

ALESSANDRO PALETTO, ISABELLA DE MEO, ENRICO CEOTTO, CLAUDIA BECAGLI,
ALESSANDRO CASAGLI, LUISA MARIA MANICI

Il ruolo delle Short Rotation Forestry (SRF) nella mitigazione dai cambiamenti climatici: il caso studio di Anzola dell'Emilia

Introduzione

Negli ultimi decenni, le *Short Rotation Forestry* (SRF) – definite come piantagioni dedicate alla produzione energetica utilizzando specie legnose a rapido accrescimento (GONZÁLEZ-GARCÍA *et al.* 2012) – si sono rapidamente diffuse in Europa per produrre materia prima legnosa finalizzata ad alimentare gli impianti di teleriscaldamento e co-generazione con l'obiettivo di ridurre la dipendenza energetica e l'emissione di gas clima-alteranti nei paesi membri dell'Unione Europea (HOFFMANN, WEIH 2005). Alla metà degli anni '90 del secolo scorso, il Libro Bianco “Una politica energetica per l'Unione europea [COM(95)682]” ha incoraggiato una crescita sostanziale degli impianti di SRF per diminuire il gap tra la domanda e l'offerta di materia prima sia per la produzione di legname industriale sia di biomassa legnosa ad uso energetico. In seguito, il *Biomass Action Plan* del 2005, e la *Energy Policy for Europe* del 2007, hanno ulteriormente incentivato l'uso della biomassa solida legnosa da piantagioni dedicate per la produzione di energia rinnovabile nei paesi membri (BUTLER MANNING 2015).

Le caratteristiche principali delle SRF, adottate al fine di avere piantagioni collocabili sul mercato in tempi brevi e con giuste caratteristiche, sono varie. Innanzitutto, sono

impiegate specie a rapido accrescimento, sia autoctone sia esotiche (e.g., pioppo ibrido, salice bianco, robinia pseudoacacia, platano ibrido), che raggiungono la dimensione ottimale per essere collocate sul mercato in pochi anni (tra uno e quindici anni). In secondo luogo, vengono adottate tecniche colturali intensive come la fertilizzazione, l'irrigazione, il controllo delle infestanti, e il trattamento fitosanitario. Si utilizza poi, generalmente, materiale genetico migliorato a garantire la qualità delle caratteristiche degli individui (CICCARESE *et al.* 2014). Infine, le densità di impianto vanno dalle 1.000-1.800 piantine ad ettaro negli impianti caratterizzati da un periodo di rotazione di 5 anni alle 10.000-14.000 piantine ad ettaro per le SRF annuali (Rosso *et al.* 2013). Pertanto, le SRF possono essere considerate dei sistemi ecologici semplificati rispetto ai boschi naturali, semi-naturali e artificiali. Tuttavia, queste formazioni legnose a ciclo breve, oltre alla primaria funzione di produzione di biomassa legnosa ad uso energetico, svolgono una serie di altre funzioni ecologiche ed ambientali di importanza rilevante. In particolare, le SRF forniscono una serie di servizi ecosistemici nell'ambito dei contesti agricoli quali: la protezione del suolo dall'erosione superficiale (ENDRENY 2002); la riduzione delle sostanze inquinanti (nitrati) nelle acque superficiali e

profonde (GUMIERO, BOZ 2007); la protezione delle colture adiacenti grazie all'azione frangivento e di riduzione dell'evapotraspirazione (FRANCO 2000); la protezione della fauna selvatica (e.g., micro-mammiferi e uccelli) fornendo micro-habitat e corridoi ecologici (FORMAN, GODRON 1986); la fissazione di anidride carbonica atmosferica con conseguenti effetti positivi sulla mitigazione climatica (NIXON *et al.* 2021). Quest'ultimo aspetto risulta particolarmente rilevante nell'ambito della politica ambientale dell'UE (Patto Verde Europeo o *European Green Deal*), finalizzata a ridurre del 50% le emissioni di gas clima-alteranti in atmosfera entro il 2030 rispetto ai valori del 1990. Ciò dipende dal fatto che, se gestite con criteri di sostenibilità, le SRF possono svolgere un ruolo importante come carbon (C) sink, cioè depositi di carbonio, sia nelle biomasse legnose, sia nel suolo (SMITH, WATSON 2011).

In Italia, la diffusione delle SRF è stata incoraggiata dalla Politica Agricola Comune (PAC) all'inizio degli anni '90 del secolo scorso, prima con il Regolamento (EEC) 2080 del 1992 e successivamente con i Programmi di Sviluppo Rurale (PSR) finanziati dal Fondo Europeo Agricolo per lo Sviluppo Rurale (FE-ASR). Dai primi anni '90 alla fine della prima decade degli anni 2000 si stima che siano stati realizzati, principalmente nelle regioni del nord Italia (e.g., Veneto, Lombardia e Piemonte), circa 10.000 ha di SRF dedicate alla produzione di biomassa legnosa ad uso energetico impiegando principalmente cloni di pioppo, salice, robinia pseudoacacia e platano (BECCINETTI *et al.* 2016). Negli ultimi anni, la realizzazione di nuovi impianti di SRF è rallentata, sia per ragioni di economiche che ambientali, e si sta assistendo in alcuni contesti a situazioni di abbandono gestionale degli impianti esistenti (LESLIE *et al.* 2020). Pertanto, oltre alle SRF gestite in modo intensivo (SRF annuali) e a quelle gestite in modo estensivo, si sta diffondendo nel nostro contesto nazionale una nuova tipologia di SRF: quelle abbandonate e lasciate all'evoluzione naturale.

Sulla base delle suddette considerazioni l'obiettivo del presente studio, condotto nell'ambito del progetto AGROECOSeqC (<https://ejpsol.eu/soil-research/agroecoseqc>), è stato quello di investigare il ruolo delle SRF ab-

bandonate come C-sink in un caso di studio in provincia di Bologna. L'ipotesi di ricerca è che la biomassa legnosa complessiva delle piantagioni in SRF abbandonate possa rappresentare un'importante riserva di carbonio.

Materiali e Metodi

Area di studio

L'area di studio in cui è stata condotta la ricerca è l'azienda agricola sperimentale del CREA "Cà Rossa" ubicata nel comune di Anzola dell'Emilia in provincia di Bologna (44°32'N, 11°11'E) (Figura 1). Nel marzo del 2002, sono state realizzate tre SRF sperimentali per la produzione di biomassa ad uso energetico impiegando le seguenti specie a rapido accrescimento (DI CANDILO *et al.* 2008): pioppo ibrido (*Populus x canadensis*); salice bianco (*Salix alba* L.); robinia pseudoacacia (*Robinia pseudoacacia* L.). Le specie sono state impiantate su tre appezzamenti adiacenti, su una superficie complessiva di 3500 m² precedentemente destinata ad avvicendamento di colture annuali arative. Su ogni appezzamento sono state realizzate 12 file di 162 m di lunghezza, con una distanza di impianto di 0,65 m lungo le file e di 1,8 m tra le file, per una densità di 0,85 piante per m². Dopo il trapianto, sia il pioppo che il salice sono stati fertilizzati con 120 kg di azoto (N) ad ettaro sotto forma di urea e 52 kg di fosforo (P) a ettaro sotto forma di perfosfato. La robinia, essendo una leguminosa azotofissatrice, ha ricevuto soltanto 52 kg di P ad ettaro sotto forma di perfosfato, senza fertilizzazione azotata. Allo scopo di facilitare la sopravvivenza delle colture, nell'estate 2002, anno del trapianto, sono state effettuate tre irrigazioni da 40 mm con sistema di irrigazione a pioggia, mentre negli anni successivi non è stato fornito alcun apporto idrico. Le erbe infestanti sono state controllate meccanicamente durante la prima stagione di crescita.

