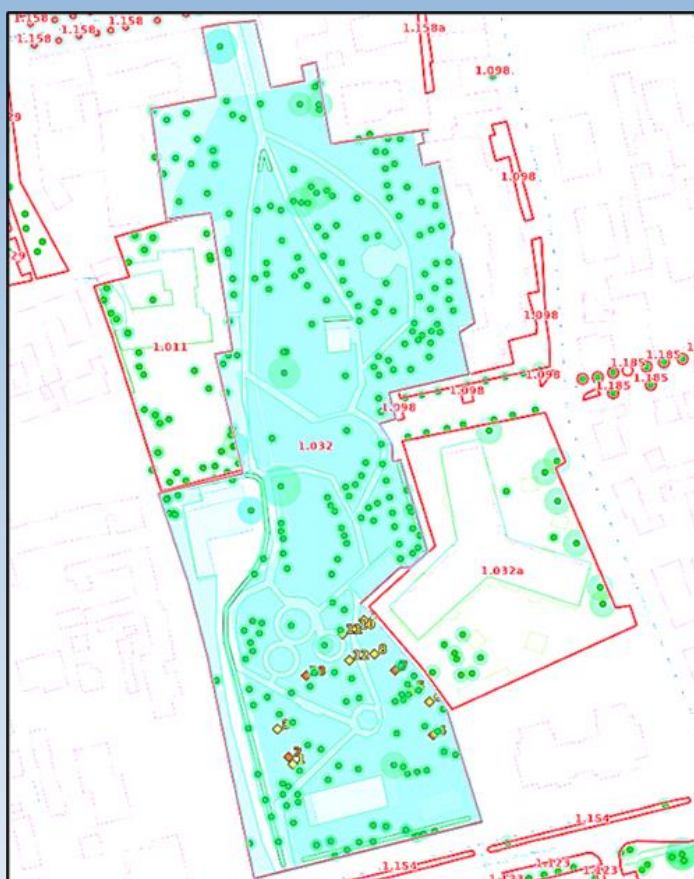


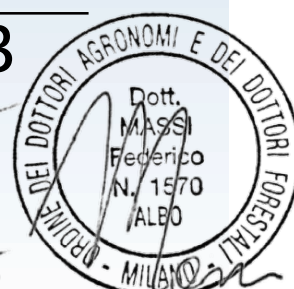
i-Tree Analisi

Parco Matteotti



Benefici ecosistemici, anno 2023

Federico



Sintesi

La comprensione della struttura, della funzione e del valore di un parco urbano può promuovere decisioni di gestione che miglioreranno la salute umana e la qualità ambientale. Nel corso del 2023 è stata condotta una valutazione della struttura, della funzione e del valore della vegetazione del Parco Matteotti a Cusano Milanino. I dati di 259 alberi situati in tutto il Parco Matteotti sono stati analizzati utilizzando il modello i-Tree Eco sviluppato dal Servizio Forestale degli Stati Uniti, Stazione di Ricerca Nord.

- Dimensione Parco: 22 760,21
- Numero di alberi: 259
- Copertura arborea: 5865 metri quadrati
- Superficie fogliare: 5,413 ettari
- Specie arboree più comuni: *Tilia x europaea*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*.
- Percentuale di alberi con diametro inferiore a 15,2 cm (valore standard internazionale 6"): 12,0%.
- Rimozione dell'inquinamento: 76,92 chilogrammi/anno (1,71 migliaia di euro/anno)
- Stoccaggio di carbonio: 91,39 tonnellate (14,7 migliaia di euro)
- Sequestro di carbonio: 4,26 tonnellate (684 euro/anno)
- Produzione di ossigeno: 11,36 tonnellate/anno
- Deflusso evitato: 50,33 metri cubi/anno (95,7 euro/anno)
- Valori di sostituzione: 577 migliaia di euro

Tonnellata metrica: 1000 chilogrammi

I valori monetari sono riportati in euro in tutto il rapporto, tranne quando indicato.

Le stime dei servizi ecosistemici sono riportate per gli alberi.

Nei progetti di inventario completo, la produzione di ossigeno è stimata a partire dal sequestro lordo di carbonio e non tiene conto della decomposizione. La produzione di ossigeno nei progetti di inventario dei lotti è stimata dal sequestro netto di carbonio.

Indice dei contenuti

I. Caratteristiche degli alberi della foresta urbana	4
II. Copertura forestale urbana e superficie fogliare	6
III. Rimozione dell'inquinamento atmosferico da parte degli alberi urbani.....	7
IV. Stoccaggio e sequestro del carbonio	8
V. Produzione di ossigeno	10
VI. Deflusso piogge evitato	11
VII. Valori sostitutivi e funzionali	12
Appendice I. Modello Eco i-Tree e misure sul campo.....	13
Appendice II. Raccomandazioni generali per il miglioramento della qualità dell'aria	16
Bibliografia	17

I. Caratteristiche degli alberi della foresta urbana

Il Parco Matteotti conta 259 alberi, con una copertura arborea prevalente di tigli. Le tre specie più diffuse sono il *Tilia x europaea* (17,0%), *Acer pseudoplatanus* (11,2%) e *Acer platanoides* (6,9%).

