

Emissioni di N₂O e CH₄ da ecosistemi forestali: stato dell'arte e potenzialità di mitigazione

1. Introduzione

Negli ultimi decenni lo studio dei cambiamenti climatici è stato affrontato in diverse discipline scientifiche, che hanno messo in evidenza l'importante relazione tra il riscaldamento globale e l'aumento delle emissioni di gas ad effetto serra (*greenhouse gases* – GHGs), quali l'anidride carbonica (CO₂), il metano (CH₄), il protossido di azoto (N₂O), l'ozono troposferico (O₃) ed i clorofluorocarburi (CFCs) (IPCC, 2007).

La concentrazione cumulata dei vari gas serra presenti in atmosfera è meno del 1%, ma il loro contributo sulla temperatura superficiale della terra è significativo, con un effetto di riscaldamento stimato in circa il 33% (HOUGHTON *et al.*, 2001). Ciò vuol dire che anche piccoli cambiamenti nella concentrazione di GHGs possono avere un effetto relativamente ampio sul clima globale.

CO₂, CH₄ e N₂O sono considerati responsabili rispettivamente per il 56%, il 15% e il 7% delle forzanti radiative di origine antropica durante il periodo 1958-1989 (HANSEN AND LACIS, 1990). Anche se ancora poco studiati, sia il *turnover* del CH₄ che quello del N₂O può influenzare significativamente il potenziale di riscaldamento globale (*global-warming potential* o GWP), riferito alla CO₂ equivalente (CO₂ eq): fatto pari a 1 il GWP di una molecole di CO₂, il GWP di una molecola di CH₄ è pari a 21 e quello dell'N₂O è pari a 310 (nell'arco di 100 anni di vita) (IPCC, 2007).

Gli ecosistemi terrestri e, in modo particolare, le foreste giocano un ruolo fondamentale in questi processi, sia nel ruolo attivo di emettitori (da cui la necessità di politiche di mitigazione) di GHGs, sia in quello passivo per le trasformazioni che il cambiamento climatico induce nella disponibilità, distribuzione e stabilità dei fattori produttivi e quindi nei prodotti e nei servizi offerti (da cui la necessità di politiche di adattamento).

Gli ecosistemi forestali hanno un ruolo chiave nei cicli biogeochimici globali. Il contributo netto di ogni ecosistema forestale al bilancio atmosferico globale di GHGs dipende da una differenza relativamente piccola tra diversi flussi. Di conseguenza, eventuali modificazioni in uno o più di questi flussi possono far cambiare il ruolo di un ecosistema forestale, passando da serbatoio di assorbimento netto a fonte di emissione di GHGs. Tale processo di inversione di ruolo potrebbe essere accelerato dai recenti cambiamenti globali legati sia al clima che ai cambiamenti di uso del suolo o più in generale delle risorse forestali.

Il presente studio si focalizza sulle emissioni di due importanti gas serra quali N₂O e CH₄ da diversi ecosistemi forestali, riportando una breve *overview* a scala globale per dare un contributo conoscitivo sul ruolo degli ecosistemi forestali come fonte di emissioni di questi due importanti GHGs in un contesto di cambiamento climatico globale.

2. Processi coinvolti nelle emissioni di GHGs in ecosistemi forestali

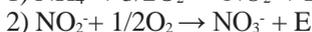
Il bilancio tra i vari processi biotici di produzione e consumo dei gas serra, nonché i fattori abiotici legati al clima ed alle caratteristiche chimico-fisiche del suolo, determinano se un ecosistema forestale funziona come serbatoio di assorbimento o fonte di emissione di tali gas (CONRAD, 1996).

I principali processi includono la nitrificazione, la denitrificazione, la metanogenesi e l'ossidazione del CH₄.

N₂O

I principali processi alla base della produzione di N₂O sono la nitrificazione, autotrofa ed eterotrofa, e la denitrificazione.

La nitrificazione è un processo biologico aerobico in cui l'ammonio (NH₄⁺) viene ossidato in due fasi, prima a nitrito (NO₂⁻) da batteri del genere *Nitrosomonas* e poi a nitrato (NO₃⁻) da batteri del genere *Nitrobacter*:



La produzione di N₂O nella nitrificazione autotrofa non è ancora molto chiara e si suppone che venga prodotto nella prima fase durante la formazione di NO₂⁻ (PAPEN AND RENNENBERG, 1990).

Al contrario la denitrificazione è un processo riduttivo ed avviene in micrositi in cui l'ossigeno molecolare non è presente:



In condizioni anaerobiche alcuni batteri possono utilizzare NO₃⁻/NO₂⁻ come accettori finali di elettroni alternativi all'O₂ per produrre in sequenza ossido di azoto (NO), N₂O ed infine azoto molecolare (N₂) (CONRAD, 1996). Sia N₂O che NO sono prodotti intermedi facoltativi o obbligati della nitrificazione e denitrificazione ed influenzano la chimica dell'atmosfera sia per l'effetto diretto sull'ozono (O₃) troposferico, come nel caso del NO (CRUTZEN, 1995), che per la capacità di assorbire la radiazione infrarossa, come nel caso del N₂O (IPCC, 1997).

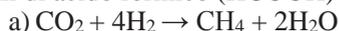
Il tasso di denitrificazione è influenzato dal tasso di nitrificazione, che fornisce NO₃⁻ come substrato.

Nitrificazione e denitrificazione possono avvenire simultaneamente nel suolo, anche se i tassi dei due processi dipendono dall'aerazione del suolo e dalla disponibilità di substrato organico facilmente mineralizzabile, ed aumentano all'aumentare della temperatura. La nitrificazione è favorita da scarse piogge, buon drenaggio e da una tessitura del suolo grossolana, mentre la denitrificazione da pioggia elevata, scarso drenaggio, tessitura fine ed elevate quantità di carbonio organico (GROFFMAN, 2000). Di conseguenza la produzione di N₂O non è univoca, ma può derivare da uno dei due processi o da entrambi.

CH₄

La metanogenesi, ossia la formazione biologica del CH₄, è un importante processo biogeochimico che avviene in tutti gli ambienti anaerobici in cui la sostanza organica è decomposta.

Il CH₄ biogenico deriva dall'attività metabolica di un piccolo e altamente specifico gruppo di batteri, che convertono i prodotti della fermentazione formati da altri microrganismi, principalmente CO₂ e H₂, esteri e sali di acido formico (HCOOH) in CH₄:



Il processo inverso è l'ossidazione del metano, che avviene ad opera di microrganismi metanotrofici strettamente aerobici del genere *Eubacteria* o da batteri nitrificanti (CASTRO *et al.*, 1994).

Il trasferimento in atmosfera del CH₄ prodotto nel suolo avviene principalmente per diffusione, ebollizione e trasporto vascolare e la sua concentrazione atmosferica nel corso del ventesimo secolo è aumentata più degli altri gas serra, circa il 150 (±25) % rispetto al 31 (±4) % per la CO₂ e al 17 (±5) % per il N₂O (HOUGHTON *et al.*, 2001).

Un possibile meccanismo alla base delle emissioni di CH₄ da vegetazione è il trasporto dalla zona satura sotto la falda idrica

attraverso un flusso traspirativo. In molti ecosistemi, il 5 % delle radici più profonde si trova fino a profondità di circa 1 m, con una profondità massima che può superare i 4 m (SCHENK AND JACKSON, 2005). Nelle aree tropicali, infatti, nei punti di monitoraggio caratterizzati da alte concentrazioni atmosferiche di CH₄ sono stati trovati i sistemi radicali più profondi, in diverse tipologie che vanno dalle foreste tropicali semiaride alla savana umida, dalle foreste di latifoglie con aridità stagionale alle foreste sempreverdi (SCHENK AND JACKSON, 2005).

La tessitura e il contenuto idrico del suolo sono considerate le due principali variabili che condizionano i flussi di CH₄, modulando la sua diffusione attraverso la matrice del suolo (MANCINELLI, 1995).

3. Stato dell'arte

L'entità degli scambi gassosi tra suolo ed atmosfera dipende dalla interazione di molti fattori ambientali quali temperatura e umidità del suolo, vegetazione, tessitura del suolo, rapporto C/N, pH, disponibilità di substrato (KELLER AND REINERS 1994; KIESE AND BUTTERBACH-BAHL, 2002; STEEL *et al.*, 2004). Negli ultimi anni è stata dimostrata anche l'influenza significativa di fattori biotici quali il tipo di bioma, il tipo di foresta e la specie arborea (BUTTERBACH-BAHL AND PAPAN, 2002; MENYAILO *et al.*, 2002).

Il bilancio dei gas serra di un ecosistema forestale, inoltre, può essere notevolmente influenzato da perturbazioni di origine abiotica (incendi e/o interventi selvicolturali) o biotica (attacchi di insetti). I disturbi esterni vengono, infatti, sempre di più riconosciuti come i principali fattori guida delle dinamiche del carbonio in foresta, soprattutto per gli ecosistemi delle latitudini più a nord (LUYSSAERT *et al.*, 2007; BALSHI *et al.*, 2007).

