



Mapowanie i ocena usług ekosystemów miejskich w skali ogólnopolskiej

Mapping and assessment of urban ecosystem services on a nationwide scale

Andrzej Affek*  Anna Kowalska  Edyta Regulska  Jerzy Solon 
Bożena Degórska  Jacek Wolski  Marek Degórski 

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. S. Leszczyckiego PAN

ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa

a.affek@twarda.pan.pl *(autor korespondencyjny) • aniak@twarda.pan.pl • eregulska@twarda.pan.pl •
j.solon@twarda.pan.pl • bodego@twarda.pan.pl • j.wolski@twarda.pan.pl • m.degor@twarda.pan.pl

Zarys treści. Koncepcja usług ekosystemowych może przyczynić się do poprawy jakości życia w miastach, jednak niezbędne jest wypracowanie standardowych procedur jej operacjonalizacji, aby było możliwe jej wykorzystanie w praktyce. Celem pracy jest zaprezentowanie rozwiązań metodycznych do oceny i mapowania usług ekosystemów miejskich w skali ogólnopolskiej, w tym metod konstrukcji i charakteryzowania wskaźników. Wybrane przykłady obejmują wszystkie trzy sekcje usług ekosystemowych z klasyfikacji CICES: zaopatrzeniowe, regulacyjne i kulturowe, a także trzy najczęściej oceniane aspekty usług: potencjał, wykorzystanie i niezaspokojone zapotrzebowanie. Podstawową jednostką mapowania był miejski obszar funkcjonalny o statusie obszaru metropolitalnego. Przykładowe wskaźniki obliczono dla wszystkich 20 takich obszarów w Polsce: w całości i w podziale na rdzeń oraz otoczenie. Wyniki pokazują, m.in., że najwyższy potencjał do produkcji żywności ma obszar metropolitalny Lublina, a najmniejszy – Katowic. Z kolei wykorzystanie drzew do oczyszczania powietrza jest najwyższe w Bielsko-Białej, a najniższe w Rzeszowie. Natomiast niezaspokojone zapotrzebowanie na rekreację na łonie przyrody jest siedmiokrotnie wyższe w Częstochowie niż w Olsztynie. Znaczące zróżnicowanie wartości wskaźników między poszczególnymi obszarami metropolitalnymi pokazuje, że mapowanie i ocena usług ekosystemów miejskich w skali krajowej może stanowić dużą wartość przy porównywaniu ośrodków miejskich i jakości życia ich mieszkańców, a także przy sporządzaniu strategii rozwoju obszarów miejskich, w tym koncepcji przestrzennego zagospodarowania kraju.

Słowa kluczowe: usługi ekosystemowe, ekosystemy miejskie, miejskie obszary funkcjonalne, ocena i mapowanie, wskaźniki, Polska.

Keywords: ecosystem services, urban ecosystems, functional urban areas, assessing and mapping, indicators, Poland.

Wstęp

Człowiek zależny jest od szeregu dóbr i usług dostarczanych przez środowisko przyrodnicze. Zdrowie, energia i bezpieczeństwo to jedne z najważniejszych korzyści, jakie ludzie czerpią z przyrody. Usługi ekosystemowe, nazywane też świadczeniami ekosystemów, to, najprościej rzecz ujmując, wkład ekosystemów w dobrostan ludzi (TEEB, 2010). Z kolei dobrostan to połączenie dobrego samopoczucia i prawidłowego funkcjonowania (Ruggeri et al., 2020), zarówno w wymiarze fizycznym, psychicznym, jak i duchowym.

Obszary zurbanizowane, które są środowiskiem życia największej części populacji, stały się głównymi ośrodkami popytu na usługi ekosystemowe. Życie w miastach, poza wieloma zaletami wynikającymi m.in. z większej dostępności do miejsc pracy, edukacji, specjalistycznej ochrony zdrowia czy zróżnicowanej oferty kulturalnej, często wiąże się z doświadczaniem szeregu uciążliwości takich jak: fale upałów, hałas, zanieczyszczenia, podtopienia, powodzie błyskawiczne itp. Są one w dużej mierze następstwem działań człowieka (w tym bezładnego i intensywnego rozwoju zabudowy i wzrostu natężenia ruchu samochodowego), prowadzących do przekształcenia i pogorszenia jakości środowiska przyrodniczego, a co za tym idzie obniżenia potencjału ekosystemów miejskich do świadczenia usług.

Ekosystemy miejskie ujmując się często jako pozostałości ekosystemów naturalnych i półnaturalnych na obszarach miejskich (Maes, 2021). Są nimi zatem m.in. parki, drzewa przyuliczne, lasy, jeziora czy też inne typy ekosystemów, o ile nie stworzył ich człowiek. W szerszym ujęciu oznaczają one wszystkie ekosystemy o cechach naturalnych, niezależnie od ich genezy, które łącznie stanowią miejskie przestrzenie zielone (czyli zarówno lasy, jak i miejskie tereny rekreacyjne) (Pukowiec-Kurda, 2022).

W nomenklaturze planistycznej na określenie całości elementów przyrodniczych w tkance miejskiej stosuje się termin „zielona infrastruktura” (ZI) lub „błękitno-zielona infrastruktura” (BZI), która definiowana jest jako „system powiązanych przestrzennie i funkcjonalnie terenów lub obiektów, w zagospodarowaniu których dominuje pokrycie roślinnością lub wodami, zaprojektowany i zarządzany w sposób mający zapewnić szeroką gamę usług ekosystemowych” (Komunikat Komisji..., 2013). W tym ujęciu nie ma znaczenia, czy komponent przyrodniczy ma pochodzenie naturalne czy został sztucznie zaaranżowany, istotne natomiast są świadczone przez niego usługi i korzyści płynące dla człowieka.