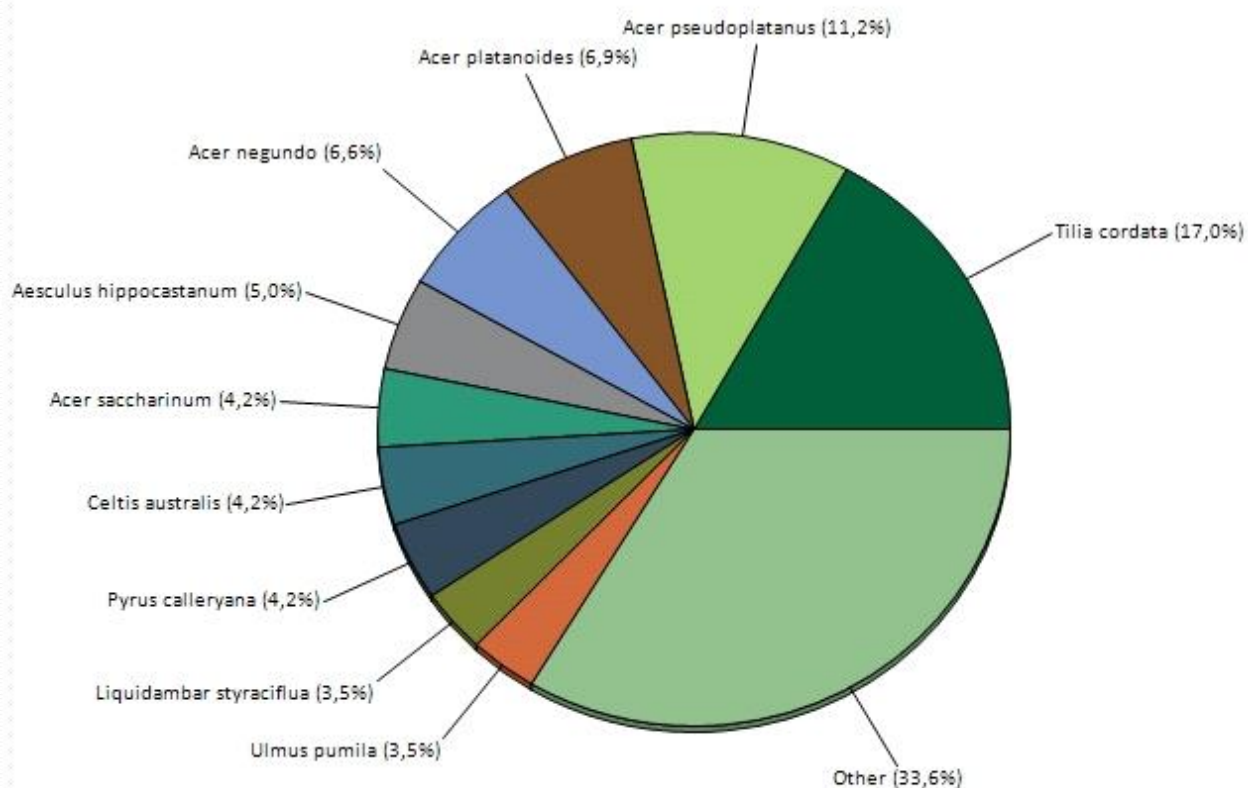


Figura 1: composizione specifica presso Parco Matteotti

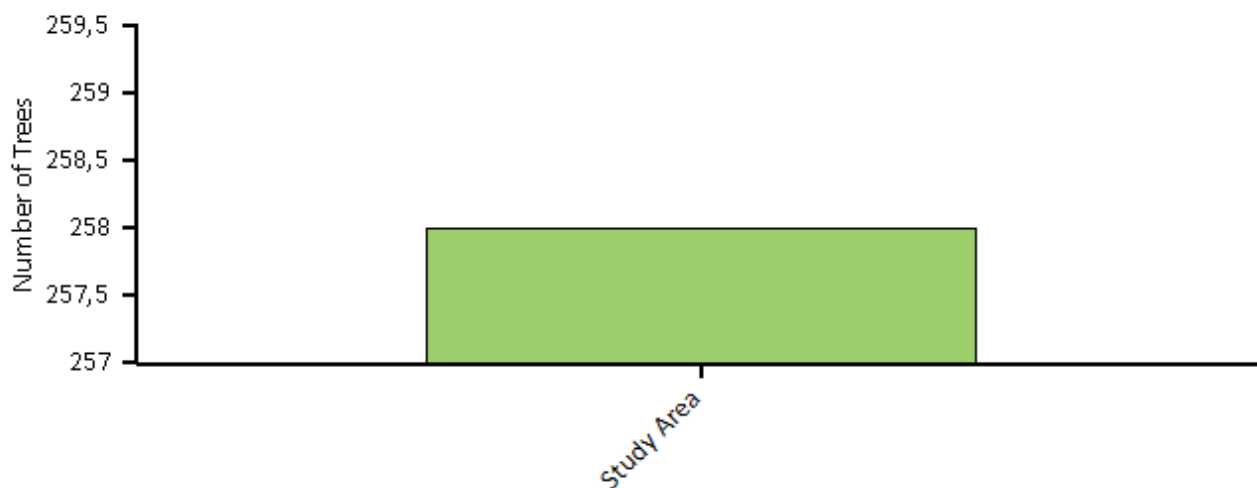


Figura 2: numero di alberi presso Parco Matteotti

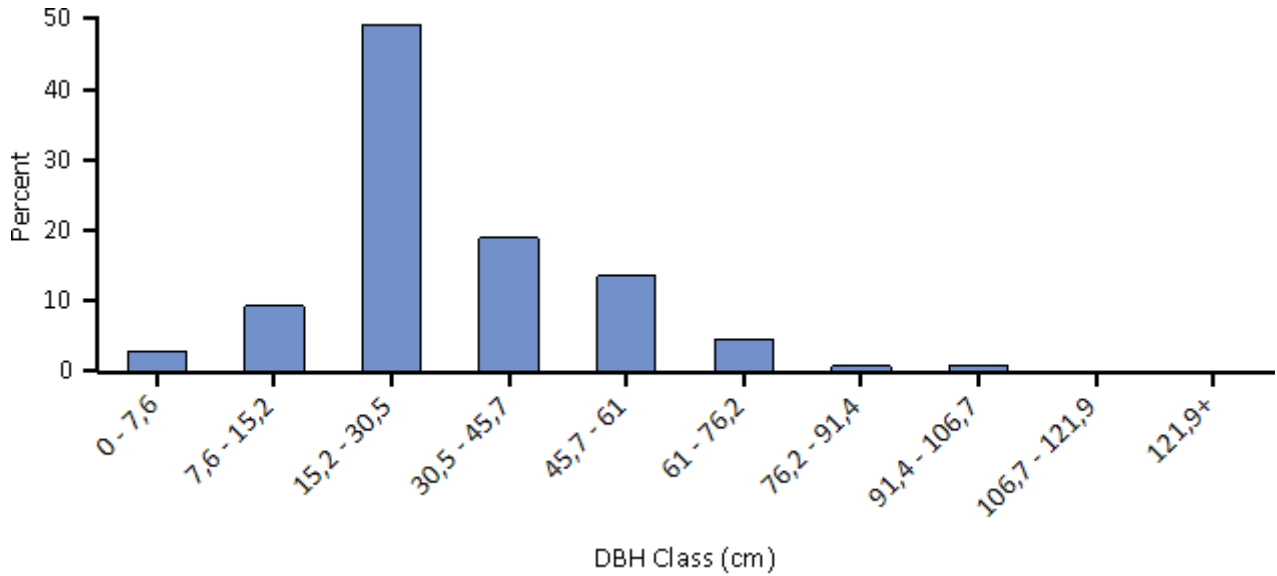


Figura 3: percentuale di popolazione arborea per classi di diametro (misurato a 1.3 m di altezza), Parco Matteotti

I parchi urbani sono composti da un mix di specie arboree autoctone ed esotiche, e pertanto presentano spesso una diversità arborea superiore a quella dei paesaggi autoctoni circostanti. L'aumento della diversità arborea può minimizzare l'impatto complessivo o la distruzione da parte di un insetto o di una malattia specifici per la specie, ma può anche rappresentare un rischio per le piante autoctone se alcune delle specie esotiche sono piante invasive che possono potenzialmente superare la concorrenza e sostituire le specie autoctone. Nel Parco Matteotti, circa il 21% degli alberi è costituito da specie propriamente originarie dell'Europa. La maggior parte degli alberi proviene dall'Eurasia (42% degli alberi).

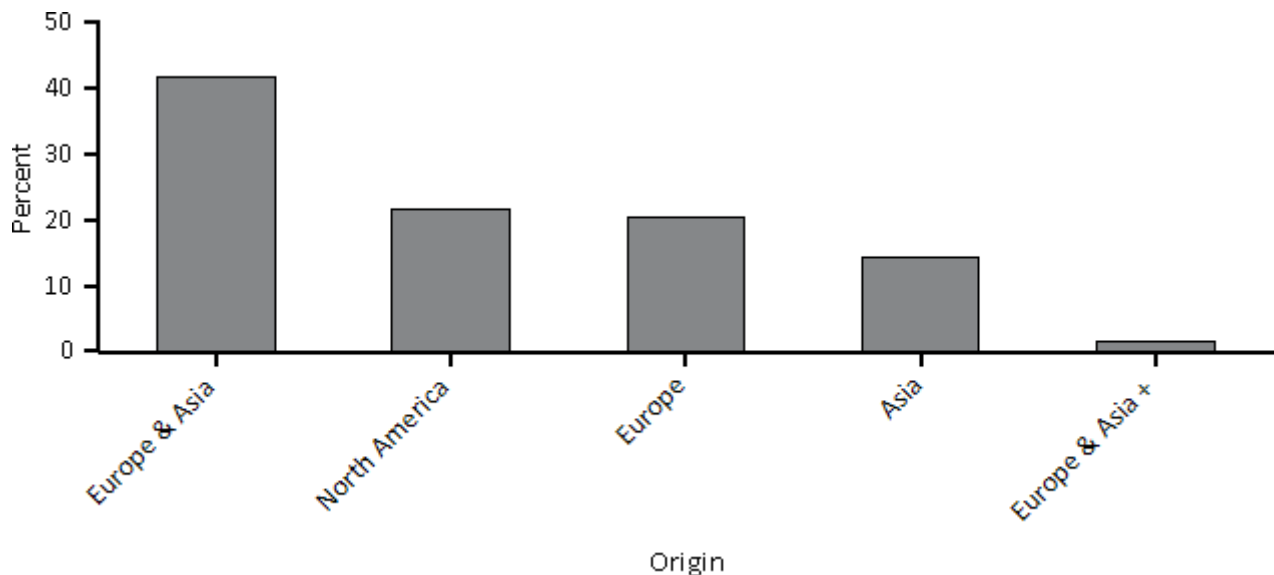


Figura 4: Percentuale della popolazione di alberi per area nativa di origine, Parco Matteotti

Il segno più (+) indica che la specie arborea è originaria di un altro continente oltre a quelli elencati nel raggruppamento.

Le specie vegetali invasive sono spesso caratterizzate da vigore, capacità di adattamento, capacità riproduttiva e generale mancanza di nemici naturali. Queste capacità consentono loro di spostare le piante autoctone e di costituire una minaccia per le aree naturali.

II. Copertura forestale urbana e superficie fogliare

Molti benefici degli alberi corrispondono direttamente alla quantità di superficie fogliare sana della pianta. Gli alberi coprono circa 5865 metri quadrati del Parco Matteotti e forniscono 5,413 ettari di superficie fogliare.

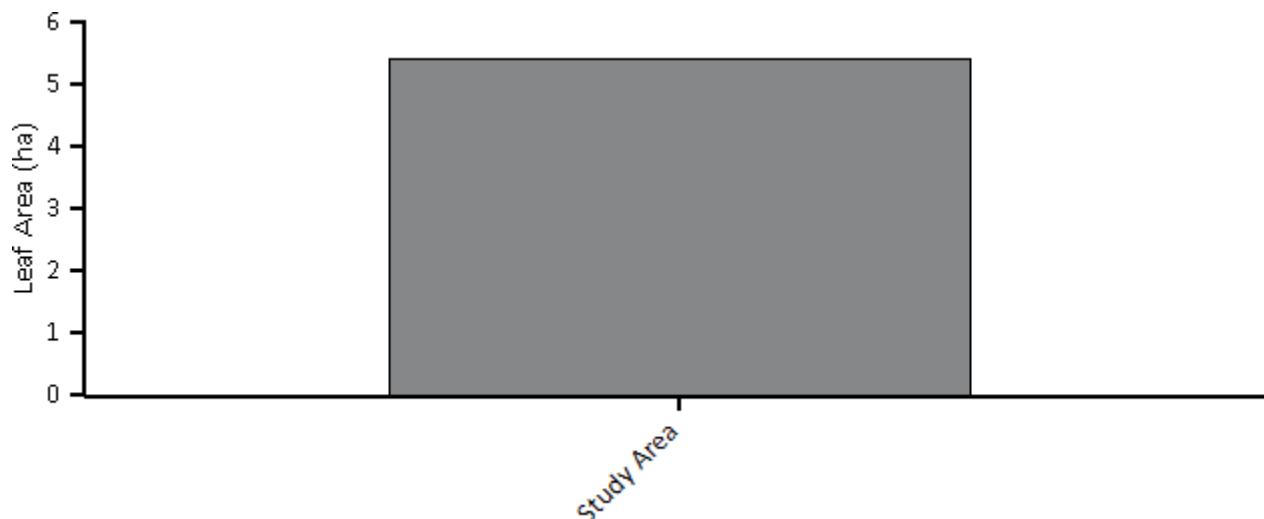


Figura 5: area fogliare totale presso Parco Matteotti

Nel Parco Matteotti, le specie più dominanti in termini di superficie fogliare sono il tiglio, l'acero montano e la quercia rossa. Le 10 specie con i valori di importanza più elevati sono elencate nella Tabella 1. I valori di importanza (IV) sono calcolati come somma della percentuale di popolazione e della percentuale di superficie fogliare. Valori di importanza elevati non significano che questi alberi debbano necessariamente essere incoraggiati in futuro; piuttosto, queste specie dominano attualmente la struttura della foresta urbana.