Nonostante alcuni risultati siano comparabili per simili ecosistemi, l'alta variabilità spazio-temporale delle stime dei flussi di importanti gas serra quali N₂O e CH₄, la carenza di risultati più robusti sui trend giornalieri di questi flussi, la loro dipendenza stagionale da specifici fattori ambientali,

etc... suggeriscono che lo studio delle emissioni di tali gas rimane ancora una sfida impegnativa (NICOLINI *et al.*, 2013). Nella tabella 1 vengono elencati alcuni esempi di emissioni medie di N₂O (**a**) e CH₄ (**b**) riportati in vari studi in funzione delle principali zone bioclimatiche.

Nei paragrafi seguenti saranno illustrati i principali fattori, biotici ed abiotici che possono influire sulle emissioni gassose da ecosistemi forestali, considerando i possibili impatti dei cambiamenti climatici su tali fattori.

3.1 Zona bioclimatica

I fattori ambientali che influenzano i flussi di C e N differiscono tra le tre principali zone climatiche. Infatti, le variazioni di umidità possono essere il fattore più importante in condizioni di temperatura costante nei tropici, mentre invece alle alte latitudini diventano particolarmente importanti la temperatura e i cicli di gelo e disgelo (PAPAN AND BUTTERBACH-BAHL, 1999; BUTTERBACH-BAHL *et al.*, 2004). Nelle foreste paludose delle zone umide i suoli saturi di acqua tendono a favorire la decomposizione anaerobica della sostanza organica, sia nelle zone boreali che tropicali, inducendo la produzione di CH₄, anche se nelle torbiere l'aumento delle emissioni di metano sembra seguire un gradiente longitudinale aumentando da nord verso sud in funzione dell'aumento della temperatura (BLAIS *et al.*, 2005).

3.1.1 Foreste boreali

N₂O

Nelle foreste boreali, caratterizzate per lo più da foreste di conifere che si estendono tra il Nord America e l'Eurasia, i tassi di decomposizione possono essere molto lenti, determinando un accumulo di sostanza organica nel suolo, condizioni acide e profili podzolici. In questi ecosistemi sono disponibili solo pochi dati, che indicano bassi tassi di emissione di N₂O. Le temperature

rigide e i suoli saturi d'acqua, frequenti ad esempio nei soprassuoli di *Picea mariana* come il risultato di precipitazioni che eccedono l'evapotraspirazione (SCHILLER AND HASTIE, 1996), non favoriscono la produzione di N_2O dal processo di nitrificazione.

In diverse foreste dell'Alaska sono stati misurati durante l'estate flussi di N_2O tra 0 e $45 \mu g N_2O-N m^{-2} h^{-1}$ (con un valore medio di $23.3 \mu g N_2O-N m^{-2} h^{-1}$, KIM AND TANAKA, 2003), mentre in Ontario (Canada) è stato misurato un flusso più basso, da -6 a $+13 \mu g N_2O-N m^{-2} h^{-1}$ (SCHILLER AND HASTIE, 1996). Nel nord della Finlandia le emissioni di N_2O da rimboschimenti effettuati su torbiere erano da 3.6 a $11.9 \mu g N_2O-N m^{-2} h^{-1}$ (HUTTUNEN *et al.*, 2003).

In queste foreste i cicli di gelo e disgelo potrebbero avere un ruolo importante nel controllo dei flussi dei composti azotati, anche se ancora non è stato dimostrato molto chiaramente.

CH₄

Le principali fonti di emissioni nella cintura boreale derivano da ecosistemi forestali quali tundra, zone umide e soprattutto torbiere, che sono una delle principali fonti di emissioni di CH_4 a queste latitudini, con circa $1387 mg CO_2\text{-}eq m^{-2} d^{-1}$ (BLAIS *et al.*, 2005).

Per le foreste, sono stati osservati risultati contrastanti. Emissioni nette di CH_4 , con una forte variabilità giornaliera, sono state riportate da una foresta di conifere in Canada (PATTEY *et al.*, 2006). Al contrario, sempre in Canada, sia da una foresta di latifoglie che da una di conifere sono stati misurati flussi negativi (-0.85 e $-0.44 mg CH_4 m^{-2} d^{-1}$, rispettivamente), indicando quindi un uptake di CH_4 (SAVAGE *et al.*, 1997).

Comunque, le emissioni di CH_4 misurate nelle foreste boreali, così come in quelle tropicali, sono quasi sempre legate a siti con suoli poco drenati (KELLER *et al.*, 1986; SIMPSON *et al.*, 1997).

3.1.2 Foreste temperate

N_2O

Sono stati pubblicati diversi lavori sulle emissioni di N_2O da foreste temperate (PAPEN AND BUTTERBACH-BAHL, 1999; BUTTERBACH-BAHL *et al.*, 2002; JUNGKUNST *et al.*, 2004). La maggior parte dei lavori sono stati condotti in Europa e Stati Uniti, ma sono disponibili dati anche da altre regioni quali Asia, Australia/Nuova Zelanda e Sud America (OURA *et al.*, 2001). Tali studi hanno dimostrato che le foreste temperate sono una fonte importante di N_2O , anche se i tassi di emissioni per ettaro sono piuttosto bassi ($<1 kg N ha^{-1} yr^{-1}$). In siti ricchi di azoto questi flussi possono seguire dei chiari patterns stagionali, in cui si possono osservare aumenti nella tarda primavera o nella prima estate (PAPEN AND BUTTERBACH-BAHL, 1999; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN *et al.*, 2002). I cicli gelo-disgelo del suolo sono molto importanti nel determinare i flussi di N_2O dai suoli forestali (PAPEN AND BUTTERBACH-BAHL, 1999; TEEPE *et al.*, 2000). Nel sito della foresta di Höglwald, nel sud-est della Germania, dove le emissioni sono state seguite in modo continuato a scala giornaliera dal 1993, è stato osservato che le emissioni di N_2O durante le fasi di gelo e disgelo contribuiscono sui valori annuali tra 0-82% in un sito di abete rosso e 0-73.5% in uno di faggio (con una media nel periodo 1994-1997 di 58.3% per l'abete e 47.6% per il faggio) (BUTTERBACH-BAHL *et al.*, 2002). La variabilità del contributo degli eventi di gelo-disgelo sulle emissioni annuali di N_2O dipendono dall'umidità del suolo, ma anche dalla severità e lunghezza del periodo di congelamento.

In una foresta decidua svizzera picchi di emissione di N_2O sono stati misurati a livello delle chiome in corrispondenza dei picchi di nebbia che sono soliti precedere l'arrivo degli eventi di pioggia, che sono considerati stimolare la produzione di N_2O dalle foglie senescenti (EUGSTER *et al.*, 2007). Questa fonte di emissione è considerata dagli autori importante tanto quanto quella dal suolo.

Nelle foreste temperate, inoltre, l'aumento delle deposizioni azotate può determinare

un aumento delle emissioni di N_2O (BRUMME AND BEESE, 1992; PAPEN AND BUTTERBACH-BAHL, 1999).

In generale, le emissioni di N_2O aumentano passando dalle foreste boreali a quelle temperate, in quanto l'effetto della temperatura diventa determinante. I flussi annuali sono stati stimati tra 0.18 e 0.27 $kg\ h^{-1}$ nelle foreste boreali e tra 0.2 e 1.0 $kg\ h^{-1}$ in quelle temperate (BRUMME *et al.*, 2004). Comunque esperimenti di campo condotti in varie foreste in Europa e Nord America hanno anche mostrato che le emissioni di N_2O possono variare ampiamente da 0.01 a 7.8 $kg\ N_2O-N\ ha^{-1}yr^{-1}$, in funzione del tipo di foresta (PAPEN AND BUTTERBACH-BAHL, 1999; *et al.*, 2003).

CH₄

Al contrario degli altri biomi (foreste boreali e tropicali) nelle foreste temperate non sono state documentate emissioni di CH_4 , infatti questi ecosistemi forestali contribuiscono nettamente alla sua ossidazione, più delle foreste boreali e tropicali, a causa delle condizioni prevalentemente aerobiche dei suoli (-1.4 $mg\ CH_4\ m^{-2}\ d^{-1}$ vs. rispettivamente -0.39 $mg\ CH_4\ m^{-2}\ d^{-1}$ e -0.30 $mg\ CH_4\ m^{-2}\ d^{-1}$) (BLAIS *et al.*, 2005).

3.1.3 Foreste mediterranee

N₂O

Negli ecosistemi forestali caratterizzati dal tipico clima Mediterraneo (diffuso in 5 grandi regioni: quella Mediterranea, l'Australia centro-sud e sud-est, le fynbos del Sud Africa, il matorral Cileno e le eco-regioni mediterranee della California), le emissioni dei composti azotati sono più basse rispetto a quelle delle foreste temperate e tropicali, principalmente per le basse precipitazioni annuali.

L'attività microbica e quindi le relative emissioni sono significative solo dopo gli eventi di precipitazione estivi, primaverili ed autunnali (JACINTHE AND LAL, 2004).

Le foreste Mediterranee mostrano i maggiori flussi di N_2O quando l'umidità del suolo è più alta della capacità di campo (FENN *et al.*, 1998).

3.1.4 Foreste tropicali

N₂O

Nelle foreste tropicali il clima caldo umido favorisce la decomposizione della sostanza organica, e gli elevati tassi di trasformazione microbica dell'azoto portano ad emissioni molto elevate dei composti azotati, comprese tra 2.2 e 3.7 $Tg\ N\ yr^{-1}$ (IPCC, 2001). Nonostante l'entità di questi flussi, i tassi di emissione del N_2O sono stati stimati solo in poche foreste e sulla base di sporadici campionamenti che potrebbero non essere in grado di riflettere le dinamiche spazio-temporali.

