

Człowiek i Środowisko
41 (2) 2018, s. 5–23

**Magdalena Jędraszko-Macukow, Marek Sitarski,
Barbara Szczepanowska, Paweł Sudra, Nina Carewicz**

USŁUGI EKOSYSTEMOWE DRZEW I KRZEWÓW W PARKU PRASKIM OKREŚLONE ZA POMOCĄ MODELU I-TREE ECO

Słowa kluczowe: zielona infrastruktura, roślinność miejska, usługi ekosystemowe, model, narzędzie i-Tree Eco

1. Wprowadzenie

Artykuł jest podsumowaniem drugiej części badań przeprowadzonych dla Parku Praskiego, przy zastosowaniu narzędzia i-tree Eco. Opisano w nim wyniki analiz z zakresu określenia wielkości usług ekosystemowych w jednostkach naturalnych, świadczonych przez roślinność Parku Praskiego, otrzymane przy zastosowaniu tego narzędzia. W artykule scharakteryzowano rodzaje i korzyści usług ekosystemowych dostarczanych przez drzewa i krzewy parku.

2. Stan wiedzy

Roślinność oraz wody występujące w systemie miejskim stanowią kolejne, poza elementami infrastruktury technicznej, elementy infrastrukturalne organizmu miejskiego, nazywane odpowiednio zieloną i niebieską infrastrukturą (MBC¹, 2016). Należy tu podkreślić odmienną zielonej

¹ Maidstone Borough Council, 2016.

infrastruktury od infrastruktury technicznej miasta. Zasadnicza różnica m.in. wynika z faktu, że w przeciwieństwie do wartości infrastruktury technicznej, która w miarę upływu czasu maleje, wartość monetarna i korzyści uzyskiwane z infrastruktury zielonej wraz z wiekiem roślinności rosną. Oznacza to, że już z ekonomicznego punktu widzenia inwestowanie w rozwój zielonej infrastruktury jest korzystne dla miast.

Jednym z czynników, mających wpływ na ekonomiczną opłacalność inwestowania w zieloną infrastrukturę, są – obecnie możliwe już do wyceny – korzyści świadczone przez elementy ją współtworzące, czyli przez roślinność miejską (*urban forest*). Zagraniczne źródła podają, że koszt posadzenia przy ulicy pojedynczego drzewa szacowany na 250–600 dolarów (w co wliczone są również koszty pielęgnacji w pierwszych trzech latach po posadzeniu) jest nieproporcjonalny do wielkości korzyści bezpośrednich, jakie ono dostarcza w ciągu całego życia. Szacuje się, że jedno drzewo w ciągu swojego życia dostarcza korzyści bezpośrednich (w które nie wlicza się korzyści estetycznych, społecznych) o wartości ponad 90 000 dolarów (Burden, 2006).

Korzyści uzyskiwane dzięki roślinności miejskiej (Dwyer i in., 1992; Kuo, Sullivan, 2001; Westphal, 2003; Wolf, 2003; Nowak, Dwyer, 2007; Novak, Crane, 2008) określane są w literaturze jako usługi ekosystemowe (*ecosystem services*). Wśród nich badacze wyróżniają korzyści ekonomiczne, społeczne, estetyczne, zdrowotne i środowiskowe (NUFU, 2005)². Wyniki badań dotyczących usług ekosystemowych wskazują na istotny wpływ roślinności miejskiej, zwłaszcza na środowiskowe warunki życia w mieście i społeczną jakość życia mieszkańców na terenach zurbanizowanych (Novak, Crane, 2008). Dość szczegółowo jest już przeanalizowany zwłaszcza zakres środowiskowych usług ekosystemowych świadczonych przez drzewa³. Jak wynika z badań⁴, mają one wpływ na poprawę klimatu w mieście i łagodzenie efektów niekorzystnych zjawisk takich, jak: globalne ocieplenie, miejskie wyspy ciepła, zanieczyszczenie powietrza, powierzchniowy odpływ wód i wzrastające zapotrzebowanie na energię w budynkach (McPerson, Rowntree, 1993). Jest to możliwe dzięki zdolnościom drzew do

² National Urban Forestry Unit, Wolverhampton, 2005.

³ Badania nad rolą drzew występujących w środowisku miejskim prowadzone są od lat.

⁴ np. Bisco Werner, 1996; Brethour, 2007; Erase Carbon Footprint, 2010; Frank, 2003; Geiger, 2004; Harnik, 2009; Maco, 2003; McPherson, 2004; Nowak, 2005; Pennsylvania Landscape and Nursery Assn, 2009; Phmer, 2008; Schwartz, 2009; Stavins, 2005; Trust Publicznego Ziemi, 2008; Wolf, 1998, 2004b; Yang, 2009.

przeprowadzania takich procesów, jak: pochłanianie dwutlenku węgla z atmosfery (sekwestracja dwutlenku węgla) czy bezpośrednie wychwytywanie, usuwanie i gromadzenie w tkankach innych zanieczyszczeń powietrza, w tym metali ciężkich i pyłów (McPerson, Rowntree, 1993; Novak, Crane, 2008). Pochłaniając każdego roku znaczne ilości dwutlenku węgla z atmosfery, drzewa w procesie oddychania komórkowego uwalniają ponadto tlen do atmosfery. Badania dowodzą też, że drzewa wytwarzają lotne związki organiczne (VOC), które przyczyniają się do produkcji ozonu w atmosferze (Novak, Crane, 2008, PUFSEV⁵, 2014; VLUF⁶, 2015), zmniejszając w ten sposób emisję dwutlenku węgla do atmosfery. W przypadku usług społecznych za najistotniejsze korzyści ekosystemowe świadczone przez drzewa należy uznać zapewnienie mieszkańcom miast kontaktu ze środowiskiem naturalnym, a w sezonie letnim łagodzenie temperatur odczuwalnych, a także poprawę warunków utrzymywania kontaktów społecznych, np. poprzez zapewnienie cienia podczas aktywności na świeżym powietrzu (NUFU, 2005). Drzewa wpływają też pozytywnie na zdrowie psychiczne i dobre samopoczucie mieszkańców miast, a w wielu przypadkach poprawiają atrakcyjność przestrzeni, stanowiąc np. atrakcyjny rodzaj rozdzielania ruchu pieszego i rowerowego od ruchu samochodowego.