Tabella 1. Specie più importanti del Parco Matteotti

Nome della specie	Percentuale Popolazione	Percentuale Area delle foglie	IV
<i>Tilia x europaea</i>	17,1	26,6	43,7
<i>Acer pseudoplatanus</i>	11,2	9,9	21,1
<i>Acer platanoides</i>	7,0	5,3	12,3
<i>Celtis australis</i>	4,3	7,2	11,5
<i>Acer negundo</i>	6,6	4,3	10,8
<i>Quercus rubra</i>	1,9	7,6	9,6
<i>Ulmus spp.</i>	3,5	5,7	9,2
<i>Aesculus hippocastanum</i>	5,0	3,8	8,8
<i>Acer saccharinum</i>	4,3	2,3	6,6
<i>Pyrus calleriana</i>	4,3	2,2	6,5

III. Rimozione dell'inquinamento atmosferico da parte degli alberi urbani

La scarsa qualità dell'aria è un problema comune a molte aree urbane. Può portare a una diminuzione della salute umana, a danni ai materiali del paesaggio e ai processi dell'ecosistema e a una riduzione della visibilità. I parchi urbani possono contribuire a migliorare la qualità dell'aria riducendo la temperatura dell'aria, rimuovendo direttamente gli inquinanti dall'aria e riducendo il consumo energetico degli edifici, con conseguente riduzione delle emissioni di inquinanti atmosferici dalle fonti di energia. Gli alberi emettono anche composti organici volatili che possono contribuire alla formazione dell'ozono. Tuttavia, studi integrativi hanno rivelato che un aumento della copertura arborea porta a una riduzione della formazione di ozono (Nowak e Dwyer 2000).

La rimozione dell'inquinamento¹ da parte degli alberi nel Parco Matteotti è stata stimata utilizzando i dati sul campo e i dati meteo e sull'inquinamento più recenti. La rimozione dell'inquinamento è stata maggiore per l'ozono (Figura 6). Si stima che ogni anno gli alberi rimuovano 76,92 chilogrammi di inquinamento atmosferico tra ozono (O₃), monossido di carbonio (CO), biossido di azoto (NO₂), particolato inferiore a 2,5 micron (PM_{2,5}), particolato inferiore a 10 micron e superiore a 2,5 micron (PM₁₀*²), e anidride solforosa (SO₂), con un valore associato di 1,71 migliaia di euro (si veda l'Appendice I per maggiori dettagli).

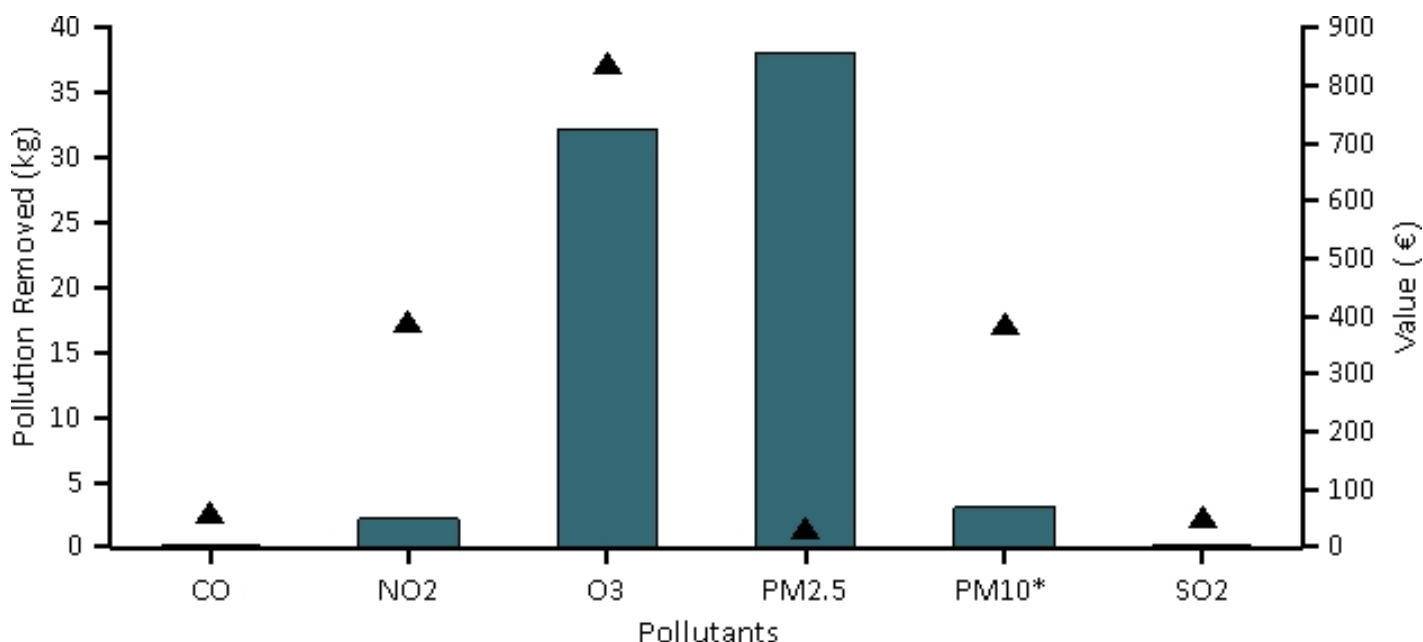


Figura 6: rimozione annuale di inquinanti (punti) e valori economici (barre) degli alberi urbani, Parco Matteotti

¹ PM₁₀* è il particolato di dimensioni inferiori a 10 micron e superiori a 2,5 micron. PM_{2,5} è il particolato inferiore a 2,5 micron. Se il PM_{2,5} non viene monitorato, il PM₁₀* rappresenta il particolato inferiore a 10 micron. Il PM_{2,5} è generalmente più rilevante nelle discussioni sugli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla salute umana.

² Gli alberi rimuovono il PM_{2,5} e il PM₁₀* quando il particolato si deposita sulle superfici delle foglie. Il PM_{2,5} e il PM₁₀* depositati possono essere risospesi nell'atmosfera o rimossi durante gli eventi piovosi e dissolti o trasferiti al suolo. Questa combinazione di eventi può portare a una rimozione e a un valore dell'inquinamento positivo o negativo, a seconda di vari fattori atmosferici (per maggiori dettagli, vedere l'Appendice I).

IV. Stoccaggio e sequestro del carbonio

Il cambiamento climatico è un problema di portata globale. Gli alberi urbani possono contribuire a mitigare il cambiamento climatico sequestrando il carbonio atmosferico (dall'anidride carbonica) nei tessuti e modificando l'uso dell'energia negli edifici e, di conseguenza, le emissioni di anidride carbonica dalle fonti di energia basate sui combustibili fossili (Abdollahi et al 2000).

Gli alberi riducono la quantità di carbonio nell'atmosfera sequestrando ogni anno il carbonio nella nuova crescita. La quantità di carbonio sequestrata annualmente aumenta con le dimensioni e la salute degli alberi. Il sequestro lordo degli alberi del Parco Matteotti è di circa 4,26 tonnellate di carbonio all'anno, con un valore associato di 684 euro. Per maggiori dettagli sui metodi, si veda l'Appendice I.

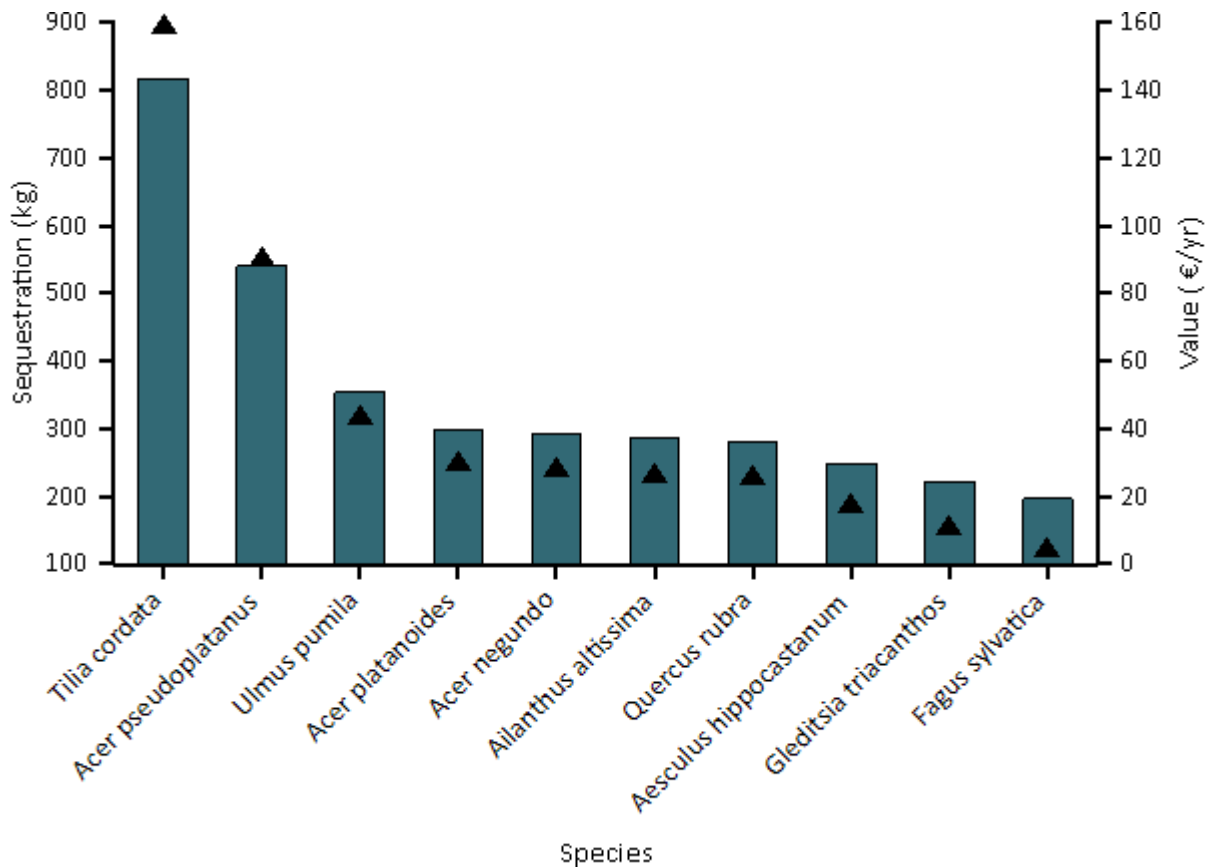


Figura 7: sequestro annuo lordo di carbonio (punti) e valori economici (barre) degli alberi urbani, Parco Matteotti

Lo stoccaggio del carbonio è un altro modo in cui gli alberi possono influenzare il cambiamento climatico globale. Quando un albero cresce, immagazzina più carbonio trattenendolo nei suoi tessuti accumulati. Quando un albero muore e decade, rilascia gran parte del carbonio immagazzinato nell'atmosfera. L'immagazzinamento del carbonio è quindi un'indicazione della quantità di carbonio che può essere rilasciata se si lascia che gli alberi muoiano e si decompongano. Il mantenimento di alberi sani manterrà il carbonio immagazzinato negli alberi, ma la manutenzione degli alberi può contribuire alle emissioni di carbonio (Nowak et al 2002c). Quando un albero muore, l'utilizzo del legno in prodotti a lungo termine, per riscaldare gli edifici o per produrre energia contribuirà a ridurre le emissioni di carbonio derivanti dalla decomposizione del legno o dalle centrali elettriche a combustibili fossili o a base di legno.