Successivamente, sulla base del ciclo di raccolta di 2 anni, le tre SRF sono state tagliate nel dicembre del 2003, del 2005 e del 2007, rimuovendo tutta la biomassa epigea ad un'altezza di 0,1 m. Dopo le prime due tre raccolte, è stata ripetuta la fertilizzazione applicata dopo

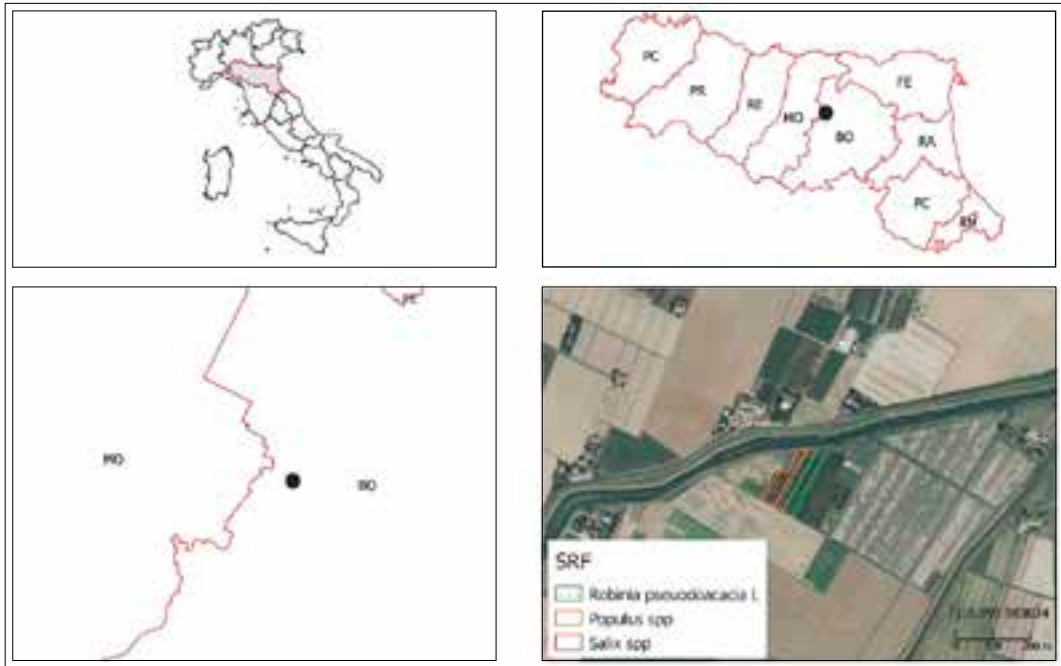


Figura 1 – Localizzazione dell'area di studio (azienda agricola “Cà Rossa”) ad Anzola dell'Emilia (Bologna).



Figura 2 – SRF a pioppo ibrido (*Populus x canadensis*)



Figura 3 – SRF a salice bianco (*Salix alba L.*)



Figura 4 – SRF a robinia pseudoacacia (*Robinia pseudoacacia* L.)

il trapianto. Nel 2007, dopo il terzo ciclo, le tre SRF non hanno ricevuto ulteriori input, e sono state lasciate alla loro libera evoluzione. Ad oggi le tre SRF si presentano come in Figura 2 (pioppo ibrido), Figura 3 (salice bianco) e Figura 4 (robinia pseudoacacia).

Struttura della ricerca

Campionamento e raccolta dati

Al fine di stimare il ruolo delle tre SRF come riserve di carbonio nel giugno-luglio 2022 è stata realizzata una raccolta di dati in campo. All'interno di ciascuna SRF tramite campionamento casuale (*random sampling*) è stata localizzata un'area di saggio circolare di

9 m di raggio (368 m²) al fine di investigare l'8,0% dell'area totale delle piantagioni. In ciascuna area di saggio, sono state raccolti i dati necessari al calcolo dello stock (C-stock) e dei flussi (C-sequestration) di carbonio. In particolare, in ogni area di saggio si sono rilevati la specie e il diametro a 1,3 m di altezza di tutti gli alberi vivi con diametro superiore a 2,5 cm, mentre l'altezza dendrometrica è stata misurata per i cinque alberi più vicini al centro dell'area di saggio. Inoltre, sono stati raccolti i dati dendrometrici per tutte e tre le componenti di legno morto (alberi morti in piedi, legno morto a terra, ceppaie), con dimensione superiore a 2,5 cm in analogia con la componente viva, seguendo la procedura proposta da De Meo *et al.* (2017). Nello specifico, tutti gli alberi morti in piedi e le ceppaie presenti all'interno dell'area

Tabella 1 – Descrizione delle caratteristiche visuali per l’assegnazione della classe di decomposizione del legno morto.

Classe di decomposizione	1ª classe	2ª classe	3ª classe
Legno morto a terra	Corteccia integra e attaccata, piccoli rami presenti, consistenza del legno intatta e piccolissima area marcia sotto la corteccia	Corteccia staccata o in frammenti, rametti assenti, consistenza del legno ridotta, piccola area marcia	Corteccia e rametti assenti, consistenza del legno compromessa, ampia zona marcia
Alberi morti in piedi	Corteccia integra e attaccata, piccoli rami presenti, consistenza del legno intatta, piccolissima zona marcia sotto corteccia	Corteccia staccata o in frammenti, rametti assenti, consistenza del legno ridotta, piccola area marcia	Corteccia e rametti assenti, consistenza del legno compromessa, ampia zona marcia
Ceppaie	Corteccia integra e attaccata, consistenza del legno intatta, piccolissima zona marcia sotto corteccia	Corteccia staccata o in frammenti, consistenza del legno ridotta, piccola area marcia	Corteccia assente, consistenza del legno compromessa, ampia zona marcia

di saggio sono stati misurati geometricamente, mentre il legno morto a terra è stato stimato utilizzando il *Line Intersect Sampling* (LIS), impiegando due transetti inscritti nell’area di saggio e disposti a croce in direzione Nord-Sud e Est-Ovest, e misurando i diametri dei soggetti morti a terra intercettati dai transetti.