Skala korzyści (wielkość usług ekosystemowych) świadczonych przez roślinność (w tym przez drzewa) na terenach miejskich zależy od wielu czynników, takich jak np. wielkość obszaru pokrytego roślinnością, konfiguracja roślinności i jej struktura (McPerson, Rowntree, 1993) czy rodzaj nawierzchni, na której występuje lub w sąsiedztwie której występuje roślinność. Zasadnicze znaczenie ma tu jednak wielkość obszaru pokrytego roślinnością. W ciągu ostatnich lat stopniowo wzrasta rozpoznanie dotyczące wpływu wielkopowierzchniowych terenów zieleni miejskiej na jakość powietrza i warunki klimatyczne miasta. Wyniki tych badań wskazują, że tereny zieleni działają jak rodzaj ważnego miejskiego sita lub rezerwuaru dla wielu z zanieczyszczeń występujących w mieście. Ponadto, jak twierdzą McPerson i Rowntree (1993), wielkopowierzchniowe tereny zieleni oddziałują na klimat nie tylko w zasięgu rzutu koron, ale również na większych dystansach wahających się od 100 do 500 m od ich lokalizacji. Badania wykazują też, że zwiększanie liczby miejskich terenów zieleni pomaga złagodzić istniejącą, złą jakość powietrza miejskiego w ich otoczeniu, która często ma niekorzystny wpływ na populację mieszkańców (NUFU, 2005).

⁵ *Providence's Urban Forest: Structure, Effects and Values*, 2014.

⁶ *Valuing London Urban Forest*, 2015.

Usługi ekosystemowe, mające wpływ na zmiany klimatu i jakość powietrza, są możliwe do policzenia i oszacowania przy użyciu narzędzi, takich jak np. i-Tree Eco (VLUF⁷, 2015; Kiss, Takács i in., 2015). Jest to obecnie najbardziej kompletna z dostępnych metod zwartościowania całego garnituru usług ekosystemowych roślinności miejskiej (Natural England, 2013), uznawana za najlepszą do adaptacji i użycia międzynarodowego (Kiss, Takács i in., 2015). Do roku 2012 metoda ta została użyta w ponad 827 miastach na świecie (MUFEA⁸, 2012) w badaniach prowadzonych dla ich całych obszarów i umożliwiła ujęcie usług ekosystemowych w tych miastach zarówno w formie kwantyfikowanej, jak i monetarnej. Pozwoliła też na określenie relacji wartości monetarnej korzyści ekosystemowych do kosztów społecznych ponoszonych na utrzymanie zasobów roślinności miejskiej. W niniejszym artykule przedstawiono wyniki badań pilotażowych dotyczących określenia skali usług ekosystemowych drzew i krzewów występujących w Parku Praskim przy użyciu metody i-Tree Eco.

3. Przedmiot, cel i zakres badań

Przedmiotem badań były usługi ekosystemowe świadczone przez drzewa i krzewy wybranego do analiz terenu zieleni. Badaniami objęto obszar Parku Praskiego w Warszawie, a ich celem było określenie wielkości usług ekosystemowych świadczonych przez roślinność tam występującą.

4. Materiały i metody

Do badań posłużyły wyniki inwentaryzacji roślinności w Parku Praskim, której sposób wykonania opisano szczegółowo w artykule zatytułowanym *Struktura roślinna Parku Praskiego określona za pomocą modelu i-Tree Eco*. W celu określenia wielkości usług ekosystemowych parku dokonano niezbędnych obróbek informatycznych zgromadzonych w terenie informacji (według procedur ściśle określonych dla narzędzia i-Tree Eco).

Na potrzeby prowadzonych na tym etapie badań analiz konieczne było również zgromadzenie danych pogodowych oraz danych o stopniu

⁷ Tamże

⁸ *Mesquite Urban Forest Ecosystem Analysis*, 2012.

zanieczyszczenia powietrza obszaru dzielnicy Praga Północ. Dane pogodowe otrzymano z dwóch źródeł: z pomiarów osoby prywatnej – godzinowe opady w skali rocznej oraz ze stacji pomiarowych Inspektoratu Ochrony Środowiska. Uzyskano informacje dotyczące:

- godzinowych, rocznych wielkości opadów atmosferycznych (PCP01) oraz sześciogodzinowych opadów rocznych (PCP06);
- szybkości wiatru (SPD);
- wysokości pułapu chmur (CLG);
- pokrycia chmurami (SKC);
- ciśnienia i ustawienia wysokościomierza (ALT);
- temperatury (TEMP);
- punktu rosy (DEWP).

Dane o zanieczyszczeniu powietrza uzyskano ze stacji pomiarowych monitoringu jakości powietrza atmosferycznego województwa mazowieckiego, prowadzonego przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska Przyrodniczego. Uzyskano informacje dotyczące godzinowych, rocznych pomiarów zanieczyszczeń SO₂, CO, NO₂, O₃, PM10, PM2,5. Otrzymane dane o stężeniach zanieczyszczeń wyrażone były w jednostkach µg/m³, które na potrzeby badań z zastosowaniem narzędzia i-Tree Eco (poza PM10 i PM2,5) przeliczono na jednostki ppm.

Po kompilacji i odpowiednim sformatowaniu wszystkich wyżej wymienionych zestawów danych przygotowane informacje (wraz z wynikami inwentaryzacji przeprowadzonej na pierwszym etapie badań) zostały wysłane do ośrodka badawczego w Stanach Zjednoczonych, gdzie US Forest Service przeprowadził dalsze analizy przy zastosowaniu narzędzia i-Tree Eco.

5. Wyniki badań

Po analizach dokonanych przy zastosowaniu narzędzia i-Tree Eco otrzymano dane dotyczące wielkości usług ekosystemowych, świadczonych przez drzewa i krzewy zlokalizowane w Parku Praskim, z zakresu: rocznych, miesięcznych i godzinowych wielkości usuwanych zanieczyszczeń powietrza przez zidentyfikowane w parku gatunki roślin (tzw. sucha depozycja), wielkości rocznej sekwestracji dwutlenku węgla, wielkości gromadzonego przez rośliny węgla, wielkości produkcji tlenu, stopnia spowolnienia spływu wód opadowych (odpływu powierzchniowego wód) oraz wielkości produkcji lotnych związków organicznych (VOC).