Działania ukierunkowane na poprawę jakości życia w miastach z wykorzystaniem procesów przyrodniczych wymagają znajomości potencjału istniejących ekosystemów miejskich do świadczenia usług, a także zapotrzebowania na te usługi oraz ich aktualnego wykorzystania przez mieszkańców. Zagadnienie to jest coraz szerzej podejmowane w pracach badawczych, prowadzonych na wszystkich kontynentach. W ostatnich dziesięciu latach w dyskursie naukowym obecne były różne podejścia do oceny usług ekosystemowych w miastach, w tym m.in.: opracowanie zestawu wskaźników usług (np. Lundh, 2017) lub jednej złożonej miary określającej całość usług świadczonych przez miasto (Alam et al., 2016). Na podstawie prac szczegółowych i zestawień dotyczących wielu miast z całego świata (Elmqvist et al., 2013) powstało kilka syntez (Haase et al., 2014; Arslan et al., 2021; Dell’Ovo i Oppio, 2021; Russo i Cirella, 2021), w których wskazywano na ograniczenia dotychczasowych podejść, w tym w szczególności na brak ujednoliconej metodyki badań. Podkreślano również, że istniejące wskaźniki mają ograniczoną użyteczność dla planowania i zarządzania miejskiego ze względu na to, że są to głównie wskaźniki zastępcze, których związek z poziomem określonej usługi nie zawsze jest jednoznaczny (La Rosa et al., 2016).

Również w Polsce w ostatniej dekadzie wzrosło zainteresowanie usługami ekosystemowymi w miastach. Poza pracami o charakterze przeglądowym (np. Kronenberg, 2012) większość prac z tego okresu dotyczyła usług dostarczanych przez określone kategorie zieleni (np. nieużytki – Zatoński, 2014, drzewa miejskie – Szkop, 2020) lub pojedyncze obiekty przestrzenne, np. parki (Zwierchowska et al., 2018). Jeszcze rzadsze były prace dotyczące powiązań między różnymi usługami (np. Zajczkowski, 2021). Choć badania te były bardzo szczegółowe i przy zastosowaniu uzupełniających się metod badawczych, to wyników nie można było w prosty sposób uogólnić na całość zróżnicowania ekosyste-

mowego w pojedynczym mieście i w sposób bezpośredni nie nadawały się – bez dodatkowych studiów – do porównywania miast między sobą. Jedną z niewielu prac o charakterze ogólnopolskim, odnoszącą się do dużych aglomeracji i umożliwiającą ich porównywanie, jest opracowanie Zwierzchowskiej i Mizgajskiego (2019).

Upowszechnienie koncepcji usług ekosystemowych oraz wdrożenie mapowania i oceny usług do systemu planowania i zagospodarowania przestrzennego oraz zarządzania rozwojem miast ułatwiłoby wymierną ocenę sytuacji i podejmowanie działań korzystnych zarówno dla mieszkańców, jak i środowiska przyrodniczego. Mogłoby przyczynić się do ponownego połączenia miast z biosferą i zmniejszenia ich śladu ekologicznego, przy jednoczesnym zwiększeniu ich odporności i zdolności adaptacyjnych, a także do poprawy zdrowia i jakości życia mieszkańców (Gómez-Baggethun et al., 2013).

Aby było to możliwe, niezbędna jest zmiana podejścia w planowaniu przestrzennym, w którym ochronę ekosystemów zbyt często traktuje się jedynie jako ograniczenie rozwoju. Pomimo że koncepcja usług ekosystemowych nie została jeszcze w pełni wdrożona do krajowego systemu planowania, to jednak od kilku lat jest już obecna w dokumentach strategicznych poziomu centralnego w Polsce (Považan et al., 2021). Jednym z takich dokumentów jest Krajowa Polityka Miejska 2023 (MliR, 2015), niedawno zastąpiona przez Krajową Politykę Miejską 2030, w której zwrócono uwagę na znaczącą rolę usług świadczonych przez ekosystemy miejskie w zagospodarowaniu przestrzennym miast oraz rekomendowano zwiększenie dostępności terenów zieleni i powstrzymanie presji inwestycyjnej na tereny biologicznie czynne.

Nadal jednak brakuje odpowiednich wskaźników w standardowych ramach monitorowania i sprawozdawczości, co może skutkować pominięciem znaczenia usług ekosystemowych w planowaniu i podejmowaniu decyzji (Jenkins i Schaap, 2018). Dostrzeżenie wielofunkcyjności ekosystemów miejskich oraz właściwe rozpoznanie świadczonych przez nie usług może pomóc m.in. w opracowaniu bardziej zrównoważonego i korzystniejszego dla społeczeństwa i środowiska zarządzania zieloną infrastrukturą. Jest to istotne, gdyż zjawiska stanowiące główne przyczyny utraty różnorodności biologicznej (np. przekształcanie siedlisk, nadmierna eksploatacja zasobów naturalnych, wprowadzanie i ekspansja inwazyjnych gatunków obcych czy zmiany klimatu) będą narastać, przyczyniając się do degradacji wielu ekosystemów oraz obniżenia ich potencjału do świadczenia usług (Kowalska et al., 2019). Ocena strat i kosztów wynikających z utraty świadczeń ekosystemowych na rzecz człowieka może być istotnym narzędziem wpływu na decydentów i motywować ich do podejmowania działań na rzecz ochrony przyrody, w tym do utrzymania lub odbudowy różnorodności biologicznej oraz prawidłowego funkcjonowania ekosystemów.

