DIPARTIMENTO DI SCIENZE AGRARIE ALIMENTARI E AMBIENTALI

CORSO DI LAUREA IN: SCIENZE FORESTALI E AMBIENTALI

LE INTERAZIONI DELLA SOSTANZA ORGANICA CON IL SUOLO E L'AMBIENTE FORESTALE

The interactions of the organic matter between the soil and the forest environment

Studente:
Lorenzo Antonietti

Relatore:
PROF. CRISTIANO CASUCCI

ANNO ACCADEMICO 2019-2020

INDICE

1. Introduzione **Pag. 1**

1.1. Sostanza Organica (SO) Pag. 1

1.2. Suolo forestale Pag. 2

1.3. Lettiera Pag. 3

2. Scopo della tesi **Pag. 5**

2.1. Materiale e metodi Pag. 5

3. Articoli **Pag. 6**

3.1. Articolo I Pag. 6

3.2. Articolo II Pag. 14

3.3. Articolo III Pag. 20

3.4. Articolo IV Pag. 25

3.5. Articolo V Pag. 30

4. Conclusioni **Pag. 37**

5. Bibliografia e sitografia **Pag. 39**

1. Introduzione

1.1. Sostanza organica (SO)

La sostanza organica è l'insieme dei residui di origine vegetale e animale in diverso stadio di decomposizione (**Fig. 1.1**).

Partecipano alla sua formazione, materiali di varia origine che possiamo suddividere in tre gruppi:

- residui vegetali o animali più o meno decomposti;
- biomassa di organismi viventi, macro e microrganismi del terreno;
- materiali di neogenesi, sostanze di natura complessa non del tutto conosciuta, poco suscettibili a fenomeni di decomposizione, che vanno a formare le cosiddette sostanze umiche.

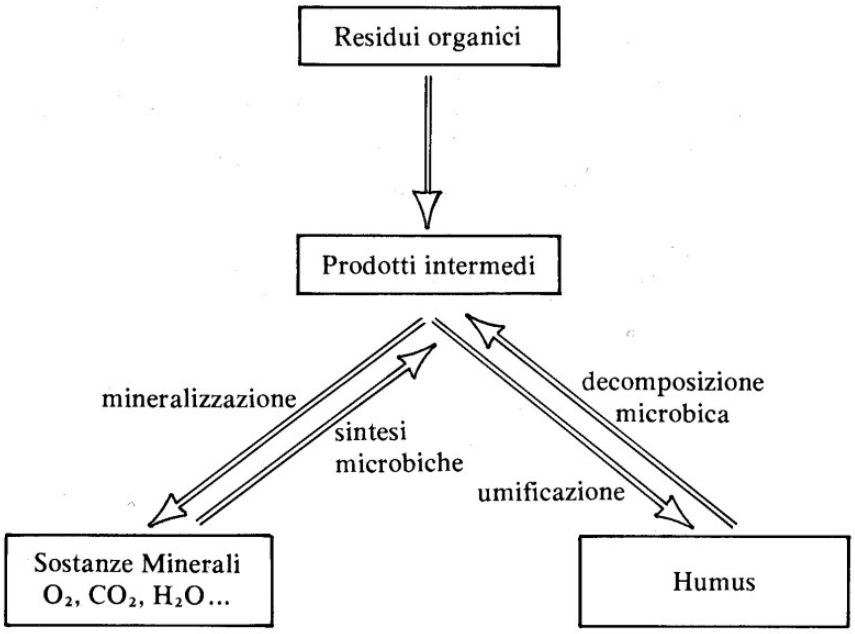


Figura 1.1 Schema semplificativo degli stadi della SO

I residui organici che in vario modo arrivano al terreno non partecipano in maniera omogenea alla formazione di sostanza organica. Sicuramente i residui vegetali, formati da foglie, ramoscelli, radici, germogli e quant'altro proveniente dal mondo vegetale, forniscono al terreno quantità molto elevate di sostanza organica. Per maggiore chiarezza bisogna distinguere l'humus dalla sostanza organica generale, nel terreno si vanno a formare tre tipologie di sostanze differenti ma in continuo rapporto tra di loro, quindi possiamo distinguere:

- sostanza organica "indecomposta", cioè i residui organici provenienti dal mondo vegetale e animale che subiranno l'attacco da parte dei microrganismi del terreno, andando così incontro a un'evoluzione che si differenzierà in funzione della natura del materiale di partenza e del clima in cui si opera;
- sostanza organica detta "labile", formata da prodotti intermedi della decomposizione, destinata a subire un processo di mineralizzazione o a essere utilizzata come substrato di moltiplicazione da parte dei microrganismi del terreno;
- sostanza organica detta "stabile" o in maniera generica humus, che è una sostanza chimicamente complessa, derivata dai composti intermedi formatisi nella decomposizione dei residui organici.

La presenza di sostanza organica può portare miglioramenti, sia a livello fisico/strutturale del suolo, sia a livello chimico/nutrizionale:

Attraverso la formazione dei complessi argillo-umici, infatti, la sostanza organica tende a migliorare la struttura del terreno permettendo la formazione di aggregati strutturali tali da far evolvere la struttura superficiale del suolo stesso. Questo porta ad una migliore capacità di ritenzione idrica dei terreni sabbiosi, per esempio, oppure in quelli prevalentemente argillosi migliora la permeabilità evitando ristagni idrici.

Può ridurre inoltre la predisposizione all'erosione superficiale, sia per l'eventuale presenza di una lettiera, sia per la formazione di aggregati strutturali più stabili e aumenta la capacità portante del terreno diminuendo i danni da compattamento dovuti ad eventuali calpestii o pressioni.

Per quanto riguarda la parte chimica, invece, si ha solitamente un aumento della capacità di ritenzione dei macro e micro nutrienti grazie all'elevata capacità di scambio cationico dell'humus o alla sua capacità di chelazione. Aumenta inoltre la capacità tampone del suolo rendendolo meno soggetto a cambiamenti di pH.

1.2. Suolo forestale

I suoli forestali sono habitat importanti per la flora e la fauna e costituiscono una preziosa riserva idrica e nutritiva.

Solitamente, il suolo forestale è caratterizzato da una bassa incidenza di luce solare e questo porta ad avere non solo delle temperature più basse e ed un tasso di umidità più alto, ma anche dei tassi di decomposizione di materiale organico modesti.

È proprio l'insieme di questi fattori che rallentano la mineralizzazione della SO portando ad avere una maggiore formazione del cosiddetto humus.

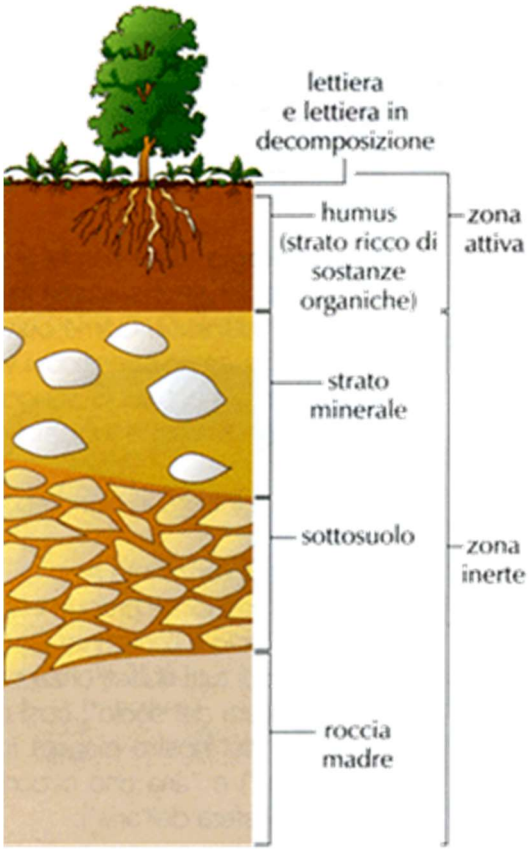


Figura 1.2 Immagine semplificativa del suolo Forestale

Il suolo forestale come qualsiasi altro suolo è composto da diverse componenti, osservandolo, infatti si può notare che sono presenti più strati orizzontali ben distinti, di diverso spessore, detti orizzonti, che nel loro insieme ne formano il profilo (**Fig.1.2**).

In un bosco, il primo strato che si incontra è la lettiera che si può distinguere in due parti: la lettiera superficiale formata di resti organici appena depositati e subito sotto la lettiera in decomposizione, dove i resti organici vengono trasformati in composti più semplici dall'azione di organismi decompositori.

Successivamente si può notare uno strato di humus, formato da materiale organico già in parte decomposto e mescolato al terreno.

Più in profondità, si trova lo strato minerale, inorganico, composto da scheletro e terra fine.

Ed infine il sottosuolo, sempre più ricco di frammenti di roccia, fino ad arrivare alla roccia madre, che è uno strato compatto, sottratto all'azione degli agenti atmosferici.

1.3. Lettiera

La decomposizione della lettiera è il processo di base che regola il ciclo dei nutrienti negli ecosistemi forestali ed è il primo stadio della formazione dell'humus del suolo; consiste per l'appunto nella mineralizzazione e nell'umificazione di lignina, cellulosa e altri composti da parte di microrganismi, seguita dallo spostamento dei prodotti della decomposizione negli orizzonti minerali del suolo (**Fig.1.3**).

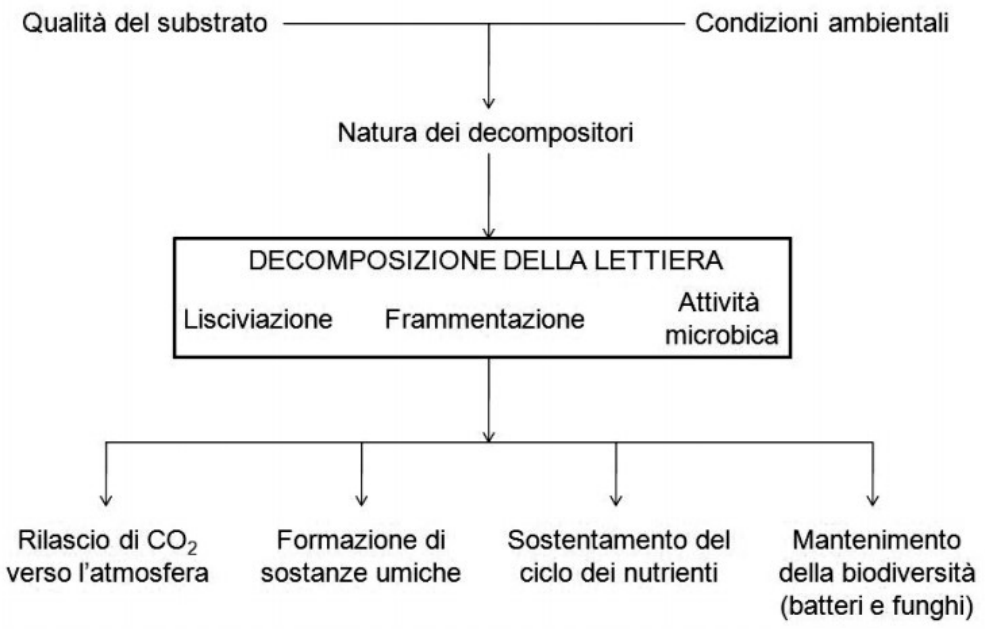


Figura 1.3 Schema delle relazioni tra decomposizione della lettiera e fattori che ne influenzano l'andamento.

La qualità della lettiera è determinata dalla composizione chimica, cioè dal contenuto di azoto, fosforo, potassio, lignina o cellulosa.

Solitamente la lettiera formatasi dalle conifere ha proprietà e tassi di decomposizione diversi rispetto alla lettiera delle specie decidue; nello specifico la lettiera delle latifoglie ha un contenuto di nutrienti più elevato e un contenuto di lignina e polifenoli inferiore rispetto alla lettiera di specie di conifere.

La qualità e la composizione della lettiera influenza non solo il tasso di decomposizione, le dinamiche di mineralizzazione e rilascio dei nutrienti, ma anche le popolazioni della microfauna presenti.

Sono altrettanto importanti anche le proprietà fisiche e chimiche dei suoli per la decomposizione della lettiera come il contenuto percentuale di sabbia, limo e argilla perché tende a stimolare la dinamica dei nutrienti.

2. Scopo della tesi

È risaputo che la sostanza Organica presente nei terreni forestali (e non solo) giovi benefici alla flora soprastante ma soprattutto all'ecosistema. Entrando nello specifico, però, questa affermazione non è sempre ed univocamente vera.

Lo scopo di questa tesi è, infatti, quello di analizzare e comprendere, in diversi casi, in che modo ed in che quantità, la SO può essere utile alla popolazione vegetale e all'ecosistema forestale mettendo in evidenza quali posso essere questi eventuali benefici anche in corrispondenza di altri fattori che posso influenzare la formazione della SO stessa e di come quest'ultima possa assumere caratteristiche differenti in base alla popolazione vegetale ed altri fattori.

2.1 Materiali e metodi

Al fine di raggiungere questo scopo sono stati presi in considerazione e analizzati i seguenti articoli scientifici che hanno come oggetto di studio la sostanza organica:

1. A. Lagomarsino, I. De Meo, A. E. Agnelli, A. Paletto, G. Mazza, E. Bianchetto, R. Pastorelli, 2020. *Decomposition of black pine (Pinus nigra J. F. Arnold) deadwood and its impact on forest soil components*. Science of the Total Environment.

2. M. Sławski, T. Tarabuła, M. Sławska, 2020. *Does the enrichment of post-arable soil with organic matter stimulate forest ecosystem restoration — A view from the perspective of three decades after the afforestation of farmland.* Forest Ecology and Management.

3. Ş. T. Günera, N. Erkanb, R. Karataşc, 2020. *Effects of afforestation with different species on carbon pools and soil and forest floor properties,* Catena.

4. E. Błońska, W. Piaszczyk, K. Staszel, J. Lasota, 2020. *Enzymatic activity of soils and soil organic matter stabilization as an effect of components released from the decomposition of litter.* Applied Soil Ecology.