5.1. Wpływ roślinności Parku Praskiego na zanieczyszczenie powietrza

W p r o w a d z e n i e

Za zanieczyszczenia powietrza uznaje się wszystkie substancje niebędące jego naturalnymi składnikami oraz składniki stale obecne w powietrzu, występujące w ilościach zdecydowanie przekraczających naturalny jego skład. Zanieczyszczenie powietrza na obszarach miejskich, skutkujące m.in. złą jakością powietrza czy smogiem⁹ (VLUF¹⁰, 2015), jest powodowane głównie przez działalność człowieka, w wyniku której ilość zanieczyszczeń często przekracza możliwości ich utylizacji przez środowisko naturalne.

W y n i k i

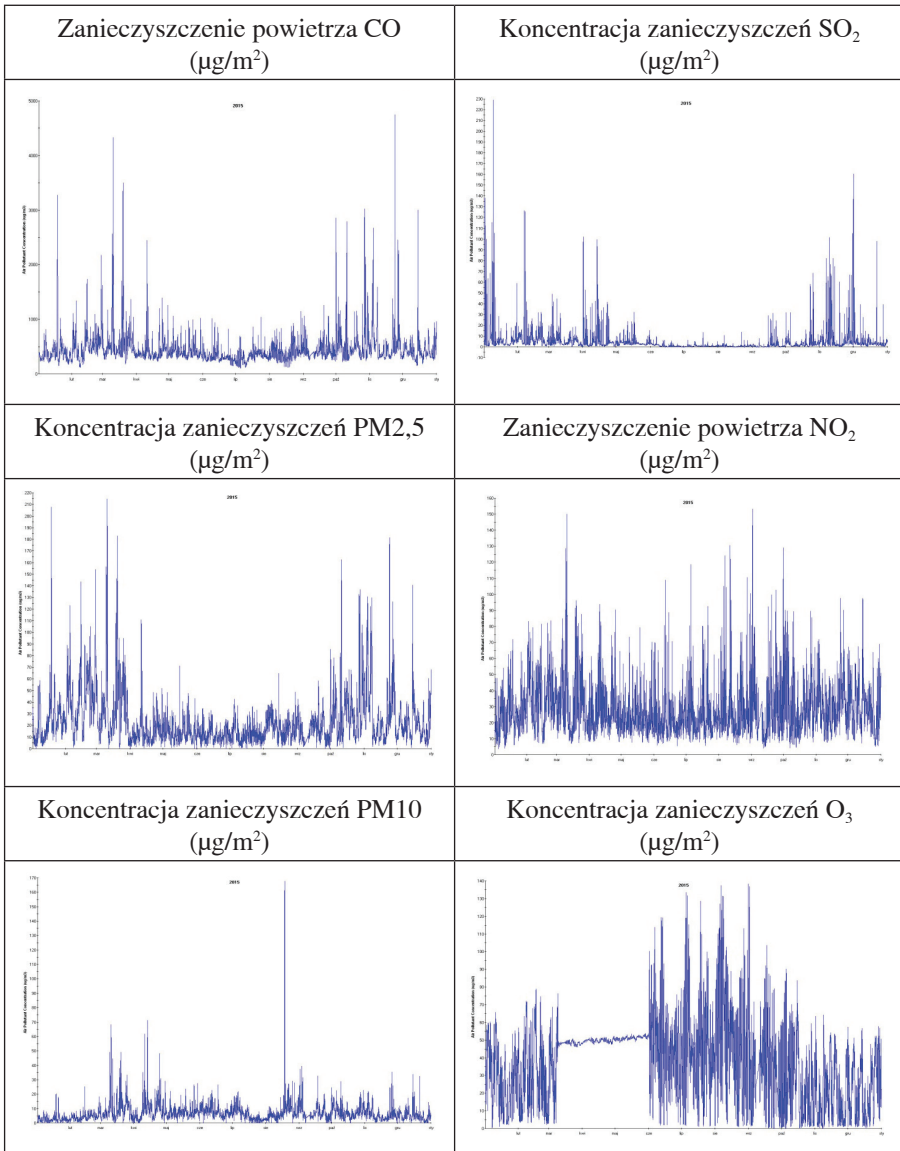
Zgromadzone na potrzeby prowadzonych badań dane dotyczące stopnia zanieczyszczenia powietrza w dzielnicy Praga Północ związkami SO₂, CO, NO₂, O₃ oraz pyłami PM10, PM2,5 w roku 2015 przedstawiono w formie wykresów. Obrazują one wartości poszczególnych zanieczyszczeń (wyrażone w µg/m³) rozłożonych w ciągu 365 dni roku (tab. 1). Analiza wspomnianych wykresów wskazuje na zarówno dobowe, jak i miesięczne wahania stężenia badanych związków w powietrzu.

W przypadku zanieczyszczenia powietrza związkami CO, SO₂ oraz pyłami PM2,5 największe wahania ich stężeń występowały od stycznia do marca i od września do grudnia 2015 roku. Analizy danych dotyczących rocznych rozkładów temperatur w dzielnicy pozwoliły stwierdzić zależność wielkości dobowych wahań zanieczyszczeń od wysokości temperatury. Wyraźny jest tu wpływ niższej temperatury powietrza na zwiększenie dobowych wahań stężeń tych związków.

Dość równomiernie w ciągu roku rozkładały się wartości stężeń zanieczyszczenia powietrza pyłami PM10 oraz dwutlenkiem azotu (NO₂). Nie zaobserwowano wyraźnych różnic stężenia zanieczyszczenia powietrza tymi związkami w ciągu roku (w poszczególnych miesiącach). W przypadku ozonu (O₃) najmniejsze wahania w jego stężeniu (w granicach 45–60 µg/m³) występowały od połowy lutego do końca maja.

⁹ Powstający z zanieczyszczeń pierwotnych emitowanych przez duże miasta przy bezwietrznej pogodzie lub w warunkach inwersji temperatury tzw. smog.