Celem niniejszej pracy jest zaprezentowanie rozwiązań metodycznych do oceny i mapowania usług ekosystemów miejskich w skali ogólnopolskiej, w tym metod konstrukcji i charakteryzowania wskaźników, które mogą być wykorzystane przy sporządzaniu planów zagospodarowania przestrzennego oraz strategii rozwoju obszarów miejskich. Wybrane przykłady obejmują wszystkie trzy sekcje usług ekosystemowych z europejskiej klasyfikacji CICES V5.1: zaopatrzeniowe, regulacyjne i kulturowe, a także trzy najczęściej oceniane aspekty usług ekosystemowych: potencjał, wykorzystanie i niezaspokojone zapotrzebowanie.

Ramy metodyczne

Przedmiot oceny

Usługi ekosystemowe, tak jak inne usługi, można oceniać pod względem podaży, popytu i rzeczywistego wykorzystania, czyli ich przepływu. Ze względów praktycznych usługi ekosystemów miejskich najczęściej rozpatruje się z punktu widzenia 1. potencjału ekosystemów do świadczenia usług, 2. korzystania z usług oraz 3. różnicy między zapotrzebowaniem a wykorzystaniem, czyli niezaspokojonego zapotrzebowania (Maes et al., 2013). Potencjał to zdolność ekosystemów do świadczenia usług i można go określić niezależnie od tego, czy z danego świadczenia człowiek korzysta czy nie. Szacując potencjał w praktyce, z reguły zakłada się, że jest to hipotetyczna wielkość świadczenia, którą ekosystem jest w stanie dostarczyć w sposób trwały bez istotnego uszczerbku dla tego ekosystemu (ONZ, 2021). Natomiast rzeczywiste wykorzystanie pokazuje faktyczny, aktualny przepływ usług skutkujący osiągnięciem korzyści. W zależności od celu analizy wybrany aspekt usługi stanowi zasadniczy przedmiot pomiaru (*indicatum*) (Solon et al., 2017).

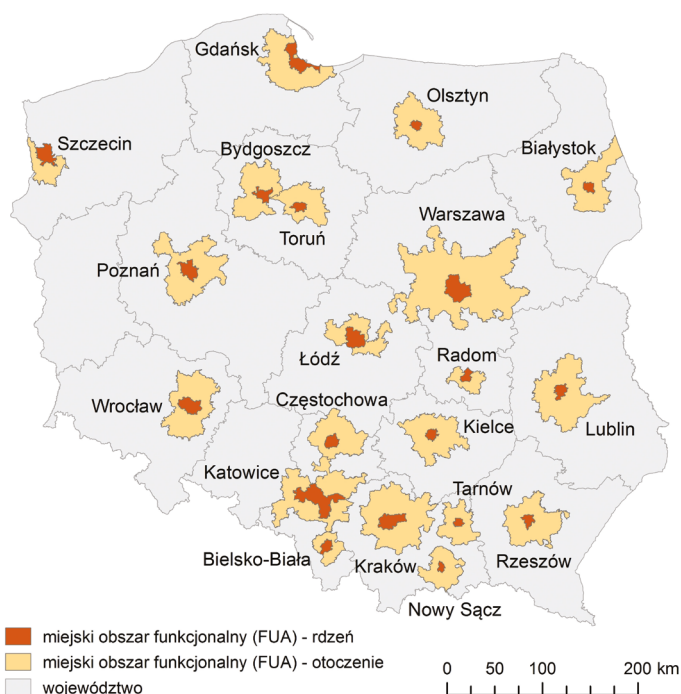
Wskaźniki

Kluczowym etapem oceny i mapowania usług ekosystemowych jest stworzenie zestawu wskaźników określających poziom, natężenie czy wielkość poszczególnych usług. Można je opisać w sposób analogiczny do charakteryzowania wskaźników stanu środowiska przyrodniczego (Roo-Zielińska et al., 2007). Ważnym elementem procedury porządkującej jest sporządzanie karty wskaźnika (Solon et al., 2017). W karcie, poza informacjami o pozycji danego wskaźnika w systemie CICES V5.1, zawarte są również informacje dotyczące jego konstrukcji i wiele innych charakterystyk. Przykład takiej karty dla trzech omawianych wskaźników przedstawiono w tabeli 2. Trzy z uwzględnionych charakterystyk wskaźników wymagają dalszego wyjaśnienia, ponieważ są to oryginalne propozycje autorów (por. Solon et al., 2017; Affek et al., 2020). Pierwsza opisuje powiązanie logiczne (funkcję) łączące *indicatum* ze wskaźnikiem. Jeśli znany jest związek przyczynowy między zjawiskiem mierzonym przez wskaźnik a danym świadczeniem, a inne możliwe zmienne mają znikomy wpływ na to świadczenie, to przyjmujemy, że wskaźnik jest **bezpośredni** (w takim przypadku wskaźnik ma zwykle tę samą jednostkę pomiaru jak *indicatum*). Z kolei wskaźnikiem **pośrednim** nazywamy wskaźnik częściowy (istnieje związek przyczynowo-skutkowy, ale również inne zmienne silnie wpływają na *indicatum*) lub wskaźnik zastępczy (*proxy*), gdy wskaźnik i *indicatum* są skorelowane, ale związek przyczynowo-skutkowy nie jest udowodniony. Drugi i trzeci wymiar różnicujący dotyczą konstrukcji wskaźnika. Drugi pokazuje poziom złożoności wskaźnika w zakresie rozpatrywanych zmiennych i parametrów. Jeśli wskaźnik jest skonstruowany przy użyciu tylko jednej zmiennej (plus opcjonalnie jednej zmiennej w mianowniku), to jest wskaźnikiem **prostym**; jeśli jest skonstruowany przy użyciu zestawu addytywnych lub nieaddytywnych zmiennych z różnych dziedzin, mówimy wówczas o wskaźniku **złożonym**. Trzeci wymiar pokazuje, czy ostateczne wartości wskaźników są budowane na podstawie ogólnego wrażenia bazującego na doświadczeniu indywidualnym lub grupowym (wskaźnik **szacowany**), czy na bezpośrednich pomiarach i/lub modelach (wskaźnik **wyliczony**). Na końcowym etapie oceny pierwotne wartości wskaźników można przekształcić na skalę rangową (np. pięciostopniową: 1-5) odzwierciedlającą

zróznicowanie potencjału, wykorzystania lub niezaspokojonego zapotrzebowania na usługi ekosystemowe między badanymi jednostkami.