Si stima che gli alberi del Parco Matteotti immagazzinino 91,4 tonnellate di carbonio (14,7 mila euro). Tra le specie campionate, il tiglio immagazzina e sequestra la maggior parte del carbonio (circa il 25,1% del carbonio totale immagazzinato, e il 21% di tutto il carbonio sequestrato).

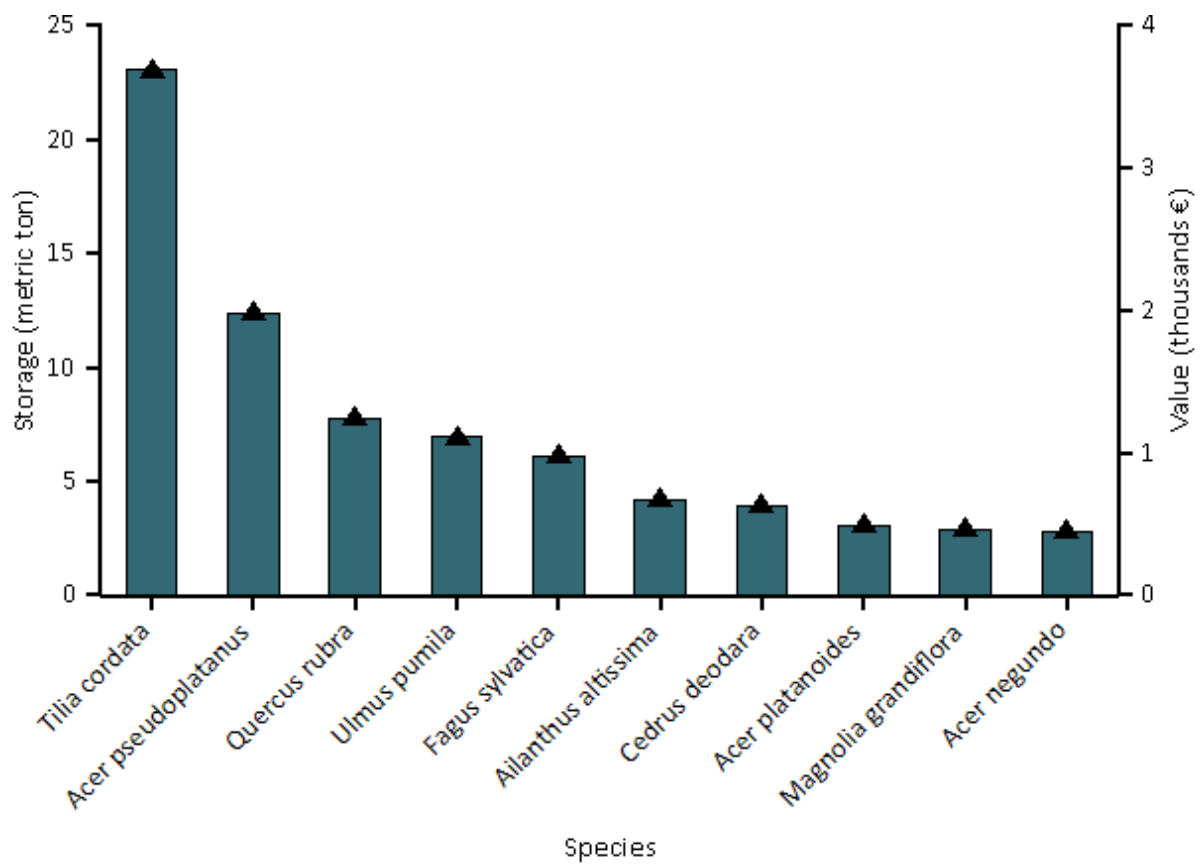


Figura 8: stima del carbonio stoccato (punti) e valori economici (barre) per le specie di alberi più significative in parco Matteotti

V. Produzione di ossigeno

La produzione di ossigeno è uno dei benefici più comunemente citati degli alberi urbani. La produzione annuale di ossigeno di un albero è direttamente correlata alla quantità di carbonio sequestrato dall'albero, che è legata all'accumulo di biomassa arborea.

Si stima che gli alberi del Parco Matteotti producano 11,36 tonnellate di ossigeno all'anno.⁴

Tabella 2. Le 20 principali specie produttrici di ossigeno.

<i>Specie</i>	<i>Ossigeno (chilogrammo)</i>	<i>Sequestro lordo di carbonio (chilogrammo/anno)</i>	<i>Numero di alberi</i>	<i>Area fogliare (ettaro)</i>
<i>Tilia x europaea</i>	2.381,98	893,24	44	1,44
<i>Acer pseudoplatanus</i>	1.464,45	549,17	29	0,53
<i>Ulmus spp.</i>	843,33	316,25	9	0,31
<i>Acer platanoides</i>	658,22	246,83	18	0,29
<i>Acer negundo</i>	639,34	239,75	17	0,23
<i>Ailanthus altissima</i>	614,94	230,60	8	0,12
<i>Quercus rubra</i>	604,06	226,52	5	0,41
<i>Aesculus hippocastanum</i>	493,00	184,87	13	0,21
<i>Ilex aquifolium</i>	405,48	152,05	7	0,17
<i>Fagus sylvatica</i>	320,81	120,30	7	0,19
<i>Pyrus calleriana</i>	271,53	101,82	11	0,12
<i>Cedrus deodara</i>	256,55	96,21	2	0,06
<i>Acer saccharinum</i>	253,24	94,97	11	0,13
<i>Robinia pseudoacacia</i>	250,80	94,05	2	0,04
<i>Magnolia grandiflora</i>	239,73	89,90	3	0,05
<i>Carpinus betulus</i>	226,00	84,75	7	0,10
<i>Liquidambar styraciflua</i>	214,42	80,41	9	0,14
<i>Prunus cerasifera</i>	201,94	75,73	8	0,05
<i>Morus alba</i>	181,73	68,15	3	0,07
<i>Betula alba</i>	176,20	66,08	6	0,05

VI. Deflusso piogge evitato

Il deflusso superficiale delle piogge può essere fonte di preoccupazione in molte aree urbane, in quanto può contribuire all'inquinamento di torrenti, zone umide, fiumi, laghi e oceani. Durante gli eventi di precipitazione, una parte delle precipitazioni viene intercettata dalla vegetazione (alberi e arbusti) mentre l'altra parte raggiunge il suolo. La parte di precipitazione che raggiunge il suolo e non si infiltra nel terreno diventa deflusso superficiale (Hirabayashi 2012). Nelle aree urbane, la grande estensione delle superfici impervie aumenta la quantità di deflusso superficiale.

Gli alberi e gli arbusti urbani, tuttavia, sono utili per ridurre il deflusso superficiale. Gli alberi e gli arbusti intercettano le precipitazioni, mentre i loro sistemi radicali favoriscono l'infiltrazione e l'immagazzinamento nel suolo. Gli alberi e gli arbusti del Parco Matteotti contribuiscono a ridurre il ruscellamento di circa 50,3 metri cubi all'anno, con un valore associato di 96 euro (per maggiori dettagli si veda l'Appendice I). Il deflusso evitato è stimato in base alle condizioni meteorologiche locali della stazione meteorologica designata dall'utente.

