., & Topp, C. F. (2019). Estimating the soil N₂O emission intensity of croplands in northwest Europe. Biogeosciences, 16(8), 1641-1655

Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F., Erasmi, S. (2016). Greenhouse gas emissions from soils—A review. Geochemistry, 76(3), 327-352.

Sanz-Cobena, A., García-Marco, S., Quemada, M., Gabriel, J.L., Almendros, P., Vallejo, A., 2014. Do cover crops enhance N₂O, CO₂ or CH₄ emissions from soil in Mediterranean arable systems? Sci. Total Environ. 466–467, 164–174

Verdi, L., Kuikman, P. J., Orlandini, S., Mancini, M., Napoli, M., & Dalla Marta, A., 2019. Does the use of digestate to replace mineral fertilizers have less emissions of N₂O and NH₃? Agricultural and Forest Meteorology, 269, 112-118

Colture energetiche : il caso del panico

Di Virgilio N., Facini O., Nocentini A., Nardino M., Rossi F., Monti A., 2019. Four-year measurement of net ecosystem gas exchange of switchgrass in a Mediterranean climate after long-term arable land use GCB Bioenergy, 11:466–482

Il bilancio del carbonio nel sistema di allevamento del bovino da latte in Italia

Baldini C. et al., 2016. A critical review of the recent evolution of Life Cycle Assessment applied to milk production. *Journal of Cleaner Production*, 140: 10.1016/j.jclepro.2016.06.078

Baldini M. et al., 2020. Environmental sustainability assessment of dairy farms rearing the Italian Simmental dual-purpose breed. *Animals*, 10, 296: 1-13

Berton M. et al., 2021. Environmental impacts of milk production and processing in the Eastern Alps: a “cradle-to-dairy gate” LCA approach. *Journal of Cleaner Production*, 30.

Centro Ricerche Produzioni Animali, 2016. Calcolo del *carbon footprint* del latte vaccino fresco. Siti web: DOC-2016-1530/4.3.11.3.72/2013 del 30/06/2016

Chiriaco M.V. et al., 2020. Metodologia per la stima della riduzione delle emissioni e/o dell'aumento degli assorbimenti da attività di gestione sostenibile. Scheda di progetto ISMEA 14.1 Cambiamenti climatici, 1-49. Rete Rurale Nazionale,

De Vivo R. and Zicarelli L., 2021. Influence of carbon fixation on the mitigation of greenhouse gas emissions from livestock activities in Italy and the achievement of carbon neutrality. *Translational Animal Science*, 5: 1-11

Dalla Riva A. et al., 2014. Carbon footprint from dairy farming system: comparison between Holstein and Jersey cattle in Italian circumstances. *Acta Agraria Kaposvariensis*, 18: 75-80

Guerci M., et al., 2014. Effect of summer grazing on carbon footprint of milk Italian Alps: a sensitivity approach. *Journal of Cleaner Production*, 73: 236-244

Lovarelli D. et al, 2019. Improvements to dairy farms for environmental sustainability in Grana Padano and Parmigiano Reggiano production systems. *Italian Journal of Animal Science*, 18:1, 1035-1048

Mazzetto A.M. et al., 2022. Mapping the carbon footprint of milk production from cattle: a systematic review. *Journal of Dairy Science*, 105

Pacchioli M.T. et al., 2020. Forage systems for less GHG emission and more soil carbon sink in continental and Mediterranean agricultural areas. Sito web https://www.crpa.it/media/documents/forage4climate_www/Pubblicazioni/deliverable/AfterLife_F4C.pdf?v=20210927

Zucali M. et al., 2016. Global warming and mitigation potential of milk and meat production in Lombardy (Italy). *Journal of Cleaner Production*, 153: 474-482.

Il bilancio del carbonio nei frutteti: casi studio e considerazioni

Aguaron E., McPherson E.G., 2012. Comparison of methods for estimating carbon dioxide storage by Sacramento's urban forest. In: Lal R, Augustin B (eds) *Carbon sequestration in urban ecosystems*. Springer, Dordrecht, pp. 43–71

Aguilera E., G. Guzmán, A. Alonso, 2015. Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. II. Fruit tree orchards. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 725–737

Baldini, E., Facini, O., Nerozzi, F., 1997. Leaf characteristics and optical properties of different woody species. *Trees* 12, 73–81

Benedetto G., 2010. Life cycle environmental impact of Sardinian wine. EAAE Seminar ‘Sustainability in the Food Sector: Rethinking the Relationship between the Agro-food System and the Natural, Social, Economic and Institutional Environments’, Capri, Italy, June 30th–July 2nd