Per ciascun elemento di legno morto identificato in campo è stata rilevata, attraverso stima visuale, la classe di decomposizione utilizzando un sistema a 3-classi anziché il classico sistema a 5-classi (NÆSSET 1999). La scelta di adottare un sistema semplificato, come proposto da LEE *et al.*, 1997 e YAN *et al.*, 2006, è stata dettata dal fatto di trovarci di fronte ad un popolamento giovane (di 20 anni di età) nel quale gli alberi morti in piedi e stroncati difficilmente potevano ricadere nelle ultime due classi di decomposizione (quarta e quinta del sistema di classificazione a 5 classi). In Tabella 1 sono riportate le caratteristiche visuali utilizzate in campo per l’assegnazione della classe di decomposizione.

Al termine delle misurazioni in campo sono stati raccolti sette campioni di legno morto a terra, ripartiti per specie e classe di decomposizione (63 campioni totali), secondo la procedura proposta da PALETTO e TOSI (2010) e applicata nel secondo Inventario delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (INFC) in Italia (DI COSMO *et al.* 2013). Nello specifico per ciascuna specie e classe di decomposizione sono

stati raccolti, con un trapano a batteria dotato di punta modificata di 3 mm, campioni di legno a terra con volume compreso tra 15,30 cm³ e 56,52 cm³. Infine, per ciascuna specie sono state raccolte cinque carote incrementali, prelevate con il succhiello di Pressler nei soggetti vivi più vicini al centro dell’area di saggio (15 campioni totali). Tutti i campioni prelevati in campo hanno riguardato soggetti vivi o morti interni alle aree di saggio.

Analisi di laboratorio

I campioni di legno morto raccolti sono stati inviati nei laboratori d’analisi del Centro di Agricoltura e Ambiente di Firenze del Consiglio per la ricerca in agricoltura e l’analisi dell’economia agraria (CREA) al fine di determinare la densità fresca (g/cm³), la densità basale o secca (g/cm³), e la percentuale di umidità (%). Tutti i campioni sono stati pesati con bilancia analitica entro 24 ore dal prelievo per determinarne il peso fresco e, dopo essiccazione per 24 ore in stufa a 105°C, sono state pesati una seconda volta per determinarne il peso secco.

I campioni incrementali sono stati, invece, analizzati nel laboratorio di dendrocronologia del Centro Foreste e Legno di Arezzo al fine di stimare il *trend* di crescita e l’incremento annuale di ciascuna specie. Per ciascuna specie è stata analizzata la cronologia degli anelli tra

il 2008, primo anno post-gestione, e il 2021 (14 anni). Dalle singole carote incrementali sono state tagliate micro-sezioni trasversali con spessore di 15-20 μm e lunghezza di 10-20 cm utilizzando il WSL-Core-microtome (GÄRTNER, NIEVERGELT 2010). In seguito, le larghezze degli anelli degli alberi (TRW) sono state misurate dalla corteccia al midollo con una precisione di 0,01 mm. Le misurazioni sono state realizzate utilizzando una tavola di misurazione computerizzata (LINTAB™ 6, Rinntech, Germania) sotto uno stereo-microscopio (Leica S9i, intervallo di ingrandimento: 6,1X – 55X) e un pacchetto software (Time Series Analysis and Presentation, TSAP, Frank Rinn, Heidelberg, Germania).

Elaborazione dati

I dati raccolti in campo hanno permesso di calcolare i principali parametri dendrometrici degli alberi vivi (area basimetrica, diametro di area basimetrica media, altezza media, volume) al fine di capire come si è evoluto il popolamento delle tre SRF dopo 20 anni dall'impianto e 15 anni dall'abbandono gestionale. A partire dai dati volumetrici è stato quantificato lo stock di carbonio (MgC/ha) presente attualmente (anno 2022) nella biomassa delle SRF utilizzando la seguente formula (PALETTO *et al.* 2017):

$$C_{stock_biomass} = CF \cdot \sum_{i=1}^3 [(V_i \cdot BWD_i \cdot BEF_i) \cdot (1 + R_i)]$$

Dove: CF è il fattore di conversione del carbonio; V_i è il volume della biomassa della specie i ; BWD_i è la densità basale per la specie i (kg/m^3); BEF_i è il fattore di espansione della biomassa per la specie i ; R_i è il rapporto tra parte ipogea e epigea per la specie i , mentre 3 sono le specie considerate (i.e. pioppo, salice, robinia).

I valori dei coefficienti usati per la stima del C-stock sono stati identificati con un'analisi della letteratura esistente e riportati in Tabella 2.

I risultati dell'analisi dei campioni incrementali sono stati impiegati per investigare il trend di incremento diametrico e per stimare l'incremento volumetrico per specie adottando

Tabella 2 – Valori dei coefficienti usati per stimare il C-stock delle SRF per specie.

Coefficiente/ Specie	Pioppo ibrido	Salice bianco	Robinia pseudoacacia
BWD	377	380	644
BEF	1,20	1,20	1,32
R	0,25	0,26	0,26
CF	0,498	0,506	0,500

Fonte: nostra elaborazione da MATTHEWS (1993); DESROCHERS, THOMAS (2003); TÜFEKÇIOĞLU, GÜNER (2008); KLAŠNJA *et al.* (2013); TAEROE *et al.* (2015); LUKIĆ *et al.* (2015); TOLUNAY (2019).

la procedura usata nel terzo Inventario delle Foreste e dei Serbatoi Forestali dei Carbonio (DI COSMO 2022). Infine, a partire dai dati di incremento annuale di volume è stato stimato il potenziale sequestro annuo di carbonio (C-sequestration) impiegando la seguente formula (PALETTO *et al.* 2017):

$$C_{sequestration} = CF \cdot \sum_{i=1}^3 (I_i \cdot BWD_i \cdot BEF_i)$$

Dove CF è il fattore di conversione del carbonio; I_i è l'incremento annuale volumetrico per la specie i ; BWD_i è la densità basale per la specie i (kg/m^3); BEF_i è il fattore di espansione per la specie i ; 3 è il numero di specie considerate nello studio.

I dati raccolti in campo sulle tre componenti di legno morto (alberi morti in piedi, legno morto a terra, ceppaie) sono stati impiegati per la stima dei volumi medi (m^3/ha) presenti in ciascuna delle tre SRF. A partire da questi valori, e dalle densità basali per specie e classe di decomposizione, il potenziale C-stock contenuto del pool legno morto (MgC/ha) è stato stimato usando la seguente formula:

$$C_{stock_lm} = CF \cdot \sum_{i=1}^3 [(V_{li} + V_{ai} + V_{ci}) \cdot DDB_i]$$

Dove: CF è il fattore di conversione del carbonio; V_{li} , V_{ai} e V_{ci} sono rispettivamente il volume del legno morto a terra, degli alberi morti in piedi e delle ceppaie per la specie i ; DDB_i è la densità basale del legno morto per la classe di decadimento i (kg/m^3); 3 è il numero di classi di decomposizione.