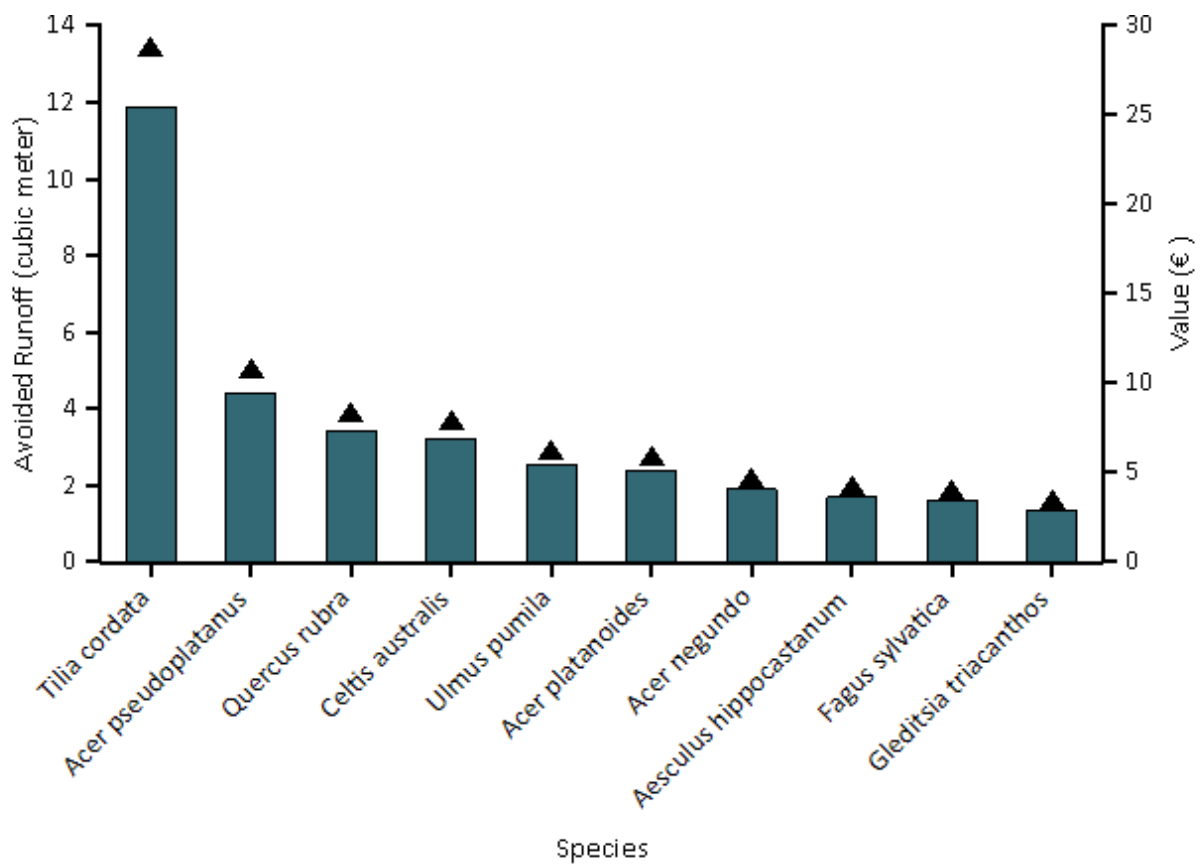


Figura 9: deflusso piogge evitato (punti) e valori economici (barre) per le specie più rappresentative presso Parco Matteotti

VII. Valori sostitutivi e funzionali

I parchi urbani hanno un valore di sostituzione basato sugli alberi stessi (ad esempio, il costo della sostituzione di un albero con uno simile); hanno anche valori funzionali (positivi o negativi) basati sulle funzioni che gli alberi svolgono.

Il valore di sostituzione di una foresta urbana tende ad aumentare con l'aumentare del numero e delle dimensioni degli alberi sani (Nowak et al 2002a). Anche i valori funzionali annuali tendono ad aumentare con l'incremento del numero e delle dimensioni degli alberi sani. Grazie a una corretta gestione, i valori delle foreste urbane possono aumentare; tuttavia, i valori e i benefici possono anche diminuire con la diminuzione della copertura arborea sana.

Gli alberi urbani di Parco Matteotti hanno i seguenti valori di sostituzione:

- Valore di sostituzione: 577 migliaia di euro
- Stoccaggio del carbonio: 14,7 migliaia di euro

Gli alberi urbani di Parco Matteotti hanno i seguenti valori funzionali annuali:

- Sequestro di carbonio: 684 euro
- Deflusso evitato: 95,7 euro
- Rimozione dell'inquinamento: 1,71 migliaia di euro
- Costi energetici e valori delle emissioni di carbonio: 0 euro

(Nota: un valore negativo indica un aumento dei costi energetici e delle emissioni di carbonio).

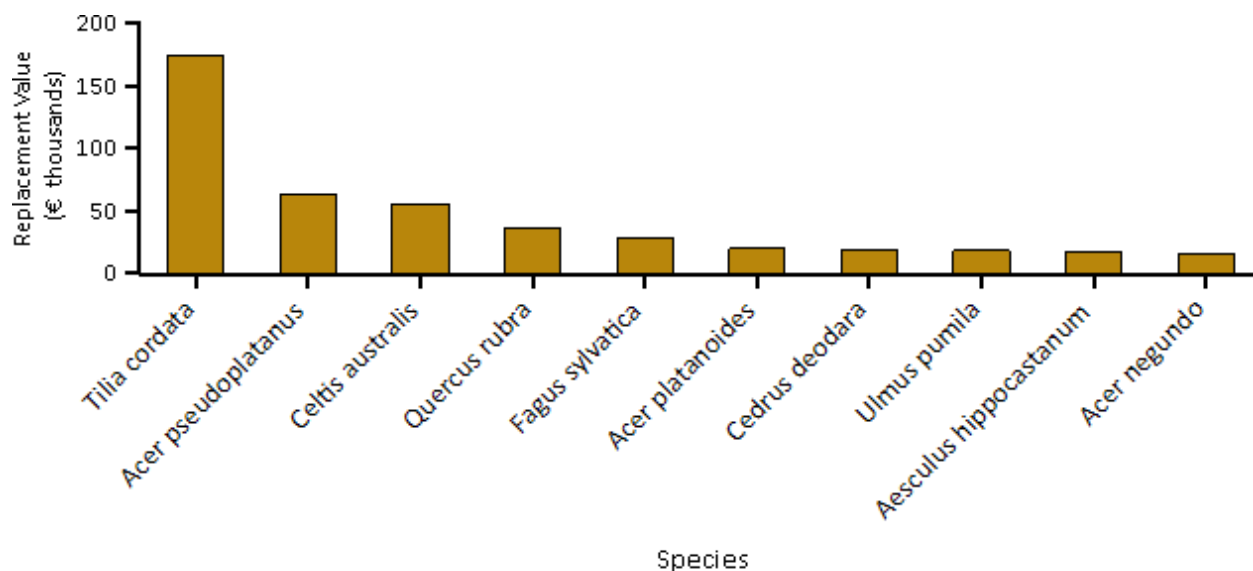


Figura 10: specie arboree con i maggiori valori di sostituzione, Parco Matteotti

Appendice I. Modello Eco i-Tree e misure sul campo

i-Tree Eco è stato progettato per utilizzare dati standardizzati sul campo e dati orari locali sull'inquinamento atmosferico e meteorologico per quantificare la struttura delle foreste urbane e i suoi numerosi effetti (Nowak e Crane 2000), tra cui:

- Struttura della foresta urbana (ad esempio, composizione delle specie, salute degli alberi, superficie fogliare, ecc.)
- Quantità di inquinamento rimossa ogni ora dalla foresta urbana e relativa percentuale di miglioramento della qualità dell'aria nell'arco di un anno.
- Carbonio totale immagazzinato e carbonio netto sequestrato annualmente dalla foresta urbana.
- Effetti degli alberi sull'utilizzo energetico degli edifici e conseguenti effetti sulle emissioni di anidride carbonica delle fonti di energia.
- Valore di sostituzione della foresta, nonché valore di rimozione dell'inquinamento atmosferico e di stoccaggio e sequestro del carbonio.
- Potenziale impatto delle infestazioni da parte di parassiti, come il coleottero asiatico, il cenerino smeraldino, la tignola e la malattia dell'olmo olandese.

In genere, tutti i dati sul campo vengono raccolti durante la stagione vegetativa per valutare correttamente le chiome degli alberi. La raccolta dei dati tipici (la raccolta effettiva dei dati può variare a seconda dell'utente) comprende l'uso del suolo, la copertura del terreno e degli alberi, gli attributi dei singoli alberi (specie, diametro del fusto, altezza, larghezza della chioma, mancanza e deperimento della chioma) e la distanza e la direzione dagli edifici residenziali (Nowak et al 2005; Nowak et al 2008).

Durante la raccolta dei dati, gli alberi vengono identificati secondo la classificazione tassonomica più specifica possibile. Gli alberi non classificati a livello di specie possono essere classificati per genere (ad esempio, frassino) o gruppi di specie (ad esempio, legno duro). In questo rapporto, le specie arboree, i generi o i gruppi di specie sono indicati collettivamente come specie arboree.

Caratteristiche dell'albero:

L'area fogliare degli alberi è stata valutata utilizzando misure delle dimensioni della chioma e della percentuale di chioma mancante. Nel caso in cui questi dati non siano stati raccolti, sono stati stimati dal modello. L'analisi delle specie invasive non è disponibile per gli studi al di fuori degli Stati Uniti.

Rimozione dell'inquinamento atmosferico:

La rimozione dell'inquinamento viene calcolata per l'ozono, il biossido di zolfo, il biossido di azoto, il monossido di carbonio, il particolato inferiore a 2,5 micron e il particolato inferiore a 10 micron e superiore a 2,5 micron. Il PM_{2,5} è generalmente più rilevante nelle discussioni sugli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla salute umana.

Le stime di rimozione dell'inquinamento atmosferico sono derivate dal calcolo delle resistenze orarie delle chiome degli alberi per l'ozono e per i diossidi di zolfo e di azoto, basato su un ibrido di modelli di deposizione delle chiome a grandi foglie e a più strati (Balducchi 1988; Balducchi et al 1987). Poiché la rimozione del monossido di carbonio e del particolato da parte della vegetazione non è direttamente correlata alla traspirazione, i tassi di rimozione (velocità di deposizione) per questi inquinanti sono stati basati su valori medi misurati dalla letteratura (Bidwell e Fraser 1972; Lovett 1994), aggiustati in base alla fenologia e all'area fogliare. La rimozione del particolato ha incorporato un tasso di risospensione del 50% delle particelle nell'atmosfera (Zinke 1967). I recenti aggiornamenti (2011) della modellazione della qualità dell'aria si basano su simulazioni migliorate dell'indice di area fogliare, sull'elaborazione e l'interpolazione delle condizioni meteorologiche e dell'inquinamento e su valori monetari aggiornati degli inquinanti (Hirabayashi et al 2011; Hirabayashi et al 2012; Hirabayashi 2011).