Dai dati di uno studio effettuato in diverse foreste tropicali in Brasile, Ecuador e Porto Rico risulta che questi ecosistemi contribuiscono con una notevole percentuale sulla fonte globale del N_2O atmosferico: circa il 40% delle emissioni correnti ed un possibile 75% delle fonti pre-industriali (KELLER *et al.*, 2005).

Le concentrazioni atmosferiche di N_2O sopra il bacino Amazzonico sono considerate le più alte del pianeta e le foreste pluviali tropicali rappresentano la principale fonte naturale di N_2O a scala globale (REINERS, 1998).

Le maggiori emissioni di N_2O riflettono l'influenza della temperatura sui processi di nitrificazione e denitrificazione (STANGE *et al.*, 2000). La disponibilità di azoto, che è sempre più grande nelle foreste tropicali rispetto a quella delle foreste temperate (CLEIN *et al.*, 2002), potrebbe anch'essa essere responsabile, assieme alla temperatura, delle maggiori emissioni di N_2O dai suoli delle foreste tropicali.

Nei siti caratterizzati da precipitazioni stagionali, le emissioni di N_2O sono maggiori durante il periodo più umido dell'anno (30-500 $\mu g\ N_2O-N\ m^{-2}\ h^{-1}$) che nel periodo siccitoso (< 15 $\mu g\ N_2O-N\ m^{-2}\ h^{-1}$), a causa

delle limitazioni nell'attività microbica sul turnover del carbonio e dell'azoto dovute alla minore umidità del suolo (KIESE AND BUTTERBACH-BAHL, 2002).

CH₄

Le zone umide tropicali, dominate in prevalenza da marshes (paludi con vegetazione erbacea) e swamps (paludi con vegetazione arborea) emettono grandi quantità di CH₄ nell'atmosfera, più del doppio rispetto a quelle delle latitudine più a nord (con una media di 71 mgCH₄ m⁻² d⁻¹ contro 34 mgCH₄ m⁻² d⁻¹) (BLAIS *et al.*, 2005). Inoltre, è stata anche osservata una variabilità stagionale caratterizzata da flussi maggiori durante la stagione piovosa rispetto a quelli misurati nella stagione secca (REINERS *et al.*, 1998). In una foresta tropicale Brasiliana è stato osservato, anche, un chiaro trend giornaliero con flussi maggiori nella prima metà del giorno (QUERINO *et al.*, 2011).

Nelle foreste "upland" (che vegetano su rilievi rialzati caratterizzati da suoli areati in cui non vi sono condizioni di saturazione idrica), alcuni studi hanno recentemente osservato differenze significative tra le concentrazioni di CH₄ stimate e quelle misurate, dovute ad una probabile sovrastima causata dalla presenza di altre fonti di emissione limitrofe, quali biomassa incendiata, zone umide, termitai e pascoli. Tuttavia, misure puntuali delle concentrazioni atmosferiche di CH₄ mostrano che in queste tipologie forestali ci possono essere significative fonti biogeniche (prodotte da organismi vivi o da processi biologici) di CH₄. I profili delle concentrazioni di CH₄ in tre soprassuoli della foresta Amazzonica brasiliana, hanno infatti mostrato fonti di emissioni a meno di 10 m dalla copertura delle chiome (DO CARMO *et al.*, 2006). In Venezuela all'interno di una tipologia mista di foresta e savana, è stato misurato durante la notte una netta emissione di CH₄ a circa 2 m sopra la superficie de suolo (CRUTZEN *et al.*, 2006).

3.2 Composizione specifica

La composizione specifica all'interno di un popolamento forestale può influenzare le emissioni e il consumo dei gas serra, in quanto i microrganismi del suolo coinvolti nelle principali trasformazioni biogeochimiche variano in funzione delle caratteristiche delle piante.

In uno studio condotto in Siberia è stato osservato, in generale, un effetto significativo della specie arborea sulla produzione dei flussi di N₂O e CH₄ (MENYAILO *et al.*, 2002). In Europa è ben documentato che le deposizioni di N inorganico atmosferico sono maggiori nelle foreste di conifere che in quelle di latifoglie (ROTHER *et al.*, 2002; GUNDERSEN *et al.*, 2009). Nonostante ciò, alcuni studi condotti su un ampio range di suoli forestali europei hanno rilevato maggiori emissioni di N₂O in foreste di latifoglie, anche se erano situate in siti con suoli generalmente più ricchi di nutrienti (AMBUS *et al.*, 2006). Di conseguenza, il contenuto di N del suolo potrebbe essere il principale fattore guida responsabile di tali emissioni piuttosto che il tipo forestale (LIU AND GREAVES, 2009). Quindi su suoli simili e sotto le stesse condizioni climatiche, i soprassuoli di conifere dovrebbero rilasciare più N₂O a causa della maggiore disponibilità di azoto, anche se questo aspetto è ancora poco conosciuto.

N₂O

Per quanto riguarda il N₂O, in uno studio condotto su alcune tipologie di foreste temperate in Germania e Danimarca, le emissioni da un soprassuolo di faggeta sono risultate tre volte maggiori (54.0 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹) rispetto a quelle di un soprassuolo di abete rosso (16.4 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹) (PAPEN AND BUTTERBACH-BAHL, 1999).

In un esperimento effettuato in Siberia, confrontando suoli sotto la copertura di varie specie forestali di conifere (abete rosso, larice siberiano, pino cembro e pino silvestre) e latifoglie (betulla e pioppo), i più alti tassi di produzione di N₂O sono stati osser-

vati nei due impianti di pino cembro e larice siberiano, mentre per le altre specie non vi erano differenze significative tra conifere e latifoglie (MENYAILO *et al.*, 2002).

I risultati di questo studio suggeriscono che flussi più alti di N₂O dovrebbero essere osservati in soprassuoli di betulla e pioppo rispetto alle conifere, come riportato anche in altre ricerche simili (BUTTERBACH-BAHL *et al.*, 1998, 2002). Sulla base dei risultati di vari studi, infatti, è stato osservato che le foreste di latifoglie hanno una tendenza verso emissioni di N₂O più alte rispetto a quelle di conifere, soprattutto a causa del diverso effetto indotto dalla specie sulla qualità della lettiera e sull'umidità del suolo (BUTTERBACH-BAHL *et al.*, 2002; SCHULTE-BISPING *et al.*, 2003).

Al contrario, in uno studio condotto in Danimarca in due siti ex-agricoli afforestati con farnia e abete rosso non sono state osservate differenze significative, mentre i tassi di emissione di N₂O dai soprassuoli più giovani sono risultati significativamente minori ($1.9 \pm 0.3 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) rispetto a quelli dei soprassuoli più maturi ($6.3 \pm 1.2 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (CHRISTIANSEN AND GUNDERSEN, 2011).

Comunque, esperimenti di campo in vari siti forestali in Europa e USA hanno mostrato come le emissioni di N₂O possono variare ampiamente da 0.01 a 7.8 kg N₂O-N ha⁻¹ yr⁻¹ (PAPEN AND BUTTERBACH-BAHL, 1999), suggerendo che l'effetto del tipo forestale su tali emissioni non è ancora molto chiaro.

La qualità della lettiera potrebbe essere un fattore chiave che modula i processi microbici nel suolo interessati nella produzione, consumo ed emissione di gas in traccia. Per meglio comprendere il ruolo della lettiera, sono stati esaminati campioni di suolo provenienti dallo strato organico di cinque differenti soprassuoli forestali (larice giapponese, farnia, faggio, abete rosso, pino mugo – Western Jutland, Danimarca), caratterizzati dallo stesso tipo di suolo e dalla stessa età delle piante (PAPEN AND BUTTERBACH-BAHL, 1999). Anche in questo caso il suolo proveniente dal faggio ha evidenziato il più alto tasso di produzione di N₂O segui-

to progressivamente dai suoli provenienti da abete, pino, quercia e larice. In Siberia, altri autori hanno rilevato i più bassi tassi di produzione di N₂O sotto la copertura del larice (*Larix sibirica* Ledeb.), seguito da pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) e abete rosso (*Picea abies* K.).

Al contrario, in uno studio condotto nel sud della Cina su tre foreste subtropicali (una foresta di latifoglie, una foresta mista ed una pineta), l'effetto della lettiera non è risultato significativo sui tassi di emissione del N₂O. Ciò ha suggerito, quindi, che i processi alla base di queste emissioni sono legati principalmente al suolo minerale piuttosto che allo strato di lettiera superficiale (TANG *et al.*, 2006). Infatti, i flussi di N₂O sono risultati minori nella foresta di pino dove la concentrazione di NO₃⁻ e l'umidità del suolo erano più basse. Simili risultati sono stati ottenuti in foreste diffuse in regioni temperato-umide del sud Europa dove le emissioni di N₂O erano limitate da questi due parametri. In queste foreste, i più alti tassi di emissione di N₂O coincidevano con la più alta quantità di NO₃⁻ - N (MERINO *et al.*, 2004).