5. M. V. Piazzaa, N. Mazíaa, T. Kitzbergerb, E. J. Chanetonc, 2020. *Chronic insect herbivores accelerate litter decomposition and nutrient recycling rates along an environmental/herbivory gradient in northern Patagonia.* Forest Ecology and Management.

3. Articoli

3.1 Articolo I

Titolo: Decomposition of black pine (Pinus nigra J. F. Arnold) deadwood and its

impact on forest soil components

Autori: Alessandra Lagomarsino, Isabella De Meo, Alessandro Elio Agnelli, Alessandro Paletto, Gianluigi Mazza, Elisa Bianchetto, Roberta Pastorelli

Obbiettivi:

L'obiettivo principale di questo studio era quello di capire i multipli ruoli del legno morto nella conservazione della biodiversità tra alcuni componenti dell'ecosistema forestale (legno morto, lettiera, e suolo).

Nello specifico, hanno indagato su come la decomposizione del legno morto avrebbe influito su:

i) i feedback dei flussi atmosferici di CO2, CH4 e N2O;
ii) il destino di C e N tra i componenti dell'ecosistema;
iii) la composizione e l'attività microbica del suolo.

Ovvero tutti fattori dove la SO ha un ruolo fondamentale.

Per osservare questi punti hanno implementato anche dei mesocosmi (o micro-ecosistemi) utilizzando blocchi di legno morto di pino nero incubati per 28 mesi sul campo, visto che hanno dimostrato di essere efficaci per determinare modelli di decomposizione anche se non esenti da limitazioni dovute alla complessità del sistema.

I flussi di CO2, CH4 e N2O provenienti dal legno morto, a differenti classi di decadimento, sono stati monitorati mensilmente.

Per quanto riguarda il Carbonio (C) e l'Azoto (N), sono state osservate le attività enzimatiche delle comunità fungine e batteriche nel legno morto, nelle frazioni di lettiera e nel suolo a due profondità.

Area di Studio:

Questo studio è stato effettuato in Italia più nello specifico nella foresta di Monte Morello situata a nord ovest dell'area urbana di Firenze in Toscana.

Il bosco di Monte Morello è il risultato di vari rimboschimenti realizzati intorno alla metà del secolo scorso con l'obiettivo di migliorare la stabilità idrogeologica e prevenire i pericoli naturali.

La principale specie utilizzata è il pino nero austriaco talvolta associato al pino calabrese (Pinus brutia Ten. subsp. brutia), al cipresso (Cupressus spp.), all'orniello (Fraxinus ornus L.) ed al cerro (Quercus cerris L.).

La vegetazione del sottobosco è costituita principalmente da Rosa (Rosa gr. canina L.), mora selvatica (Rubus ulmifolius Schott.), ginepro (Juniperus communis L), biancospino (Crataegusmonogyna Jacq.) e prugnolo selvatico (Prunus spinosa L.).

Lo strato erbaceo è, invece, generalmente povero o assente.

Attualmente il bosco di Monte Morello mostra segni di degrado come scarsa rigenerazione, spiccata suscettibilità alle avversità, enormi quantità di legno morto e alto grado di infiammabilità.

Il Bosco di Monte Morello è caratterizzato da una densità media di 980 alberi/ha, un'area basale di 62,9 m^2/ha e un'altezza di 17,1 m.

Per quanto riguarda il legno morto, è stato stimato un volume medio di 75,08 m^3/ha.

L'area si trova ad un'altitudine di circa 600 m s.l.m., ed è caratterizzata da un clima tipicamente mediterraneo.Il terreno è prevalentemente calcareo, con pH compreso tra 7,5 e 8,2.

Materiali e metodi:

Per quanto riguarda i mesocosmi, sono stati installati 3 gruppi da 6 mesocosmi ognuno, costituiti da un collare di 30 cm di diametro che fungevano da camere statiche per il campionamento dei gas, posizionati casualmente e inseriti nel terreno ai piedi degli esemplari di pino nero.

Per ogni gruppo, è stato lasciato un collare di controllo senza legno morto (Controllo: C0) mentre sono stati inseriti blocchi di legno morto di circa 25 cm di lunghezza e 14 cm diametro negli altri cinque collari.

Ciascuno dei cinque collari conteneva una classe di decadimento di legno morto (classe 1: C1; classe 2: C2; classe 3: C3; classe 4: C4; classe 5: C5) (**Fig. 3.1**).

Complessivamente, sono stati monitorati 18 mesocosmi: (1 controllo + 5 classi di decadimento) x 3 repliche.

La classe di decadimento è stata assegnata utilizzando la classificazione basata su caratteristiche visive, geometriche e tattili (Hunter, 1990). È stata eseguita la valutazione visiva della classe di decadimento da tecnici forestali esperti considerando le seguenti caratteristiche della chiave visibile (Næsset, 1999; Paletto e Tosi, 2010): struttura della corteccia; presenza di ramoscelli di diametro inferiore a 3 cm; forma della sezione radiale, colore, struttura del legno; estensione del marciume e sviluppo di funghi, miceli, muschi e licheni.

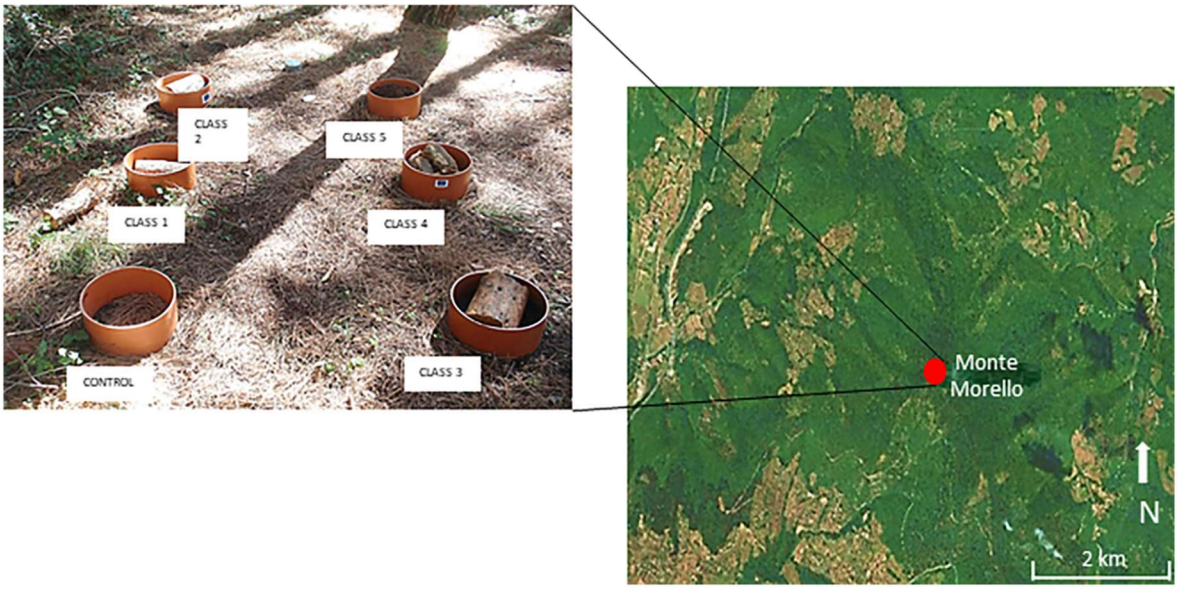


Figura 2.1 Mesocosmi monitorati da settembre 2016 a dicembre 2018.

Monitoraggio sul campo e campionamento finale

Durante l'incubazione sul campo il campionamento del gas è stato eseguito una volta al mese, da settembre 2016 a dicembre 2018, tramite il metodo a camera chiusa per misurare i flussi di CO2, CH4 e N2O nel suolo, annotando anche la temperatura del suolo e l'umidità.

Alla fine dei 28 mesi di monitoraggio sul campo i campioni sono stati raccolti, pesati, essiccati e omogeneizzati per misurare il contenuto di C e N, comunità batteriche e fungine e attività degli enzimi idrolitici.

Legno Morto

Massa, volume e umidità sono stati determinati per ogni legno morto campione prima di metterlo nei mesocosmi e al termine dell'incubazione. Sono stati misurati il peso fresco e secco e l'umidità contenuto è stato calcolato come percentuale del peso fresco (%) dopo l'essiccazione in forno per 48 ha 50 ° C.

Il volume dei detriti legnosi grossolani (V) è stato stimato utilizzando la Formula di Huber:

V = Sm * H

in cui:

V: volume del fusto;

Sm: area della sezione mediana del fusto;

H: altezza del fusto o del tronco.

La densità del legno morto è stata calcolata utilizzando la formula:

Dd= Wd/Vw

dove:

Dd: è la densità secca o basica (g/cm³),

Wd: è il peso a secco del legno (g),

Vw: è il volume fresco del legno (cm³).

Il tasso di decadimento può essere stimato dalla perdita di densità o dalla perdita di biomassa del legno morto durante un periodo di tempo specifico.

Il tasso di decadimento è espresso da un singolo modello esponenziale negativo:

Xt = X0 e^(-kt)

dove:

Xt: è la massa dei blocchi di legno alla fine del monitoraggio sul campo,

t: sono gli anni di monitoraggio sul campo corrispondenti a 806 giorni,

X0: è la massa dei blocchi di legno all'inizio del monitoraggio,

k: è la costante di decadimento, che indica la perdita di massa all'anno.

Lettiera

I campioni di lettiera sono stati ottenuti, alla fine dell'incubazione sul campo, premendo un telaio in acciaio per il campionamento nel suolo della foresta sotto ogni mesocosmo raccogliendo tutto il materiale organico sopra il suolo minerale.

Dopo essere stati trasportati in laboratorio, i campioni sono stati essiccati e setacciati a mano (<2 mm). Ogni campione è stato suddiviso in frazioni seguenti:

- l'orizzonte L, composto da materiale fresco o leggermente scolorito, senza o con deboli rotture;
- l'orizzonte F, composto da materiale da medio a fortemente frammentato con molti miceli e radici sottili;
- l'orizzonte H, materiale amorfo umificato, contenente parti di piante altamente decomposte (cioè irriconoscibili).

Suolo

I campioni di terreno sono stati raccolti sotto ogni mesocosmo a 0-10 e 10-30 cm di profondità e sono stati essiccati all'aria, setacciati e omogeneizzati per l'analisi quantitativa di C e N.

Determinazione dei GHG

Le concentrazioni di gas serra (GHG) sono state analizzate utilizzando un gascromatografo e sono state calcolandole sottraendo i flussi del mesocosmo di controllo (C0) da quelli

con i campioni di legno morto (C1, C2, C3, C4 e C5):

Fdi = [(Fi - Fc) / Wd] * Ai

dove:

Fdi: è il flusso dal campione di legno morto,

Fi: è il flusso dal mesocosmo con un campione di legno morto,

Fc: è il flusso dal Controllo senza campioni di legno morto,

Ai: è l'area del mesocosmo,

Wd: è il peso a secco.

Il contenuto di carbonio e azoto dei campioni omogeneizzati di ciascun componente (legno morto, frazioni di lettiera e strati di terreno) è stato misurato a combustione secca su un analizzatore di suolo.

Enzimi

N-acetil-β-glucosaminidasi (NAG), β-glucosidasi (βG), butirrato esterasi (BUT), fosfatasi acida (AP), arilsolfatasi (ARYL), Attività di β-xilosidasi (XYL), cellulasi (CELL) e acetato esterasi (AC) sono stati misurati su legno morto, lettiera e componenti del suolo secondo i metodi di Marx et al. (2001) e Vepsäläinen et al. (2001).

Composizione microbica

La composizione delle comunità batteriche e fungine di ciascuna componente al termine dell'incubazione sul campo è stata stimata utilizzando la tecnica dell'elettroforesi su gel a gradiente denaturante con reazione a catena della polimerasi (PCR-DGGE).

Il DNA totale è stato estratto da 200 mg di ogni campione; le analisi DGGE sono state effettuate confrontando i campioni all'interno di ciascun componente (suolo, frazioni di lettiera e legno morto) o mesocosmo (C0, C1, C2, C3, C4 e C5).

Il totale dei risultati è stato poi analizzato statisticamente formando dei grafici.

Risultati

Biomassa di legno morto e decomposizione

Alla fine dell'incubazione sul campo, la perdita di biomassa del legno morto in decadimento era minima Classe 2 <Classi 1 e 3 <Classe 4 <Classe 5 (**Fig. 3.2**).

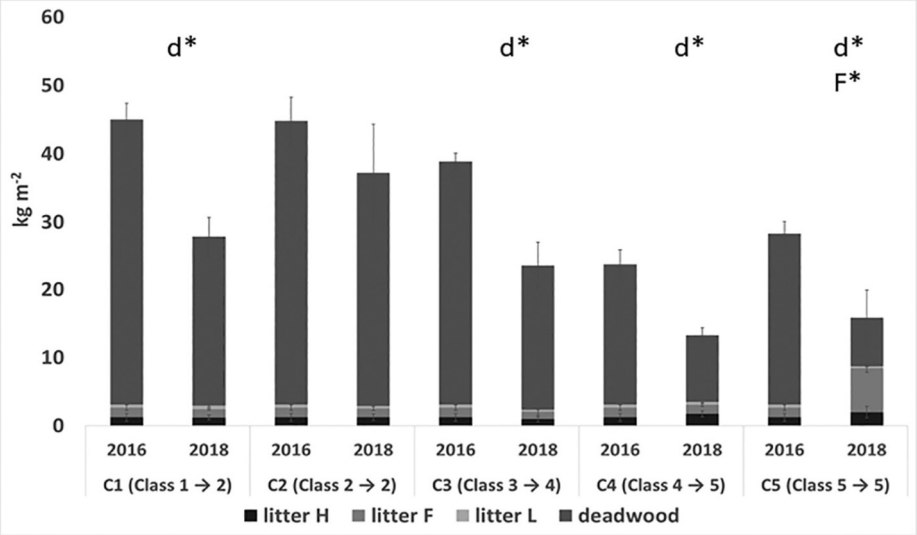


Figura 3.2 Sono riportate le classi di decadimento iniziale e finale del legno morto in ciascun mesocosmo e le frecce rappresentano il passaggio da una classe di decadimento all'altra durante l'incubazione sul campo.