Gli alberi rimuovono il PM_{2,5} e il PM₁₀* quando il particolato si deposita sulle superfici delle foglie (Nowak et al 2013). Il PM_{2,5} e il PM₁₀* depositati possono essere risospesi nell'atmosfera o rimossi durante gli eventi piovosi e dissolti o trasferiti al suolo. Questa combinazione di eventi può portare a una rimozione dell'inquinamento positiva o negativa e a un valore a seconda di vari fattori atmosferici. In generale, la rimozione di PM_{2,5} e PM₁₀* è positiva e comporta benefici. Tuttavia, in alcuni casi la rimozione netta è negativa o le particelle risospese portano a un aumento delle concentrazioni di inquinamento e a valori negativi. In alcuni mesi (ad esempio, in assenza di pioggia), gli alberi risospescono più particelle di quante ne rimuovano. La risospensione può anche portare a un aumento delle concentrazioni complessive di PM_{2,5} e PM₁₀* se le condizioni dello strato limite sono inferiori durante i periodi di risospensione netta rispetto ai periodi di rimozione netta. Poiché il valore di rimozione dell'inquinamento si basa sulla variazione della concentrazione dell'inquinamento, è possibile che si verifichino situazioni in cui gli alberi rimuovono il PM_{2,5} e il PM₁₀* ma aumentano le concentrazioni e quindi si hanno valori negativi durante i periodi di rimozione complessiva positiva. Questi eventi non sono comuni, ma possono verificarsi.

Per le relazioni negli Stati Uniti, il valore predefinito di rimozione dell'inquinamento atmosferico è calcolato in base all'incidenza locale degli effetti negativi sulla salute e ai costi mediani nazionali dell'esternalità. Il numero di effetti negativi sulla salute e il valore economico associato sono calcolati per l'ozono, il biossido di zolfo, il biossido di azoto e il particolato inferiore a 2,5 micron utilizzando i dati dell'Environmental Benefits Mapping and Analysis Program (BenMAP) della U.S. Protection Agency (Nowak et al 2014). Il modello utilizza un approccio basato sulla funzione di danno che si basa sulla variazione locale della concentrazione di inquinamento e della popolazione. Per calcolare il valore della rimozione del monossido di carbonio sono stati utilizzati i costi mediani nazionali delle esternalità (Murray et al 1994).

Per i rapporti internazionali, vengono utilizzati valori di inquinamento locale definiti dall'utente. Per i rapporti internazionali che non dispongono di valori locali, le stime si basano sui valori mediani europei dell'esternalità (van Essen et al 2011) o sulle equazioni di regressione BenMAP (Nowak et al 2014) che incorporano stime della popolazione definite dall'utente. I valori sono poi convertiti in valuta locale con tassi di cambio definiti dall'utente.

Per questa analisi, il valore di rimozione dell'inquinamento è calcolato sulla base del prezzo di 1.100 euro per tonnellata metrica (monossido di carbonio), 20,483 euro per tonnellata (ozono), 3,059 euro per tonnellata (biossido di azoto), 1,115 euro per tonnellata (biossido di zolfo), 711,002 euro per tonnellata (particolato inferiore a 2,5 micron), 4,121 euro per tonnellata (particolato inferiore a 10 micron e superiore a 2,5 micron).

Stoccaggio e sequestro del carbonio:

L'accumulo di carbonio è la quantità di carbonio contenuta nelle parti fuori terra e sotto terra della vegetazione legnosa. Per calcolare l'attuale stoccaggio di carbonio, la biomassa di ciascun albero è stata calcolata utilizzando equazioni tratte dalla letteratura e dati misurati sugli alberi. Gli alberi in piena crescita e in manutenzione tendono ad avere una biomassa inferiore a quella prevista dalle equazioni della biomassa forestale (Nowak 1994). Per correggere questa differenza, i risultati della biomassa per gli alberi urbani cresciuti in piena terra sono stati moltiplicati per 0,8. Non è stato effettuato alcun aggiustamento per gli alberi presenti in condizioni di popolamento naturale. La biomassa degli alberi in peso secco è stata convertita in carbonio immagazzinato moltiplicando per 0,5.

Il sequestro di carbonio è la rimozione di anidride carbonica dall'aria da parte delle piante. Per stimare la quantità lorda di carbonio sequestrato annualmente, la crescita media del diametro dei generi e della classe di diametro appropriati e la condizione dell'albero sono stati aggiunti al diametro dell'albero esistente (anno x) per stimare il diametro dell'albero e l'immagazzinamento del carbonio nell'anno x+1.

I valori di stoccaggio e sequestro del carbonio si basano su valori di carbonio locali stimati o personalizzati. Per i rapporti internazionali che non dispongono di valori locali, le stime si basano sul valore del carbonio per gli Stati Uniti (U.S. Environmental Protection Agency 2015, Interagency Working Group on Social Cost of Carbon 2015) e sono convertite in valuta locale con tassi di cambio definiti dall'utente.

Per questa analisi, i valori di stoccaggio e sequestro del carbonio sono calcolati sulla base di 161 euro per tonnellata.

Produzione di ossigeno:

La quantità di ossigeno prodotta viene stimata dal sequestro di carbonio in base ai pesi atomici: rilascio netto di O₂ (kg/anno) = sequestro netto di C (kg/anno) × 32/12. Per stimare il tasso di sequestro netto di carbonio, la quantità di carbonio sequestrata come risultato della crescita degli alberi viene ridotta della quantità persa a causa della mortalità degli alberi. In questo modo, il sequestro netto di carbonio e la produzione netta annuale di ossigeno della foresta urbana tengono conto della decomposizione (Nowak et al 2007). Per i progetti di inventario completi, la produzione di ossigeno è stimata a partire dal sequestro lordo di carbonio e non tiene conto della decomposizione.

Deflusso evitato:

Il deflusso superficiale annuale evitato è calcolato in base all'intercettazione delle precipitazioni da parte della vegetazione, in particolare la differenza tra il deflusso annuale con e senza vegetazione. Sebbene le foglie, i rami e la corteccia degli alberi possano intercettare le precipitazioni e quindi mitigare il deflusso superficiale, in questa analisi si tiene conto solo delle precipitazioni intercettate dalle foglie.

Il valore del deflusso evitato si basa su valori locali stimati o definiti dall'utente. Per i rapporti internazionali che non dispongono di valori locali, viene utilizzato il valore medio nazionale degli Stati Uniti, convertito in valuta locale con tassi di cambio definiti dall'utente. Il valore del deflusso evitato negli Stati Uniti si basa sulla serie Community Tree Guide del Servizio Forestale degli Stati Uniti (McPherson et al 1999; 2000; 2001; 2002; 2003; 2004; 2006a; 2006b; 2006c; 2007; 2010; Peper et al 2009; 2010; Vargas et al 2007a; 2007b; 2008).

Effetti relativi degli alberi:

Il valore relativo dei benefici degli alberi riportato nell'Appendice II è calcolato per mostrare a quanto equivalgono lo stoccaggio e il sequestro del carbonio e la rimozione degli inquinanti atmosferici in quantità di emissioni di carbonio municipali, emissioni di autovetture ed emissioni domestiche.

Le emissioni di carbonio delle città si basano sulle emissioni di carbonio pro capite del 2010 negli Stati Uniti (Carbon Dioxide Information Analysis Center 2010). Le emissioni pro capite sono state moltiplicate per la popolazione della città per stimare le emissioni totali di carbonio della città.

Tassi di emissione dei veicoli leggeri (g/mi) per CO, NO_x, COV, PM₁₀, SO₂ per il 2010 (Bureau of Transportation Statistics 2010; Heirigs et al 2004), PM_{2,5} per il 2011-2015 (California Air Resources Board 2013), e CO₂ per il 2011 (U.S. Environmental Protection Agency 2010) sono stati moltiplicati per i chilometri medi percorsi per veicolo nel 2011 (Federal Highway Administration 2013) per determinare le emissioni medie per veicolo.

Le emissioni delle famiglie si basano sull'utilizzo medio di kWh di elettricità, Btu di gas naturale, Btu di olio combustibile, Btu di cherosene, Btu di GPL e Btu di legna per famiglia nel 2009 (Energy Information Administration 2013; Energy Information Administration 2014).

- Le emissioni di CO₂, SO₂ e NO_x delle centrali elettriche per kWh sono tratte da Leonardo Academy 2011. L'emissione di CO per kWh presuppone che 1/3 dell'uno per cento delle emissioni di C sia costituito da CO, sulla base dell'Energy Information Administration 1994. Emissioni di PM₁₀ per kWh da Layton 2004.
- Emissioni di CO₂, NO_x, SO₂ e CO per Btu per gas naturale, propano e butano (media utilizzata per rappresentare il GPL), Fuel #4 e #6 (media utilizzata per rappresentare l'olio combustibile e il cherosene) da Leonardo Academy 2011.
- Emissioni di CO₂ per Btu di legna da Energy Information Administration 2014.
- Emissioni di CO, NO_x e SO_x per Btu basate sulle emissioni totali e sulla combustione di legna (tonnellate) da (British Columbia Ministry 2005; Georgia Forestry Commission 2009).

Appendice II. Raccomandazioni generali per il miglioramento della qualità dell'aria

La vegetazione urbana può influire direttamente e indirettamente sulla qualità dell'aria a livello locale e regionale, alterando l'ambiente atmosferico urbano. I quattro modi principali in cui gli alberi urbani influiscono sulla qualità dell'aria sono (Nowak 1995):

- Riduzione della temperatura e altri effetti microclimatici
- Rimozione degli inquinanti atmosferici
- Emissione di composti organici volatili (VOC) ed emissioni per la manutenzione degli alberi
- Effetti energetici sugli edifici

Gli effetti cumulativi e interattivi degli alberi sul clima, sulla rimozione dell'inquinamento e sulle emissioni di COV e centralielettriche determinano l'impatto degli alberi sull'inquinamento atmosferico. Studi cumulativi sull'impatto degli alberi urbani sull'ozono hanno rivelato che una maggiore copertura delle chiome urbane, in particolare con specie a bassa emissione di COV, porta a una riduzione delle concentrazioni di ozono nelle città (Nowak 2000). Anche le decisioni locali di gestione urbana possono contribuire a migliorare la qualità dell'aria.