CH₄

L'effetto della composizione specifica sulle emissioni di CH₄ è stato studiato soprattutto in ecosistemi umidi e paludosi con specie appartenenti ai generi *Molina*, *Eriophorum*, *Carex*, *Juncus*, etc... (BHULLAR *et al.*, 2014).

In uno studio condotto in una zona umida con vegetazione arborea composta da *Taxodium distichum* (L.) Rich. è stata osservata una relazione lineare tra le emissioni di CH₄ e la fotosintesi in funzione dell'aumento della concentrazione di CO₂ (VANN AND MEGONIGA L, 2003).

Nello studio condotto in Danimarca in due siti ex-agricoli afforestati con farnia e abete rosso, non sono state trovate differenze significative tra le due specie (CHRISTIANSEN AND GUNDERSEN, 2011).

Comunque, la fisiologia delle piante influenza sia la produzione che l'ossidazione

del CH₄, giocando quindi un ruolo importante nel determinare se una particolare foresta è un serbatoio o una fonte di emissione (MEGONIGAL AND GUENTHER, 2008).

Gli alberi regolano indirettamente la produzione o l'ossidazione del CH₄ attraverso la loro influenza sul contenuto idrico del suolo, che determina a sua volta la proporzione del profilo di suolo che è anaerobico, producendo CH₄, o aerobico, ossidando CH₄.

3.3 Influenza degli interventi di gestione forestale (taglio raso)

Il taglio raso è una delle pratiche di gestione più diffuse per la produzione di legname e può avere un effetto significativo sulle emissioni di gas serra, alterando i cicli biogeochimici di un ecosistema forestale.

N₂O

Il taglio raso, modificando la disponibilità di azoto minerale nel suolo, la temperatura del suolo, il contenuto idrico e di sostanza organica, nonché la disponibilità di composti organici labili, può influenzare i flussi di N₂O (SKIBA AND SMITH, 2000). Dopo l'intervento di taglio, l'aumento del contenuto idrico del suolo a causa della cessata traspirazione delle piante, insieme ai residui dell'esbosco ed alle radici in decomposizione che aggiungono sostanza organica labile, possono favorire sia la nitrificazione che la denitrificazione. In Sierra Nevada (California) in una foresta mista di conifere cinque anni dopo il taglio è stato misurata una concentrazione di azoto maggiore del 18% e tassi di nitrificazioni più alti rispetto al plot non tagliato (FRAZER *et al.*, 1990). Nel nord dell'Inghilterra nei primi due anni dopo il taglio di un soprassuolo di *Picea sitchensis* (Bong.) su un suolo di torbiera, è stato osservato un aumento della denitrificazione, con una perdita totale di azoto tra 10 e 40 kg N ha⁻¹yr⁻¹ rispetto a 1.7 kg N ha⁻¹yr⁻¹ del soprassuolo in piedi (DUTCH AND INESON, 1990). In un esperimento condotto in

Finlandia in un soprassuolo di abete rosso e contemporaneamente in incubazioni di laboratorio, i processi di nitrificazione e denitrificazione sono stati osservati solo nel plot che ha avuto la fertilizzazione, mentre dopo il taglio la nitrificazione è iniziata in tutti i plot (SMOLANDER *et al.*, 1998). Ciò suggerisce che il taglio ha incrementato le popolazioni nitrificanti a causa dell'aumento del pH e la formazione di azoto minerale.

CH₄

Gli effetti del taglio sulle emissioni di CH₄ non sono ancora molto conosciuti. I pochi studi disponibili riportano in generale che nelle foreste temperate il taglio causa una riduzione dell'assorbimento del CH₄ (BRADFORD *et al.*, 2000).

In Florida in piantagioni di *Pinus elliotii* Engelm. è stato osservato che dopo il taglio i suoli da serbatoi iniziavano a diventare fonti di emissione di CH₄ (CASTRO *et al.*, 2000).

In Inghilterra nella prima stagione vegetativa dopo il taglio di un soprassuolo di *Picea sitchensis* (Bong.) su un suolo di torbiera, è stato osservato un aumento delle emissioni di CH₄ dal suolo (ZERVA AND MENCUCINI, 2005). Ciò può essere attribuito all'innalzamento della falda determinato da una minore evapotraspirazione che ha creato condizioni anaerobiche e all'aumento della disponibilità di sostanza organica labile proveniente dai residui del taglio.

3.4 Influenza delle perturbazioni (incendi)

Il bilancio dei gas serra di un ecosistema forestale può essere notevolmente influenzato da perturbazioni di origine abiotica (incendi e/o interventi selvicolturali) o biotica (attacchi di insetti).

I disturbi, infatti, vengono sempre di più riconosciuti come i principali fattori guida delle dinamiche del carbonio in foresta, soprattutto per gli ecosistemi delle latitudini più a nord (LUYSSAERT *et al.*, 2007; BALSHI *et al.*, 2007). Inoltre un aumento dei disturbi

esterni come conseguenza dei cambiamenti climatici globali (ad esempio l'introduzione di specie patogene invasive) insieme ad un aumento della frequenza e della intensità degli eventi climatici estremi, possono ridurre l'efficienza dei serbatoi terrestri naturali di gas serra (TRENBERTH *et al.*, 2007).

Tra le perturbazioni di origine abiotica, gli incendi sono sicuramente i principali disturbi esterni che alterano i flussi dei gas serra, producendo circa il 10% delle emissioni totali di origine antropica (PRATHER *et al.*, 2001). Oltre all'emissione diretta di gas serra, il fuoco influenza il ciclo dei nutrienti modificando la copertura vegetale, la biodiversità e alterando le proprietà fisiche, chimiche e biologiche del suolo (ANDERSSON *et al.*, 2004). Nonostante gli incendi giochino un ruolo importante nello sviluppo delle foreste in alcune aree, come all'interno del bacino del Mediterraneo, con perdite di azoto pari a circa 100 kg/ha o più a seguito di ogni evento (JOHNSON *et al.*, 1998), pochi studi hanno documentato l'effetto del fuoco sulle emissioni dei composti azotati. Anche nelle foreste boreali eventi di disturbo quali incendi, hanno un grosso effetto sui questi flussi. Infatti è stato stimato che possono ridurre dal 10% al 50% le emissioni estive di N₂O (KIM AND TANAKA, 2003).

Vari studi condotti nella savana africana hanno misurato alti valori di ioni ammonio, carbonio ed azoto disciolti nel suolo dopo l'incendio, in seguito agli alti tassi di mineralizzazione e nitrificazione (ANDERSSON *et al.*, 2004; PRIETO-FERNANDEZ *et al.*, 2004). Tutto ciò avviene tipicamente in ecosistemi con aridità stagionale durante l'evento di pioggia ed è spesso accompagnato da picchi di emissioni di N₂O (BUTTERBACH-BAHL *et al.*, 2004; VAN HAREN *et al.*, 2005). La durata e l'intensità di questi picchi di emissioni varia in funzione della frequenza ed intensità degli incendi, della copertura forestale, della disponibilità di nutrienti del suolo e del potenziale di matrice del suolo (PINTO *et al.*, 2002; WILLIAMS *et al.*, 2009).

Nel periodo post-incendio è stata, inoltre, osservata una gradualità dell'influenza del fuoco sulle emissioni dei gas serra. Infatti in uno studio effettuato in una prateria

africana in Congo, un mese dopo l'incendio nell'area bruciata il flusso medio giornaliero del CH₄ è passato da emissione netta nell'area non bruciata a consumo netto in quella bruciata e nessuna differenza significativa è stata osservata per i flussi di N₂O. Otto mesi dopo, invece, i flussi medi giornalieri dei due gas non mostravano nessuna differenza significativa tra le due aree (CASTALDI *et al.*, 2011).

3. Potenzialità di mitigazione ed esigenze di ricerca

Con la decisione N. 406/2009/CE, il parlamento ha imposto entro il 2050 una riduzione delle emissioni mondiali di gas a effetto serra di almeno 50 % rispetto ai livelli del 1990, 60-80% per i paesi sviluppati, tra cui l'Italia. Gli interventi di gestione degli ecosistemi forestali possono rientrare in tale obiettivo assunto dall'Unione, garantendo nel contempo la permanenza e l'integrità ambientale del contributo del settore.

Le foreste rappresentano un enorme sink di assorbimento del C, contenendo l'80% del carbonio epigeo totale ed il 40% di quello ipogeo, e sono responsabili del 60-70% della produttività primaria di tutti gli ecosistemi terrestri. La loro importanza si riconduce anche al notevole contributo, pari a circa il 70%, che le foreste hanno sugli scambi gassosi tra biosfera e atmosfera. Le potenzialità di mitigazione dei cambiamenti climatici risiedono quindi 1) nell'accumulo di C nella biomassa legnosa e nel suolo, 2) nella riduzione delle emissioni di GHGs e 3) nella sostituzione dei combustibili fossili.

La quantificazione degli stock di C presenti nella biomassa e nel suolo e il bilancio netto dell'uso di biomassa legnosa in sostituzione dei combustibili fossili sono stati oggetto di numerosi studi e non saranno trattati nel presente lavoro, in cui verranno riportati e discussi possibili interventi volti a ridurre le emissioni dei due GHGs studiati.