Il tasso di decadimento del legno morto è rimasto basso nelle prime 3 classi aumentando nel quarto e raggiungendo i livelli massimi nell'ultima classe (**Tabella 3.1**).

Deadwood class	Biomass C loss	k	CO_2 emission	Litter H	Litter F	Litter L
	%	$year^{-1}$		% of deadwood C		
Class 1 → 2	40^{b} (9)	0.24^{b} (0.1)	18^{a} (5)	0^{a} (1)	-3^{b} (2)	0^{a} (1)
Class 2 → 2	27^{b} (10)	0.15^{b} (0.1)	19^{a} (4)	0^{a} (5)	-5^{b} (4)	-3^{a} (2)
Class 3 → 4	41^{b} (7)	0.25^{b} (0.1)	15^{a} (3)	1^{a} (2)	-2^{b} (1)	-1^{a} (0)
Class 4 → 5	51^{ab} (11)	0.34^{ab} (0.1)	25^{a} (14)	6^{a} (2)	1^{b} (0)	-1^{a} (1)
Class 5 → 5	72^{a} (15)	0.75^{a} (0.3)	14^{a} (1)	5^{a} (3)	27^{a} (5)	-1^{a} (1)

Tabella 3.1 Vengono riportate le classi di decadimento iniziale e finale, le frecce rappresentano il passaggio da una classe di decadimento all'altra durante l'incubazione sul campo. Gli errori standard sono riportati tra parentesi.

La frazione di lettiera L non è stata influenzata dalla decomposizione del legno morto.

Il contenuto di carbonio era simile in tutte le classi (**Fig.3.3**, in alto), che rappresentano in media il 28% del totale di C organico nei mesocosmi, espresso in base al peso.

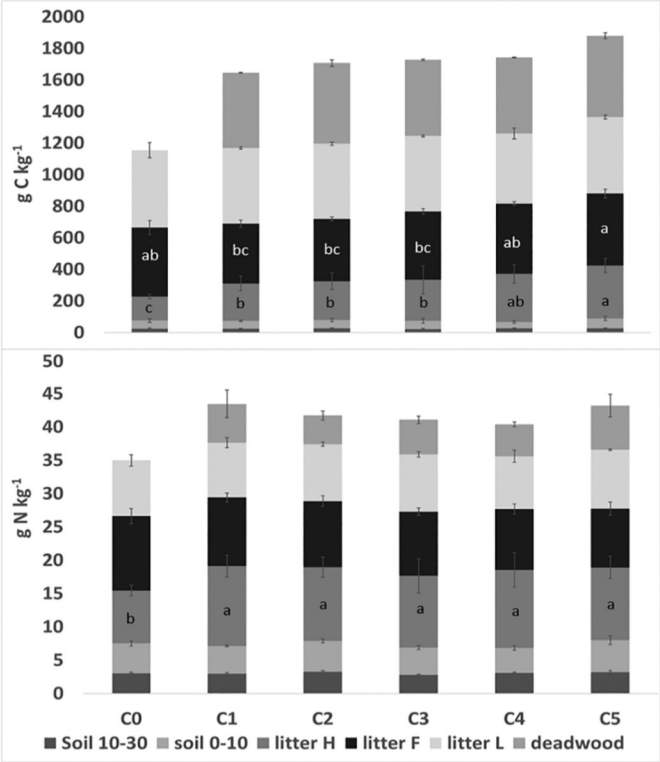


Figura 3.3 Contenuto di carbonio organico (in alto) e azoto (in basso) dei componenti forestali (legno morto, frazioni di lettiera e strati di suolo) nei 6 mesocosmi.

Il contenuto di azoto nel legno morto non è cambiato in modo significativo tra classi e rappresenta in media il 13% dell'N totale nei mesocosmi, espresso in peso (**Fig. 3.3**, in basso).

L' azoto nel suolo non è stato influenzato dalla presenza del legno morto e i valori sono rimasti stabili nelle cinque classi.

Emissioni di GHG da legno morto

Le emissioni di CO2 dal legno morto sono aumentate durante il periodo di monitoraggio sul campo. Le emissioni di CO2 corrispondono al 18% della perdita di C del legno morto (Tabella 1).

Sono stati mostrati i valori delle emissioni di CO2, più elevate nel secondo anno.

Espressi in peso, i flussi di CH4 da legno morto sono stati prevalentemente positivi e le emissioni sono aumentate durante l'incubazione.

Attività enzimi idrolitici

Tra i componenti, il suolo ha contribuito meno all'attività complessiva (4%), mentre il contributo massimo proveniva dalle frazioni di lettiera.

Tra i mesocosmi, il contributo del legno morto è aumentato dal 6% (C1) al 25% (C5). Nel suolo gli enzimi degradanti della cellulosa e dell'emicellulosa sono rimasti stabili, come così come le frazioni di lettiera L e H. Diversamente, l'attività degli enzimi è diminuita significativamente nella frazione F.

L'attività della chitinasi ha mostrato i valori più alti nella lettiera. L'attività nel suolo è stata bassa. Tra i mesocosmi, il contributo del legno morto all'attività della chitinasi non differiva in modo significativo. L'acetato e il butirrato esterasi hanno mostrato un andamento simile.

L'attività della fosfatasi ha mostrato i valori più alti nelle frazioni della lettiera. L'attività nel suolo è stata molto bassa. Tra mesocosmi, il contributo del legno morto è aumentato.

L'attività dell'arilsolfatasi ha mostrato valori più elevati nel suolo.

L'attività di altri componenti non è stata influenzata dalle classi di decomposizione del legno morto.

Diversità strutturale della comunità microbica

I risultati ottenuti, confrontando i profili DGGE di ciascun componente nei 6 diversi tipi di mesocosmi, mostrano una distribuzione dispersa senza evidenziare alcun raggruppamento significativo.

L'unica osservazione che si può fare è che il solo legno morto ha influenzato la composizione delle comunità batteriche e fungine, mentre non ha fornito alcun effetto coerente sulla composizione della comunità microbica del suolo e della lettiera. Gli indici di ricchezza e di Shannon calcolati dal DGGE del legno morto hanno mostrato che i profili non differiscono significativamente tra le classi di decadimento e solo la classe C5 ha mostrato i valori massimi per i batteri e il minimo valori per i funghi.

Conclusioni

Nonostante i vincoli metodologici, come l'uso dei mesocosmi, il presente studio ha evidenziato il duplice ruolo del legno morto come pool e fonte di C durante il processo di decomposizione. La decomposizione del legno morto nelle ultime due classi di decadimento si è verificata aumentando sia le emissioni di CO2 che di CH4 nell'atmosfera in maniera significativa e potenzialmente dannosa per il micro-ecosistema della lettiera stessa. Il tutto accoppiato ad un aumento delle attività enzimatiche legate alla decomposizione di cellulosa ed emicellulosa, ma non chitina, e un leggero cambiamento nelle comunità fungine e batteriche.

Tra diversi componenti, infatti, le frazioni di lettiera frammentata e umificata sono le più attive e influenzate dalla decomposizione del legno morto, mentre non sono evidenti effetti sul suolo minerale.

Dato che oggigiorno diversi ecosistemi forestali sono stati colpiti da un accumulo di legno morto in alcune regioni d'Europa, è evidente che è necessario gestirlo considerando il suo duplice ruolo nel fornire benefici ecosistemici o meno.

3.2. Articolo II

Titolo: Does the enrichment of post-arable soil with organic matter stimulate forest ecosystem restoration—A view from the perspective of three decades after the afforestation of farmland

Autori: Marek Sławski, Taida Tarabuła, Małgorzata Sławska

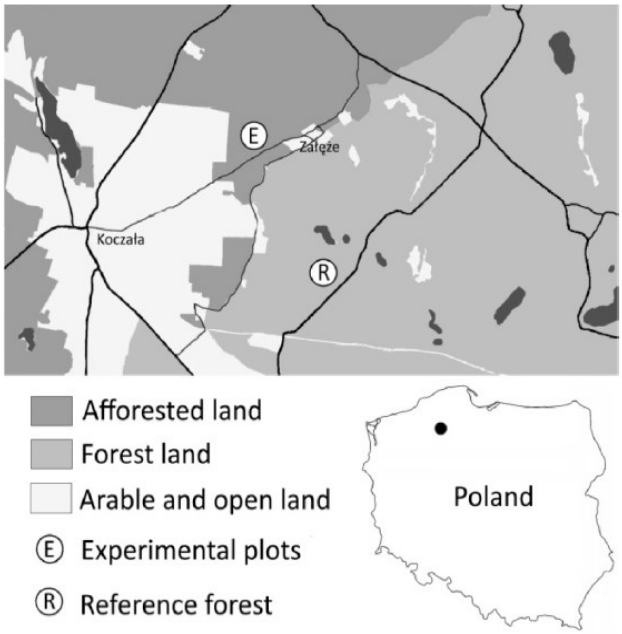
Obbiettivi

È stato rivisitato un esperimento di 34 anni prima, ma molto ben documentato, sull'arricchimento con sostanza organica di un terreno sabbioso arabile; con l'obiettivo di accelerare la formazione di humus e la rigenerazione del biota del suolo al fine di installare delle piantagioni di pino silvestre, ovvero Il ripristino degli ecosistemi forestali su ex terreni agricoli.

L'obiettivo dello studio è, infatti, quello di determinare se l'aggiunta di una miscela di corteccia di pino con segatura o una coltivazione di lupino avrebbe potuto modificare le proprietà del suolo e la sua comunità di micro-artropodi (nello specifico i Collemboli) delle piantagioni post-agricole al fine di farle somigliare ad un terreno boschivo.

Area di studio

Questo studio è stato condotto su un giovane terreno glaciale nel nord-est della Polonia (Europa centrale) nel distretto forestale di Niedźwiady (**Fig. 3.4**).



L'altitudine sul livello del mare varia da 130 a 183 m, con una prevalenza di aree pianeggianti.

Il clima di questa regione è caratterizzato da basse temperature nella stagione vegetativa con gelate al suolo frequenti in maggio e giugno.

Figura 3.4 Area di studio

Materiali e metodi

Campionamento del suolo e analisi chimiche

Sono stati raccolti campioni di terreno per la determinazione delle proprietà del suolo in 3 diversi siti (un terreno ex-agricolo arricchito di corteccia e segatura di pino, un terreno ex-agricolo con coltivazione di lupino e un terreno forestale).

Sono state misurate le seguenti proprietà del suolo: la reazione del suolo in H2O (pH H2O) e in KCl (pH KCl), acidità scambiabile (EA), idrogeno scambiabile (EH), acidità idrolitica (HA), la somma dei cationi base scambiabili (BC), la capacità di scambio cationico (CEC), il grado di saturazione del suolo con cationi basici (BS), il contenuto totale di carbonio organico (TOC), il contenuto di azoto totale (TN), il rapporto C : N (C / N) ed il contenuto scambiabile di calcio (Ca2 +), magnesio (Mg2 +), potassio (K +) e sodio (Na +).

Tutte le analisi sono state eseguite nel laboratorio del Dipartimento di Scienze dell'Ambiente del Suolo Università di Varsavia di scienze della vita-SGGW.

Campionamento di microartropodi del suolo

Per l'estrazione dei Collembola i campioni di terreno sono stati raccolti dalla piantagione post-agricola e in tre appezzamenti della monocoltura di pino di riferimento.

I campioni sono stati raccolti grazie ad una carotatrice e gli esemplari trovati sono stati osservati successivamente al microscopio ottico. Infine, i campioni di riferimento sigillati su un vetrino sono stati depositati presso il Dipartimento di Protezione Forestale dell'Università della Vita di Varsavia, Sciences-SGGW.

Analisi dei dati

Le caratteristiche del suolo della monocoltura del pino, dei i siti boschivi e delle piantagioni post-agricole sono stati confrontati.

Hanno usato l'analisi della varianza (ANOVA*) per confrontare le proprietà del suolo delle parcelle sperimentali sulle piantagioni post-agricola.

*L'analisi della varianza (ANOVA, dall'inglese Analysis of Variance) è un insieme di tecniche statistiche facenti parte della statistica inferenziale che permettono di confrontare due o più gruppi di dati confrontando la variabilità interna a questi gruppi con la variabilità tra i gruppi.

Le variabili di raggruppamento erano le lavorazioni (con due livelli: superficiale e profondo) e l'aggiunta di materia organica (con tre livelli: corteccia e segatura, lupino e controllo). ANOVA ha rivelato che non c'erano significative interazioni tra lavorazione del terreno e aggiunta di sostanza organica; quindi, in analisi successive, la lavorazione del terreno e l'aggiunta di sostanza organica sono state analizzate separatamente.

Per le differenze nelle forme di vita è stata valutata la struttura tra i siti forestali e quelli post-agricoli

utilizzando un test Chi-quadrato su tabelle di contingenza a due vie.

Per un'analisi degli effetti di lavorazione del terreno e l'aggiunta di materia organica al numero di forme di vita, abbiamo usato un GLM a tre vie (modello lineare generalizzato).

Risultati

Proprietà del suolo

Un confronto, tra il suolo della pineta nel sito forestale (F) e gli appezzamenti di controllo della piantagione post-agricola (Cs, Cd), ha dimostrato dopo 34 anni di rimboschimento che le caratteristiche del suolo differivano sostanzialmente (**Fig. 3.5**).