Le strategie di gestione delle foreste urbane per contribuire a migliorare la qualità dell'aria includono (Nowak 2000):

<i>Strategia</i>	<i>Risultato</i>
Aumentare il numero di alberi sani	Aumentare la rimozione dell'inquinamento
Sostenere la copertura arborea esistente	Mantenere i livelli di rimozione dell'inquinamento
Massimizzare l'uso di alberi a bassa emissione di COV	Riduce la formazione di ozono e monossido di carbonio
Sostenere alberi grandi e sani	I grandi alberi hanno i maggiori effetti per albero
Utilizzare alberi longevi	Ridurre le emissioni di inquinanti a lungo termine derivanti dalla piantagione e rimozione
Utilizzate alberi a bassa manutenzione	Riduzione delle emissioni inquinanti dovute alla manutenzione/attività
Ridurre l'uso di combustibili fossili per la manutenzione della vegetazione	Ridurre le emissioni inquinanti
Piantare alberi in luoghi a risparmio energetico	Ridurre le emissioni inquinanti delle centrali elettriche
Piantate alberi per ombreggiare le auto in sosta	Ridurre le emissioni veicolari di COV
Fornire acqua in abbondanza alla vegetazione	Migliorare la rimozione dell'inquinamento e la riduzione della temperatura
Piantare alberi in aree inquinate o fortemente popolate	Massimizza i benefici della qualità dell'aria degli alberi
Evitare le specie sensibili agli inquinanti	Migliorare la salute degli alberi
Utilizzare alberi sempreverdi per il particolato	Rimozione delle particelle durante tutto l'anno

Bibliografia

- Abdollahi, K.K.; Ning, Z.H.; Appeaning, A., eds. 2000. Global climate change and the urban forest. Baton Rouge, LA: GCRCC and Franklin Press. 77 p.
- Animal and Plant Health Inspection Service. 2010. Plant Health – Asian longhorned beetle. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service.
- Baldocchi, D. 1988. A multi-layer model for estimating sulfur dioxide deposition to a deciduous oak forest canopy. *Atmospheric Environment*. 22: 869-884.
- Baldocchi, D.D.; Hicks, B.B.; Camara, P. 1987. A canopy stomatal resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces. *Atmospheric Environment*. 21: 91-101.
- Bidwell, R.G.S.; Fraser, D.E. 1972. Carbon monoxide uptake and metabolism by leaves. *Canadian Journal of Botany*. 50: 1435-1439.
- British Columbia Ministry of Water, Land, and Air Protection. 2005. Residential wood burning emissions in British Columbia. British Columbia.
- Broecker, W.S. 1970. Man's oxygen reserve. *Science* 168(3939): 1537-1538.
- Bureau of Transportation Statistics. 2010. Estimated National Average Vehicle Emissions Rates per Vehicle by Vehicle Type using Gasoline and Diesel. Washington, DC: Bureau of Transportation Statistics, U.S. Department of Transportation. Table 4-43.
- Burnside, R.E.; Holsten, E. H.; Fettig, C.J.; Kruse, J. J.; Schultz, M.E.; Hayes, C.J.; Graves, A.D.; Seybold, S.J. 2011. Northern Spruce Engraver. Forest Insect & Disease Leaflet 180. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 12 p.
- California Air Resources Board. 2013. Methods to Find the Cost-Effectiveness of Funding Air Quality Projects. Table 3 Average Auto Emission Factors. CA: California Environmental Protection Agency, Air Resources Board.
- Carbon Dioxide Information Analysis Center. 2010. CO₂ Emissions (metric tons per capita). Washington, DC: The World Bank.
- Cardelino, C.A.; Chameides, W.L. 1990. Natural hydrocarbons, urbanization, and urban ozone. *Journal of Geophysical Research*. 95(D9): 13,971-13,979.
- Childs, R. 2011. Winter Moth Identification and Management. Amherst, MA: University of Massachusetts Amherst, Landscape, Nursery & Urban Forestry Program.
- Ciesla, W. M. 2001. *Tomicus piniperda*. North American Forest Commission. Exotic Forest Pest Information System for North America (EXFOR).
- Ciesla, W. M.; Kruse, J. J. 2009. Large Aspen Tortrix. Forest Insect & Disease Leaflet 139. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.
- Clarke, S. R.; Nowak, J.T. 2009. Southern Pine Beetle. Forest Insect & Disease Leaflet 49. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.
- Cranshaw, W.; Tisserat, N. 2009. Walnut twig beetle and the thousand cankers disease of black walnut. Pest Alert. Ft. Collins, CO: Colorado State University.

Seybold, S.; Haugen, D.; Graves, A. 2010. Thousand Cankers Disease. Pest Alert. NA-PR-02-10. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Area State and Private Forestry.

DeMars, C. J., Jr.; Roettgering, B. H. 1982. Western Pine Beetle. Forest Insect & Disease Leaflet 1. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.

Diller, J. D. 1965. Chestnut Blight. Forest Pest Leaflet 94. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 7 p.

Eastern Forest Environmental Threat Assessment Center. Dutch Elm Disease. <http://threatsummary.forestthreats.org/threats/threatSummaryViewer.cfm?threatID=43>

Energy Information Administration. 1994. Energy Use and Carbon Emissions: Non-OECD Countries. Washington, DC: Energy Information Administration, U.S. Department of Energy.

Energy Information Administration. 2013. CE2.1 Fuel consumption totals and averages, U.S. homes. Washington, DC: Energy Information Administration, U.S. Department of Energy.

Energy Information Administration. 2014. CE5.2 Household wood consumption. Washington, DC: Energy Information Administration, U.S. Department of Energy.

Federal Highway Administration. 2013. Highway Statistics 2011. Washington, DC: Federal Highway Administration, U.S. Department of Transportation. Table VM-1.

Fellin, D. G.; Dewey, J. E. 1986. Western Spruce Budworm. Forest Insect & Disease Leaflet 53. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 10 p.

Ferrell, G. T. 1986. Fir Engraver. Forest Insect & Disease Leaflet 13. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.

Georgia Forestry Commission. 2009. Biomass Energy Conversion for Electricity and Pellets Worksheet. Dry Branch, GA: Georgia Forestry Commission.

Gibson, K.; Kegley, S.; Bentz, B. 2009. Mountain Pine Beetle. Forest Insect & Disease Leaflet 2. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 12 p.

Haugen, D. A.; Hoebeke, R. E. 2005. Sirex woodwasp - Sirex noctilio F. (Hymenoptera: Siricidae). Pest Alert. NA- PR-07-05. Newtown Square, PA: Department of Agriculture, Forest Service, Northern Area State and Private Forestry.

Heirigs, P.L.; Delaney, S.S.; Dulla, R.G. 2004. Evaluation of MOBILE Models: MOBILE6.1 (PM), MOBILE6.2 (Toxics), and MOBILE6/CNG. Sacramento, CA: National Cooperative Highway Research Program, Transportation Research Board.

Hessburg, P. F.; Goheen, D. J.; Bega, R.V. 1995. Black Stain Root Disease of Conifers. Forest Insect & Disease Leaflet 145. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service.

Hessburg, P. F.; Goheen, D. J.; Bega, R.V. 1995. Black Stain Root Disease of Conifers. Forest Insect & Disease Leaflet 145. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service.

Hirabayashi, S. 2011. Urban Forest Effects-Dry Deposition (UFORE-D) Model Enhancements, [http://www.itreetools.org/eco/resources/UFORE-D enhancements.pdf](http://www.itreetools.org/eco/resources/UFORE-D%20enhancements.pdf)

Hirabayashi, S. 2012. i-Tree Eco Precipitation Interception Model Descriptions, http://www.itreetools.org/eco/resources/iTree_Eco_Precipitation_Interception_Model_Descriptions_V1_2.pdf

Hirabayashi, S.; Kroll, C.; Nowak, D. 2011. Component-based development and sensitivity analyses of an air pollutant dry deposition model. *Environmental Modeling and Software*. 26(6): 804-816.

Hirabayashi, S.; Kroll, C.; Nowak, D. 2012. i-Tree Eco Dry Deposition Model Descriptions V 1.0

Holsten, E.H.; Thier, R.W.; Munson, A.S.; Gibson, K.E. 1999. The Spruce Beetle. Forest Insect & Disease Leaflet 127. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 12 p.

Houston, D. R.; O'Brien, J. T. 1983. Beech Bark Disease. Forest Insect & Disease Leaflet 75. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.

Interagency Working Group on Social Cost of Carbon, United States Government. 2015. Technical Support Document: Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis Under Executive Order 12866. [http:// www.whitehouse.gov/sites/default/files/omb/inforeg/scc-tds-final-july-2015.pdf](http://www.whitehouse.gov/sites/default/files/omb/inforeg/scc-tds-final-july-2015.pdf)

Kliejunas, J. 2005. *Phytophthora ramorum*. North American Forest Commission. Exotic Forest Pest Information System for North America (EXFOR).

Kruse, J.; Ambourn, A.; Zogas, K. 2007. Aspen Leaf Miner. Forest Health Protection leaflet. R10-PR-14. Juneau, AK: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Alaska Region.

Kucera, D. R.; Orr, P. W. 1981. Spruce Budworm in the Eastern United States. Forest Pest Leaflet 160. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.

Layton, M. 2004. 2005 Electricity Environmental Performance Report: Electricity Generation and Air Emissions. CA: California Energy Commission.

Leonardo Academy. 2011. Leonardo Academy's Guide to Calculating Emissions Including Emission Factors and Energy Prices. Madison, WI: Leonardo Academy Inc.