Boschiero M., Zanotelli D., Ciarapica F.E., Fadanelli L., Tagliavini, M., 2019. Greenhouse gas emissions and energy consumption during the post-harvest life of apples as affected by storage type, packaging and transport. *J. Clean. Prod.* 220: 45-56

Brilli L., Lugato E., Moriondo M., Gioli B., Toscano P., Zaldei A., Leolini L., Cantini C., Caruso G., Gucci R., Merante P., Dibari C., Ferrise E. Bindi M., Costafreda-Aumedes S., 2019. Carbon sequestration capacity and productivity responses of Mediterranean olive groves under future climates and management options. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 24, 467-491

Cerutti A.K., Bruun S., Donno D., Beccaro G.L., Bounous G., 2013. Environmental sustainability of traditional foods: the case of ancient apple cultivars in Northern Italy assessed by multifunctional LCA. *J. Clean. Prod.* 52, 245- 252.

Chamizo S., Serrano-Ortiz P., López-Ballesteros A., Sánchez-Cañete E., Vicente-Vicente J., Kowalski A.S., 2017. Net ecosystem CO₂ exchange in an irrigated olive orchard of SE Spain. Influence of weed cover. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 239, 51–6

Chieco C., Rossi F., 2019. How can policy influence innovation: an exploration of climate-smart activities in Emilia Romagna. *Italian J. Agrometeorology*, 1, 25-31

Facini O., Georgiadis T., Nardino M., Rossi F., Maracchi G., Motisi A., 2007. Il contributo degli impianti da frutto all'assorbimento della CO₂ atmosferica. In *Clima e Cambiamenti Climatici le Attività di Ricerca del CNR, Impatto dei Cambiamenti Climatici; Consiglio Nazionale delle Ricerche, Ed.; Consiglio Nazionale delle Ricerche: Rome, Italy; pp. 665–668*

Kell D.B., 2012. Philos. Large-scale sequestration of atmospheric carbon via plant roots in natural and agricultural ecosystems: why and how. *Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* Jun 5; 367(1595): 1589–1597

Yi C., et al., 2010. Climate control of terrestrial carbon exchange across biomes and continents. *Environ. Res. Lett.* 5 034007

Lazzerini G., Merante P., Lucchetti S., Nicese F. P., 2018. Assessing environmental sustainability of ornamental plant production: a nursery level approach in Pistoia District, Italy, *Agroecology and Sustainable Food Systems* 42(3):1-22

Lazzerini G., Lucchetti S., and F. P. Nicese. 2014. Analysis of greenhouse gas emissions from ornamental plant production: A nursery level approach. *Urban Forestry & Urban Greening* 13:517–25

Lazzerini G., Lucchetti S., Nicese F. P., 2015. GHG emissions from the ornamental plant nursery industry: A LCA approach in a nursery district in center Italy. *Journal of Cleaner Production* 112:4022–30

López-Bernal, A., Álvaro, O., V.A., Hidalgo J.C., Testi L., Orgaz F., F.J., 2015. Using sap flow measurements to estimate net assimilation in olive trees under different irrigation regimes. *Irrigation science* 33 (2015): 357-366

Marras S., Masia S., Duce P., Spano D., Sirca C., 2015. Carbon footprint assessment on a mature vineyard. *Agric. For. Meteorol.*, 214–215 (2015), pp. 350-356, 10.1016

Mazzetto F., Tagliavini M., Ciarrapica F., Nterholzner S., 2012. Consumi energetici e impronta del carbonio: il caso della mela in frutticoltura. *Rivista di Frutticoltura*, 11: 40-50

Moreira S.L.S., Imbuzeiro H.M.A., Silvert C., Dietrich, O.H.S., Pimentel L.D. Fernandes R.B.A, 2020. Above- and below-ground carbon accumulation in cultivated macauba palm and potential to generate carbon credits. *Journal of Cleaner Production* 265:121628.