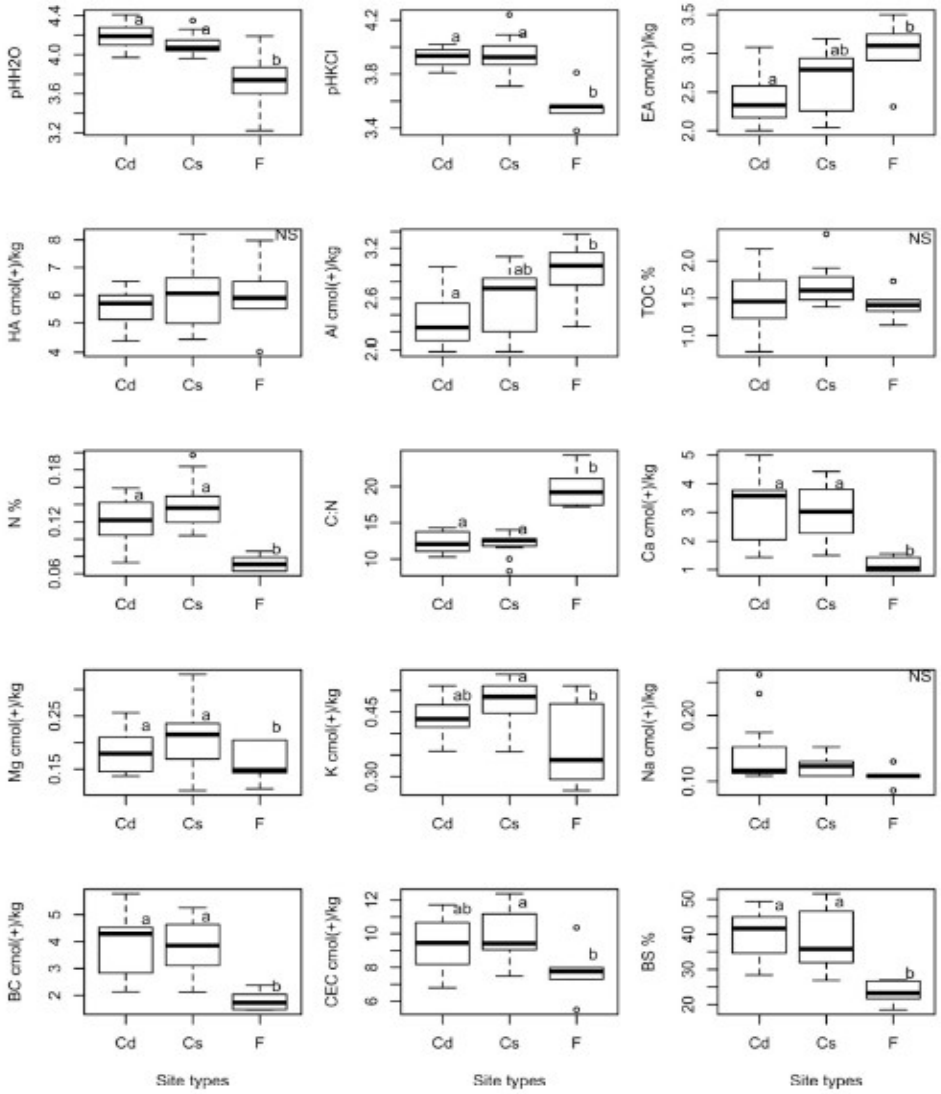


Figura 3.5 Proprietà del suolo nel sito forestale (F) e appezzamenti di controllo nella piantagione post-agricola (Cd - lavorazione profonda, Cs - dissodamento). Per varianze omogenee e distribuzioni normali, è stata eseguita l'ANOVA unidirezionale; in caso contrario, è stato utilizzato il test Chi-quadrato.

Il pH del terreno post-arabile era inferiore a quello di terreno boschivo di circa 0,4 unità.

Il suolo ex-agricolo conteneva quasi il doppio di N e aveva un rapporto C / N significativamente più stretto. Inoltre, la somma BC, principalmente Ca2 +, e il grado di saturazione del suolo con cationi basici (BS) erano più del doppio. Non sono state riscontrate differenze tra il sito forestale (F) e il controllo parcelle della piantagione post-agricola (Cs, Cd) rispetto, invece, al contenuto di TOC, Mg2 + e Na + e HA.

L'ANOVA bidirezionale delle proprietà del suolo sulle parcelle post-agricole ha mostrato che non c'era interazione tra la profondità di lavorazione del terreno e l'aggiunta di materia organica. La maggior parte delle caratteristiche del suolo non erano influenzate dalla profondità di lavorazione.

Tuttavia, la lavorazione superficiale del terreno ha causato un leggero aumento del contenuto di TOC e N nel terreno.

La coltivazione del lupino non ha mostrato alcun effetto sulle proprietà del suolo rispetto ai grafici di controllo.

L'aggiunta di corteccia e la segatura ha avuto, invece, l'effetto più pronunciato sulle proprietà del suolo. Questa aggiunta ha causato una diminuzione del pH KCl e un aumento dell'HA. Il TOC era più alto e c'era un rapporto C / N più ampio. Il BC è stato circa due volte superiore a quello del controllo e del lupino. Inoltre, il CEC è stato maggiore negli appezzamenti con corteccia e segatura.

L'aggiunta di corteccia e segatura ha, infatti, influenzato il suolo post-agricolo aumentando il contenuto di K +, Mg2 + e il CEC. Il controllo e gli appezzamenti con coltivazione del lupino non differivano significativamente da ciascuno altro.

Assemblaggi di Collembola

Sono stati raccolti un totale di 29.751 esemplari di Collembola.

La copertura dei campioni per tutti gli habitat ha mostrato un valore di 0,99 suggerendo che è stata campionata una consistente proporzione delle specie presenti nell'area. Il più alto numero di specie è stato osservato negli appezzamenti di controllo post-agricolo (Cd, Cs) e negli appezzamenti con coltivazione di lupino (Ld). Il numero più basso, invece, è stato trovato negli appezzamenti forestali (F) e post-agricoli con aggiunta di corteccia e segatura (Bd, Bs) e lupino (Ls) (**Fig. 3.6**).

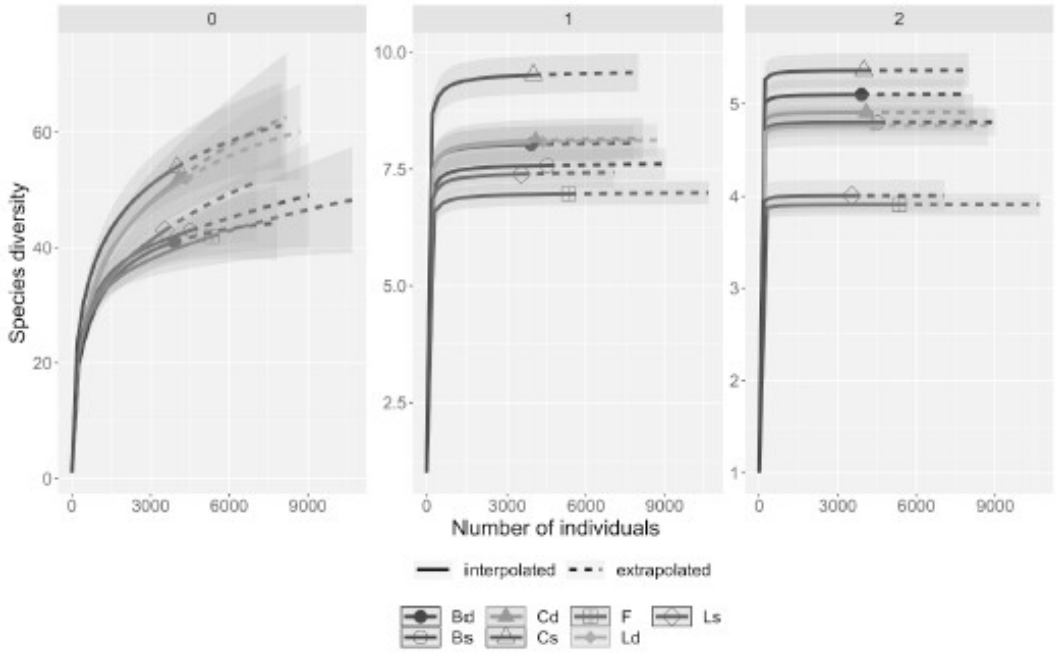
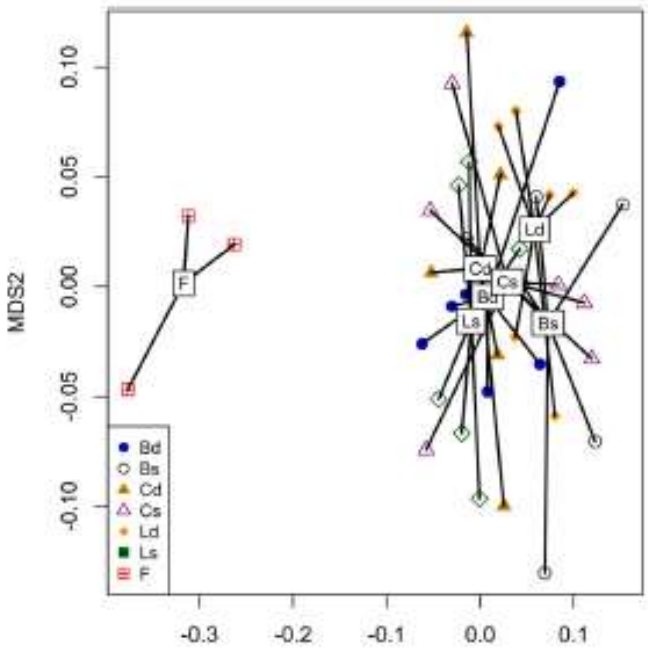


Figura 3.6 Curve di accumulo dei raggruppamenti di collemboli nel sito forestale e nelle parcelle sperimentali sulla piantagione post-agricola.



I risultati dell'ordinazione hanno rivelato che i raggruppamenti nella monocoltura del pino su siti boschivi differivano distintamente da quelli della piantagione post-agricola (**Fig. 3.7**). Gli assemblaggi nel sito forestale sono stati posizionati sul lato sinistro del diagramma, mentre tutti i raggruppamenti nelle aree boschive a destra. Si può notare un'alta sovrapposizione tra di loro.

Figura 3.7 Grafico di ordinazione NMDS (Non-metric multidimensional scaling) delle dissomiglianze negli assemblaggi di collemboli nel sito forestale e negli appezzamenti sperimentali sulla piantagione post-agricola.

Conclusioni

L'esperimento a lungo termine ha rilevato che nella terra post-coltivata i cambiamenti delle sue proprietà ed il recupero del biota (popolazione microbica) del suolo forestale, dopo il rimboschimento del pino silvestre, sono stati molto lenti.

Le proprietà del suolo post-coltivato differiscono in modo significativo dal suolo nativo forestale rispetto a pH, contenuto di azoto, rapporto C/N, somma di cationi base scambiabili e il grado di saturazione del suolo con cationi base.

Inoltre, gli assemblaggi di Collembola differiscono notevolmente, tra quelli presenti sul terreno monocolturale di pino nero e i terreni sempre stati boschivi, a parità di età, in termini di diversità tassonomica e strutture funzionali.

Il trattamento migliorativo costituito dall'arricchimento del terreno arabile sabbioso con materia organica prima della semina non ha stimolato il ripristino del biota nel suolo. Né la coltivazione del lupino né l'aggiunta di corteccia e segatura nel terreno hanno cambiato i raggruppamenti di Collembola. Inoltre, la profondità della lavorazione non è stata significativa.

Tuttavia, degli effetti di alcuni trattamenti migliorativi su alcune proprietà del suolo sono stati osservati nella piantagione post-agricola. In particolare, il TOC, il rapporto C / N e Il CEC sono aumentati a seguito dell'aggiunta di corteccia e segatura.

Questo studio ha rivelato che l'aggiunta di materia organica al suolo prima del rimboschimento ha influenzato la struttura delle forme di vita di Collembola.

L'arricchimento del terreno post-coltivato con una miscela di corteccia di pino e segatura, rispetto a quelle con lupino ed a quelle di controllo, ha causato un aumento del numero di altre forme di Collembola.

Inoltre, il verificarsi di forme di vita nella piantagione post-agricola è dipeso sostanzialmente dal grado di perturbazione del suolo prima del rimboschimento.

Il pH del suolo è stato rivelato come un parametro chiave che ha determinato la differenza tra assemblaggi di Collemboli forestali e post-agricoli. La variabilità della struttura degli assemblaggi post-agricoli è stata modellata dall'acidità idrolitica e dal contenuto di N e Mg2 + scambiabile.

In sintesi, questo studio dimostra un effetto duraturo con l'aggiunta di materia organica e un impatto dato dalla profondità di lavorazione sulle proprietà del suolo e sulla popolazione di Collemboli.

Sfortunatamente, nessun trattamento migliorativo ha stimolato il restauro degli assemblaggi di Collemboli forestali.

3.3. Articolo III

Titolo: Effects of afforestation with different species on carbon pools and soil and

forest floor properties

Autori: Şükrü Teoman Günera, Neşat Erkanb, Rıza Karataşc

Introduzione ed obbiettivi

Negli ultimi decenni, il cambiamento climatico è stato considerato uno delle questioni ambientali più importanti su scala globale. La causa primaria del cambiamento climatico è l'aumento delle concentrazioni di gas serra nell'atmosfera.

I gas serra includono anidride carbonica (CO2), metano ed ossidi di azoto, ma la CO2 gioca un ruolo molto importante nell'effetto serra. Perciò, un modo efficace per prevenire l'effetto serra è mitigarne la sua concentrazione in atmosfera.

La rimozione della CO2 atmosferica avviene principalmente attraverso l'accumulo negli ecosistemi forestali (cioè in biomassa, materia organica morta e pool di carbonio [C] nel suolo).

L'anidride carbonica nell'atmosfera viene assorbita dalle piante tramite la fotosintesi e viene utilizzata per la produzione di biomassa.

Negli ecosistemi terrestri, le foreste sono i pool di carbonio più importanti e possono essere utilizzati come uno strumento efficace per rimozione dei gas serra. Infatti, più dell'80% del carbonio atmosferico e circa il 70% del carbonio organico presente nel suolo viene assorbito nelle foreste degli ecosistemi terrestri.