Liebhold, A. 2010 draft. Personal communication on the geographic distribution of forest pest species.

Lovett, G.M. 1994. Atmospheric deposition of nutrients and pollutants in North America: an ecological perspective. *Ecological Applications*. 4: 629-650.

McPherson, E.G.; Maco, S.E.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Xiao, Q.; VanDerZanden, A.M.; Bell, N. 2002. Western Washington and Oregon Community Tree Guide: Benefits, Costs, and Strategic Planting. International Society of Arboriculture, Pacific Northwest, Silverton, OR.

McPherson, E.G.; Simpson, J.R. 1999. Carbon dioxide reduction through urban forestry: guidelines for professional and volunteer tree planters. Gen. Tech. Rep. PSW-171. Albany, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, PacificSouthwest Research Station. 237 p.

McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Crowell, A.M.N.; Xiao, Q. 2010. Northern California coast community treeguide: benefits, costs, and strategic planting. PSW-GTR-228. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-228. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.

McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Gardner, S.L.; Vargas, K.E.; Maco, S.E.; Xiao, Q. 2006a. Coastal Plain Community Tree Guide: Benefits, Costs, and Strategic Planting PSW-GTR-201. USDA Forest Service, Pacific SouthwestResearch Station, Albany, CA.

McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Gardner, S.L.; Vargas, K.E.; Xiao, Q. 2007. Northeast community tree guide: benefits, costs, and strategic planting.

McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Maco, S.E.; Gardner, S.L.; Cozad, S.K.; Xiao, Q. 2006b. Midwest

Community Tree Guide: Benefits, Costs and Strategic Planting PSW-GTR-199. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.

McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Maco, S.E.; Gardner, S.L.; Vargas, K.E.; Xiao, Q. 2006c. Piedmont Community Tree Guide: Benefits, Costs, and Strategic Planting PSW-GTR 200. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.

McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Maco, S.E.; Xiao Q.; Mulrean, E. 2004. Desert Southwest Community Tree Guide: Benefits, Costs and Strategic Planting. Phoenix, AZ: Arizona Community Tree Council, Inc. 81 :81.

McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Scott, K.I.; Xiao, Q. 2000. Tree Guidelines for Coastal Southern California Communities. Local Government Commission, Sacramento, CA.

McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Xiao, Q. 1999. Tree Guidelines for San Joaquin Valley Communities. Local Government Commission, Sacramento, CA.

McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Xiao, Q.; Maco, S.E.; Hoefler, P.J. 2003. Northern Mountain and Prairie Community Tree Guide: Benefits, Costs and Strategic Planting. Center for Urban Forest Research, USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.

McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Xiao, Q.; Pittenger, D.R.; Hodel, D.R. 2001. Tree Guidelines for Inland Empire Communities. Local Government Commission, Sacramento, CA.

Michigan State University. 2010. Emerald ash borer. East Lansing, MI: Michigan State University [and others].

Mielke, M. E.; Daughtrey, M. L. How to Identify and Control Dogwood Anthracnose. NA-GR-18. Broomall, PA: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Area and Private Forestry.

Murray, F.J.; Marsh L.; Bradford, P.A. 1994. New York State Energy Plan, vol. II: issue reports. Albany, NY: New York State Energy Office.

Nicholls, T. H.; Anderson, R. L. 1977. How to Identify White Pine Blister Rust and Remove Cankers. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Area State and Private Forestry

Northeastern Area State and Private Forestry. 1998. How to identify and manage Dutch Elm Disease. NA-PR-07-98. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Area State and Private Forestry.

Northeastern Area State and Private Forestry. 2005. Gypsy moth digest. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Area State and Private Forestry.

Nowak, D.J. 1994. Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest. In: McPherson, E.G.; Nowak, D.J.; Rowntree, R.A., eds. Chicago's urban forest ecosystem: results of the Chicago Urban Forest Climate Project. Gen. Tech. Rep. NE-186. Radnor, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station: 83-94.

Nowak, D.J. 1995. Trees pollute? A "TREE" explains it all. In: Proceedings of the 7th National Urban Forestry Conference. Washington, DC: American Forests: 28-30.

Nowak, D.J. 2000. The interactions between urban forests and global climate change. In: Abdollahi, K.K.; Ning, Z.H.; Appeaning, A., eds. Global Climate Change and the Urban Forest. Baton Rouge, LA: GCRCC and Franklin Press: 31-44.

Nowak, D.J., Hirabayashi, S., Bodine, A., Greenfield, E. 2014. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. Environmental Pollution. 193:119-129.

Nowak, D.J., Hirabayashi, S., Bodine, A., Hoehn, R. 2013. Modeled PM2.5 removal by trees in ten U.S. cities and

associated health effects. *Environmental Pollution*. 178: 395-402.

Nowak, D.J.; Civerolo, K.L.; Rao, S.T.; Sistla, S.; Luley, C.J.; Crane, D.E. 2000. A modeling study of the impact of urban trees on ozone. *Atmospheric Environment*. 34: 1601-1613.

Nowak, D.J.; Crane, D.E. 2000. The Urban Forest Effects (UFORE) Model: quantifying urban forest structure and functions. In: Hansen, M.; Burk, T., eds. *Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century*. Proceedings of IUFRO conference. Gen. Tech. Rep. NC-212. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station: 714-720.

Nowak, D.J.; Crane, D.E.; Dwyer, J.F. 2002a. Compensatory value of urban trees in the United States. *Journal of Arboriculture*. 28(4): 194 - 199.

Nowak, D.J.; Crane, D.E.; Stevens, J.C.; Hoehn, R.E. 2005. The urban forest effects (UFORE) model: field data collection manual. V1b. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station, 34 p. http://www.fs.fed.us/ne/syracuse/Tools/downloads/UFORE_Manual.pdf

Nowak, D.J.; Crane, D.E.; Stevens, J.C.; Ibarra, M. 2002b. Brooklyn's urban forest. Gen. Tech. Rep. NE-290. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. 107 p.

Nowak, D.J.; Dwyer, J.F. 2000. Understanding the benefits and costs of urban forest ecosystems. In: Kuser, John, ed. *Handbook of urban and community forestry in the northeast*. New York, NY: Kluwer Academics/Plenum: 11-22.

Nowak, D.J.; Hoehn, R.; Crane, D. 2007. Oxygen production by urban trees in the United States. *Arboriculture & Urban Forestry*. 33(3):220-226.

Nowak, D.J.; Hoehn, R.E.; Crane, D.E.; Stevens, J.C.; Walton, J.T; Bond, J. 2008. A ground-based method of assessing urban forest structure and ecosystem services. *Arboriculture and Urban Forestry*. 34(6): 347-358.

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

Ostry, M.E.; Mielke, M.E.; Anderson, R.L. 1996. *How to Identify Butternut Canker and Manage Butternut Trees*. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station.

Peper, P.J.; McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Albers, S.N.; Xiao, Q. 2010. *Central Florida community tree guide: benefits, costs, and strategic planting*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-230. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.

Peper, P.J.; McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Vargas, K.E.; Xiao Q. 2009. *Lower Midwest community tree guide: benefits, costs, and strategic planting*. PSW-GTR-219. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-219. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.

Phelps, W.R.; Czabator, F.L. 1978. *Fusiform Rust of Southern Pines*. Forest Insect & Disease Leaflet 26. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 7 p.

Rexrode, C. O.; Brown, H. D. 1983. *Oak Wilt*. Forest Insect & Disease Leaflet 29. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 6 p.

Schmitz, R. F.; Gibson, K. E. 1996. *Douglas-fir Beetle*. Forest Insect & Disease Leaflet 5. R1-96-87. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.

Smith, S. L.; Borys, R. R.; Shea, P. J. 2009. *Jeffrey Pine Beetle*. Forest Insect & Disease Leaflet 11. Washington, DC:

U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 8 p.

Society of American Foresters. 2011. Gold Spotted Oak Borer Hitches Ride in Firewood, Kills California Oaks. *ForestrySource* 16(10): 20.

U.S. Environmental Protection Agency. 2010. Light-Duty Vehicle Greenhouse Gas Emission Standards and Corporate Average Fuel Economy Standards. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency. EPA-420-R-10-012a

U.S. Environmental Protection Agency. 2015. The social cost of carbon. <http://www.epa.gov/climatechange/EPAactivities/economics/scc.html>

U.S. Forest Service. 2005. Hemlock Woolly Adelgid. Pest Alert. NA-PR-09-05. Newtown Square, PA: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Area State and Private Forestry.

U.S. Forest Service. 2011. Laurel Wilt. Atlanta, GA: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Health Protection, Southern Region.

University of California. 2014. Polphagous Shot Hole Borer. Sacramento, CA: University of California, Division of Agriculture and Natural Resources.

van Essen, H.; Schroten, A.; Otten, M.; Sutter, D.; Schreyer, C.; Zandonella, R.; Maibach, M.; Doll, C. 2011. External Costs of Transport in Europe. Netherlands: CE Delft. 161 p.

Vargas, K.E.; McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Gardner, S.L.; Xiao, Q. 2007a. Interior West Tree Guide.

Vargas, K.E.; McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Gardner, S.L.; Xiao, Q. 2007b. Temperate Interior West Community Tree Guide: Benefits, Costs, and Strategic Planting.

Vargas, K.E.; McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Peper, P.J.; Gardner, S.L.; Xiao, Q. 2008. Tropical community tree guide: benefits, costs, and strategic planting. PSW-GTR-216. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-216. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.

Worrall, J.J. 2007. Chestnut Blight. *Forest and Shade Tree Pathology*. http://www.forestpathology.org/dis_chestnut.html

Zinke, P.J. 1967. Forest interception studies in the United States. In: Sopper, W.E.; Lull, H.W., eds. *Forest Hydrology*. Oxford, UK: Pergamon Press: 137-161.