4.1 Afforestazione e riforestazione

Ad oggi, sono disponibili pochi studi sulle emissioni di N_2O e del CH_4 a seguito di interventi di afforestazione e riforestazione. I risultati disponibili sembrano comunque indicare una riduzione delle emissioni di N_2O , attribuibile principalmente all'assenza di fertilizzazione azotata (MERINO *et al.*, 2004; LIU AND GREAVES, 2009). In particolare, alcuni autori hanno osservato una riduzione delle emissioni di N_2O passando da pascolo a foresta (ALLEN *et al.*, 2009). Per quanto riguarda le emissioni di CH_4 , le potenzialità di riduzione dipendono principalmente dalle condizioni di saturazioni idrica esistenti prima dell'intervento: in ambiente mediterraneo sono state osservate riduzioni significative di ossidazione del CH_4 (MERINO *et al.*, 2004), mentre in ambienti di torbiera sono state osservate emissioni di CH_4 successive all'intervento di afforestazione, laddove sia mancata un'efficace opera di drenaggio (MÄKIRANTA *et al.*, 2007).

Negli ultimi anni, gli interventi di afforestazione si sono focalizzati sempre di più sulle latifoglie autoctone piuttosto che sulle conifere (MATHER, 2000), sia per la maggiore capacità di ricarica delle riserve idriche del suolo da parte delle foreste di latifoglie (CHRISTIANSEN *et al.*, 2010) che per il loro maggiore valore ecologico (soprattutto in termini di biodiversità) e paesaggistico.

Un aspetto degli interventi di afforestazione che è stato ancora poco studiato è l'effetto degli stadi successionali dei soprassuoli sui flussi di gas serra, specialmente CH_4 e N_2O (PEICHL *et al.*, 2010). I pochi studi effettuati suggeriscono che l'ossidazione (consumo) di CH_4 aumenta con l'età del soprassuolo, mentre un trend opposto è stato osservato per il N_2O .

In ogni caso, studi comparativi sulle emissioni di questi due gas in soprassuoli di varie classi di età, di specie forestali comuni a livello europeo, che hanno avuto la stessa storia di uso del suolo e vegetano in simili condizioni ambientali, sono ancora molto pochi o assenti (CHRISTIANSEN AND GUNDERSEN, 2011). Per questo motivo, è importante investigare come i flussi di gas serra si

evolvono nel tempo in funzione dei fattori ambientali in diverse tipologie forestali.

4.2 Interventi selvicolturali

Le strategie di gestione forestale finalizzate alla mitigazione delle emissioni di GHGs possono includere 1) l'applicazione di interventi di asportazione della biomassa legnosa a minor impatto, 2) la riduzione del compattamento del suolo, 3) la gestione delle aree umide, 4) la riduzione della disponibilità di N e dell'acidificazione e 5) il ripristino dei regimi idrici naturali e la conservazione della biodiversità. Tali interventi, infatti, possono contribuire ad alterare il bilancio dei gas serra soprattutto in concomitanza con i cambiamenti climatici (aumento della temperatura e cambiamenti nei regimi delle precipitazioni).

Inoltre, l'effetto indiretto sui flussi di gas serra esercitato da eventuali cambiamenti nella distribuzione delle specie come conseguenza dei cambiamenti climatici (ad esempio una maggiore diffusione delle latifoglie nelle aree boreali dominate dalle foreste di conifere) o di interventi antropici che favoriscono una progressiva sostituzione di impianti di conifere con latifoglie autoctone, non è ancora ben conosciuto. Di conseguenza le future previsioni di questi flussi devono prendere in considerazione i cambiamenti nella composizione specifica e nei regimi di umidità del suolo che ne seguono.

Allo stato attuale, vi è soltanto una limitata evidenza scientifica per poter stimare e prevedere accuratamente l'effetto dei cambiamenti nelle foreste europee sui bilanci dei gas serra, in particolare CH_4 e N_2O (GUNDERSEN *et al.*, 2012).

L'adozione di pratiche selvicolturali a basso impatto includono la mappatura preventiva delle piante da tagliare, la pianificazione delle strade di esbosco, l'uso di tecniche di taglio appropriate e la gestione dei residui (SASAKI *et al.*, 2012). Il compattamento del suolo può portare ad un aumento considerevole delle emissioni di N_2O e CH_4 , a causa della riduzione del volume

dei macropori e un aumento della saturazione dei pori (ZERVA AND MENCUCINI, 2005). La pianificazione preventiva ai fini di una riduzione del compattamento associato al movimento di veicoli pesanti è quindi importante per minimizzare le emissioni di GHGs.

In suoli particolarmente fertili, i tagli a raso dovrebbero essere preferibilmente evitati, a vantaggio di sistemi di gestione meno intensivi che garantiscano una copertura del suolo. Infatti, un eccesso di N nel suolo favorisce l'emissione di N_2O e le asportazioni da parte delle piante possono contenere i livelli di disponibilità di N nel suolo. L'applicazione di ceneri, portando ad un aumento del pH, è risultata essere un'efficace opzione di mitigazione, riducendo le emissioni di CH_4 e N_2O (KLEMEDTSSON *et al.*, 2010).

La gestione del livello della falda o il ripristino del regime idrologico naturale può portare ad una riduzione delle emissioni di N_2O da torbiere drenate e altre aree umide aumentando le aree sature. Tuttavia, ciò può determinare un aumento delle emissioni di CH_4 e un bilancio tra i due gas deve essere attentamente considerato.

In conclusione, la quantificazione delle emissioni dai diversi ecosistemi forestali e dalle diverse modalità di gestione, e l'individuazione degli interventi più idonei al fine di ridurre le emissioni di GHGs da ecosistemi forestali, considerando CH_4 e N_2O , necessitano ancora di ricerche approfondite. La stima delle emissioni di GHGs rimane una sfida, a causa dell'elevata variabilità spaziale e temporale, in particolare per le emissioni di N_2O

Foreste Boreali			
Regione	mg N_2O $m^{-2} d^{-1}$	Tipologia forestale	Referenza
Alaska	0 - 1.08	Foresta mista	KIM AND TANAKA (2003)
Canada	0.12	Pioppeto	SIMPSON <i>et al.</i> (1997)
Canada	0.01	Foresta mista	SCHILLER AND HASTIE (1996)
Finlandia	0.09 - 0.29	Torbiere imboschite	HUTTUNEN <i>et al.</i> (2003)
Canada	16	Torbiere imboschite	SCHILLER AND HASTIE (1996)
Finlandia	2.3 - 14	Torbiere imboschite	REGINA <i>et al.</i> (1996)
Foreste Temperate			
USA	0.39	Foresta di latifoglie	DUXBURY <i>et al.</i> (1982)
USA	0.03 - 0.16	Foreste di conifere	CASTRO <i>et al.</i> (1993)
Austria	3.67	Faggeta	HAHN <i>et al.</i> (2000)
Germania	0.14	Foresta quercia/faggio	DONG <i>et al.</i> , (1998)
Germania	5.28	Faggeta	BRUMME AND BEESE (1992)
Irlanda	0.09	Pecceta	BUTTERBACH-BAHL <i>et al.</i> (1998)
Germania	0.04	Piantagione di conifere	MACDONALD <i>et al.</i> (1997)
Foreste Tropicali			
Porto Rico	0.41	Foresta pluviale	KELLER <i>et al.</i> (1986)
Costa Rica	5.05	Foresta vetusta	KELLER AND REINERS (1994)
Costa Rica	3.22	Foresta secondaria	KELLER AND REINERS (1994)
Costa Rica	9	Foresta vergine	REINERS <i>et al.</i> (1998)
Brasile	0.88	Foresta secondaria	KELLER <i>et al.</i> (1986)
Ecuador	281	Swamps	KELLER <i>et al.</i> (1986)

(a)

Foreste Boreali			
Regione	mg CH_4 $m^{-2} d^{-1}$	Tipologia forestale	Referenza
Canada	1.36	Pioppeto	SIMPSON <i>et al.</i> (1997)
Canada	0.03 - 28	Torbiere imboschite	MOORE <i>et al.</i> (1990); ROULET <i>et al.</i> (1992)
Canada	13.2	Torbiere imboschite	BUBIER <i>et al.</i> (1993)
Finlandia	17.5	Torbiere imboschite	NYKANEN <i>et al.</i> (1996)
Russia	13.9	Torbiere imboschite	PANKOV AND ZELENEV (1991)
Foreste Temperate			
USA	115.5	Torbiere imboschite	CRILL <i>et al.</i> (1988)
USA	24	Torbiere imboschite	DISE (1993)
Canada	9.6	Torbiere imboschite	CLAIR <i>et al.</i> (2002)
Foreste Tropicali			
Porto Rico	1.49	Foresta pluviale	KELLER <i>et al.</i> (1986)
Brasile	4.9	Foresta inondata	TATHY <i>et al.</i> (1992)
Ecuador	0.6	Foresta vergine	KELLER <i>et al.</i> (1986)
USA	94.7	Swamps	HAPPEL AND CHANTON (1993)
Malesia	260	Torbiere imboschite	INUBUSHI <i>et al.</i> (1993)

(b)

Tabella 1 (a-b) Esempi di emissioni medie di N_2O (a) e CH_4 (b), in $mg\ m^{-2}\ d^{-1}$, riportati in vari studi in funzione delle principali zone bioclimatiche [da: BLAIS *et al.* (2005); modificato]. La tipologia forestale "Torbiere imboschite" comprende diversi ecosistemi di zone umide, paludose e/o acquitrinose imboschite e/o arborate (fen, bog, swamp, etc..).