Przestrzenna jednostka odniesienia

Jednym z głównych elementów oceny usług jest przedstawienie ich zróznicowania w przestrzeni. Jako jednostkę odniesienia do oceny usług ekosystemów miejskich w skali ogólnopolskiej wybrano miejskie obszary funkcjonalne (*functional urban area* – FUA) o statusie obszaru metropolitalnego (FUA250) (por. Degórski et al., 2021a). Zgodnie z klasyfikacją OECD (2021) są to obszary o liczbie ludności >250 tys. (ryc. 1). W Polsce mamy 20 takich obszarów o łącznej powierzchni 49,1 tys. km² (16% powierzchni Polski) i liczbie ludności przekraczającej 16 mln (44% ludności Polski) (OECD, 2021). Tworzą one więc istotną część krajowego systemu osadniczego. W ramach FUA można wydzielić gęsto zamieszkaną obszar rdzeniowy, czyli główny ośrodek (miasto) lub ośrodki miejskie (grupy sąsiadujących miast) tworzące tzw. miejskie centrum (*urban centre*) oraz otoczenie, czyli strefę dojazdów do pracy (*commuting zone*) (Dijkstra et al., 2019; OECD, 2021). Mimo że rdzenie FUA250 zajmują 1,5% powierzchni Polski, to zamieszkuje je aż 26% ludności naszego kraju (tab. 1). Uwidacznia to wagę problemu dotyczącego jakości życia mieszkańców przedmiotowych obszarów. Ocenę usług prowadzono osobno dla rdzenia, otoczenia oraz całego miejskiego obszaru funkcjonalnego. Opracowano zbiorcze wartości wskaźników usług, przyjmujące jedną wartość dla każdej z wymienionych jednostek odniesienia.



Ryc. 1. Miejskie obszary funkcjonalne o statusie obszaru metropolitalnego (FUA250) w Polsce
Functional urban areas with the status of a metropolitan area (FUA250) in Poland

Tabela 1. Powierzchnia i liczba ludności miejskich obszarów funkcjonalnych (FUA) o statusie obszaru metropolitalnego, ludność wg stanu na 2015 r.*Area and population of functional urban areas (FUAs) with the status of a metropolitan area, population as of 2015*

Kod FUA	Nazwa FUA	Powierzchnia (km ²)			Ludność (tys.)		
		Rdzeń	Otoczenie	Ogółem	Rdzeń	Otoczenie	Ogółem
PL001	Warszawa	517,2	8097,4	8614,6	1744	1343	3087
PL002	Łódź	335,6	1359,7	1695,3	758	161	919
PL003	Kraków	326,8	3430,5	3757,3	761	627	1388
PL004	Wrocław	292,8	2355,3	2648,1	636	219	855
PL005	Poznań	261,8	2830,2	3092,0	542	433	975
PL006	Gdańsk	396,8	2232,9	2629,7	710	417	1127
PL007	Szczecin	300,5	828,4	1128,9	406	314	720
PL008	Bydgoszcz	176,0	1924,6	2100,6	356	148	504
PL009	Lublin	147,4	3074,7	3222,2	341	333	674
PL010	Katowice	745,5	3199,9	3945,3	1467	1086	2553
PL011	Białystok	102,1	2134,2	2236,3	296	128	424
PL012	Kielce	109,6	2133,6	2243,3	198	200	398
PL013	Toruń	115,7	1472,9	1588,6	203	120	323
PL014	Olsztyn	88,3	1935,2	2023,6	174	866	260
PL015	Rzeszów	116,4	2175,5	2291,8	186	317	503
PL020	Nowy Sącz	57,6	1246,3	1303,9	84	182	266
PL024	Częstochowa	159,7	1778,0	1937,7	228	174	402
PL025	Radom	111,8	568,7	680,5	216	67	285
PL506	Bielsko-Biała	124,5	609,7	734,2	172	188	361
PL514	Tarnów	72,4	1183,1	1255,5	111	196	307
Suma		4558,7	44570,7	49129,4	9587	6743	16331

Źródło: OECD, 2021.

Ocena i mapowanie wybranych usług¹

Produkcja żywności jako przykład usługi zaopatrzeniowej

- Opis usługi

Tereny rolnicze w obrębie miejskich obszarów funkcjonalnych podlegają silnej presji urbanizacyjnej, co skutkuje zmniejszeniem arealu rolnego (Ziętara, 2017), a w konsekwencji także zmniejszeniem ich potencjału do zaspokojenia potrzeb żywnościowych mieszkańców. Wiedza o potencjale ekosystemów do produkcji rolnej jest bardzo istotna w aspekcie planowania na wypadek sytuacji kryzysowych, które mogą ograniczyć swobodny dopływ żywności do miast, naruszając tym samym ich bezpieczeństwo żywieniowe (Buchmann, 2009; Barthel et al., 2010).