Risultati

Biomassa viva

I dati raccolti in campo hanno permesso di stimare una densità attuale del popolamento di 6.525 piante ad ettaro per la SRF con robinia, con un'area basimetrica di 27,6 m²/ha e un volume di 10,9 m³/ha, mentre per le altre due SRF si registrano 1.257 piante a ettaro per il salice (area basimetrica di 7,2 m²/ha, volume 36,26 m³/ha) e 865 per il pioppo (area basimetrica di 14,1 m²/ha; volume 16,7 m³/ha) (Tabella 3). Considerando la densità inizia-

le dell'impianto nel 2002, pari a circa 8.500 piante ad ettaro, si evince un elevato tasso di mortalità soprattutto per le SRF a pioppo (tasso di mortalità del 90%) e a salice (tasso di mortalità dell'85%). Situazione completamente differente nella SRF a robinia dove il tasso di mortalità nei vent'anni dall'impianto è stimato in poco più del 23%.

Osservando i dati della distribuzione diametrica degli alberi vivi (Figura 5), si nota che l'84,4% del totale dei soggetti di salice ha un diametro compreso tra la classe dei 5-10 cm (43,8% del totale) e quella degli 11-15 cm (40,6%), mentre quasi il 90% dei soggetti di

Tabella 3 – Statistiche descrittive delle tre SRF.

Tipo di SRF	Densità popolamento (n° ha ⁻¹)	Area basimetrica (m ² ha ⁻¹)	Diametro di area basimetrica media (cm)	Altezza di area basimetrica media (m)	Volume (m ³ ha ⁻¹)
Pioppo ibrido	865	14,07	14,40	16,7	108,70
Salice bianco	1,257	7,22	8,55	9,3	36,26
Robinia pseudoacacia	6,525	27,55	7,33	10,9	144,61

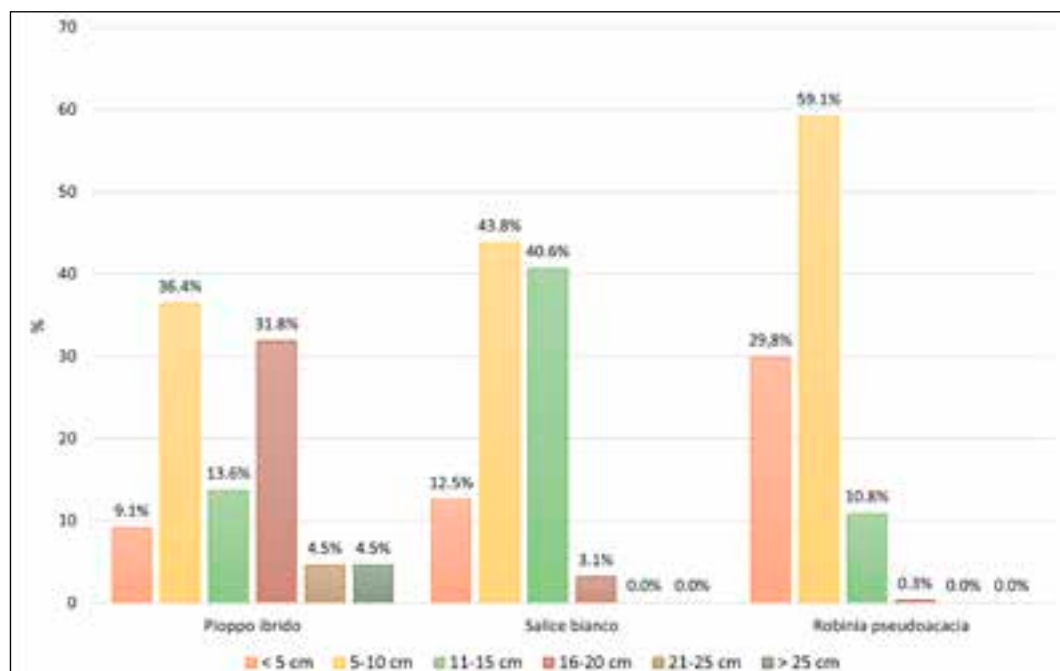


Figura 5 – Distribuzione degli alberi vivi (n° elementi) per tipo di SRF e classe diametrica (cm).

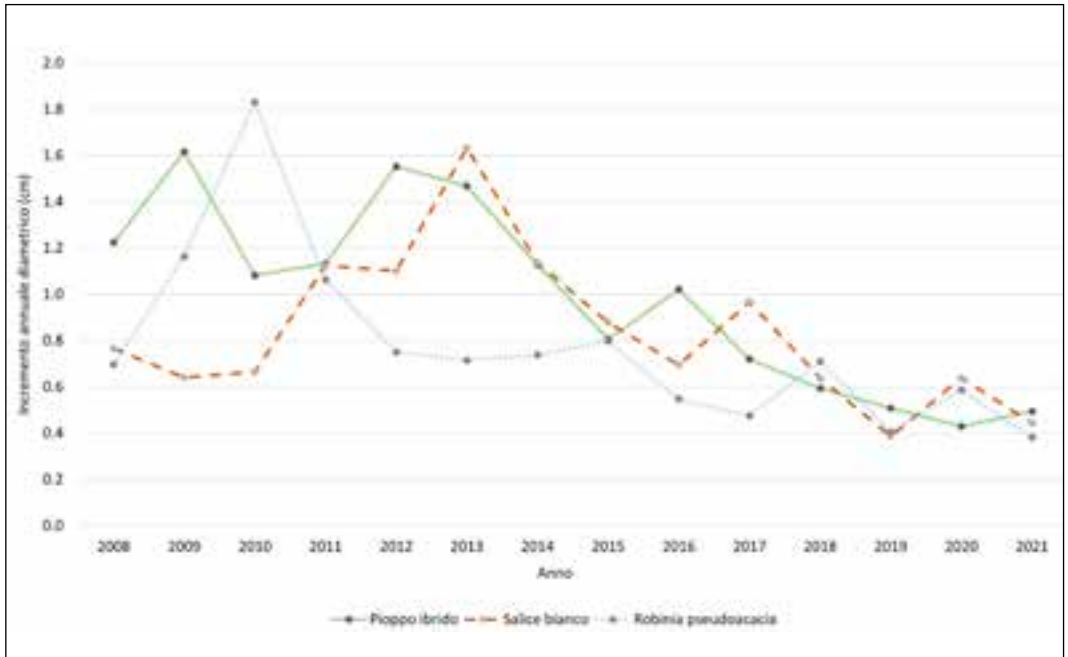


Figura 6 – Trend relativo all'incremento annuale diametrico (cm) per specie (periodo 2008-2021).

robinia ha un diametro sotto i 10 cm (29,8% dei soggetti inferiore ai 5 cm, mentre il 59,1% compreso tra 5 e 10 cm). Infine, la SRF a pioppo è quella caratterizzata dal maggior numero di soggetti di medie dimensioni con il 31,8% dei soggetti con diametro compreso tra 16-20 cm e il 4,5% dei soggetti con diametro superiore ai 25 cm.

I risultati dell'analisi dendrocronologica mostrano un trend di decrescita negli incrementi diametrici per tutte le specie considerate, che può essere così sintetizzato (Figura 6):

- Periodo 2008-2014: incremento medio di diametro di $1,31 \pm 0,22$ cm per il pioppo; $1,01 \pm 0,35$ cm per il salice; $0,99 \pm 0,41$ cm per la robinia;
- Periodo 2015-2021: incremento medio di diametro di $0,65 \pm 0,21$ cm per il pioppo; $0,66 \pm 0,21$ cm per il salice; $0,56 \pm 0,15$ cm per la robinia.