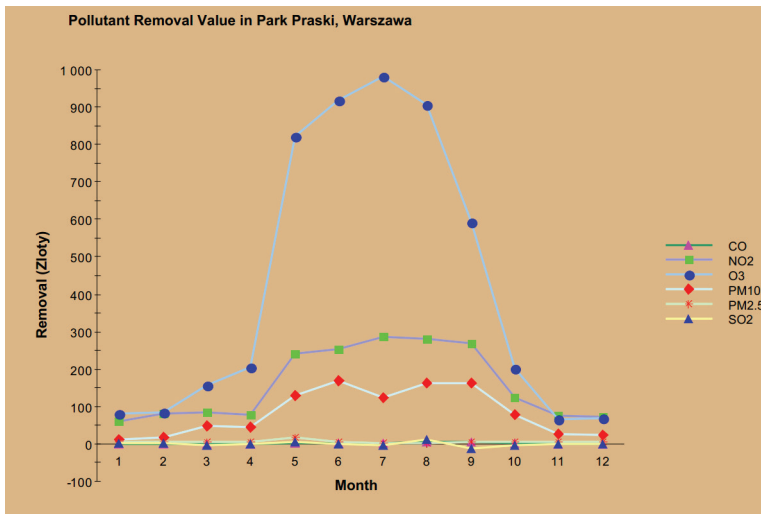
¹⁰ *Valuing London Urban Forest*, 2015.

Tabela 1. Koncentracja poszczególnych zanieczyszczeń w ciągu 2015 roku

Źródło: opracowanie własne

Wyniki badań, dotyczących wpływu roślinności Parku Praskiego na jakość powietrza w dzielnicy Praga Północ, wskazują na jej istotne znaczenie w tym zakresie. Roślinność parku poprawia jakość powietrza w jego granicach w stosunku do jakości powietrza terenów sąsiednich, usuwając rocznie średnio: 15 kg CO, 178 kg NO₂, 475 kg O₃, 140 kg PM10, 6 kg PM2,5 i 28 kg SO₂. Zauważalny jest też zróżnicowany wpływ roślinności

na usuwanie zanieczyszczeń powietrza w ciągu całego roku, przy czym w przypadku niektórych badanych związków proces ten był znacznie intensywniejszy w okresie od początku kwietnia do początku października, czyli w okresie wegetacyjnym roślin (rys. 2).



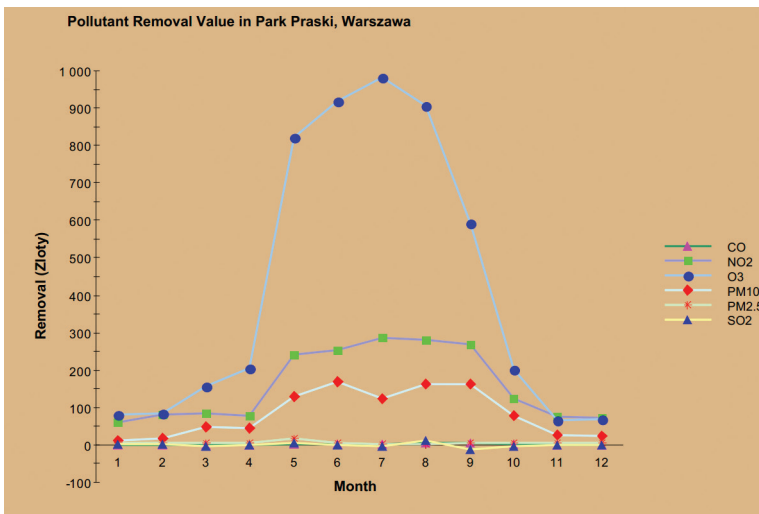
Rysunek 2. Usuwanie zanieczyszczeń w Parku Praskim w Warszawie
 Źródło: opracowanie własne

Na podstawie analiz danych zamieszczonych na rysunku 2 należy stwierdzić, że poziom usuwania z powietrza przez roślinność parku związków SO_2 , CO oraz pyłów zawieszonych $\text{PM}_{2,5}$ jest w ciągu całego roku bliski zeru i nie jest uzależniony od sezonu wegetacyjnego roślin. Może to oznaczać, że na obszarze parku (a przez domniemanie na terenach zieleni miejskiej) poziom tych zanieczyszczeń jest minimalny.

Intensywność procesu usuwania pozostałych badanych związków, występujących w powietrzu i stanowiących o jego zanieczyszczeniu, tj. NO_2 , pyłami PM_{10} o ozonu (O_3) zmieniała się w ciągu roku. W przypadku NO_2 i pyłów PM_{10} wyraźnie większy był poziom usuwania tych substancji przez roślinność parku od kwietnia do początku października, czyli w okresie wegetacyjnym roślin. Zauważalny był również gwałtowny wzrost wielkości usuwanych zanieczyszczeń od początku kwietnia do maja oraz gwałtowny spadek od początku września do początku października. Maksymalny udział roślinności parku w usuwaniu NO_2 i pyłów PM_{10} przypadła na okres od czerwca do września, przy czym w przypadku dwutlenku azotu (NO_2) największą ilość tego związku roślinność parku usunęła w lipcu (25 kg), a w przypadku pyłu PM_{10} w czerwcu i sierpniu (po ok.

20 kg). Roślinność parku miała największy wpływ na poziom usuwania ozonu (O_3). Proces jego usuwania przez roślinność zaczynał łagodnie wzrastać w lutym, a gwałtowny wzrost intensywności tego procesu przypadał na okres od początku kwietnia do maja. W okresie od maja do lipca intensywność procesu usuwania ozonu była łagodniejsza, a maksymalny poziom osiągnęła w lipcu. W lipcu roślinność parku usunęła z powietrza około 90 kg ozonu, czyli ponad czterokrotnie więcej niż NO_2 i pyłów PM_{10} . Od lipca intensywność procesu usuwania związku O_3 z powietrza stopniowo malała, przy czym najbardziej gwałtowny spadek intensywności tego procesu przypadał na okres od początku sierpnia do października. Otrzymane wyniki pozwalają stwierdzić, że na proces usuwania związków NO_2 , PM_{10} i O_3 z powietrza miał wpływ stopień rozwoju liści w sezonie wegetacyjnym. Ponadto, jak wykazały wyniki przeprowadzonych analiz porównawczych danych dotyczących poziomu usuwania poszczególnych zanieczyszczeń z danymi dotyczącymi zmian temperatury powietrza oraz zmian w procesie transpiracji roślin w ciągu roku, intensywność procesu usuwania zanieczyszczeń z powietrza jest związana również ze wzrostem temperatury oraz z intensywnością procesu transpiracji drzew, która zwiększa się wraz z rozwojem liści.