Nardino M., Rossi F., Georgiadis T., Facini O., Motisi A., 2013. Annual and monthly carbon balance in an intensively managed Mediterranean olive orchard. *Photosynthetica*, 51, 63-74

Neto A. C., A.C. Dias A.C., Machado M., 2013. Life cycle assessment of the supply chain of a Portuguese wine: from viticulture to distribution. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 18 (2013), 590-602

Pitacco, A., Tezza, L., Ghiglieno, I., Vendrame, N.: Vineyard carbon balance: assessing the perspective for carbon farming through long-term eddy covariance measurements, EGU General Assembly 2023, Vienna, Austria, 24–28 Apr 2023, EGU23-14771

Rossi F, Chieco C., Dalla Marta A., Stefanski R., 2019. Verso una agricoltura climate smart: accordi e attività internazionali. Georgofili: quaderni 1, 39-45

Rossi F., Chieco C., Di Virgilio N., Georgiadis T., Nardino M., 2021. Is Agriculture Always a GHG Emitter? A Combination of Eddy Covariance and Life Cycle Assessment Approaches to Calculate C Intake and Uptake in a Kiwifruit Orchard. Sustainability, 13, 6906

Rugani E, Vasquez Rove I., Benedetto G., Benetto E., 2013. A comprehensive review of carbon footprint analysis as an extended environmental indicator in the wine sector. J. Cleaner Production, 54, 61-77

Nowak, D.J., Stevens, J.C., Sisinni, S.M., Luley, C., 2002. Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. Journal of Arboriculture, 28 (3), pp. 113-122.

Page G., Kelly T., Minor M., Cameron E., 2011. Modeling carbon footprints of organic orchard production systems to address carbon trading: an approach based on life cycle assessment. Hortscience 46: 324–327

Scandellari F., Caruso G., Liguori G., Meggio F., Palese M. A., Zanotelli D., Celano G., Gucci R., Inglese P., Pitacco A., Tagliavini M., 2016. A survey of carbon sequestration potential of orchards and vineyards in Italy. Eur. J. Hortic. Sci., 81, pp. 106-114, 10.17660/ejhs.2016/81.2.4

Sharma S., Rana V.S., Prasa H. Lakra J., Sharma U., 2021. Appraisal of Carbon Capture, Storage, and Utilization Through Fruit Crops. Front. Environ. Sci. 9:700768

Slingsby J.A., 2020. Forest restoration or propaganda? The need for Transparency and Openness Promotion (TOP) scores to uphold research integrity. S. Afr. J. Sci. 2020;116(7/8), Art. #7684, 4 pages.

Strohbach M.W., Arnold E., Haase D., 2012. The carbon footprint of urban green space - A life cycle approach. Landscape & Urban Planning. 104:220-229

Valentini R., Matteucci G., Olman D., Schultze A.J., Emann E.R., Moors C., Ranier G., Gross A., Jensen P., 2000. Respiration as the main determinant carbon balance in European forests. Nature 404, 861–865

Vendrame N., Tezza L., Pitacco A., 2019. Study of the Carbon Budget of a Temperate-Climate Vineyard : Inter-Annual Variability of CO₂ Flux. Am. J. Enol. Vitic. 70, 34–41

Wang Y.X., Weng B.Q., Ye J., Zhong Z.M., Huang Y.B., 2015. Carbon sequestration in a nectarine orchard as affected by green manure in China. Eur. J. Hortic. Sci., 80 (5): 208-215

Weissert L. F., Salmond J. A., Schwendenmann L., 2017. Photosynthetic CO₂ uptake and carbon sequestration potential of deciduous and evergreen tree species in an urban environment. Urban Ecosys., 20: 663-674

Wu T., Wang Y., Yu C., Chiarawipa R., Zhang X., et al. ,2012. Carbon Sequestration by Fruit Trees - Chinese Apple Orchards as an Example. PLoS ONE 7(6):e38883. doi:10.1371/journal.pone.0038883

Zanne A.E., Lopez-Gonzalez G., Cooes D.A., Ilic J., Jansen S., Lewis S.L., Miller R.B., Swenson N.G., Wiemann M.C., and Chave J. 2009. Global wood density database. Dryad Identifier.

Zanotelli D., Vendrame N, López-Bernal Á., Caruso G., 2018. Carbon sequestration in orchards and vineyards. Review n. 36 – Italus Hortus 25 (3)

Considerazioni su foreste e bilancio del carbonio

Federici S. , Vitullo M., Tulipano M., De Lauretis R. Seufert G., 2008. An approach to estimate carbon stocks change in forest carbon pools under the UNFCCC: the Italian case. iForest - Biogeosciences and Forestry, Volume 1, Issue 2, 86-95

Magnani F., Raddi S., 2021. Afforestation and CO₂ fixation: a few reference figures from scientific research. Forest@ - Journal of Silviculture and Forest Ecology, Volume 18, 60-63

Marchetti M., 2018. The new National Forest Law, a very encouraging step forward. Forest@ - Journal of Silviculture and Forest Ecology, Volume 15, 18-19