Inoltre, si osservano degli incrementi annuali medi per specie di $2,40 \text{ m}^3/\text{ha}$ l'anno per il pioppo, $1,08 \text{ m}^3/\text{ha}$ per il salice e $3,46 \text{ m}^3/\text{ha}$ per la robinia.

Legno morto

I risultati concernenti il legno morto mettono in luce un volume medio di $119,7 \text{ m}^3/\text{ha}$ nella SRF a pioppo distribuito prevalentemente in due componenti (53,0% negli alberi morti in piedi; 43,3% nel legno morto a terra; 3,6% nelle ceppaie), mentre le altre due SRF sono caratterizzate da volumi più modesti di legno morto: $31,7 \text{ m}^3/\text{ha}$ nella SRF a salice (84,4% negli alberi morti in piedi; 13,7% nel legno morto a terra; 1,9% nelle ceppaie) e $16,7 \text{ m}^3/\text{ha}$ in quella a robinia (27,0% negli alberi morti in piedi; 70,5% nel legno morto a terra; 2,5% nelle ceppaie). Osservando i dati per classe di decadimento (Figura 7), è possibile notare come ci sia un maggiore quantitativo di legno morto in avanzato stato di decadimento (seconda e terza classe di decomposizione) per le SRF a pioppo ($66,1 \text{ m}^3/\text{ha}$ nella seconda e $10,7 \text{ m}^3/\text{ha}$ nella terza classe) e a salice ($14,5 \text{ m}^3/\text{ha}$ nella seconda e $7,9 \text{ m}^3/\text{ha}$ nella terza). Viceversa, la SRF a robinia è caratterizzata da bassi quantitativi complessivi di legno morto concentrati quasi esclusiva-



Figura 7 – Distribuzione dei volumi di legno morto (m³/ha) per componente e classe di decomposizione.

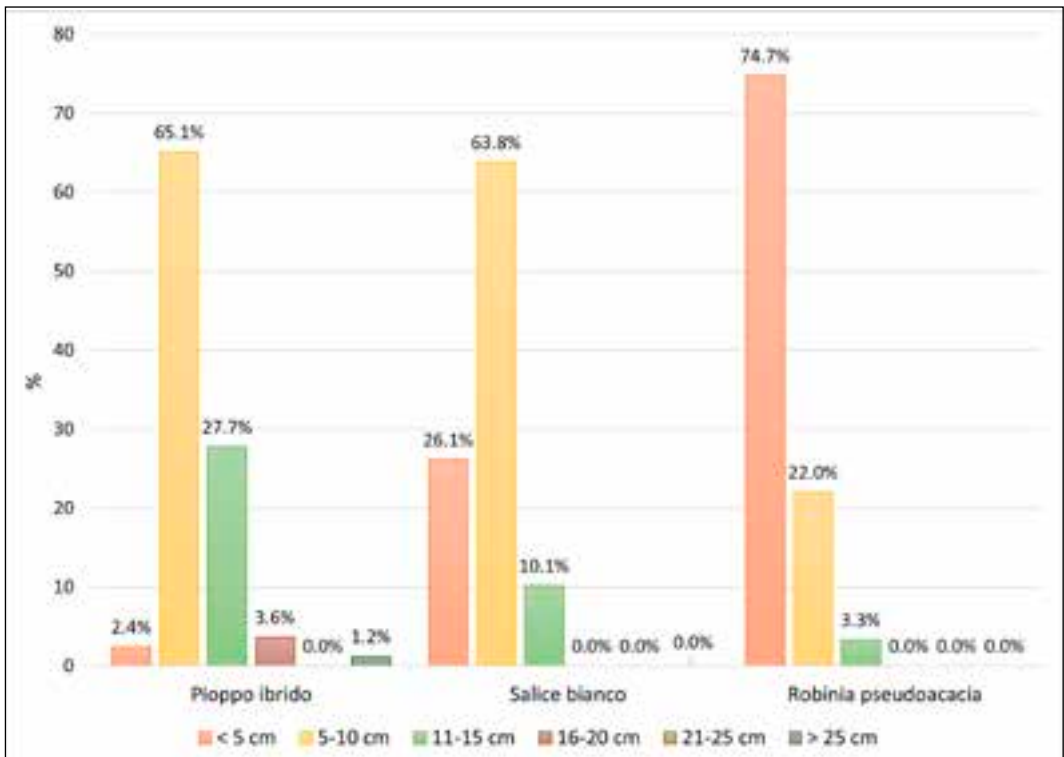


Figura 8 – Distribuzione del legno morto totale (n° elementi) per tipo di SRF e classe diametrica (cm).

Tabella 4. Contenuto di umidità (%), densità fresca (g/cm^3), densità secca (g/cm^3) per il legno morto distinti per specie e classe di decomposizione

Specie	Contenuto di umidità (%)			Densità fresca (g/cm^3)			Densità basale (g/cm^3)		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Pioppo	40,1±15,9	17,7±5,8	18,5±5,4	0,39±0,09	0,32±0,06	0,28±0,08	0,28±0,05	0,28±0,06	0,24±0,07
Salice	13,7±3,1	16,0±5,2	19,8±6,0	0,43±0,12	0,35±0,08	0,37±0,12	0,38±0,11	0,30±0,08	0,31±0,10
Robinia	18,1±3,0	13,4±0,7	26,0±8,6	0,42±0,20	0,52±0,12	0,43±0,29	0,36±0,17	0,46±0,11	0,34±0,21

Tabella 5 – Valori medi di C-stock (MgC/ha) e C-sequestration (MgC/ha anno) per specie.

	C-stock biomassa epigea	C-stock biomassa ipogea	C-stock legno morto	C-sequestration biomassa epigea
Pioppo ibrido	24,70	6,18	16,42	0,91
Salice bianco	14,18	3,69	5,15	0,41
Robinia pseudoacacia	61,23	15,92	3,26	2,23

mente nella prima classe di decomposizione ($9,2 \text{ m}^3/\text{ha}$ nella prima classe).

Osservando la distribuzione del legno morto per classe diametrica (Figura 8), i risultati mostrano una differenza tra le tre piantagioni: nelle SRF a pioppo e salice la maggior parte del legno morto è concentrato nella classe diametrica 5-10 cm (65,1% e 63,8% rispettivamente), mentre nella SRF a robinia pseudoacacia prevalgono gli elementi morti con diametro sotto i 5 cm. In quest'ultima SRF, gli elementi morti sono costituiti quasi interamente da polloni di robinia morti in piedi a causa della selezione naturale interna alla ceppaia stessa, viceversa nelle altre due SRF si riscontra una pluralità di casistiche.

Infine, i risultati dell'analisi dei 63 campioni prelevati dalle tre specie e ripartiti per classe di decomposizione sono mostrati in Tabella 4. Interessante è evidenziare, sia per la densità fresca sia per la densità secca, il *trend* decrescente dalla prima alla terza classe di decomposizione per tutte e tre le specie come da letteratura (MORELLI *et al.* 2007, PALETTO, TOSI 2010).