Il cambiamento nell'uso del suolo forestale è una questione importante in termini di stoccaggio di carbonio. Ad esempio, la conversione degli ecosistemi forestali in agricoli va ad influenzare il carico di carbonio organico nel suolo oltre che alle caratteristiche del suolo stesso. Nei terreni agricoli, in particolare nelle aree esposte all'erosione, i suoli hanno meno carbonio organico della loro capacità potenziale. Perciò, l'imboschimento dei terreni agricoli può comportare un aumento significativo di stock di carbonio.

Lo scopo di questa ricerca è volta a determinare gli effetti dei vari tipi di utilizzo del suolo forestale in relazione ai pool di carbonio, alle caratteristiche del suolo nudo e forestale.

Area di studio

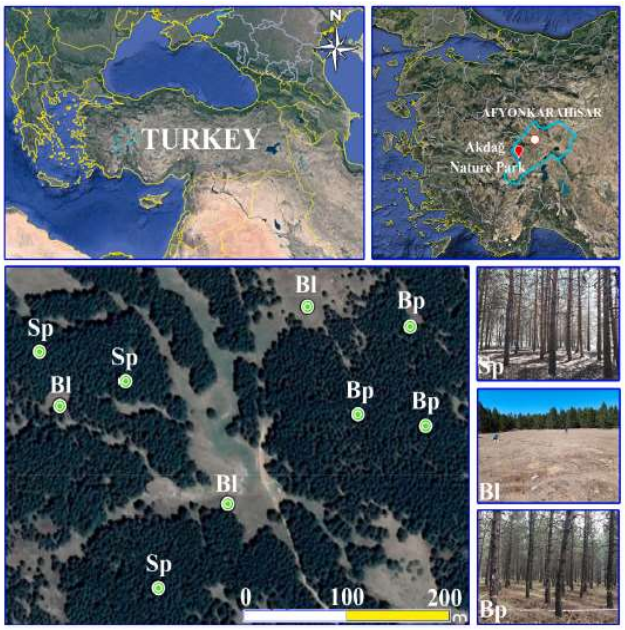


Figura 3.8 Ubicazione dell'area studio. Simboli: Sp - pino silvestre, Bp - pino nero, Bl - terra nuda

Questo studio è stato condotto in aree rimboschite con pino nero (Pinus nigra Arn. Subsp. Pallasiana Lamb. Holmboe) e pino silvestre (Pinus sylvestris L.) e su terreni spogli adiacenti all'interno del Parco naturale di Akdağ, che si trova nella regione dell'Anatolia centro-occidentale della Turchia (**Fig 3.8**).

Materiali e metodi

Disegno sperimentale e procedura di campionamento

Sono stati selezionati all'interno di ogni terreno forestale preso in considerazione tre appezzamenti campione di 20 × 20 m, e sono stati misurati i diametri e le altezze di tutti gli alberi presenti.

All'interno di ciascun campione, sono state prelevate 9 porzioni di suolo: 3 per tipo (pino nero, pino silvestre e terra nuda] a tre punti di profondità ognuno (0–10, 10–20 e 20–30 cm).

Sono state calcolate la biomassa degli alberi e lo stock di carbonio nelle aree unitarie utilizzando le equazioni della biomassa degli alberi e sono stati sviluppati fattori di conversione del carbonio per le due specie di alberi.

Analisi di laboratorio

I campioni di terreno raccolti dalle parcelle campione sono stati trasferiti in laboratorio, essiccati all'aria e pesati separatamente.

L'umidità nei campioni di terreno è stata determinata sulla base di essiccazione a 105 ° C mentre le altre proprietà fisiche e chimiche del suolo nudo e del suolo forestale sono state determinate in laboratorio e le misurazioni sono state convertite in valori unitari.

Analisi dei dati

L'assorbimento totale del carbonio nella biomassa degli alberi per ciascuna specie è stato calcolato moltiplicando la biomassa totale degli alberi nelle aree campione con un rapporto del carbonio ponderato per le specie arboree correlate.

La biomassa totale in ogni lotto è stata calcolata come la somma delle biomasse arboree individuali: per il pino nero è stato utilizzato un rapporto di carbonio ponderato del 53,86% e per il pino silvestre un rapporto del 52,81%.

I livelli dei nutrienti delle aree campione sono stati calcolati moltiplicando la massa secca del suolo della foresta con la densità dei nutrienti determinate dalle analisi di laboratorio; essi sono stati poi convertiti in ettaro.

Risultati

Gli effetti del rimboschimento sui pool di carbonio

Non c'erano differenze statisticamente significative tra il pino nero ed il pino silvestre in termini di stock di carbonio della biomassa arborea (epigea ed ipogea) (**Fig.3.9**).

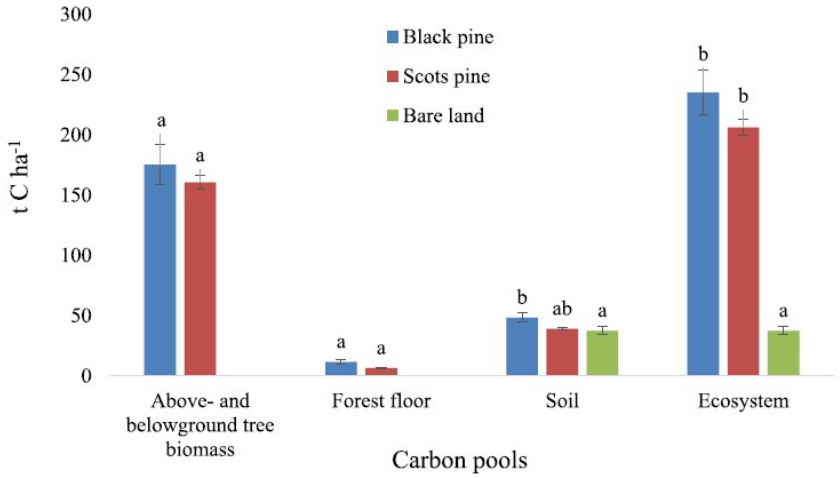


Figura 3.9 Variazione dello stock di carbonio in base al tipo di utilizzo del suolo forestale.

Tuttavia, si può dire che entrambe le aree forestali hanno accumulato livelli di carbonio nel suolo e nell'ecosistema notevolmente superiori rispetto alla nuda terra.

Proprietà fisiche e chimiche del suolo

Densità apparente (BD).

In questo studio, non hanno trovato una significativa differenza nella densità apparente del suolo tra gli usi del suolo forestale.

Tessitura del suolo.

Non sono state trovate differenze significative nella consistenza (contenuto di sabbia, limo e argilla) tra i tipi di utilizzo del suolo forestale.

Reazione del suolo (pH).

Per la reazione del suolo (pH) sono risultate significative differenze tra i tipi di utilizzo del suolo forestale ed sono inferiori nelle aree rimboschite rispetto alla nuda terra.

Acqua disponibile (AW).

I terreni nelle aree boschive di pini avevano una disponibilità di acqua maggiore rispetto a quelli nelle aree spoglie. Ciò può essere spiegato dal maggiore contenuto di materia organica nelle aree boschive.

Come la quantità di materia organica diminuisce nel suolo, anche la capacità di ritenzione idrica diminuisce.

Carbonio organico (OC).

C'è una differenza significativa tra tipi di utilizzo del suolo forestale in termini di densità di carbonio organico.

La densità di carbonio organico dei suoli sotto il rimboschimento del pino nero è superiore a quello del pino silvestre e del suolo nudo.

In generale, la densità del carbonio organico nel suolo delle aree imboschite è superiore a quella delle terre nude a causa della maggiore quantità di biomassa a terra nelle zone di rimboschimento.

Proprietà fisiche e chimiche del suolo della foresta

Le analisi statistiche hanno mostrato che la quantità di materiale sul suolo di rimboschimento del pino nero è significativamente superiore a quella dell'area del pino silvestre.

Questa differenza è dovuta alla diversa quantità di lettiera delle due specie arboree.

Tuttavia, non sono state trovate differenze significative tra rimboschimento di pino nero e pino silvestre per i livelli di C, N, P, K o Ca o per il rapporto C: N nel suolo forestale.

Scorte di nutrienti nel suolo e nel suolo della foresta

Sono state identificate, invece, delle differenze significative tra i tipi di utilizzo del suolo forestale per quanto riguarda gli stock di P, K, Ca e S nel suolo (**Tabella 3.2**).

Pools	Land use	N	P	K	Ca	Mg	S
Soil (Ø < 2 mm)	Black pine	4058 ± 281 **a**	85 ± 33**b**	677 ± 75**b**	5518 ± 373 **a**	930 ± 55 **a**	12.2 ± 1.3 **a**
	Scots pine	3266 ± 60 **a**	28 ± 11 **ab**	352 ± 14 **a**	6172 ± 179 **a**	1134 ± 38 **a**	19.1 ± 1.7**b**
	Bare land	4117 ± 451 **a**	4.8 ± 1.4 **a**	299 ± 93 **a**	9373 ± 596**b**	2171 ± 813 **a**	12.2 ± 0.2 **a**
	F	2.361	4.101	8.595	24.209	1.997	9.880
	P	*P > 0.05*	*P < 0.05*	*P < 0.05*	*P < 0.01*	*P > 0.05*	*P < 0.05*
Forest floor	Black pine	263 ± 63	22.8 ± 4.6	92.4 ± 23.2	181 ± 35	75.5 ± 15.5	22.1 ± 5.7
	Scots pine	105 ± 11	8.9 ± 1.2	33.8 ± 6.5	126 ± 12	25.4 ± 2.3	6.6 ± 0.7
	t	2.475	2.897	2.430	1.485	3.189	2.677
	P	*P > 0.05*	*P < 0.05*	*P > 0.05*	*P > 0.05*	*P < 0.05*	*P > 0.05*

Different letters in the same column represent a significant difference at $\alpha = 0.05$.

Tabella 3.2 Scorte di nutrienti in base al tipo di utilizzo del suolo forestale.

Gli stock di fosforo e potassio con valori maggiori sono stati trovati nell'area del pino nero, mentre nel suolo nudo e nell'area del pino silvestre i valori più alti sono stati quelli di calcio e zolfo.

L'analisi statistica ha mostrato che gli stock di N e Mg non erano differenziati tra i due suoli forestali.

Conclusioni:

In questo studio, si conclude che la conversione della terra nuda ad aree di rimboschimento offre vantaggi significativi come il miglioramento delle proprietà del suolo, lo stoccaggio di carbonio ed una riduzione dell'impatto dovuto al cambiamento climatico.

Il rimboschimento su terra nuda richiede informazioni concrete in merito alla selezione del sito e delle specie arboree.

Il pino nero ed il pino silvestre sono specie comunemente utilizzate nel rimboschimento in quota e in zone semi-umide; è risultato però che il pino nero è migliore del pino silvestre nel migliorare i terreni, per quanto riguarda la massa di materiale sul suolo della foresta e la concentrazione di C, N, P e K. nel suolo stesso.

Da questo studio posso inoltre estrapolare il fatto che la formazione della SO viene influenzata molto dal tipo di specie presente nell'area forestale e che la sua presenza porta innumerevoli vantaggi al terreno in termini di nutrienti, acqua disponibile, e fertilità.

3.4. Articolo IV

Titolo: Enzymatic activity of soils and soil organic matter stabilization as an effect

of components released from the decomposition of litter

Autori: Ewa Błońska, Wojciech Piaszczyk, Karolina Staszel, Jarosław Lasota

Introduzione ed obbiettivi

La decomposizione della lettiera è il processo di base che regola il ciclo dei nutrienti, in particolare il carbonio, negli ecosistemi forestali ed è il primo stadio della formazione dell'humus del suolo. La decomposizione della lettiera è la principale fonte di nutrienti che ritornano al suolo.

I resti organici che entrano nel suolo sono soggetti a processi di mineralizzazione e umificazione. La decomposizione della lettiera consiste nella mineralizzazione e nell'umificazione di lignina, cellulosa e altri composti da parte di microrganismi, seguita dallo spostamento dei prodotti di decomposizione negli orizzonti minerali del suolo.

La qualità della lettiera è determinata in base alla composizione chimica, cioè al contenuto di azoto, fosforo, potassio, lignina o cellulosa. La qualità della lettiera, che è determinata dalla composizione della vegetazione, influenza non solo il tasso di decomposizione ma anche le dinamiche di mineralizzazione ed il rilascio dei nutrienti.

La composizione chimica della lettiera influenza la struttura dei microrganismi che colonizzano i detriti mentre decompongono i substrati di carbonio. La qualità della lettiera influisce direttamente sulle comunità di decompositori microbici, che sono legate alla decomposizione della lettiera per secrezione di enzimi extracellulari. Come risultato dell'attività enzimatica, substrati facilmente accessibili, come zuccheri, amidi o amminoacidi, nonché substrati più complessi, come cellulosa, emicellulosa o lignine, vengono degradati.

Sono diverse le pratiche di gestione forestale che modellano il processo di decomposizione dei rifiuti modificando le attività degli enzimi microbici. Inoltre, la composizione chimica della lettiera, i fattori ambientali e i microrganismi ne influenzano la produzione. Le proprietà fisiche e chimiche dei suoli sono importanti per la decomposizione della lettiera. Il contenuto di frazioni di sabbia, limo e argilla è molto importante perché stimola la dinamica dei nutrienti.

In questo studio, si è tentato di escludere l'influenza delle proprietà del suolo sull'attività enzimatica e sulla stabilizzazione della sostanza organica del suolo.

Ci sono poche informazioni sulla quantità di nutrienti rilasciati durante i processi di decomposizione della lettiera nelle specie decidue e nelle conifere in relazione all'attività biochimica ed alla stabilizzazione della sostanza organica del suolo.

L'obiettivo principale dello studio è dimostrare il ruolo dei nutrienti rilasciati dalla decomposizione di lettiere di diverse specie di alberi nell'attività enzimatica e nella stabilizzazione della materia organica del suolo.