¹ Szerszy zestaw wskaźników usług ekosystemów miejskich przeznaczonych do stosowania w skali ogólnopolskiej (krajowej), wraz z omówieniem założeń teoretycznych i metodyki, zawiera raport przygotowany w ramach projektu ECOSERV-POL przez zespół naukowców z Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania Polskiej Akademii Nauk (Degórski et al., 2021a).

W Europie obszary zurbanizowane produkują tylko niewielką część żywności i są zależne od innych obszarów (Gómez-Baggethun, 2013). W Polsce sytuacja jest nieco odmienna (Sroka, 2017). Zachowanie znaczącego udziału użytków rolnych w strefach podmiejskich, zwłaszcza dużych miast, ma swoje zakorzenie w tradycyjnej tożsamości kulturowej. W polskich uwarunkowaniach przez wieloletnia aż do okresu transformacji gospodarczej obszary te pełniły funkcje stref żywicielskich (Zgliński, 2002). Otwarcie rynków, rosnące koszty produkcji rolnej, zwłaszcza warzyw, jak i lawinowo rosnący popyt na tereny budowlane sprawiły, że coraz więcej gruntów wyłączano z produkcji rolnej (Degórska, 2017).

Obecne przesłanki polityki rolnej UE i polityki środowiskowej, jak i polityki miejskiej w Polsce, mogą częściowo odbudować znaczenie rolnictwa miejskiego rozpatrywanego w skali obszaru metropolitalnego, a dodatkowo wpływać na eliminowanie zbędnego transportu dzięki krótkim łańcuchom dostaw do dużych ośrodków miejskich. Ponadto następuje zmiana modelu konsumpcyjnego, która prowadzi do wzrostu zapotrzebowania na zdrową żywność i lokalne produkty.

- **Przedmiot i metoda oceny**

Przedmiotem pomiaru był potencjał obszarów metropolitalnych do produkcji żywności, a zaproponowanym wskaźnikiem – udział gruntów przeznaczonych pod produkcję rolniczą, zarówno roślinną jak i zwierzęcą (tab. 2). Przyjęto, że grunty przeznaczone pod produkcję rolniczą to wszystkie użytki rolne, na które zgodnie z definicją GUS składają się: grunty orne, ogrody przydomowe, uprawy trwałe, w tym sady, łąki i pastwiska oraz pozostałe użytki (GUS, 2001). W literaturze przedmiotu powierzchnia użytków rolnych ogółem i w przeliczeniu na jednego mieszkańca jest traktowana jako jeden z najważniejszych elementów potencjału produkcyjnego polskiego rolnictwa (Ziętara, 2017). Do obliczenia wskaźnika wykorzystano dane statystyczne z Banku Danych Lokalnych GUS, zagregowane do poziomu gmin i powiatów, dla których materiałem źródłowym była ewidencja gruntów i budynków (EGiB).

- **Wartości wskaźnika**

Wskaźnik potencjału obszarów metropolitalnych do produkcji żywności, pokazujący udział gruntów przeznaczonych pod produkcję rolniczą, przyjmuje wartości od 41,8% (FUA Katowice) do 75,7% (FUA Lublin). Rdzenie FUA przyjmują wartości od 16,2% (Bydgoszcz) do 66,8% (Łódź). Jeśli chodzi o strefę dojazdów do pracy (otoczenie FUA), to najniższą wartość wskaźnika odnotowano dla otoczenia Olsztyna (44,1%), najwyższą zaś wokół Lublina (77,6%). Porównując wyniki otrzymane dla rdzenia, otoczenia i całego obszaru metropolitalnego, należy stwierdzić znaczne różnice pomiędzy rdzeniami (średnio 32,8%) i ich otoczeniem (średnio 60,2%), co jest następstwem coraz większego zagęszczania zabudowy w miastach i przekształcania gruntów rolnych. Średnia wartość wskaźnika dla całych FUA wyniosła zaś 57,7% (tab. 3, ryc. 2). Transformując wartości procentowe do pięciostopniowej skali potencjału, przyjęto, ze względu na duże różnice wartości, następujące 2 warianty przedziałów:

1. dla rdzeni FUA (<20,0 → 1; 20,0-30,0 → 2; 30,1-40,0 → 3; 40,1-50,0 → 4; >50,0 → 5);
2. dla otoczenia i całych FUA (<50,0 → 1; 50-55,0 → 2; 55,1-60,0 → 3; 60,1-70,0 → 4; >70,0 → 5).

Tabela 2. Metadane usług ekosystemowych i wskaźników zastosowanych do ich oceny dla trzech omawianych przykładów
Metadata of ecosystem services and indicators used to assess them for the three discussed examples