(GROFFMAN *et al.*, 2009) e CH₄ (GRUNWALD *et al.*, 2012).

Inoltre, mentre le conoscenze sul ruolo dell'agricoltura e di alcuni ecosistemi naturali delle regioni temperate e tropicali sui flussi dei gas serra sono in aumento, esistono solo pochi studi e quindi poche informazioni sulle emissioni di gas in traccia da suoli forestali con clima mediterraneo (ROSENKRANZ *et al.*, 2006). Di conseguenza nell'area mediterranea c'è una necessità sempre più crescente di misurazioni in situ di tali flussi (BUTTERBACH-BAHL AND KIESE, 2005), anche per poter estendere ad un più ampio range di zone climatiche gli inventari dei flussi biogenici dei gas serra dai suoli forestali.

BIBLIOGRAFIA

- ALLEN, D., MENDHAM, D., COWIE, A., WANG, W., DALAL, R., RAISON, R. 2009 - Nitrous oxide and methane emissions from soil are reduced following afforestation of pasture lands in three contrasting climatic zones. *Soil Research*, 47: 443-458.
- AMBUS, P., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S., BUTTERBACH-BAHL, K. 2006 - Sources of nitrous oxide emitted from European forest soils. *Biogeosciences*, 3: 135-145.
- ANDERSSON, M., MICHELSEN, A., JENSEN, M., KJOLLER, A., GASHEW, M. 2004 - Carbon stock, soil respiration and microbial biomass in fireprone tropical grassland, woodland and forest ecosystems. *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 1707-1717.
- BALSHI, M.S., MC GUIRE, A.D., ZHUANG, Q., MELILLO, J., *et al.* 2007 - The role of historical fire disturbance in the carbon dynamics of the pan-boreal region: A process-based analysis. *Journal of Geophysical Research*, 112 (G2).
- BHULLAR G.S., EDWARDS P.J., VENTERINK H.O. 2014 - Influence of different plant species on methane emissions from soil in a restored swiss wetland. *PLoS ONE*, 9 (2): e89588.
- BLAIS, A.M., LORRAIN, S., TREMBLAY, A., 2005 - Greenhouse gas fluxes (CO₂, CH₄ and N₂O) in forests and wetlands of boreal, temperate and tropical regions. In: *Bremblay A., Varfalvy L., Roehm C., Garneau M. (Eds.), Greenhouse Gas Emissions-Fluxes and Processes: Hydroelectric Reservoirs and Natural Environments*. Springer Press, New York.
- BRADFORD, M.A., INESON, P., WOOKEY, P.A., LAPPIN-SCOTT, H.M. 2000 - Soil CH₄ oxidation: response to forest clear-cutting and thinning. *Soil Biology and Biochemistry*, 32: 1035-1038.
- BRUMME, R., BEESE, F. 1992 - Effects of liming and nitrogen fertilization on emissions of CO₂ and N₂O from a temperate forest. *Journal of Geophysical Research*, 97: 12851- 12858.
- BRUMME, R., VERCHOT, L.V., MARTIKAINEN, P.J., POTTER, C.S. 2004 - Contribution of trace gases nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄) to the atmospheric warming balance of forest biomes. In *The Carbon Balance of Forest Biomes Eds. H. Griffiths and P.G. Jarvis*. BIOS Scientific Publishers Ltd., Southampton, pp. 291-315.
- BUBIER, J.L., MOORE, T.R., ROULET, N.T. 1993 - Methane emissions from wetlands in the midboreal region of northern Ontario, Canada. *Ecology*, 74: 2240-2254.
- BUTTERBACH-BAHL, K., GASCHE, R., HUBER, C., KREUTZER, K., PAPAN, H. 1998 - Impact of N input by wet deposition on N-trace gas fluxes and CH₄-oxidation in spruce forest ecosystems of the temperate zone in Europe. *Atmospheric Environment*, 32 (3): 559- 564.
- BUTTERBACH-BAHL, K., PAPAN, H. 2002 - Four years continuous record of CH₄-exchange between the atmosphere and untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany. *Plant Soil*, 240: 77-90.
- BUTTERBACH-BAHL, K., WILLIBALD, G., PAPAN, H. 2002 - Soil core method for direct simultaneous determination of N₂ and N₂O emissions from forest soils. *Plant Soil*, 240: 105-116.
- BUTTERBACH-BAHL, K., KOCK, M., WILLIBALD, G., HEWETT, B., BUHAGIAR, S., PAPAN, H., KIESE, R. 2004 - Temporal variations of fluxes of NO, NO₂, N₂O, CO₂ and CH₄ in a tropical rain forest ecosystem. *Global Biogeochemistry Cycles*, 18: GB002243.
- BUTTERBACH-BAHL, K., KIESE, R. 2005 - Significance of forests as sources for N₂O and NO. In *Binkley, D. & Menyailo, O. (Eds): Tree species Effects on Soils: Implications for Global Change, NATO Science Series*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- CASALS, P., ROMANY, J., CORTINA, J., BOTTLNER, P., COTE-AUX, M.M., VALLEJO, V.R. 2000 - CO₂ efflux from a Mediterranean semi-arid forest soil. I. Seasonality and effects of stoniness. *Biogeochemistry* 48: 261-281.
- CASTALDI, S., DE GRANDCOURT, A., RASILE, A., SKIBA, U., VALENTINI, R. 2010 - CO₂, CH₄ and N₂O fluxes from soil of a burned grassland in Central Africa. *Biogeosciences*, 7, 3459-3471
- CASTRO, M.S., STEUDLER, P.A., MELILLO, J.M., ABER, J.D., MILLHAM, S. 1993 - Exchange of N₂O and CH₄ between the atmosphere and soil in spruce-fir forests in the northeastern United States. *Biogeochemistry*, 18: 119-135.
- CASTRO, M.S., GHOLZ, H.L., CLARK, K.L., STEUDLER, P. A. 2000 - Effects of forest harvesting on soil methane fluxes in Florida slash pine plantations. *Canadian Journal of Forest Research*, 30: 1534-1542.
- CHRISTIANSEN, J. R., VESTERDAL, L., CALLESEN, I., ELBERLING, B., SCHMIDT, I. K., GUNDERSEN, P. 2010 - Role of six European tree species and land-use legacy for nitrogen and water budgets in forests. *Global Change Biology*, 16: 2224-2240.