Wyniki badań dotyczących dobowych poziomów zanieczyszczeń powietrza związkami SO_2 , CO , NO_2 , O_3 oraz pyłami PM_{10} , $PM_{2,5}$ umożliwiły też określenie stopnia udziału drzew i krzewów na poprawę jakości powietrza (w przypadku każdego z tych zanieczyszczeń). Analizy przepro-



Rysunek 3. Wartość usług ekosystemowych
Źródło: opracowanie własne

wadzono oddzielnie dla drzew i krzewów oraz łącznie dla drzew i krzewów występujących w polach badawczych. Wyniki badań wykazały, że drzewa miały dwukrotnie większy wpływ na poprawę jakości powietrza niż krzewy. Należy również stwierdzić, że efektywność usuwania zanieczyszczeń powietrza w jednostkach, w których występują drzewa i krzewy, sumuje się.

Poza danymi dotyczącymi wielkości usuwanych zanieczyszczeń przez roślinność parku program i-Tree Eco umożliwił również wycenę miesięcznych wartości usług ekosystemowych świadczonych przez roślinność Parku Praskiego w tym procesie. Wartości te zostały oszacowane w złotych (PLN) i wyliczone dla poszczególnych związków i pyłów (rys. 3). Wartość usuwania zanieczyszczeń została obliczona na podstawie następujących szacunkowych wartości za tonę poszczególnych związków: (CO) – 1521 zł, (O₃) – 10 708 zł, (NO₂) – 10 708 zł, (SO₂) – 2621 zł, (PM10) – 7149 zł, (PM2,5) – 7149 zł za tonę.

Analizy porównawcze danych dotyczących wielkości usuwanych zanieczyszczeń oraz ich wartości pozwalają stwierdzić, że wartość usuwania zanieczyszczeń odpowiada oszacowanym poziomom świadczonych usług przez roślinność parku w tym zakresie (por. rys. 2 i 3). W przypadku usuwania CO wartość usług ekosystemowych świadczonych przez drzewa i krzewy w parku w tym zakresie jest szacowana na około 23 zł rocznie. W przypadku dwóch pozostałych związków występujących w powietrzu na obszarze parku w śladowych ilościach – PM2,5 i SO₂ – roczna wartość usuwania PM2,5 została oszacowana na około 3 zł, a SO₂ na około 75 zł. Tak nieznaczne wartości monetarne usuwania tych zanieczyszczeń z powietrza są najprawdopodobniej związane ze śladowymi ilościami tych związków w powietrzu na obszarze parku. Szacunek monetarnej wartości usług ekosystemowych dotyczących usuwania pyłu PM10 i NO₂, których ilość na terenie parku jest wyraźnie większa, wzrasta. Oszacowano, że w przypadku tlenu azotu (NO₂) wartość usług ekosystemowych wynosi 1902 zł rocznie (od 59 zł w styczniu do ok. 286 zł we wrześniu), a w przypadku PM10 – 998 zł rocznie (od ok. 10 zł w styczniu do ok. 165 zł w sierpniu). Wartość usuwania O₃ została wyceniona na około 5086 zł rocznie (w granicach od 66 zł w listopadzie do 980 zł w lipcu).

5.2. Sekwestracja dwutlenku węgla

W p r o w a d z e n i e

Sekwestracja dwutlenku węgla przez drzewa polega na przechwytywaniu gazu, który zamiast przedostawania się do atmosfery, gdzie powiększa efekt cieplarniany, jest następnie w formie węgla przechowywany w ich

tkankach. Proces ten ma więc wpływ na łagodzenie zmian klimatu. Sekwestracja w parku jest obliczana z rocznego wzrostu składowania węgla w tkankach roślinnych. Szacunki te uwzględniają charakterystyczne cechy klimatyczne badanego obszaru (VLUF, 2015) oraz kondycję drzew i ekspozycję ich koron na światło.

W y n i k i

Wyniki badań otrzymane za pomocą narzędzia i-Tree Eco wskazują, że Park Praski był w stanie w ciągu roku przechwycić brutto 20,9 ton (netto 16,8 tony) dwutlenku węgla, co w przeliczeniu na hektar powierzchni parku daje około 1160 kg/rok/ha. Wśród 42 odmian drzew występujących na analizowanym obszarze największy udział w procesie sekwestracji dwutlenku węgla miały: najliczniej występujące w parku (379 szt.) klony zwyczajne (*Acer platanoides*) oraz robinie akacjowe (*Robinia pseudoaccacia*) – 181 sztuk i kasztanowce zwyczajne (*Aesculus hippocastanum*) – 154 sztuki. Klony zwyczajne były w stanie zasekwestrować w ciągu roku 3,6 tony dwutlenku węgla, kasztanowce 2,8 tony a robinie 2,7 tony. Wyniki badań z zakresu struktury roślinności parku wskazują, że dwa z wymienionych gatunków (klony i kasztanowce) były gatunkami o największej biomasy liści, która w przypadku klonów zwyczajnych wynosiła 9,8 tony, a w przypadku kasztanowców 8,2 tony. Biomasa robinii była zdecydowanie mniejsza i wynosiła 2,6 tony. Analizy wyników dotyczących wielkości sekwestrowanego dwutlenku węgla przez wszystkie, występujące w Parku Praskim drzewa wskazują, że, im mniejsza biomasa drzew, tym mniejsza sekwestracja węgla. Oznacza to, że istnieje bezpośrednia zależność między wielkością biomasy a ilością dwutlenku węgla pochłanianego przez drzewa.

5.3. Składowanie węgla w tkankach roślin

W p r o w a d z e n i e

Składowanie węgla jest kolejnym etapem procesu obiegu dwutlenku węgla w roślinności. Węgiel pochłaniany przez drzewa w formie dwutlenku węgla w procesie sekwestracji jest magazynowany w tkankach drzew. Piśmiennictwo podaje, że w miarę swojego rozwoju i wzrostu drzewo przechowuje coraz więcej węgla (Novak, Dwyer, 2007). W momencie śmierci następuje rozpad tkanek drewna, czego konsekwencją jest uwalnianie dużej ilości węgla przechowywanego w drewnie z powrotem do atmosfery. Oznacza to, że określenie ilości węgla przechowywanego przez drzewa jest jednocześnie wskaźnikiem ilości węgla, który może być uwolniony w przypadku ich śmierci.