Świadczenie ekosystemowe		Produkcja żywności	Oczyszczanie powietrza z pyłów	Możliwość rekreacji i odpoczynku na tonie przyrody
CICES V5.1	Sekcja	Zaopatrzenie	Regulacja i utrzymanie	Kulturowe
	Dział	Biomasa	Przekształcanie biochemicznych lub fizycznych czynników wprowadzanych do ekosystemów	Bezpośrednie interakcje, in situ i w terenie, z systemami biologicznymi, zależne od ich obecności w warunkach naturalnych
	Grupa	Rośliny lądowe i grzyby uprawiane dla pozyskania żywności, materiałów lub energii	Łagodzenie oddziaływania odpadów lub substancji toksycznych pochodzenia antropogenicznego przez procesy biologiczne	Fizyczne i doświadczalne interakcje ze środowiskiem przyrodniczym
	Klasa	Rośliny lądowe, grzyby i glony uprawiane dla pozyskania żywności	Filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta	Cechy systemów biologicznych umożliwiające działania wspierające zdrowie, regenerację sił albo rozrywkę poprzez interakcje aktywne lub angażujące/pasywne lub obserwację
	Kod	1.1.1.1	2.1.1.2	3.1.1.1/3.1.1.2
Przedmiot pomiaru (Indicatum)		Potencjał obszarów metropolitalnych do produkcji żywności	Wykorzystanie drzew do oczyszczania powietrza z pyłów wytworzonych przez człowieka w obszarach metropolitalnych	Niezaspokojone zapotrzebowanie na rekreację na tonie przyrody w obszarach metropolitalnych
Wskaźnik		Udział gruntów przeznaczonych pod produkcję rolniczą	Liczba drzew na osobę	Udział zabudowy mieszkaniowej położonej dalej niż 300 m od obszarów przeznaczonych do rekreacji na tonie przyrody w całej powierzchni zabudowy mieszkaniowej
Potencjał/wykorzystanie/zapotrzebowanie/niezaspokojone zapotrzebowanie		Potencjał	Wykorzystanie	Niezaspokojone zapotrzebowanie
Konstrukcja wskaźnika		Udział powierzchni użytków rolnych ogółem (grunty orne, ogrody przydomowe, uprawy trwałe, w tym sady, łąki i pastwiska) w powierzchni jednostek (FUA, rdzeń i otoczenie)	Stosunek powierzchni pokrytej drzewami (w rzucie pionowym) z pól podstawowych 10 × 10 m dzielony przez przeciętną wielkość korony (powierzchnia w rzucie pionowym) do liczby ludności w obszarze metropolitalnym	Udział procentowy zabudowy mieszkaniowej (zwartej i rozproszonej) poza buforem 300 m od BZI (tereny zieleni miejskiej, obiekty sportowe i rekreacyjne, lasy, roślinność zielna, mokradła i wody) w całej powierzchni zabudowy mieszkaniowej FUA
Pośredni/bezpośredni		Pośredni	Bezpośredni	Pośredni
Prosty/złożony		Prosty	Złożony	Prosty
Wyliczony/oszacowany		Wyliczony	Wyliczony	Wyliczony
Skala pomiaru		Ilorazowa	Ilorazowa	Ilorazowa
Teoretyczny zakres wartości		0 – 100%	0 – ∞	0 – 100%

Jednostka miary	–	–	–	
Jednostka przestrzenna odniesienia	Miejski obszar funkcjonalny o statusie obszaru metropolitalnego (FUA250), rdzeń FUA250, otoczenie FUA250			
Odniesienie do poziomu planowania	Regionalne, krajowe			
Dane źródłowe	Opis danych	Baza danych o użytkowaniu ziemi wg ewidencji gruntów i budynków (EGiB)	Wysokorozdzielcza warstwa „gęstość pokrywy drzew” (tree cover density) o komórce rastra 10 × 10 m z 2018 r., liczba ludności w gminach wg stanu na 31.12.2020 r.	Urban Atlas 2018
	Dysponent danych	Główny Urząd Geodezji i Kartografii (wg województw i powiatów), starostwa powiatowe (baza EGiB wg gmin i powiatów) oraz Główny Urząd Statystyczny (wg gmin tylko dla okresu 2012-2014)	Europejska Agencja Środowiska, Główny Urząd Statystyczny	Europejska Agencja Środowiska
	Link do bazy danych	https://bdl.stat.gov.pl/BDL	https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/forests/tree-cover-density/status-maps/tree-cover-density-2018 https://bdl.stat.gov.pl/BDL/dane/podgrup/wymiary https://www.oecd.org/regional/regional-statistics/functional-urban-areas.htm	https://land.copernicus.eu/local/urban-atlas
	Minimalna jednostka mapowania/rozdzielczość	Gmina	Komórka rastra 10 × 10 m	0,25 ha
	Format danych	Dane statystyczne	Dane rastrowe (GeoTIFF), wektorowe (shapefile) i tabelaryczne (Excel)	Dane GIS
	Pokrycie kraju	Cały kraj	Cały kraj	26% powierzchni Polski
	Aktualność danych	2014	Dane rastrowe z 2018, aktualizowane co 6 lat, dane ludnościowe z 2020, aktualizowane co pół roku	2017-2019
	Dostępność danych	Dla lat 2012-2014 otwarty dostęp Od 2015 na wniosek	Otwarty dostęp	Otwarty dostęp

Tabela 3. Udział gruntów przeznaczonych pod produkcję rolniczą (%) jako wskaźnik potencjału obszarów metropolitalnych do produkcji żywności. W nawiasach potencjał w skali od 1 do 5
Share of land intended for agricultural production (%) as an indicator of the potential of metropolitan areas for food production (in parentheses, potential on a scale from 1 to 5)

Kod FUA	Nazwa FUA	Wartość wskaźnika [%]		
		Rdzeń	Otoczenie	Ogółem
PL001	Warszawa	21,7 [2]	61,6 [4]	59,2 [3]
PL002	Łódź	66,8 [5]	59,1 [3]	60,6 [4]
PL003	Kraków	44,3 [4]	71,7 [5]	69,3 [4]
PL004	Wrocław	39,3 [3]	69,6 [4]	66,2 [4]
PL005	Poznań	31,1 [3]	61,5 [4]	58,9 [3]
PL006	Gdańsk	26,0 [2]	56,7 [3]	52,1 [2]
PL007	Szczecin	19,8 [1]	53,5 [2]	44,5 [1]
PL008	Bydgoszcz	16,2 [1]	55,1 [3]	51,9 [2]
PL009	Lublin	35,0 [3]	77,6 [5]	75,7 [5]
PL010	Katowice	23,3 [2]	46,1 [1]	41,8 [1]
PL011	Białystok	27,6 [2]	55,5 [3]	54,2 [2]
PL012	Kielce	34,5 [3]	54,9 [2]	53,9 [2]
PL013	Toruń	18,8 [1]	57,0 [3]	54,2 [2]
PL014	Olsztyn	21,0 [2]	44,1 [1]	43,1 [1]
PL015	Rzeszów	55,6 [5]	64,7 [4]	64,2 [4]
PL020	Nowy Sącz	51,9 [5]	48,5 [1]	48,7 [1]
PL024	Częstochowa	49,8 [4]	57,4 [3]	56,7 [3]
PL025	Radom	40,1 [4]	71,4 [5]	66,2 [4]
PL506	Bielsko-Biała	32,4 [3]	47,2 [1]	44,7 [1]
PL514	Tarnów	48,5 [4]	67,7 [4]	66,6 [4]