- CHRISTIANSEN, J.R., GUNDERSEN, P. 2011 - Stand age and tree species affect N₂O and CH₄ exchange from afforested soils. *Biogeosciences*, 8: 2535-2546.
- CLAIR, T.A., ARP, P., MOORE, T.R., DALVA, M., MENG, F. R. 2002 - Gaseous carbon dioxide and methane, as well as dissolved organic carbon losses from a small temperate wetland under a changing climate. *Environmental Pollution*, 116: S143-S148.
- CLEIN, J.S., MCGUIRE, A.D., ZHANG, X. et al. 2002 - Historical and projected carbon balance of mature black spruce ecosystems across North America: the role of carbon-nitrogen interactions. *Plant and Soil*, 242:15-32.
- CONRAD, R. - 1996 Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O and NO). *Microbiological Reviews*, 60: 609-640.
- CRUTZEN, P. J. 1995 - Ozone in the troposphere, in *Composition, Chemistry, and Climate of the Atmosphere*, H. B. Sing, editor. Van Nostrand-Reinold, New York, pp. 349-393.
- CRUTZEN, P., SANHUEZA, E., BRENNINKMEIJER, C. A. M. 2006 - Methane production from mixed tropical savanna and forest vegetation in Venezuela. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6: 1-5.
- DISE, N. B. 1993 - Methane emission from Minnesota peatlands: spatial and seasonal variability. *Global Biogeochemical Cycles*, 7 (1): 123-142.
- DO CARMO, J. B., KELLER, M., DIAS, J. D., DE CAMARGO, P. B., CRILL, P. A. 2006 - Source of methane from upland forests in the Brazilian Amazon. *Geophysical Research Letters*, 33: L04809.
- DONG, Y., SCHARFFE, D., LOBERT, J. M., CRUTZEN, P. J., SANHUEZA, E. 1998 - Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from a temperate forest soil: the effects of leaves and humus layers. *Tellus B*, 50 (3): 243-252.
- DUTCH, J., INESON, P. 1990 - Denitrification of an upland forest site. *Forestry*, 63: 363-378.
- DUXBURY, J. M., BOULDIN, D. R., TERRY, R. E., TATE, R. L. 1982 - Emissions of nitrous oxide from soils. *Nature*, 298: 462-464.
- EUGSTER, W., ZEYER, K., ZEEMAN, M., MICHNA, P., ZINGG, A., BUCHMANN, N., EMMENEGGER, L. 2007 - Methodical study of nitrous oxide eddy covariance measurements using quantum cascade laser spectrometry over a Swiss forest. *Biogeosciences*, 4: 927-939.
- FENN, M. E., POTH, M.A., ABER, J. D., BARON, J. S., BORMANN, B. T., JOHNSON, D. W., et al. 1998 - Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications*, 8: 706-733.
- FRAZER, D. W., MC COLL, J.G., POWERS, R. F. 1990 - Soil nitrogen mineralization in a clearcutting chronosequence in a northern California forest. *Soil Science Society of America Journal* 54: 1145-1152.
- GROFFMAN, P. M., BUTTERBACH-BAHL, K., FULWEILER, R. W., GOLD, A. J., MORSE, J. L., et al. 2009 - Challenges to incorporating spatially and temporally explicit phenomena (hotspots and hot moments) in denitrification models. *Biogeochemistry*, 93: 49-77.
- GRUNWALD, D., FENDER, A. C., ERASMI, S., JUNGKUNST, H. F. 2012 - Towards improved bottom-up inventories of methane from the European land surface. *Atmospheric Environment*, 51: 203-211.
- GUNDERSEN, P., SEVEL, L., CHRISTIANSEN, J. R., VESTERDAL, L., HANSEN, K., BASTRUP-BIRK, A. 2009 - Do indicators of nitrogen retention and leaching differ between coniferous and broadleaved forests in Denmark?. *Forest Ecology and Management* 258: 1137-1146.
- GUNDERSEN, P., CHRISTIANSEN J. R., ALBERTI, G., BRÜGGEMANN, N., et al. 2012 - The response of methane and nitrous oxide fluxes to forest change in Europe. *Biogeosciences*, 9: 3999-4012.
- HAHN, M., GARTNER, K., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. 2000 - Greenhouse gas emission (N₂O, CO₂, CH₄) from three different soils near Vienna (Austria) with different water and nitrogen regimes. *Die Bodenkultur*, 51 (2): 115-125.
- HANSEN, J. E., LACIS, A. A. 1990 - Sun and dust versus greenhouse gases: an assessment of their relative roles in global climate change. *Nature*, 346: 713-719.
- HAPPELL, J. D., CHANTON, J. P. 1993 - Carbon remineralization in a North Florida swamp forest: Effects of water level on the pathways and rates of soil organic matter decomposition. *Global Biogeochemical Cycles*, 7 (3): 475-490.
- HOUGHTON, J. T., DING, Y., GRIGGS, D. J., NOGUER, M., VAN DER LINDEN, P. J., XIAOSU, D. 2001 - Climate Change 2001. The Scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climatic Change (IPCC). Cambridge University Press, UK.
- HUTTUNEN, J. T., NYKINEN, H., MARTIKAINEN, P. J., NIEMINEN, M. 2003 - Fluxes of nitrous oxide and methane from drained peatlands following forest clear-felling in southern Finland. *Plant and Soil*, 255: 457-462.
- INUBUSHI, K. 1993 - Methane production and emission in tropical peat soil. *Japan InfoMAB. Newsletter*, 13: 4-7.
- IPCC, 1997 - Intergovernmental Panel on Climate Change guidelines for national greenhouse gas inventories. Chapter 4: Agriculture: Nitrous oxide from agricultural soils and manure management. OCDE, Paris.
- IPCC, 2001 - Intergovernmental Panel on Climate Change, Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Houghton JT, Ding Y, Griggs DJ, Noguer M, van der Linden PJ, Dai X, Maskell K, Johnson CA (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY.
- IPCC, 2007 - Climate change 2007. The physical science basis. Summary for policymakers. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In S. Solomon et al. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 1-18.
- JACINTHE, P. A., LAL, R. 2004 - Effects of soil cover and land-use on the relations flux concentration of trace gases. *Soil Science*, 169: 243-259.

- JUNGKUNST, H. F., FIEDLER, S., STAHR, K. 2004 - N₂O emissions of a mature Norway spruce (*Picea abies*) stand in the Nlack Forest (southwest Germany) as differentiated by the soil pattern. *Journal of Geophysical Research*, 109: 7302.
- KELLER, M., KAPLAN, W. A., WOFSY, S. C. 1986 - Emissions of N₂O, CH₄ and CO₂ from tropical forest soils. *Journal of Geophysical Research*, 91 (D11): 11791-11802.
- KELLER, M., REINERS, W. A. 1994 - Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Global Biogeochemical Cycles*, 8 (4): 399-409.
- KIESE, R., BUTTERBACH-BAHL, K. 2002 - N₂O and CO₂ emissions from three different tropical forest sites in the wet tropics of Queensland, Australia. *Soil Biology and Biochemistry*, 34: 975-987.
- KIM, Y., TANAKA, N. 2003 - Effect of forest fire on the fluxes of CO₂, CH₄, and N₂O in boreal forest soils, interior Alaska. *Journal of Geophysical Research*, 108 (D1): 1-12.
- KLEMEDTSSON, L., ERNFORS, M., BJÖRK, R. G., WESLIEN, P., RÜTTING, T., CRILL, P., SIKSTRÖM, U. 2010 - Reduction of greenhouse gas emissions by wood ash application to a *Picea abies* forest on a drained organic soil. *European Journal of Soil Science*, 61: 734-744.
- LIU, L. L., GREAVIER, T. L. 2009 - A review of nitrogen enrichment effects on three biogenic GHGs: the CO₂ sink may be largely offset by stimulated N₂O and CH₄ emission. *Ecology Letters*, 12: 1103-1117.
- LUYSSAERT, S., INGLIMA, I., JUNG, M., RICHARDSON, A. D., REICHSTEIN, M., PAPALE, D., et al. 2007 - CO₂-balance of boreal, temperate and tropical forest derived from a global database. *Global Change Biology*, 13: 2509-2537.
- MAC DONALD, J. A., SKIBA, U., SHEPPARD, L. J., BALL, B., ROBERTS, J. D., SMITH, K. A., FOWLER, D. 1997 - The effect of nitrogen deposition and seasonal variability on methane oxidation and nitrous oxide emission rates in an upland spruce plantation and moorland. *Atmospheric Environment*, 31 (22): 3693-3706.
- MANCINELLI, R. L. 1995 - The Regulation of Methane Oxidation in Soil. *Annual Review of Microbiology*, 49: 581-605.
- MÄKIRANTA, P., HYTÖNEN, J., ARO L., MALJANEN M., PIHLATIE M., POTILA H., et al. 2007. Soil greenhouse gas emissions from afforested organic soil croplands and cut-away peatlands. *Boreal Environment Research*, 12: 159-175.
- MATHER, A. 2000 - Afforestation: progress, trends and policies, Joensuu, Finland, European Forest Institute, NEWFOR—New forests for Europe: Afforestation at the Turn of the Century. *EFI Proceedings No. 35*: 11-19.
- MEGONIGAL J. P., GUENTHER, A. B. 2008 - Methane emissions from upland forest soils and vegetation. *Tree Physiology*, 28: 491-498.
- Menyailo, O. V., Hungate, B. A., Zech, W. 2002 - The effect of single tree species on soil microbial activities related to C and N cycling in the Siberian artificial afforestation experiment - Tree species and soil microbial activities. *Plant Soil*, 242: 183-196.
- MERINO, A., PÉREZ-BATALLÓN, P., MACÍAS, F. 2004 - Responses of soil organic matter and greenhouse gas fluxes to soil management and land use changes in a humid temperate region of southern Europe. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 917-925.
- MOORE, T. R., KNOWLES, R. 1990 - Methane emissions from fen, bog and swamp peatlands in Quebec. *Biogeochemistry*, 11: 45-61.
- NICOLINI, G., CASTALDI, S., FRATINI, G., VALENTINI, R. 2013 - A literature overview of micrometeorological CH₄ and N₂O flux measurements in terrestrial ecosystems. *Atmospheric Environment*, 81: 311-319.
- NYKÄNEN, H., SILVOLA, J., ALM, J., MARTIKAINEN, P. J. 1996 - The effect of peatland forestry on fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide. In: Trettin CC, Jurgensen MF, Grigal DF, Gale MR, Jeglum J (eds) *Northern forested wetlands: ecology and management*. CRC Press, Boca Raton, pp 331-345
- OURA, N., SHINDO, J., FUMOTO, T., TODA, H., KAWASHIMA, H. 2001 - Effects of nitrogen deposition on nitrous oxide emissions from the forest floor. *Water, Air and Soil Pollution* 130: 673-678.
- PANIKOV, N. S., ZELENEV, V. 1991 - Methane and carbon dioxide production and uptake in some boreal ecosystems of Russia. In: Vinson TS, Kolchugina TP (eds): *Carbon cycling in boreal forests and subarctic ecosystems*. EPA Report EPA/600R-93/084, Washington, pp 125-138
- PAPEN, H., RENNENBERG, H. 1990 - Microbial processes involved in emissions of radiatively important trace gases, In Koshino M (ed) *Transactions 14th International Congress of Soil Science*, vol II. Kyoto, Japan. The International Society of Soil Science, pp 232-237.
- PAPEN, H., BUTTERBACH-BAHL, K. 1999 - A 3-year continuous record of nitrogen trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany. 1. N₂O emissions. *Journal of Geophysical Research*, 104: 18487-18503.
- PATTEY, E., STRACHAN, I., DESJARDINS, R., EDWARDS, G., et al. 2006 - Application of a tunable diode laser to the measurement of CH₄ and N₂O fluxes from field to landscape scale using several micrometeorological techniques. *Agricultural and Forest Meteorology*, 136: 222-236.
- PEICHL, M., ARAIN, M. A., ULLAH, S., MOORE, T. R. 2010 - Carbon dioxide, methane, and nitrous oxide exchanges in an age-sequence of temperate pine forests. *Global Change Biology*, 16: 2198-2212.
- PINTO, A. S., BUSTAMANTE, M. M. C., KISSELLE, K., BURKE, R., ZEPP, R., et al. 2002 - Soil emissions of N₂O, NO, and CO₂ in Brazilian savannas: Effects of vegetation type, seasonality, and prescribed fires. *Journal of Geophysical Research*, 107 (D20): 8089.
- PRIETO-FERNANDEZ, A., CARBALLAS, M., AND CARBALLAS, T. 2004 - Inorganic and organic N pools in soils burned or heated: immediate alteration and evolution after forest wildfires. *Geoderma*, 121: 291-306.