W y n i k i

Wyniki przeprowadzonych analiz wykazały, że roślinność Parku Praskiego od momentu jego założenia zmagazynowała około 1206 ton węgla, co odpowiada wielkości około 67 ton na jeden hektar parku. Analizy wykazały też, że wielkość składowania węgla w tkankach roślin zależy jest od kilku czynników. Największy udział w składowaniu węgla w Parku Praskim miały gatunki drzew, których liczba w parku jest największa. Najwięcej – 201 ton węgla (11 165 kg/ha) zmagazynowały występujące najliczniej klony zwyczajne (*Acer platanoides*) – 379 sztuk na obszarze parku. Znaczący udział w przechowywaniu węgla w swoich tkankach – 158,3 tony (prawie 9 ton/ha) – miały także kasztanowce zwyczajne (*Aesculus hippocastanum*) – 154 sztuk na obszarze parku – oraz robinie akacjowe (*Robinia pseudoaccacia*) – 181 sztuk, które zmagazynowały łącznie 139 ton węgla (7,7 tony/ha). Należy podkreślić, że zarówno kasztanowce, jak i robinie nie są gatunkami, które zgodnie z inwentaryzacją występują najliczniej w parku (tab. 1). Można więc stwierdzić, że zdolność do magazynowania węgla w tkankach drzew jest zależna nie tylko od liczebności populacji na obszarze, ale również od cech właściwych dla danego gatunku (tab. 1). Wniosek ten potwierdzają otrzymane wyniki, dotyczące wielkości węgla zmagazynowanego przez dwa inne gatunki drzew, które są w grupie trzech najliczniej występujących na obszarze parku, tzn.: wiąz pospolity (*Ulmus minor*) – 252 sztuki oraz grab pospolity (*Carpinus betulus*) – 220 sztuk. Wiązy – mimo licznego występowania w obszarze parku – zmagazynowały tylko 12,1 tony węgla w ciągu roku, natomiast graby 39,2 tony.

Analizy porównawcze dotyczące wielkości magazynowanego węgla przez inne, mniej liczne w parku gatunki drzew, wykazały znacznie większe możliwości mniej licznie występujących gatunków do jego magazynowania w tkankach, np. przez topole białe (*Populus alba*), topole czarne (*Populus*)i mieszańce *Populus nigra (nigra x euroamericana 'Berolinensis')* czy dęby szypułkowe (*Qercus robur*). Topole białe (w parku jest 60 szt.) zmagazynowały w sumie 92,3 tony węgla, topole czarne (49 szt.) zmagazynowały 99,1 tony, a dęby szypułkowe (27 szt.) 52,6 tony węgla. Łącznie te trzy gatunki (136 szt.) zmagazynowały prawie pięciokrotnie więcej (244 tony) węgla niż 472 sztuki wiązów i grabów (51,3 tony). Przyczyny można upatrywać w wielkości biomasy opisanych wyżej gatunków. Przy podobnej ogólnej powierzchni liści u wszystkich analizowanych gatunków (tu: wiązy, graby, topola biała i czarna i dąb szypułkowy), wynoszącej około 0,1 km², różnice w ich biomasy są znaczące. W przypadku licznych wiązów i grabów biomasa wynosiła odpowiednio 1,6 i 3,4 tony, natomiast

gdy w przypadku mniej licznych topól białych, topól czarnych i dębów szypułkowych biomasa była bardzo podobna do biomasy dwóch pierwszych gatunków i wynosiła odpowiednio 3,2 i 2,1 tony. Oznacza to, że gatunki o większej biomacie mają większe zdolności do magazynowania węgla w swoich tkankach.

Tabela 1. Całkowite szacunki dotyczące wybranych gatunków drzew występujących w Parku Praskim

Lp.	Nazwa polska	Nazwa łacińska	Liczba drzew w parku	Liczba zmagazynowanego węgla (tony)	Powierzchnia liści (km ²)	Biomasa liści (tony)
1.	Klon zwyczajny	<i>Acer platanoides</i>	379	201	0,2	9,8
2.	Wiąz pospolity	<i>Ulmus minor</i>	252	12,1	mniej niż 0,1	1,6
3.	Grab pospolity	<i>Carpinus betulus</i>	220	39,2	0,1	3,4
4.	Robinia akacyjowa	<i>Robinia pseudoaccacia</i>	181	139	mniej niż 0,1	2,6
5.	Kasztanowiec zwyczajny	<i>Aesculus hippocastanum</i>	154	158,3	0,1	8,2
6.	Topola biała	<i>Populus alba</i>	60	92,3	mniej niż 0,1	2,0
7.	Topola czarna	<i>Populus nigra</i>	49	99,1	mniej niż 0,1	3,0
8.	Dąb szypułkowy	<i>Quercus robur</i>	27	27	mniej niż 0,1	2,1

Źródło: opracowanie własne

Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że dużą zdolność magazynowania węgla ma większość odmian topoli występujących w Parku Praskim, tu: topole czarne (*Populus nigra*), które występują w liczbie 11 sztuk, a zgromadziły 39 ton węgla oraz topole Simona (*Populus simonii*) również w liczbie 11 sztuk, które zgromadziły 10,6 tony węgla.

5.4. Produkcja tlenu

W p r o w a d z e n i e

Jedną z bardziej znanych i niekwestionowanych korzyści świadczonych przez roślinność miejską jest produkcja tlenu. Roczna produkcja tlenu przez drzewa jest bezpośrednio zależna od wielkości sekwestrowanego przez nie węgla, która – jak już wspomniano – ma związek z biomasa drzew.

W y n i k i

Wyniki badań wskazują, że roślinność Parku Praskiego w 2015 roku wyprodukowała około 44,8 ton tlenu, co w przeliczeniu na hektar parku daje wielkość około 2486 kg w ciągu roku. Porównując te wielkości z oszacowaną wielkością sekwestracji dwutlenku węgla przez park (20,9 ton/rok), należy zauważyć, że liczba wyprodukowanego tlenu przez park jest ponad dwukrotnie większa od liczby pochłoniętego dwutlenku węgla. Oznacza to, że roślinność parku ma ponad dwukrotnie większą wydajność w produkcji tlenu niż w pochłanianiu dwutlenku węgla.