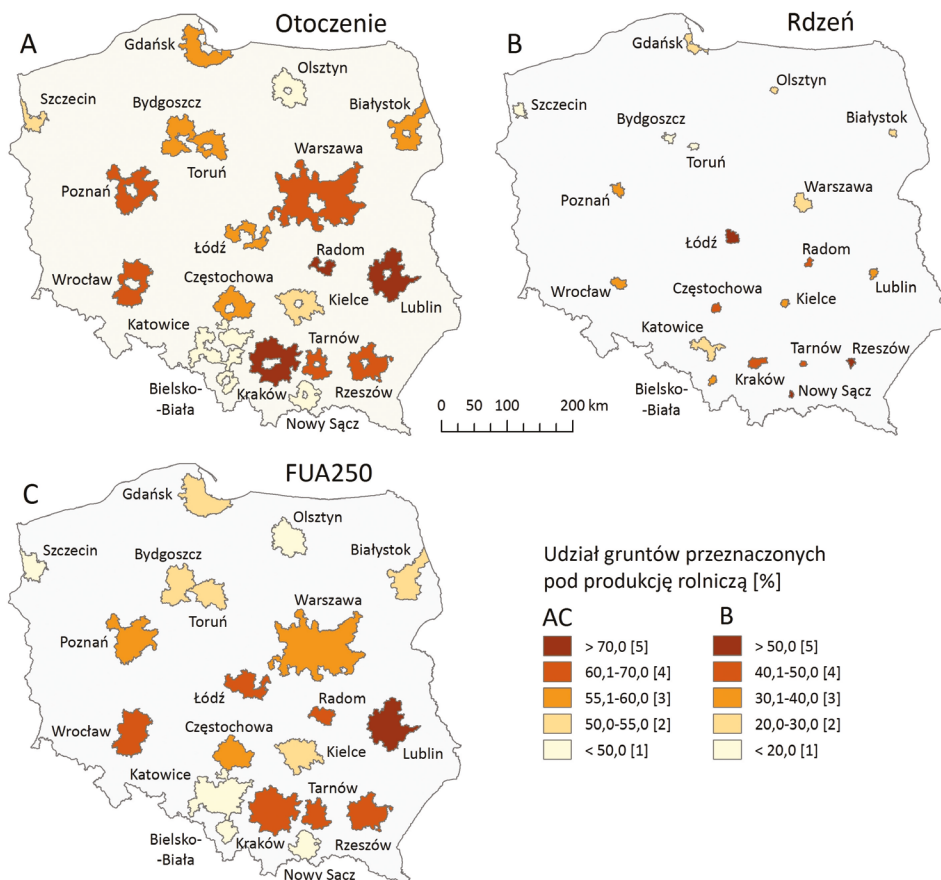
Oczyszczanie powietrza z pyłów jako przykład usługi regulacyjnej

- Opis usługi

Usługa oczyszczania powietrza z pyłów polega na przechwytywaniu i akumulacji aerozoli atmosferycznych (pyłu zawieszonego, w tym PM_{2.5} i PM₁₀) przez rośliny, co w efekcie łagodzi szkodliwe dla zdrowia skutki i zmniejsza koszty unieszkodliwiania pyłów innymi sposobami.

Metropolie są obszarami, na których notuje się najwyższe wartości zanieczyszczeń atmosferycznych ze źródeł antropogenicznych, zarówno mobilnych, jak i stacjonarnych (Livesley et al., 2016). Stężenie zanieczyszczeń, w tym pyłu zawieszonego, z reguły wzrasta wraz z gęstością zaludnienia (Borck i Schrauth, 2021).

Przechwytywanie zanieczyszczeń i w efekcie zmniejszenie ich stężenia w powietrzu jest od dawna uznawane za jedną z najważniejszych korzyści dla zdrowia ludzkiego, jakie mogą zapewnić drzewa (McDonald et al., 2016; Nowak et al., 2018). Dojrzałe drzewo może przechwycić do 23 kg cząstek stałych rocznie (Dwyer et al., 1992). Większa liczba drzew skuteczniej redukuje ilość pyłu zawieszonego w powietrzu, w efekcie zmniejszając zachorowalność i śmiertelność w wyniku chorób cywilizacyjnych, w szczególności chorób układu oddechowego (Turner-Skoff i Cavender, 2019).



Ryc. 2. Potencjał obszarów metropolitalnych do produkcji żywności (w nawiasach potencjał w skali od 1 do 5)
Potential of metropolitan areas for food production (in parentheses, potential on a scale from 1 to 5)

- Przedmiot i metoda oceny

Przedmiotem pomiaru było wykorzystanie drzew do oczyszczania powietrza z pyłów wytworzonych przez człowieka w obszarach metropolitalnych, a wskaźnikiem korzystania z tej usługi – liczba drzew przypadająca na osobę (tab. 2). Przyjęto bowiem założenie, że im więcej jest ludzi na danym obszarze, tym większa jest produkcja pyłów pochodzenia antropogenicznego, a zatem więcej drzew jest potrzebnych do ograniczania tych zanieczyszczeń w powietrzu.