C-stock e C-sequestration

A partire dai risultati presentati nei paragrafi precedenti è stato stimato il C-stock del-

la biomassa epigea e ipogea i cui valori medi sono così sintetizzabili (Tabella 5): $30,9 \text{ MgC/ha}$ per il pioppo, $17,9 \text{ MgC/ha}$ per il salice e $77,2 \text{ MgC/ha}$ per la robinia. A questi valori si sommano i valori di C-stock del pool legno morto che risultano essere pari a $16,42 \text{ MgC/ha}$ per il pioppo ibrido, $5,15 \text{ MgC/ha}$ per il salice bianco e $3,26 \text{ MgC/ha}$ per la robinia. Sulla base di questi risultati, il rapporto tra C-stock della biomassa morta su quella viva è compreso in un range tra 0,042 per la robinia e 0,531 per il pioppo.

Infine, i risultati relativi al C-sequestration mettono in luce un range di flussi di carbonio nella biomassa epigea compresa tra un minimo di $0,41 \text{ MgC/ha}$ l'anno per la SRF a salice e un massimo di $2,23 \text{ MgC/ha}$ l'anno per la SRF a robinia (Tabella 5).

Discussioni e conclusioni

I risultati del presente studio, seppure da considerarsi preliminari perché riferiti a SRF di estensione limitata (3.500 m^2) e localizzate in uno specifico contesto geografico, hanno messo in evidenza come queste piantagioni abbandonate possano svolgere un importante ruolo di stoccaggio temporaneo di carbonio per

diversi anni dopo l'abbandono gestionale. In aggiunta a questa funzione di mitigazione dai cambiamenti climatici, tali piantagioni svolgono un ruolo chiave per la conservazione della biodiversità, sia fungendo da rifugio per le specie faunistiche che da elementi di connessione ecologica del paesaggio, come evidenziato da altri studi (KLEINN, MORALES 2001; PALETTO, CHINCARINI 2012; SAURA *et al.* 2014). Interessante è sottolineare, sulla base dei dati raccolti, come le tre SRF abbiamo seguito una differente evoluzione naturale, legata principalmente a come le tre specie si sono adattate al sito. Da un lato, le SRF a pioppo e salice hanno iniziato un rapido deperimento evidenziabile dall'elevato numero di alberi morti in piedi e stroncati a terra dopo 15 anni dall'abbandono gestionale (volume del legno morto di 31,7 m³/ha per le SRF a salice con un rapporto tra biomassa morta e viva pari a 0,87, e di 119,7 m³/ha per il pioppo con un rapporto di 1,10). Dall'altro lato, la SRF a robinia si è meglio adattata al sito, infatti si registra un basso quantitativo di legno morto dopo 20 anni dall'impianto e 15 anni dall'abbandono gestionale (16,7 m³/ha). Tale quantitativo è, inoltre, concentrato quasi esclusivamente in polloni di piccole dimensioni (sotto i 5 cm di diametro) che non sono riusciti a sopravvivere alla concorrenza degli altri polloni più vigorosi presenti sulle stesse ceppaie.

In termini di C-stock, i risultati di questo studio hanno stimato dei quantitativi di carbonio stoccato, in tre dei cinque pool, pari a: 47,30 MgC/ha per il pioppo, 23,02 MgC/ha per il salice e 80,41 MgC/ha per la robinia. I maggiori quantitativi di carbonio stoccato nelle SRF a robinia sono dovuti da un lato agli incrementi registrati per questa specie nel periodo 2008-2021 e al basso tasso di mortalità rispetto alle altre due specie. In particolare, i risultati mostrano che le SRF a pioppo e salice sono caratterizzate da un elevato contributo del C pool legno morto corrispondente al 34,7% del totale (16,42 MgC/ha su 47,30 MgC/ha) e al 22,4% (5,15 MgC/ha su 23,02 MgC/ha) del totale di C totale rispettivamente. Viceversa, per la SRF a robinia il C pool legno morto contribuisce soltanto per il 4% del C totale (3,26 MgC/ha su 80,41 MgC/ha). Questi risultati sono in linea con la letteratura internazionale: in un recente studio condotto nel Lazio, CICCARESE *et*

al. (2014) ha stimato un C-stock di una SRF a robinia al termine del periodo di rotazione (15 anni) pari a 39,21 MgC/ha così distribuito tra i cinque C pool: 17,5 MgC/ha nella biomassa epigea (44,6% del totale), 5,47 MgC/ha nella biomassa ipogea (14,0%), 3,2 MgC/ha nella lettiera (8,2%), 12,05 MgC/ha nel suolo (30,7%) e 0,99 MgC/ha nel legno morto (2,5%). In un altro studio condotto in Serbia (Grdelica Gorge), LUKIĆ *et al.* (2015), hanno stimato in una piantagione di robinia di 60 anni un C-stock di 45,4 MgC/ha nella biomassa viva e di 17,4 MgC/ha in quella morta, mentre in una SRF di 7 anni realizzata con cloni di pioppo nel nord della Cina, MEIFANG *et al.* (2017) hanno stimato un C-stock nella biomassa viva di 50,34 MgC/ha per il *Populus balsamifera* e di 128,01 MgC/ha per il *Populus deltoides*.

Per quanto concerne il C-sequestration, i risultati hanno evidenziato un incremento annuale del carbonio assorbito compreso in un range tra un minimo di 0,41 MgC/ha anno per il salice bianco e un massimo di 2,23 MgC/ha anno per la robinia. Questi valori sono leggermente più bassi di quelli riportati nella letteratura internazionale per queste tre specie: DECKMYN *et al.* (2004) ha quantificato il C-sequestration di un ceduo di pioppo gestito a breve ciclo in Belgio in 6,2 MgC/ha anno, mentre QUINKENSTEIN *et al.* (2011) hanno stimato il C-sequestration nella biomassa epigea di un ceduo a ciclo breve di robinia in Germania compreso in un range tra 0,02 e 4,75 MgC/ha anno. In un ulteriore studio condotto nel nord della Cina, MEIFANG *et al.* (2017) ha stimato i seguenti C-sequestration per tre cloni di pioppo piantati ad una densità di 1.000 piante a ettaro e misurati 7 anni dopo l'impianto: 5,44 MgC/ha anno per il *Populus deltoides*, 8,43 MgC/ha anno per il *Populus balsamifera*, e 9,69 MgC/ha anno per il *Populus x euramericana*.

A conclusione di quanto emerso nel presente studio, è interessante enfatizzare come sistemi ecologici semplificati, come le SRF, possano contribuire alla mitigazione dei cambiamenti climatici in termini di fornitura di materia prima rinnovabile a uso energetico in sostituzione dei combustibili fossili, quando gestite attivamente, e in termini di stoccaggio temporaneo di carbonio, quando gestite in maniera estensiva o lasciate all'evoluzione naturale.

Ringraziamenti

Il presente contributo è stato realizzato nell'ambito del progetto AGROECOSeqC (<https://ejpsoil.eu/soil-research/agroecoseqc>), finanziato dal EJP SOIL European Joint Programme, finalizzato a costruire sistemi agricoli sostenibili in cui le piante, la fauna del suolo e la diversità microbica siano fattori chiave per ridurre le perdite di nutrienti, le emissioni di gas serra e aumentare il sequestro di carbonio nel suolo.