Sono state testate le seguenti ipotesi:

- Se i componenti rilasciati dalla decomposizione della lettiera composta di cenere stimolano più fortemente l'attività degli enzimi extracellulari e l'attività della deidrogenasi rispetto alle lettiere di pino, faggio e quercia.
- Se gli effetti dei processi di decomposizione della lettiera di latifoglie e di conifere sono visibili nella quantità di frazioni leggere e pesanti di materia organica del suolo

Area di studio, materiali e metodi

Lo studio è stato condotto nelle aree sperimentali del Dipartimento di Ecologia e Selvicoltura di Cracovia e consiste in confronti di proprietà del suolo selezionate sotto diversi popolamenti di alberi mantenendo substrati geologici e clima simili.

Sono state selezionate quattro aree coperte da frassino (Fraxinus excelsior L.), quercia (Quercus robur L.), faggio (Fagus sylvatica L.) e pino (Pinus sylvestris L.) in un complesso forestale nel distretto di Miechów (Polonia meridionale).

In ciascuna delle quattro aree sperimentali, sono stati selezionati cinque lotti di campionamento.

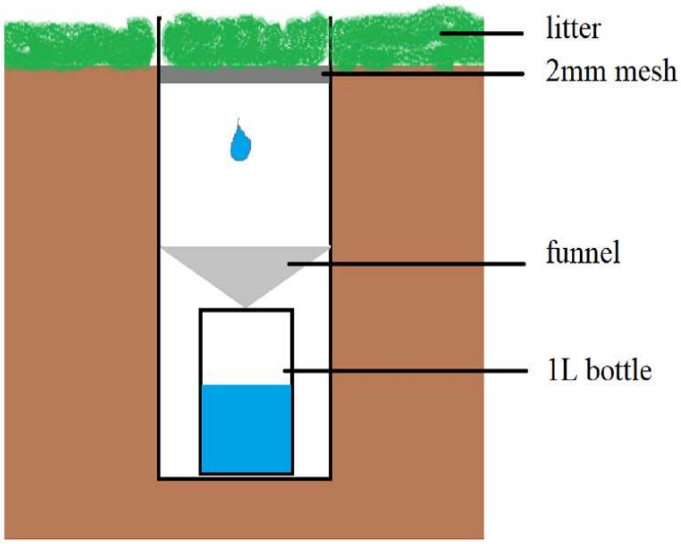


Figura 3.10 Progettazione del lisimetro per la raccolta del percolato

Su ogni lotto di campionamento sono stati installati lisimetri gravimetrici. Il percolato, ovvero l'acqua che percola dalla lettiera, è stato raccolto in lisimetri che sono stati installati su ciascun lotto (**Fig. 3.10**).

Il filtrato è stato raccolto durante l'intervallo di due settimane e analizzato in laboratorio.

Nel tardo autunno, quando le temperature sono nettamente inferiori, gli alberi perdono le foglie e inizia la decomposizione.

Nei mesi da novembre ad aprile la decomposizione è rallentata o ridotta al minimo a causa delle basse temperature che limitano l'attività microbiologica. Pertanto, i mesi con temperature basse sono stati omessi dallo studio ed è stato selezionato il periodo primaverile.

Analisi di laboratorio

È stata utilizzata la diffrazione laser per determinare la distribuzione delle dimensioni delle particelle. Il contenuto di azoto totale (N) e carbonio organico (Ct) è stato misurato utilizzando l'analizzatore LECO CNS True Mac, compreso il calcolo del rapporto C / N.

Per determinare l'attività enzimatica, i campioni freschi con umidità naturale sono stati setacciati attraverso un setaccio (ø 2 mm) e conservati a 4 ° C prima dell'analisi.

L'attività deidrogenasi (DH) è stata determinata utilizzando il metodo di Lenhard. L'attività degli enzimi extracellulari (β- glucosidasi (BG); β-D-cellobiosidasi (CB); xilanasi (XYL); N-acetil-β- D-glucosaminidasi (NAG); fosfatasi (PH) e arilsolfatasi (SP)) sono stati determinati utilizzando substrati marcati fluorogenicamente.

Sono state determinate la frazione leggera libera (fLF), la frazione leggera occlusa dall'aggregato (oLF) e la frazione associata ai minerali (MAF) della materia organica del suolo.

Il contenuto di carbonio (CfLF, CoLF e CMAF) e azoto (NfLF, NoLF e NMAF) di ciascuna frazione di materia organica del suolo è stato determinato utilizzando un analizzatore LECO CNS.

I campioni di acqua raccolti dai lisimetri sono stati prima conservati a 4 ° C, poi filtrati e analizzati chimicamente mediante cromatografia ionica.

Le concentrazioni di carbonio totale (TC), carbonio inorganico (IC), carbonio organico totale (TOC) e azoto totale (TN) sono state determinate utilizzando un analizzatore di carbonio organico.

Sono stati anche determinati la conducibilità elettrica (EC) e i valori di pH.

Analisi statistica

È stato utilizzato per l'analisi statistica il software STATISTICA 12; mentre interpretare i fattori in determinati nei set di dati è stata utilizzata l'analisi dei componenti principali (PCA).

Risultati

Sono state registrate differenze significative nel contenuto di azoto e carbonio nella lettiera testata. La lettiera di pino era caratterizzata da un alto contenuto di carbonio (37,39%) e dal più basso contenuto di azoto (0,88%) rispetto alla lettiera di altre specie. Al contrario, la lettiera di cenere aveva il contenuto di azoto più alto (1,30%) e il contenuto di carbonio più basso (24,79%). Il più alto contenuto di carbonio è stato registrato per la lettiera di faggio (41,52%).

Il contenuto più alto di Ca, Mg e K è stato registrato nella lettiera di cenere, era inferiore nella lettiera di faggio e quercia ed era il più basso nella lettiera di pino.

Per quanto riguarda l'analisi del filtrato, rilasciato durante la decomposizione della lettiera, il pH e l'EC più elevati sono stati trovati nel filtrato di lettiera di cenere, mentre i valori più bassi sono stati osservati nel filtrato di lettiera di pino.

La lettiera di cenere, rispetto alla lettiera di faggio, quercia e pino, ha rilasciato le quantità statisticamente più elevate di DOC e azoto (**Tabella 3.3**).

Tabella 3.4 Concentrazioni di carbonio totale (TC), carbonio inorganico (IC), carbonio organico totale (TOC) e azoto totale (TN) dei percolati da lettiera.

	pH	EC	TC	DOC	TN
Ash	6.42 ± 0.21^{a}	298.89 ± 60.93^{a}	1126.39 ± 67.79^{a}	1121.03 ± 68.03^{a}	21.14 ± 1.51^{a}
Beech	4.57 ± 0.20^{c}	212.97 ± 39.27^{b}	845.08 ± 26.41^{c}	844.44 ± 26.47^{c}	17.87 ± 4.81^{ab}
Oak	5.91 ± 0.18^{b}	178.92 ± 9.99^{bc}	951.61 ± 10.87^{b}	947.77 ± 10.12^{b}	17.37 ± 0.75^{ab}
Pine	4.45 ± 0.26^{c}	125.33 ± 8.66^{c}	791.70 ± 13.75^{c}	791.10 ± 13.67^{c}	14.74 ± 0.53^{b}

Mean ± SD; EC - electrical conductivity ($mS \cdot cm^{-1}$), TC - concentrations of total carbon ($mg \cdot L^{-1}$), IC - inorganic carbon ($mg \cdot L^{-1}$), TN - total nitrogen ($mg \cdot L^{-1}$), DOC - dissolved organic carbon ($mg \cdot L^{-1}$); small letters in the upper index of the mean values mean significant differences between species.

L'attività enzimatica più elevata, invece, è stata riscontrata nel suolo dei popolamenti di frassino, mentre l'attività più bassa è stata riscontrata nel suolo dei popolamenti di pino (**Tabella 3.4**).

Tabella 3.4 Attività enzimatica dei suoli.

	DH	BG	CB	NAG	XYL	PH	SP
Ash	39.08 ± 13.32^{a}	275.11 ± 45.47^{a}	69.35 ± 11.83^{a}	254.11 ± 46.29^{a}	45.39 ± 2.99^{a}	391.26 ± 27.27^{a}	3.25 ± 0.68^{a}
Beech	17.40 ± 3.81^{b}	153.94 ± 17.74^{bc}	36.71 ± 6.25^{bc}	146.66 ± 17.93^{bc}	37.31 ± 1.72^{bc}	318.22 ± 17.21^{bc}	1.26 ± 0.70^{bc}
Oak	26.95 ± 5.09^{ab}	184.89 ± 26.89^{b}	45.64 ± 9.94^{b}	174.72 ± 27.32^{b}	41.31 ± 3.09^{ab}	347.10 ± 16.18^{ab}	2.37 ± 0.36^{ab}
Pine	18.95 ± 3.04^{b}	101.43 ± 21.45^{c}	22.83 ± 5.90^{c}	101.16 ± 18.87^{c}	35.05 ± 2.92^{c}	294.44 ± 38.32^{c}	0.89 ± 0.71^{c}

Mean ± SD;CB - β-D-cellobiosidase, XYL - xylanase, NAG - *N*-acetyl-β-D-glucosaminidase, BG - β-glucosidase, PH - phosphatase and SP – arylosulphatase; small letters in the upper index of the mean values mean significant differences between species.

Il suolo di querce e faggi mostra valori intermedi rispetto all'attività di tutti gli enzimi extracellulari rispetto a frassini e pini.

Il terreno sotto i popolamenti di faggio è caratterizzato da un'attività simile a quello riscontrato nei popolamenti di pino.

Il suolo delle pinete è caratterizzato dalla più alta quantità di carbonio nella frazione leggera libera. I suoli dei popolamenti decidui sono considerevolmente più poveri in termini di carbonio.

I rapporti C / N più bassi in tutte le frazioni sono caratteristici dei suoli delle piantagioni di frassino, mentre i valori più alti si ottengono nei suoli dei boschi di pino.

Conclusioni

I nostri risultati hanno dimostrato che il carbonio organico, l'azoto e altre sostanze minerali rilasciate dalla lettiera in decomposizione inducono cambiamenti nelle proprietà del suolo. Le attività enzimatiche, responsabili dei cicli dei macronutrienti, sono migliorate nel processo di decomposizione della lettiera.

Lo studio ha confermato che carbonio e azoto vengono liberati maggiormente da una lettiera di cenere rispetto a una di quercia, faggio e pino. Lo studio indica inoltre che, l'analisi della frazione di sostanza organica del suolo, può essere utilizzata per valutare i cambiamenti della composizione delle specie del popolamento boschivo. L'influenza delle specie arboree, osservata nella quantità di carbonio e azoto delle frazioni leggere e pesanti del suolo organico, assume importanza.

Il rapporto C / N può essere utilizzato per valutare la qualità della SO nei suoli forestali anche in base alla composizione delle specie.

C, N e gli enzimi del suolo, delle frazioni di SO, sono buoni indicatori dei cambiamenti del suolo indotti dalla lettiera.

Una selezione inappropriata della composizione delle specie può portare a cambiamenti nelle proprietà base dei suoli e, di conseguenza, a cambiamenti dell'attività ed alla diversità della comunità microbica.

I risultati suggeriscono che il pino e le monocolture di faggio hanno l'effetto meno favorevole sulle proprietà del suolo, soprattutto in termini di attività enzimatica e qualità di materia organica nel suolo.

3.5. Articolo V

Titolo: Chronic insect herbivores accelerate litter decomposition and nutrient recycling rates along an environmental/herbivory gradient in northern Patagonia

Autori: Maria-Victoria Piazzaa, Noemí Mazíaa, Thomas Kitzbergerb, Enrique J. Chanetonc

Introduzione

La decomposizione della lettiera rappresenta un processo chiave negli ecosistemi terrestri regolando l'ingresso di materia organica nel suolo, che è controllato dall'ambiente biotico e abiotico.

Le condizioni climatiche locali determinano l'ambiente di decomposizione, la composizione e la struttura della foresta, nonché i consumatori e le comunità di decompositori.

Negli ecosistemi forestali, gli insetti defogliatori sono i principali consumatori che influenzano direttamente e indirettamente i processi degradativi che avvengono nella lettiera. Alcuni studi hanno esaminato i diversi meccanismi attraverso i quali gli insetti defogliatori delle foreste possono alterare la quantità e la qualità della biomassa morta che entra nella rete alimentare dei decompositori.

Oltre agli effetti degli insetti, la qualità della lettiera e il suo tasso di decomposizione sono anche fortemente controllati dal contesto climatico.

Le specie che vivono in condizioni di acqua e nutrienti limitanti producono generalmente lettiera con un basso contenuto di azoto e acqua, alta tenacità e difese, producendo quindi una qualità della lettiera inferiore con un tasso di decomposizione più lento.

Quindi, la qualità della lettiera può essere modellata, sia dal contesto climatico, che dalle popolazioni di insetti presenti, rendendo l'approccio ideale per studiare il loro ruolo nel processo di decomposizione.

L'obiettivo è quindi studiare il processo di decomposizione della lettiera e le sue dinamiche nutritive in due contesti forestali contrastanti: foreste di faggio meridionale (Nothofagus pumilio) "umide" e "secche" della Patagonia nord-occidentale.

Sono state proposte le seguenti ipotesi di lavoro:

1- In assenza di interazione, si prevede che la decomposizione della lettiera sarà più rapida negli ambienti umidi piuttosto che nelle foreste secche e che, indipendentemente dall'ambiente di decomposizione, la lettiera nelle foreste umide si decomporrà più velocemente della lettiera presente nelle foreste secche.
2- Gli insetti defogliatori modificano la qualità della lettiera, la decomposizione e i tassi di ritenzione del rilascio dei nutrienti. Si prevede quindi che il tasso di decomposizione e il tasso di rilascio di nutrienti della lettiera danneggiata saranno più veloci della lettiera non danneggiata.

Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto sulle Ande nel nord-ovest della Patagonia Argentina. La catena montuosa delle Ande riesce a fornire una protezione dai venti e dalle precipitazioni tale da riuscire a trovare a distanza di 60 km due climi molto differenti: uno piuttosto arido ed uno piuttosto umido. Le foreste native sono dominate dalla latifoglia decidua Nothofagus pumilio.

Le foreste di N. pumilio nell'estremo più umido hanno foglie con una dimensione, un'area fogliare specifica, N, P ed un contenuto d'acqua maggiore rispetto alle foreste nell'estremo più secco le quali sono più dure e con un rapporto C: N più elevato.

Le foreste umide e secche differiscono anche per la loro attività degli insetti erbivori e la composizione dominante delle loro popolazioni. I suoli forestali sono scarsamente sviluppati.

Sono stati selezionati quattro popolamenti forestali di N. pumilio, due dei quali situati nell'estremo più umido e gli altri due situati nell'estremo più secco.

Le proprietà chimiche del suolo dallo strato superficiale (10 cm) sono state caratterizzate da 5 campioni casuali per supporto. L'analisi chimica includeva la concentrazione di P e N, pH e conduttività elettrica.

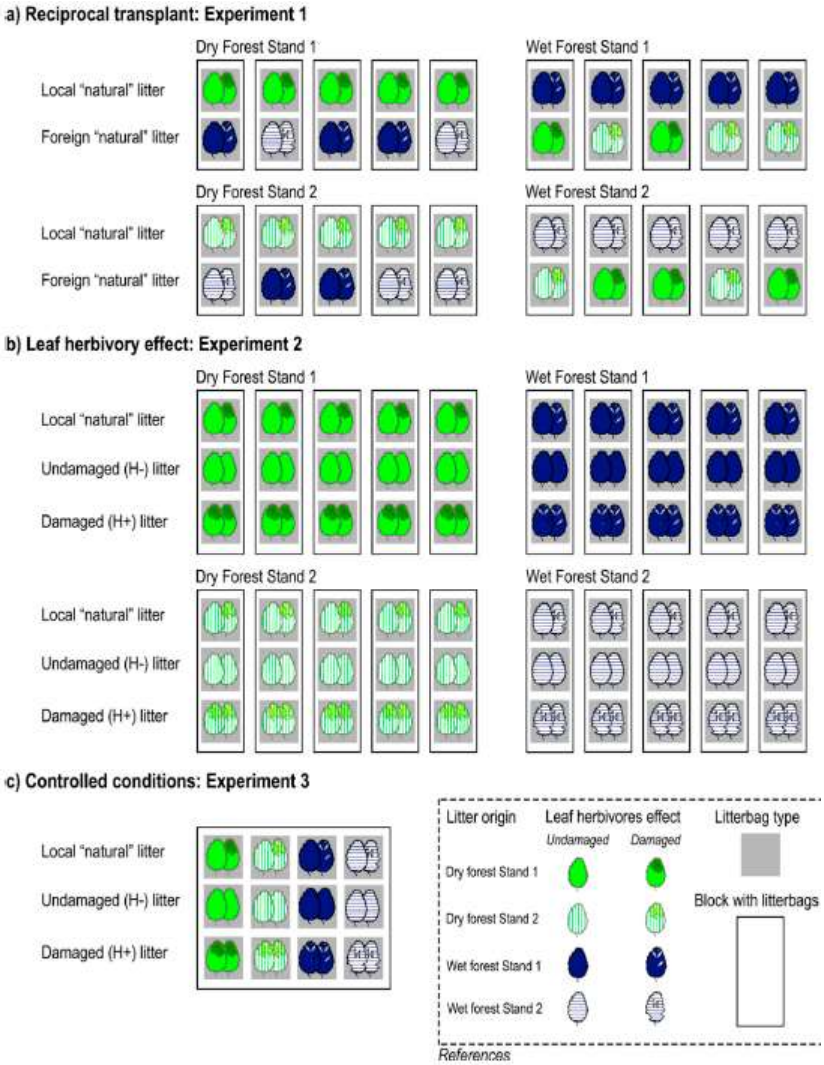


Figura 3.11 Disegno sperimentale della decomposizione della lettiera.

Non c'erano differenze nelle proprietà del suolo dello stesso tipo forestale (asciutta o umida). I terreni umidi avevano una minore concentrazione di P e un pH inferiore rispetto ai terreni asciutti. Non c'erano differenze evidenti in N totale, conducibilità elettrica o C organico totale.

Esperimenti di decomposizione della lettiera (**Fig. 3.11**)

Abbiamo eseguito tre esperimenti di decomposizione della lettiera, due dei quali in condizioni di campo e il terzo in condizioni controllate.

I campioni della lettiera sono stati raccolti dal suolo forestale una settimana dopo la caduta delle foglie in autunno. Da questi campioni, abbiamo analizzato il peso secco della lettiera fresca, il contenuto di ceneri, la concentrazione di C organico totale, N e P.

Questi dati sono stati usati per rappresentare la lettiera all'inizio degli esperimenti.

Esperimento 1: trapianto di lettiera reciproca

Per svelare l'effetto dell'ambiente forestale dai tratti della lettiera sul processo di decomposizione, sono stati eseguiti due esperimenti di trapianto reciproco di lettiera tra boschi umidi e asciutti (Esperimento 1a e 1b). Questo ci ha permesso di separare gli effetti del tipo di foresta (popolamenti umidi o asciutti) e dell'identità della lettiera (origine: popolamenti umidi o asciutti).

Esperimento 2: interazione degli insetti defogliatori sulla decomposizione della lettiera in sito

È stato impostato un secondo esperimento di decomposizione della lettiera per esaminare l'influenza del danno degli insetti defogliatori, nelle foreste umide e secche, sui processi di decomposizione della lettiera in sito.

Esperimento 3: interazione degli insetti defogliatori sulla decomposizione della lettiera in ambiente controllato

È stato eseguito un esperimento in condizioni controllate per isolare l'effetto sulla lettiera indipendentemente sia dall'origine di quest'ultima (foresta secca o umida), sia dai possibili danni provocati da altri insetti non interessati da questo esperimento.

Quindi i risultati trovati sono indipendenti sia dalle condizioni biotiche che abiotiche degli ambienti forestali.

In ciascun popolamento forestale, sono stati selezionati in modo casuale dieci alberi adulti di N. pumilio e da ognuno di questi è stato prelevato un ramo in maniera casuale, la frequenza dei danni è stata poi calcolata dividendo il numero di foglie danneggiate per il totale delle foglie raccolte.

Analisi dei dati

Il tasso di decadimento della lettiera è stato calcolato come la pendenza funzione esponenziale:

Mn / M0 = e (−kt)

dove M è la massa residua secca priva di ceneri da ciascuna data di raccolta (anno n) e dall'inizio dell'esperimento (anno 0).

La massa dei nutrienti è stata calcolata come il prodotto tra la massa della lettiera e la sua concentrazione di nutrienti. I tassi di ritenzione del rilascio di nutrienti (C, N e P) sono stati stimati da un modello esponenziale.

Risultati

Trapianto di lettiera reciproca (Esperimenti 1a e 1b)

La decomposizione della lettiera e i tassi di rilascio dei nutrienti sono stati controllati principalmente dai tratti della lettiera (origine umida o secca) e meno dall'ambiente di decomposizione (tipo di umidità della foresta: umido o secco).

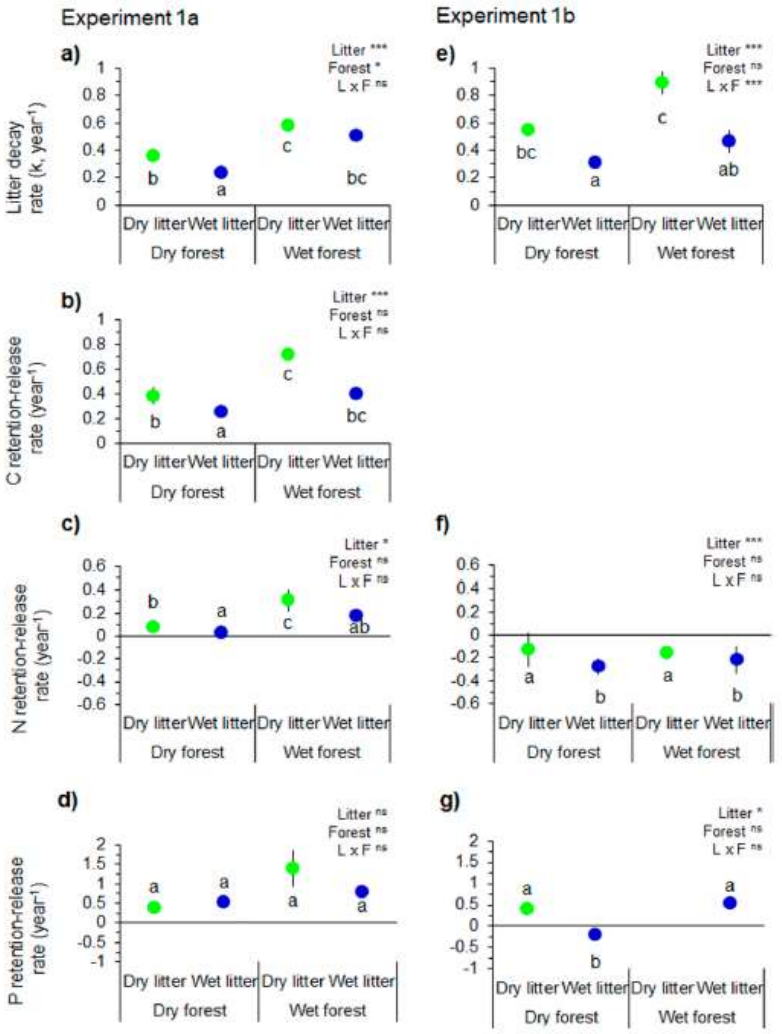


Figura 3.12 Decomposizione della lettiera e rilascio dei nutrienti

La lettiera originaria delle foreste secche ha mostrato i tassi di decomposizione e rilascio di nutrienti più rapidi, sia in ambienti forestali umidi che asciutti **(Fig. 3.12**).

I rifiuti forestali asciutti hanno mostrato il tasso di decadimento più veloce in ambienti forestali umidi, e i rifiuti forestali umidi hanno mostrato il tasso di decadimento più lento in ambienti forestali asciutti.

L'influenza degli insetti erbivori e del contesto forestale sulla qualità dei rifiuti

La frequenza dei danni sulla lettiera "naturale" e le popolazioni di insetti dominanti differivano tra foreste secche e umide. La metà della frequenza dei danni causati nella lettiera nelle foreste umide è stata causata dagli insetti masticatori.

La qualità chimica è simile tra le lettiere "naturali" provenienti da boschi umidi e asciutti, per quanto riguarda la concentrazione di C, N e P. Tuttavia, è risultata diversa dopo aver smistato la lettiera in foglie danneggiate (H +) e non danneggiate (H−).

La lettiera danneggiata (H +) ha mostrato un rapporto C: N inferiore rispetto alla lettiera non danneggiata (H−), e questa differenza era maggiore nelle foreste secche rispetto alle foreste umide (**Tabella 3.5**).

Tabella 3.5 Qualità chimica della lettiera fresca proveniente da foreste secche e umide.

	Organic C (%)	Total N (%)	Total P (%)	C: N	C: P	N: P
(a) Fresh litter collected in 2003 (Exp. 1a)						
Dry forest, Natural litter	40.93 ± 0.22 a	0.52 ± 0.06 b	0.09 ± 0.01 a	84.3 ± 11.5 ab	469 ± 61.6 a	5.81 ± 0.14 ab
Dry forest, H− litter	44.14 ± 0.08 c	0.37 ± 0.01 a	0.09 ± 0.02 a	121.4 ± 3.7 c	523. ± 105.4 ab	4.32 ± 0.99 a
Dry forest, H+ litter	43.56 ± 0.25 bc	0.61 ± 0.02 b	0.08 ± 0.001 a	72.3 ± 2.6 ab	585 ± 1.4 b	8.14 ± 0.24 b
Wet forest, Natural litter	39.95 ± 0.15 ab	0.62 ± 0.01 bc	0.11 ± 0.02 a	65.3 ± 1.4 ab	374 ± 62.4 a	5.81 ± 1.04 ab
Wet forest, H− litter	45.69 ± 0.87 c	0.60 ± 0.001 b	0.09 ± 0.01 a	76.4 ± 1.5 b	528 ± 79.0 ab	6.94 ± 0.91 ab
Wet forest, H+ litter	45.92 ± 1.09 c	0.69 ± 0.01 c	0.09 ± 0.002 a	67.2 ± 0.5 a	522 ± 22.0 b	7.82 ± 0.26 ab
Anova: Litter composition	$F_{2,46}$ = 28.4, P < 0.0001	$F_{2,46}$ = 426.6, P < 0.0001	$F_{2,46}$ = 2.72, P = 0.08	$F_{2,46}$ = 179.2, P < 0.0001	$F_{2,46}$ = 4.07, P = 0.02	$F_{2,46}$ = 18.76, P < 0.0001
Anova: Forest	$F_{1,6}$ = 1.57, P = 0.26	$F_{1,6}$ = 70.62, P = 0.0002	$F_{1,6}$ = 2.66, P = 0.15	$F_{1,6}$ = 68.8, P = 0.0002	$F_{1,6}$ = 2.74, P = 0.15	$F_{1,6}$ = 0.80, P = 0.41
Anova: Litter × Forest	$F_{2,46}$ = 5.54, P = 0.007	$F_{2,46}$ = 27.7, P < 0.0001	$F_{2,46}$ = 0.94, P = 0.40	$F_{2,46}$ = 77.5, P < 0.0001	$F_{2,46}$ = 0.41, P = 0.66	$F_{2,46}$ = 7.43, P = 0.002
(b) Fresh litter collected in 2004 (Exp. 1b, 2, 3)						
Dry forest, Natural litter	44.18 ± 0.78 a	0.55 ± 0.11 b	0.035 ± 0.005 b	83.6 ± 17.2 ab	1425 ± 289 ab	19.07 ± 7.72 a
Dry forest, H− litter	46.82 ± 0.77 ab	0.32 ± 0.04 a	0.025 ± 0.008 a	156.2 ± 15.0 c	1923 ± 695 c	14.61 ± 3.90 a
Dry forest, H+ litter	43.95 ± 1.91 a	0.52 ± 0.04 b	0.034 ± 0.003 b	85.6 ± 1.9 ab	1375 ± 0.8 ab	16.03 ± 0.33 a
Wet forest, Natural litter	47.40 ± 0.62 ab	0.56 ± 0.02 b	0.038 ± 0.001 a	84.6 ± 1.38 b	1452 ± 153 b	17.21 ± 2.06 a
Wet forest, H− litter	49.50 ± 0.67 b	0.54 ± 0.01 b	0.034 ± 0.003 a	93.0 ± 0.7 bc	1549 ± 49.5 ab	16.65 ± 0.50 a
Wet forest, H+ litter	44.70 ± 2.34 a	0.63 ± 0.03 b	0.059 ± 0.007 b	71.8 ± 0.7 a	798 ± 84.3 a	11.15 ± 1.22 a
Anova: Litter composition	$F_{2,50}$ = 9.88, P = 0.0002	$F_{2,52}$ = 66.62, P < 0.0001	$F_{2,52}$ = 26.70, P < 0.0001	$F_{2,50}$ = 49.70, P < 0.0001	$F_{2,52}$ = 5.31, P = 0.008	$F_{2,52}$ = 2.30, P = 0.11
Anova: Forest	$F_{1,2}$ = 9.02, P = 0.095	$F_{1,2}$ = 4.22, P = 0.18	$F_{1,2}$ = 38.41, P = 0.0251	$F_{1,2}$ = 6.50, P = 0.13	$F_{1,2}$ = 13.23, P = 0.07	$F_{1,2}$ = 0.81, P = 0.46
Anova: Litter × Forest	$F_{2,50}$ = 1.08, P = 0.35	$F_{2,52}$ = 10.87, P = 0.0001	$F_{2,52}$ = 14.30, P < 0.0001	$F_{2,50}$ = 34.06, P < 0.0001	$F_{2,52}$ = 1.97, P = 0.15	$F_{2,52}$ = 1.33, P = 0.27