5.5. Sucha depozycja

W p r o w a d z e n i e

Sucha depozycja to proces usuwania cząsteczek stałych pyłów i gazów występujących w powietrzu atmosferycznym i wchodzących w kontakt z glebą, wodą lub roślinami na powierzchnię ziemi (cząsteczki zanieczyszczeń gazowych osiadają na cząsteczkach pyłu zawieszonego). Drzewa mają wpływ na przebieg procesu suchej depozycji. Szacowanie usuwania zanieczyszczeń powietrza (tzw. suchej depozycji) SO₂, CO, NO₂, O₃, PM10, PM2,5 w Parku Praskim przeprowadzono na podstawie danych dotyczących koncentracji zanieczyszczeń na obszarze Parku Praskiego poprzez obliczenie prędkości ich osadzania (g/m²/h).

W y n i k i

Zarówno w przypadku wszystkich badanych gazów SO₂, CO, NO₂, O₃, jak i cząstek stałych (PM2,5 i PM10) występujących w powietrzu największe wahania ich koncentracji w powietrzu można było stwierdzić w sezonie wegetacyjnym roślin od maja do października. Wyniki badań wykazały też dobowe i dzienne wahania wielkościach suchej depozycji, co było związane z różnicami temperatury między dniem i nocą oraz ze zmianami temperatury w ciągu dnia, a także w poszczególnych dniach. Na podstawie otrzymanych wyników można również stwierdzić, że wielkość suchej depozycji była znacznie większa w przypadku drzew niż w przypadku krzewów oraz że wartość ta wzrasta przy uwzględnieniu drzew i krzewów.

5.6. Bioemisja lotnych związków organicznych

W p r o w a d z e n i e

Wiele gatunków drzew wytwarza lotne związki organiczne LZO (ang. VOC), które prowadzą do powstawania ozonu w atmosferze (VLUF, 2015). Produkcja ozonu jest bardzo korzystna w przypadku występowania zjawiska

dziury ozonowej. Uwalniany ozon może uczestniczyć w tworzeniu jego warstwy w atmosferze, tzw. ozonosfery, która pochłania 99% słonecznego promieniowania ultrafioletowego. Jednak nadmiar ozonu, zwłaszcza w powietrzu przy powierzchni ziemi, może stanowić zagrożenie dla człowieka i środowiska naturalnego. Ozon, charakteryzujący się silnym działaniem utleniającym, wchodzi w reakcje zachodzące w atmosferze, w wyniku których powstają tzw. wolne rodniki, niebezpieczne dla organizmu ludzkiego ze względu na własności rakotwórcze.

W y n i k i

Wyniki analiz wykazały, że cała przebadana populacja drzew występujących w Parku Praskim wyemitowała łącznie około 251 ton lotnych związków organicznych w ciągu roku. Wśród 42 gatunków drzew występujących na terenie parku największy udział w emisji LZO miały topole czarne (*Populus nigra x euramericana 'Berolinensis'*) – 36 ton/rok, klony zwyczajne (*Acer platanoides*) – 26 ton/rok oraz dęby szypułkowe (*Quercus robur*) – 25 ton/rok. Wyemitowały one łącznie 35% wszystkich związków lotnych powstających na obszarze parku. Analizując liczebność populacji wymienionych gatunków drzew w parku, należy stwierdzić, że najliczniej występujący w parku klon zwyczajny stanowi 16,93% wszystkich drzew (ma największy udział w populacji drzew parku), ale topole czarne i dęby szypułkowe stanowią jedynie po 2,19% populacji drzew w parku. Wynika stąd, że emisja związków lotnych jest zależna głównie od cech własnych danego gatunku, a nie od liczebności gatunku na danym terenie.

Wśród gatunków drzew występujących na obszarze parku największy udział w emisji monoterpenów miały: klony zwyczajne (*Acer platanoides*) – 26 ton/rok, świerki srebrne (*Picea pungens*) – 15 ton/rok i świerki pospolite (*Picea abies*) – 11 ton/rok. Największy udział w emisji izopropenów miały natomiast: topole czarne (*Populus nigra x euramericana 'Berolinensis'*), które wyemitowały 36 ton/rok, dęby zwyczajne (*Quercus robur*) – 25 ton/rok i topola biała (*Populus alba*) – 23 tony/rok.

5.7. Odptyw powierzchniowy wód

W p r o w a d z e n i e

Drzewa mają istotny wpływ na stopień spowolnienia spływu wód opadowych a tym samym przeciwdziałają podtopieniom i zagrożeniom powodziowym w miastach. Zatrzymywanie wód opadowych przez zielen miejską przeciwdziała również wprowadzaniu zanieczyszczeń do cieków

i zbiorników wodnych. Podczas opadów atmosferycznych część wody deszczowej może zostać zatrzymana (wychwycona) przez roślinność (drzewa i krzewy), zmniejszając w ten sposób spływ powierzchniowy wód, a zakres udziału poszczególnych gatunków w minimalizacji zjawiska odpływu warunkuje głównie powierzchnia liści oraz liczba występujących drzew. Systemy korzeniowe roślin wspomagają natomiast proces infiltracji i gromadzenia wody w ziemi. Na obszarach miejskich znaczący wpływ na wielkość spływu powierzchniowego mają powierzchnie nieprzepuszczalne. Stąd tereny zieleni pokryte roślinnością mają korzystny wpływ na zmniejszenie spływu powierzchniowego.

W y n i k i

Drzewa w Parku Praskim pomogły w 2015 roku zmniejszyć spływ powierzchniowy wody o około $10,05 \text{ m}^3$. Największy udział w przeciwdziałaniu spływowi powierzchniowemu wód miały najliczniej występujące w parku (379 szt.) klony zwyczajne (*Acer platanoides*) – wartość odpływu $2,08 \text{ m}^3/\text{rok}$ przy powierzchni liści $0,18 \text{ km}^2$. Znaczny udział w procesie minimalizacji spływu powierzchniowego miały również (154 szt.) kasztanowce zwyczajne (*Aesculus hippocastanum*) – wartość odpływu $1,34 \text{ m}^3/\text{rok}$ przy powierzchni liści $0,12 \text{ km}^2$.