BIBLIOGRAFIA

- BECENETTI J., BERGANTE S., FACCIOTTI G., FIALA M., 2016 – *Woody biofuel production from short rotation coppice in Italy: Environmental-impact assessment of different species and crop management*. *Biomass & Bioenergy* 94: 209-219.
- BUTLER MANNING D., 2015 – *The agricultural and energy policy framework for short rotation coppice in the EU and its implementation in the member states*. In: BUTLER MANNING D., BEMMAN A., BREDEMIER M., LAMERSDORF N., AMMER C., Ed) *Bioenergy from Dendromass for the Sustainable Development of Rural Areas*, Wiley-VCH, Weinheim, pp 347-366.
- CICCARESE L., PELLEGRINO P., SILI V., ZANCHI G., 2014 – *Short rotation forestry and methods for carbon accounting. A case study of black locust (Robinia pseudoacacia L.) plantation in central Italy*. Rapporti 200/2014, ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma, 49 p.
- DE MEO I., ANGELLI E.A., GRAZIANI A., KITIKIDOU K., LAGOMARSINO A., MILIOS E., RADOGLIOU K., PALETTO A., 2017 – *Deadwood volume assessment in Calabrian pine (Pinus brutia Ten.) peri-urban forests: Comparison between two sampling methods*. *Journal of Sustainable Forestry* 36(7): 1-21.
- DECKMYN G., MUYS B., QUIJANO G.J., CEULEMANS R., 2004 – *Carbon sequestration following afforestation of agricultural soils: comparing oak/beech forest to short-rotation poplar coppice combining a process and a carbon accounting model*. *Global Change Biology* 10(9): 1482-1491.
- DESROCHERS A., THOMAS B.R., 2003 – *A comparison of pre-planting treatments on hardwood cuttings of four hybrid poplar clones*. *New Forests* 26: 17-32.
- DI CANDILO M., CEOTTO E., DIOZZI M., 2008 – *Comparison of 7 ligno-cellulosic biomass feedstock species: 6-years results in the Low Po Valley*. In: ROSSI PISA P., ed) *10th congress of the European society of agronomy*, Bologna, multi-functional agriculture, agriculture as a resource for energy and environmental preservation. *Italian Journal of Agronomy* (suppl. 3): 481-482.
- DI COSMO L., 2022 – *Plot level estimation procedures and models*. In: GASPARINI P., DI COSMO L., FLORIS A., DE LAURENTIS D., eds), *Italian National Forest Inventory – Methods and Results of the Third Survey*, Springer, Cham: pp. 119-149.
- DI COSMO L., GASPARINI P., PALETTO A., NOCETTI M., 2013 – *Deadwood basic density values for national-level carbon stock estimates in Italy*. *Forest Ecology and Management* 295: 51-58.
- ENDRENY T.A., 2002 – *Forest buffer strips. Mapping the water quality benefits*. *Journal of Forestry* 1: 35-40.
- FORMAN R.T.T., GODRON M., 1986 – *Landscape ecology*. Wiley & Sons, New York.
- FRANCO D., 2000 – *Paesaggio, reti ecologiche ed agroforestazione*. Il Verde Editoriale, Milano.
- GÄRTNER H., NIEVERGELT D., 2010 – *The core-microtome. A new tool for surface preparation on cores and time series analysis of varying cell parameters*. *Dendrochronologia* 28: 85-92.
- GONZÁLEZ-GARCÍA S., IRIBARREN D., SUSMOZAS A., DUFOUR J., 2012 – *Life cycle assessment of two alternative bioenergy systems involving Salix spp. biomass: bioethanol production and power generation*. *Applied Energy* 95: 111-122.
- GUMIERO B., BOZ B., 2007 – *Il ruolo delle siepi come fasce tampone e corridoi fluviali*. *Alberi e Territorio* 3: 31-34.
- HOFFMANN D., WEIH M., 2005) *Limitations and improvement of the potential utilisation of woody biomass for energy derived from short rotation woody crops in Sweden and Germany*. *Biomass & Bioenergy* 28(3): 267-279.
- KLAŠNJA B., ORLOVIĆ S., GALIĆ Z., 2013) *Comparison of Different Wood Species as Raw Materials for Bioenergy*. *South-East European Forestry* 4(2): 81-88.
- KLEINN C., MORALES D., 2001) *Information on trees outside forests: What do we know and why are we possibly interested?* In: *Enhancing the Contribution of Trees Outside Forests to Sustainable Livelihoods*, Rome, 26-28 November 2001: pp. 65-74.
- LEE P.C., CRITES S., NIETFIELD M., NGUYEN H., STELFOX J.B., 1997 – *Characteristic and origins of deadwood material in Aspens-dominated boreal forests*. *Ecology Applied* 7(2): 691-701.
- LESLIE A.D., MENCUCCHINI M., PERKS M.P., WILSON E.R., 2020 – *A review of the suitability of eucalypts for short rotation forestry for energy in the UK*. *New Forests* 51: 1-19.
- LUKIĆ S., PANTIĆ D., BELANOVIĆ SIMIĆ S., BOROTA D., TUBIĆ B., DJUKIĆ M., DJUNISJEVIĆ-BOJOVIĆ D., 2015 – *Effects of black locust and black pine on extremely degraded sites 60 years after afforestation – a case study of the Gredelica Gorge (southeastern Serbia)* – *iForest* 9: 235-243.
- MATTHEWS G., 1993 – *The Carbon Content of Trees*. Forestry Commission Technical Paper 4, Edinburgh, 21 pp.
- MEIFANG Y., LU W., HONGHUI R., XINSHI Z., 2017) *Biomass production and carbon sequestration of a short-rotation forest with different poplar clones in northwest China*. *Science of the Total Environment* 586: 1135-1140.
- MORELLI S., PALETTO A., TOSI V., 2007 – *Il legno morto dei boschi: indagine sulla densità basale del legno di alcune specie del Trentino*. *Forest@* 4(4): 395-406.
- NESSET E., 1999 – *Relationship between relative wood density of Picea abies logs and simple classification systems of decayed coarse woody debris*. *Scandinavian Journal of Forest Research* (5): 454-461.

NIXON D.J., STEPHENS W., TYRREL S.F., BRIERLEY E.D.R., 2021 – *The potential for short rotation energy forestry on restored landfill caps*. *Bioresource Technology* 77(3): 237-245.

PALETTO A., CHINCARINI M., 2012 – *Heterogeneity of linear forest formations: differing potential for biodiversity conservation. A case study in Italy*. *Agroforestry System* 86(1): 83-93.

PALETTO A., DE MEO I., GRILLI G., NIKODINOSKA N., 2017 – *Effects of different thinning systems on the economic value of ecosystem services: A case-study in a black pine peri-urban forest in Central Italy*. *Annals of Forest Research* 60(2): 313-326.