- QUERINO, C. A. S., SMEETS, C. J. P. P., VIGANO, I., HOLZINGER, R., MOURA, V., GATTI, L. V., et al. 2011. Methane flux, vertical gradient and mixing ratio measurements in a tropical forest. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11: 7943-7953.
- REGINA, K., NYKÄNEN, H., SILVOLA, J., MARTIKAINEN, P. J. 1996 - Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity. *Biogeochemistry*, 35: 401-418.
- REINERS, W. A., KELLER, M., GEROW, K. G. 1998 - Estimating rainy season nitrous oxide and methane fluxes across forest and pasture landscapes in Costa Rica. *Water Air Soil Pollution*, 105 (1-2): 117-130.
- ROSENKRANZ, P., BRÜGGEMANN N., PAPEN N., XU, Z., SEUFERT, G., BUTTERBACH-BAHL, K. 2006 - N₂O, NO and CH₄ exchange, and microbial N turnover over a Mediterranean pine forest soil. *Biogeosciences* 3: 121-133.
- ROTHE, A., HUBER, C., KREUTZER, K., WEIS, W. 2002 - Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European Beech: Results from the Högwald research in comparison with other European case studies. *Plant and Soil*, 240: 33-45.
- ROULET, N. T., ASH, R., MOORE, T. R. 1992 - Low boreal wetlands as a source of atmospheric methane. *Journal of Geophysical Research*, 97 (D4): 3739-3749.
- SASAKI, N., CHHENG, K., TY, S., 2012 - Managing production forests for timber production and carbon emission reductions under the REDD+ scheme. *Environmental Science & Policy*, 23: 35-44.
- SCHENK, H. J., JACKSON, R. B. 2005 - Mapping the global distribution of deep roots in relation to climate and soil characteristics. *Geoderma*, 126: 129-140.
- SCHILLER, C. L., HASTIE, D. R. 1996 - Nitrous oxide and methane fluxes from perturbed and unperturbed boreal forest sites in northern Ontario. *Journal of Geophysical Research*, 101 (D17): 22767-22774.
- SCHILLING, E. B., LOCKABY, B. G., RUMMER, R. 1999 - Belowground nutrient dynamics following three harvest intensities on the Pearl River Floodplain, Mississippi. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 1856-1868.
- SCHULTE-BISPING, H., BRUMME R., PRIESACK E. 2003 - Nitrous oxide emission inventory of German forest soils. *Journal of Geophysical Research*, 108: 4132.
- SIMPSON, I. J., EDWARDS, G. C., THURTELL, G. W., DEN HARTOG, G., NEUMANN, H. H., STAEBLER, R. M. 1997 - Micrometeorological measurements of methane and nitrous oxide exchange above a boreal aspen forest. *Journal of Geophysical Research*, 102 (D24): 29331-29341.
- SKIBA, U., SMITH, K. A. 2000 - The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. *Chemosphere-Global Change Science*, 2: 379-386.
- SMOLANDER, A., PRIHA, O., PAAVOLAINEN, L., STEER, J., MÄLKÖNEN, E. 1998 - Nitrogen and carbon transformations before and after clear-cutting in repeatedly N-fertilized and limed forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 30: 477-490.
- STANGE, F., BUTTERBACH-BAHL, K., PAPEN, H., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S., LI, C., ABER, J. 2000 - A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils, 2. Sensitivity analysis and validation. *Journal of Geophysical Research*, 105 (D4): 4385-4398.
- STEEL, S., ZARIN, D. J., CAPANU, M., LITTELL, R., DAVIDSON, E. A., et al. 2004 - Moisture and substrate availability constrain soil trace gas fluxes in an Eastern Amazonian regrowth forest. *Global Biogeochemical Cycles*, 18, GB2009.
- TANG, X., LIU, S., ZHOU, G., ZHANG, D., ZHOU, C. 2006 - Soil-atmospheric exchange of CO₂, CH₄, and N₂O in three subtropical forest ecosystems in southern China. *Global Change Biology*, 12: 546-560.
- TATHY, J. P., CROS, B., DELMAS, R. A., MARENCO, A., SERVANT, J., LABAT, M. 1992 - Methane emission from a flooded forest in central Africa. *Journal of Geophysical Research*, 97 (D6): 6159-6168.
- TEEPE, R., BRUMME, R., BEESE, F. 2000 - Nitrous oxide emissions from soil during freezing and thawing. *Soil Biology and Biochemistry*, 32: 1807-1810.
- TRENBERTH, K. E., JONES, P. D., AMBENJE, P., BOJARIU, R., EASTERLING, D., et al. 2007 - in *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, eds Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL. Cambridge Univ Press, Cambridge, pp 235-336.
- VAN HAREN, J. L. M., HANDLEY, L. L., BIEL, K.Y., KUDYAROV, V. N., MCLAIN, J. E. T., MARTENS, D. A., COLODNER, D. C. 2005 - Drought induced nitrous oxide flux dynamics in an enclosed tropical forest. *Global Change Biology* 11: 1247-1257.
- VANN, C. D., MEGONIGAL, J. P. 2003 - Elevated CO₂ and water depth regulation of methane emissions: comparison of woody and non-woody wetland plant species. *Biogeochemistry* 63: 117134.
- WILLIAMS, C. A., HANAN, N., SCHOLES, R. J., KUTSCH, W. 2009 - Complexity in water and carbon dioxide fluxes following rain pulses in an Africa savanna. *Oecologia* 161: 469-480.
- ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S., HAHN, M., MEGER, S., JANDL, R. 2002 - Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in relation to microbial biomass dynamics in a beech forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 34: 823-832.
- ZERVA, A., MENCUCINI, M. 2005 - Short-term effects of clearfelling on soil CO₂, CH₄, and N₂O fluxes in a Sitka spruce plantation. *Soil Biology & Biochemistry*, 37: 2025-2036.

Gianluigi Mazza
Alessandra Lagomarsino

Consiglio per la Ricerca
 e la sperimentazione in Agricoltura
 Centro di Ricerca per l'Agrobiologia e la Pedologia
 (CRA-ABP), Piazza Massimo D'Azeglio 30,
 50121 – Firenze
 e-mail: alessandra.lagomarsino@entecra.it

PAROLE CHIAVE: *N₂O*, *CH₄*, *Zone bioclimatiche*,
Flussi suolo-atmosfera

RIASSUNTO

Gli ecosistemi terrestri, in particolare le foreste, esercitano un'importante influenza sui processi legati ai flussi gassosi nell'interfaccia suolo-atmosfera. Le eventuali modificazioni di tali flussi dovute sia ai cambiamenti climatici che ai cambiamenti nella gestione delle risorse (uso del suolo, interventi selvicolturali, ecc...) possono modificare il ruolo di un ecosistema forestale, passando da serbatoio di assorbimento a fonte di emissione dei principali gas ad effetto serra (greenhouse gases – GHGs), quali l'anidride carbonica (CO₂), il metano (CH₄) e il protossido di azoto (N₂O). Da qui la necessità sempre più crescente, soprattutto in ambiente Mediterraneo, di disporre di una maggiore quantità di dati misurati in campo per la realizzazione di inventari più dettagliati dei flussi biogenici di GHGs, ma anche di cambiare e/o potenziare le politiche di adattamento e mitigazione.

Il presente studio riporta una breve overview a scala

globale sulle missioni di N₂O e CH₄ da diversi ecosistemi forestali, in funzione della zona bioclimatica e dei principali eventi di disturbo, per dare un contributo conoscitivo sul ruolo degli ecosistemi forestali come fonte di emissioni di questi due importanti GHGs. Vengono, inoltre, descritte e discusse alcune possibili strategie di mitigazione che evidenziano esigenze di ricerca sempre più attuali in un contesto di cambiamento climatico globale.

KEYWORDS: *N₂O*, *CH₄*, *Bioclimatic zones*, *Soil-atmosphere fluxes*

ABSTRACT

Forest ecosystems play an important role in trace gas fluxes between soil and atmosphere. Changes in current and future management strategies (afforestation, land-use change, silvicultural treatments, etc..) in combination with climate changes could contribute to altering the present greenhouse gases (GHGs) balance, converting some forest ecosystem from a sink to a source of the main atmospheric GHGs, as carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O). In the last decades an increasing need has raised for trace gas exchange data, especially in the Mediterranean area, to realise more detailed inventories of biogenic GHGs from forest soils, but also to enhance the adaptation and mitigation strategies.

The present work aims to report an overview of the present knowledge of N₂O and CH₄ emissions from different forest ecosystems at a global scale and in relation to the main disturbances.

Some possible adaptation and mitigation strategies are also described and discussed, highlighting the research needs in a context of climate changes.