Danni alle foglie e decomposizione della lettiera (esperimenti 2 e 3)

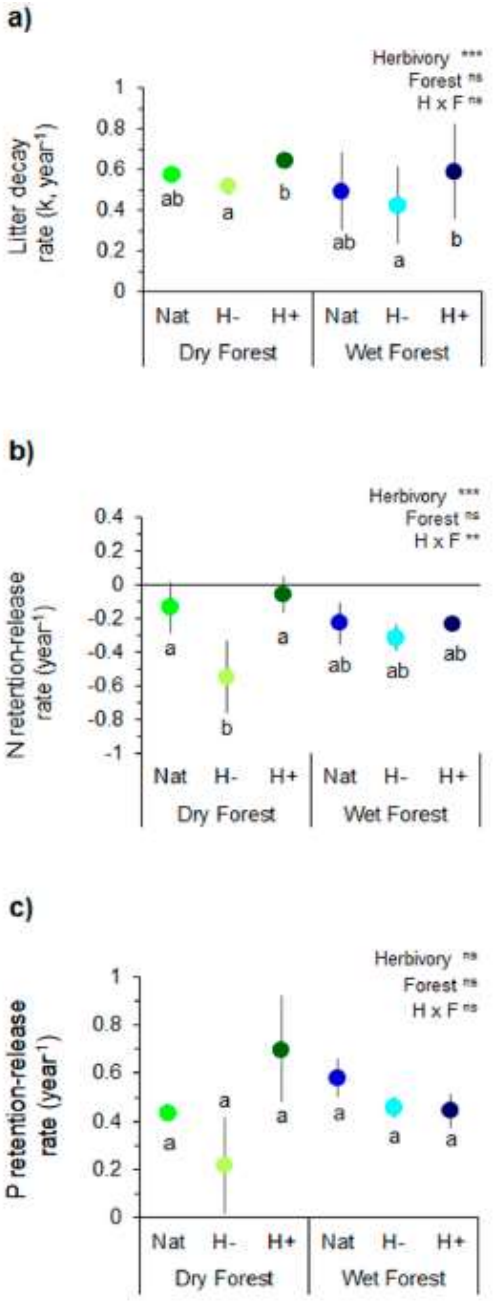


Figura 3.13 Esperimento sul campo per testare l'effetto dei defogliatori sulle lettiere forestali di N. pumilio asciutte (verdi) e umide (blu).

Gli insetti defogliatori hanno influenzato il tasso di decomposizione della lettiera ed il valore di N durante il processo. La lettiera secca e umida "naturale" presentava tassi di decadimento simili, come osservato negli esperimenti 1a e 1b (**Fig. 3.13a**).

Nelle foreste secche, la lettiera non danneggiata (H−) ha mostrato, in media, una ritenzione di N sette volte maggiore rispetto alla lettiera danneggiata (H + o "Naturale"), mentre questa differenza non è stata osservata sulle foreste umide (**Fig. 3.13b**)

Non sono state osservate differenze nel tasso di rilascio di P durante la decomposizione tra condizioni ambientali controllate o in campo (**Fig. 3.13c**).

I risultati sono stati coerenti in condizioni controllate, dove anche la lettiera danneggiata si è decomposta più velocemente di quella non danneggiata, ma con una grandezza inferiore rispetto ai risultati sul campo (**Fig.3.14**).

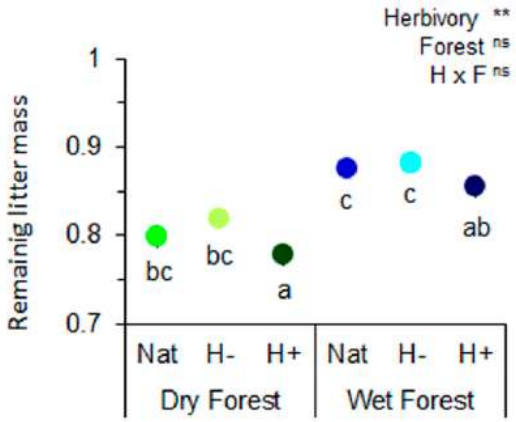


Figura 3.14 Massa rimanente della lettiera dopo un periodo di decomposizione di quattro mesi in condizioni controllate in laboratorio che testano l'effetto della chioma erbivora nelle foreste di N. pumilio secca (verde) e umida (blu).

Conclusioni

Sono stati esaminati gli effetti delle condizioni ambientali, del controllo sulla decomposizione della lettiera e dei tassi di rilascio dei nutrienti dalle foreste di Nothofagus pumilio "umide" e "secche" della Patagonia nord-occidentale.

I risultati principali evidenziano che i tratti di lettiera derivati dal loro tipo di foresta d'origine sono stati un fattore importante nel controllo di questi processi, in entrambi gli ambienti.

Tuttavia, a differenza delle aspettative, il tasso di decomposizione e il rilascio di nutrienti dalla lettiera forestale secca è sempre stato più veloce rispetto all'ambiente più umido (Esperimenti 1a e 1b).

Gli insetti defogliatori hanno modellato i tratti della lettiera e ne hanno accelerato la decomposizione e il riciclaggio dei nutrienti (Esperimenti 2 e 3).

Questo è dipeso anche dal contesto ambientale (foresta secca o umida) che ha modellato il popolamento e l'attività di questi insetti.

Quindi, questo studio fornisce prove sul ruolo della comunità locale di insetti erbivori nella regolazione del funzionamento delle foreste, attraverso modifiche sui tratti della lettiera e sul processo di decomposizione.

È stato scoperto anche che le differenze tra le popolazioni di insetti che abitano in ambienti contrastanti hanno svolto un ruolo chiave nella decomposizione dei rifiuti e nella dinamica dei nutrienti.

È stato mostrato, infatti, che gli insetti erbivori nelle foreste secche sono molto importanti nel plasmare le differenze tra le origini della lettiera.

L'effetto di questi insetti defogliatori nell'accelerare la decomposizione della materia organica e il rilascio di nutrienti nelle foreste secche potrebbero contrastare i limiti degli alberi che vivono in condizioni difficili.

4. Conclusioni

Dall'analisi dei seguenti studi sono emersi punti di vista differenti sulla questione della sostanza organica.

È risultato innanzitutto che la sostanza organica porta effettivamente dei grossi vantaggi, non solo al terreno, ma anche alla popolazione sia vegetale che animale all'interno del bosco.

È stato possibile costatare che il rilascio di carbonio organico, azoto e sostanze minerali derivati dalla decomposizione della sostanza organica nella lettiera del suolo forestale, abbia portato miglioramenti sia alle proprietà del suolo stesso (come la fertilità, la quantità di acqua disponibile e l'attività enzimatica dei microrganismi) ma anche sul benessere generale dell'intero ecosistema boschivo.

È stato evidenziato anche il fatto che la sostanza organica ha un ruolo molto importante nello stoccaggio del carbonio atmosferico (uno dei principali responsabili del cambiamento climatico).

Le foreste sono in grado di stoccare quantità, per l'appunto, molto importanti di carbonio ed uno dei metodi migliori per affrontare questo problema è la riconversione dei terreni nudi in nuove aree boschive; è qui che entra in gioco la sostanza organica perché come si è potuto osservare, per migliorare questo processo di riconversione, la sua aggiunta al terreno prima del rimboschimento porta, infatti, a dei risultati migliori.

È anche vero però che la giusta formazione ed il corretto funzionamento della sostanza organica sono risultati degli aspetti molto delicati. La formazione ottimale della lettiera è infatti soggetta non solo al tipo di clima e al tipo di specie dominante nel bosco, ma anche dalla fauna e microfauna presente oltre che ad eventuali cambiamenti atmosferici.

Questo fa si che per una buona riuscita di un rimboschimento la scelta ottimale delle specie arboree è essenziale non solo per la corretta formazione della SO ma anche per aver, successivamente, una popolazione di insetti adeguata che non vada ad influire su di essa negativamente.

Visto che è stato osservato che una popolazione di insetti è in grado di influire sulla creazione di una lettiera (e di conseguenza sullo sviluppo di una buona SO) tale da favorire la crescita del bosco anche negli ambienti più ostici.

Questa analisi ha inoltre mostrato come, però, l'eccessivo accumulo di legno morto possa risultare dannoso al micro-ecosistema, rilasciando eccessive quantità di CO2 e CH4 durante la sua decomposizione.

Ricapitolando, alla fine di questa analisi è risultato che la sostanza organica presente nella lettiera dei suoli forestali è una parte fondamentale sia per il micro-ecosistema della lettiera

stessa, sia per l'ecosistema forestale in generale, permettendoci, con il suo utilizzo, di portare miglioramenti anche a suoli ormai degradati.

Essendo quindi, la sostanza organica, molto delicata e sensibile a qualsiasi cambiamento, è possibile, analizzandola, di monitorare eventuali cambiamenti all'interno della popolazione forestale, rendendo comunque necessaria una gestione selvicolturale per evitarne l'eccessivo accumulo.

5. Bibliografia e Sitografia

- H. Hart, L. E. Craine, D. J. Hart, C. M. Hadad, 2008. *Chimica Organica*. Zanichelli. Sesta edizione.

- D. C. Harris, 2005. *Chimica Analitica Quantitativa.* Zanichelli. Seconda edizione.

- C. Rubino, I. Venzaghi, R. Cozzi, 2012. *Le Basi Della Chimica Analitica.* Zanichelli.

- https://www.rivistadiagraria.org/articoli/anno-2011/sostanza-organica-importanza-ed-effetti/

- https://www.regione.piemonte.it/web/temi/ambiente-territorio/foreste/foreste-piemonte-economia-ambiente/bosco-sue-funzioni

- https://www.bafu.admin.ch/bafu/it/home/temi/bosco/info-specialisti/stato-e-funzioni-del-bosco/il-suolo forestale.html#:~:text=I%20suoli%20forestali%20sono%20habitat,preziosa%20riserva%20idrica%20e%20nutritiva.&text=Il%20carbonio%20presente%20nel%20suolo,piante%20nei%20periodi%20di%20siccit%C3%A0.

- http://www.chimicare.org/curiosita/la-chimica-delle-piante/da-cosa-e-fatto-lhumus-formazione-e-proprieta-della-sostanza-organica-nel-terreno/

- https://www.docenti.unina.it/webdocenti-be/allegati/materiale-didattico/131383

- http://biosproject-earth.blogspot.com/2011/02/processi-di-consumo-e-decomposizione.html

- Lagomarsino, I. De Meo, A. E. Agnelli, A. Paletto, G. Mazza, E. Bianchetto, R. Pastorelli, 2020. *Decomposition of black pine (Pinus nigra J. F. Arnold) deadwood and its impact on forest soil components*. Science of the Total Environment. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142039

- M. Sławski, T. Tarabuła, M. Sławska, 2020. *Does the enrichment of post-arable soil with organic matter stimulate forest ecosystem restoration — A view from the perspective of three decades after the afforestation of farmland*. Forest Ecology and Management. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118525

- Ş. T. Günera, N. Erkanb, R. Karataşc, 2020. *Effects of afforestation with different species on carbon pools and soil and forest floor properties*, Catena. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104871

- E. Błońska, W. Piaszczyk, K. Staszel, J. Lasota, 2020. *Enzymatic activity of soils and soil organic matter stabilization as an effect of components released from the decomposition of litter*. Applied Soil Ecology. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103723

- M. V. Piazzaa, N. Mazíaa, T. Kitzbergerb, E. J. Chanetonc, 2020. *Chronic insect herbivores accelerate litter decomposition and nutrient recycling rates along an environmental/herbivory gradient in northern Patagonia.* Forest Ecology and Management. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118534