PALETTO A., TOSI V., 2010 – *Deadwood density variation with decay class in seven tree species of the Italian Alps*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25(2): 164-173.

QUINKENSTEIN A., BÖHM C., DA SILVA MATOS E., HÜTTL R.F., 2011 – *Assessing the Carbon Sequestration in Short Rotation Coppices of Robinia pseudoacacia L. on Marginal Sites in Northeast Germany*. In: *Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems*, Springer Book pp. 201-216.

ROSSO L., FACCIOTTO G., BERGANTE S., VIETTO L., NERVO G., 2013 – *Selection and testing of Populus alba and Salix spp. as bioenergy feedstock: preliminary results*. *Applied Energy* 102: 87-92.

RUELLE S., SAMPSON R., SMITH M., GIFFEN R., CATHCART J., HAGAN J., SÖSLAND D., GODBEE J., HEISSEN BUTTEL J., LOVETT S., 2007 – *The role for sustainably managed forests in climate change mitigation*. *Journal of Forestry* 105: 314-319

SAURA S., BODIN Ö., FORTIN M.J., 2014 – *Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks*. *Journal of Applied Ecology* 51(1): 171-182.

SMITH M., WATSON G., 2011 – *Potential impacts of Short Rotation Forestry on Biodiversity in Britain*. In: MCKAY H., ed. 2011, *Short Rotation Forestry: review of growth and environmental impacts*. *Forest Research Monograph*, 2, Forest Research, Surrey, 212 p.

TAEROE A., NORD-LARSEN T., STUPAK I., RAULUND-RASMUSSEN K., 2015 – *Allometric Biomass, Biomass Expansion Factor and Wood Density Models for the OP42 Hybrid Poplar in Southern Scandinavia*. *BioEnergy Research* 8: 1332-1343.

TOLUNAY D., 2019 – *Biomass factors used to calculate carbon storage of Turkish forests*. *Forestist* 69(2): 145-155.

TÜFEKÇIOĞLU A., GÜNER S., 2008 – *Determination of Wood Production, biomass, carbon storage soil rehabilitation and Erosion Prevention of Artvin-Murgul Black Locust afforestation*. Supported Project by TÜBİTAK-TOVAG Project Number: 1060418.

YAN E., WANG X., HUANG J., 2006 – *Concept and classification of coarse woody debris in forest ecosystems*. *Frontiers in Biology* 1: 76-84.

Alessandro Paletto

E-mail: alessandro.paletto@crea.gov.it

Centro di ricerca Foreste e Legno
Consiglio per la ricerca in agricoltura
e l'analisi dell'economia agraria (CREA)
Research Centre for Forestry and Wood
P.zza Nicolini, 6 – 38123 Trento – loc. Villazano

Isabella De Meo

E-mail: isabella.demeo@crea.gov.it

Claudia Becagli

E-mail: claudia.becagli@crea.gov.it

Alessandro Casagli

E-mail: alessandro.casagli@crea.gov.it

Consiglio per la ricerca in agricoltura
e l'analisi dell'economia agraria (CREA)
Research Centre for Agriculture and Environment
Firenze

Maria Manici Luisa

E-mail: luisamaria.manici@crea.gov.it

Consiglio per la ricerca in agricoltura
e l'analisi dell'economia agraria (CREA)
Research Centre for Agriculture and Environment
Bologna

Ceotto Enrico

E-mail: enrico.ceotto@crea.gov.it

Consiglio per la ricerca in agricoltura
e l'analisi dell'economia agraria (CREA)
Research Centre for Animal Production and Aquaculture
San Cesario Sul Panaro

PAROLE CHIAVE: *piantagioni a ciclo breve, abbandono gestionale, pioppo ibrido, salice bianco, robinia pseudoacacia.*

RIASSUNTO

Negli ultimi decenni, la politica agricola e energetica dell'Unione Europea (UE) ha incoraggiato la realizzazione di piantagioni di *Short Rotation Forestry* (SRF) finalizzate a produrre materia prima legnosa per uso energetico e al contempo a ridurre le emissioni di gas clima-alteranti in atmosfera. Recentemente, alcune SRF realizzate negli anni '90 del secolo scorso in Italia sono state abbandonate sia per ragioni economiche che ambientali. L'obiettivo del presente studio è stato quello di investigare il ruolo delle SRF abbandonate nella mitigazione dei cambiamenti climatici attraverso la stima dell'assorbimento e dello stoccaggio di carbonio atmosferico nella biomassa epigea, ipogea e nel legno morto. Lo studio è stato condotto in tre piantagioni (con la presenza di pioppo ibrido, salice bianco e robinia pseudoacacia), realizzate nel 2002 e abbandonate nel 2008, ubicate nel comune di Anzola dell'Emilia in provincia di Bologna. I risultati mostrano un C-stock, in tre dei cinque C pool (biomassa epigea e ipogea, legno morto), pari a: 47,30 MgC/ha per il pioppo ibrido (65,3% nella biomassa viva e 34,7% nel legno morto rispettivamente), 23,02 MgC/ha per il salice bianco (77,6% e 22,4% rispettivamente) e 80,41 MgC/ha per la robinia pseudoacacia (95,9% e 4,1% rispettivamente). Il C-sequestration per il periodo 2008-2021 è stato stimato in 2,22 MgC/ha anno per il pioppo ibrido, 1,91 MgC/ha anno per il salice bianco e 3,29 MgC/ha anno per la robinia pseudoacacia. I risultati del presente studio mettono in luce come le SRF abbandonate possono svolgere un importante ruolo di stoccaggio temporaneo di carbonio, sia nella biomassa viva che morta, prima del processo di rinaturalizzazione e della futura affermazione delle specie autoctone.

KEYWORDS: *short cycle plantations, management abandonment, hybrid polar, white willow, black locust.*

ABSTRACT

In the last decades, the European Union (EU) rural and energy policy encouraged the implementation of Short Rotation Forestry (SRF) plantations aimed to produce wood raw materials for energy use and to reduce greenhouses gas (GHGs) emissions. Recently, some SRF plantations developed in the 90s in Italy have been abandoned both for economic and environmental reasons. The aim of this study is to investigate the role of abandoned SRF plantations in climate change mitigation through the estimation of the carbon stock (C-stock) and fluxes (C-sequestration) in living biomass and deadwood. The study was conducted in three SRF plantations (with hybrid poplar, white willow, and black locust) – planted in 2002 and abandoned in 2008 – located in Anzola dell'Emilia, province of Bologna. The results show a C-stock – including three of five C pools (above-ground, below-ground and deadwood) – equal to: 47.30 MgC/ha for hybrid poplar (65.3% in biomass and 34.7% in deadwood respectively), 23.02 MgC/ha for willow (77.6% and 22.4% respectively), and 80.41 MgC/ha for black locust (95.9% and 4.1% respectively). The average C-sequestration for the period 2008-2021 is estimated in 2.22 MgC/ha year for hybrid poplar, 1.91 MgC/ha year for white willow, and 3.29 MgC/ha year for black locust. The results of the present study show that the abandoned SRF can play an important temporary carbon storage role, both in live and dead biomass, before the re-naturalization process and the future affirmation of native species.