Analizy porównawcze udziału jednostkowych gatunków drzew w procesie odpływu powierzchniowego pozwoliły stwierdzić, że najistotniejsze znaczenie w minimalizowaniu odpływu powierzchniowego w Parku Praskim ma nie liczebność drzew a powierzchnia liści (czyli cecha strukturalna drzew). Na przykład oszacowano, że udział w odpływie powierzchniowym wiązków polnych (*Ulmus minor*), występujących w parku w liczbie 252 sztuk i o powierzchni liści około $0,02 \text{ km}^2$, wynosi $0,26 \text{ m}^3$ w ciągu roku. Mniej liczne grupy grabów pospolitych (*Carpinus betulus*) – 220 sztuk czy robinii akacjowych (*Robinia pseudoaccacia*) – 181 sztuk, ale o trzykrotnie większej powierzchni liści (odpowiednio $0,06 \text{ km}^2$ i $0,05 \text{ km}^2$) miały zdecydowanie większy udział w minimalizacji odpływu powierzchniowego (odpowiednio $0,65$ i $0,56 \text{ m}^3/\text{rok}$). Cecha powierzchni liści wydaje się więc jedną z najistotniejszych przy dokonywaniu doboru gatunków drzew w celach zmniejszenia odpływu powierzchniowego.

6. Wnioski

- Narzędzie I-Tree Eco może być stosowane w warunkach polskich.
- Narzędzie I-Tree Eco dostarcza szczegółowych informacji o usługach ekosystemowych świadczonych przez roślinność, w tym na temat ich wielkości i wartości monetarnej.
- Roślinność Parku Praskiego (a przez domniemanie roślinność terenów zieleni w miastach) w istotny sposób przyczynia się do poprawy jakości środowiska na jego obszarze.
- Na wielkość usług ekosystemowych mają wpływ zarówno uwarunkowania środowiskowe obszaru, procesy właściwe dla gatunków, liczebność gatunków, jak i ich cechy własne.
- Widoczne jest zróżnicowanie wielkości usług ekosystemowych świadczonych przez roślinność parku w ciągu roku – znacznie większe w sezonie wegetacyjnym.

Zespół Zakładu Kształtowania Zieleni Instytutu Gospodarki Przestrzennej i Mieszkalnictwa wyraża podziękowanie dla USDA Forest Service jako jednostki, która stworzyła i-Tree Eco oraz Panu Al Zelaya z i-Tree Technical Service, który sporządził raport z badań Parku Praskiego w Warszawie.

BIBLIOGRAFIA

Burden D., *22 Benefits of Urban Street Trees*, 2006, http://www.walkable.org/download/22_benefits.pdf

Developed from Trees Matter!, 2005, National Urban Forestry Unit, Wolverhampton
Green and Blue Infrastructure Strategy, 2016, Maidstone Borough Council, http://www.maidstone.gov.uk/__data/assets/pdf_file/0010/9874/Green-and-Blue-Infrastructure-Strategy-June-2016.pdf

Gunwoo K., *Assessing Urban Forest Structure, Ecosystem Services, and Economic Benefits on Vacant Land*, 2016, „Sustainability”, www.mdpi.com/2071-1050/8/7/679/pdf

Health and well-being benefits of plants, <http://ellisonchair.tamu.edu/health-and-well-being-benefits-of-plants/#.WSwCGOvyiUk>

i-Tree Ecosystem Analysis, 2012, UNC-Chapel Hill, Urban Forest Effects and Values

Kiss M., Takács Á., Pogácsás R., Gulyás A., 2015, *The role of ecosystem services in climate and air quality in urban areas: Evaluating carbon sequestration and air pollution removal by street and park trees in Szeged (Hungary)*, Moravian Geographical Reports

Kuo F.E., Sullivan E.C., 2001, *Environment and Crime in the Inner City, Does Vegetation Reduce Crime?*, „Environment and Behavior” nr 3 (33), s. 343–367

McPherson E.G., 2010, *Tools for valuing tree and park services*, „Western Arborist”

McPherson E.G., Rowntree, R.A., 1993, *Energy conservation potential of urban tree planting*, Journal of Arboriculture nr 19 (6), s. 321–331

Mesquite Urban Forest Ecosystem Analysis, 2012, https://www.itreetools.org/resources/reports/Mesquite_Texas_EcoStudy2012.pdf

Novak D.J., Daniel E., Crane J.C., 2008, *A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services*, „Arboriculture & Urban Forestry” nr 34 (6), 347–358

Novak D.J., Dwyer J.F., 2007, *Understanding the Benefits and Costs of Urban Forest Ecosystems, Urban and community forestry in the northeast*, Springer, Netherlands, s. 25–46

Valuing London Urban Forest. Results of the London i-Tree Eco Project, Treeconomics London, 2015, [https://www.forestry.gov.uk/pdf/LONDONI-TREECOREPORT151202.pdf/\\$FILE/LONDONI-TREECOREPORT151202.pdf](https://www.forestry.gov.uk/pdf/LONDONI-TREECOREPORT151202.pdf/$FILE/LONDONI-TREECOREPORT151202.pdf)

Adres Autorów:

dr Magdalena Jędraszko-Macukow

dr Marek Sitarski

dr hab. Halina B. Szczepanowska, prof. IGPiM

mgr Paweł Sudra

inż. Nina Carewicz

Krajowy Instytut Polityki Przestrzennej i Mieszkalnictwa

03–728 Warszawa, ul. Targowa 45

Ecosystem services provided by trees and shrubs in the Warsaw Park Praski determined with the I-Tree Eco model

Abstract

Urban forest has a significant impact on the conditions and quality of urban area residents' life (Novak, Crane, 2008). Benefits from urban vegetation, known in the literature as ecosystem services, are now possible to examine and measure thanks to tools such as I-Tree Eco. Studies on the impact of vast urban green areas on climatic conditions and air quality in the city are becoming more and more popular. The results of these studies indicate that green areas act as a kind of filter catching pollutants and can affect the climate not only around their crowns but also at longer distances ranging from 100 to 500 m from their location (McPerson, Rowntree, 1993). The article presents the results of pilot studies based on the i-Tree Eco method applied for ecosystem services provided by the Park Praski in Warsaw.