Po przeanalizowaniu różnego typu materiałów źródłowych pokazujących powierzchnię pokrytą drzewami (dane satelitarne, kartograficzne i statystyczne) uznano, że najbardziej aktualnym, wiarygodnym, szczegółowym i powszechnie dostępnym źródłem informacji będzie wysokorozdzielcza warstwa „gęstość pokrywy drzew” (*tree cover density*), opracowana na bazie zobrażeń satelitarnych satelity Sentinel-2 przez Europejską Agencję Środowiska. Dane dla wszystkich krajów Unii Europejskiej dystrybuowane są w formacie rastrowym o rozdzielczości 10 × 10 m, aktualne na rok 2018. Każda komórka rastra zawiera informację o procentowym pokryciu koronami drzew powierzchni Ziemi (w rzucie

pionowym). Wartości procentowego pokrycia dla przestrzennych jednostek odniesienia (FUA, ich rdzeni i otoczenia) uzyskano, obliczając średnią ze wszystkich komórek w danej jednostce stosując funkcję *Zonal Statistics as Table* w oprogramowaniu ArcGIS 10.2.

Do transformacji powierzchni pokrytej drzewami na liczbę drzew wykorzystano dane z Mapy Koron Drzew dla Warszawy (<http://zzw.waw.pl/2021/02/26/miliony-warszawskich-drzew-na-jednej-mapie>), wykonanej w 2021 r. Średnia wielkość korony (rzut pionowy) dla Warszawy wyniosła ok. 23,2 m² (165 km²/7 121 197 drzew). Ze względu na odmienne wartości uzyskane z Mapy Koron Drzew i z wysokorozdzielczej warstwy „Gęstość pokrywy drzew” (32% vs 26%) z proporcji obliczono uśrednioną wielkość korony równą 18,8 m², którą przyjęto do transformacji powierzchni pokrytej drzewami na liczbę drzew. Następnie tak otrzymaną liczbę drzew w jednostce odniesienia podzielono przez liczbę ludności uzyskaną z Banku Danych Lokalnych Głównego Urzędu Statystycznego, aktualną na 31.12.2020 r. Liczbę ludności z gmin zsumowano według ich przynależności do jednostek odniesienia (FUA, jego rdzenia i otoczenia).

- Wartości wskaźnika

Wskaźnik wykorzystania drzew do oczyszczania powietrza z pyłów wytworzonych przez człowieka, pokazujący liczbę drzew na osobę, przyjmuje wartości od 21 (FUA Radom) do 157 (FUA Olsztyn) dla całych obszarów metropolitalnych (tab. 4, ryc. 3). Dla rdzeni FUA wartości wynoszą od 3 (dla Rzeszowa) do 11,5 (dla Bielska-Białej). Jeśli chodzi o otoczenie FUA, to najniższą liczbę drzew na osobę odnotowano w otoczeniu Katowic (48), a zdecydowanie najwyższą wokół Olsztyna (440). Liczba drzew na osobę jest zdecydowanie niższa w rdzeniach w porównaniu z pozostałą częścią FUA, średnio aż o 123 drzewa na osobę ($t=-5,89$; $p<0,001$). Transformując wartości procentowe do pięciostopniowej skali wykorzystania tej usługi, przyjęto, ze względu na duże różnice wartości, następujące 3 warianty przedziałów:

1. dla rdzeni FUA (<4,0 → 1; 4,0-6,0 → 2; 6,1-8,0 → 3; 8,1-10,0 → 4; >10,0 → 5);
2. dla otoczenia (<50,0 → 1; 50,0-100,0 → 2; 100,1-150,0 → 3; 150,1-200,0 → 4; >200,0 → 5);
3. dla całych FUA (<30,0 → 1; 30,0-50,0 → 2; 50,1-70,0 → 3; 70,1-90,0 → 4; >90,0 → 5).

Stwarzanie warunków do rekreacji i odpoczynku na łonie przyrody jako przykład usługi kulturowej

- Opis usługi

Usługa ta polega na stworzeniu warunków do fizycznych i doświadczalnych interakcji ze środowiskiem przyrodniczym, które prowadzą do poprawy stanu zdrowia, regeneracji sił i umożliwiają rozrywkę na łonie przyrody, co ma ogromną wartość dla fizycznego dobrostanu i zdrowia psychicznego mieszkańców miast (Geary et al., 2021; Weinbrenner et al., 2021). Możliwość rekreacji i odpoczynku w naturze zapewniają zielone przestrzenie miejskie, które są coraz bardziej cenione (zwiększają atrakcyjność miejsca zamieszkania) i chronione, ale często przegrywają konkurencję z innymi typami użytkowania ziemi, ponieważ stale rośnie presja inwestycyjna na tereny niezabudowane. Liczne badania podkreślają znaczenie bliskości i dostępności wysokiej jakości terenów zieleni dla regularnego wykorzystywania ich do rekreacji (Grahn i Stigsdotter, 2003; Nielsen i Hansen, 2007). Walory rekreacyjne takich terenów związane są ściśle z ich walorami estetycznymi, a także zapewnieniem mikroklimatu sprzyjającego wypoczynkowi (Kothencz et al., 2017). Istotne

Tabela 4. Liczba drzew na osobę jako wskaźnik wykorzystania drzew do oczyszczania powietrza z pyłów wytworzonych przez człowieka w obszarach metropolitalnych (w nawiasach wykorzystanie w skali od 1 do 5)
Number of trees per person as an indicator of the use of trees to reduce particulate matter air pollution from anthropogenic sources in metropolitan areas (in parentheses use on a scale from 1 to 5)

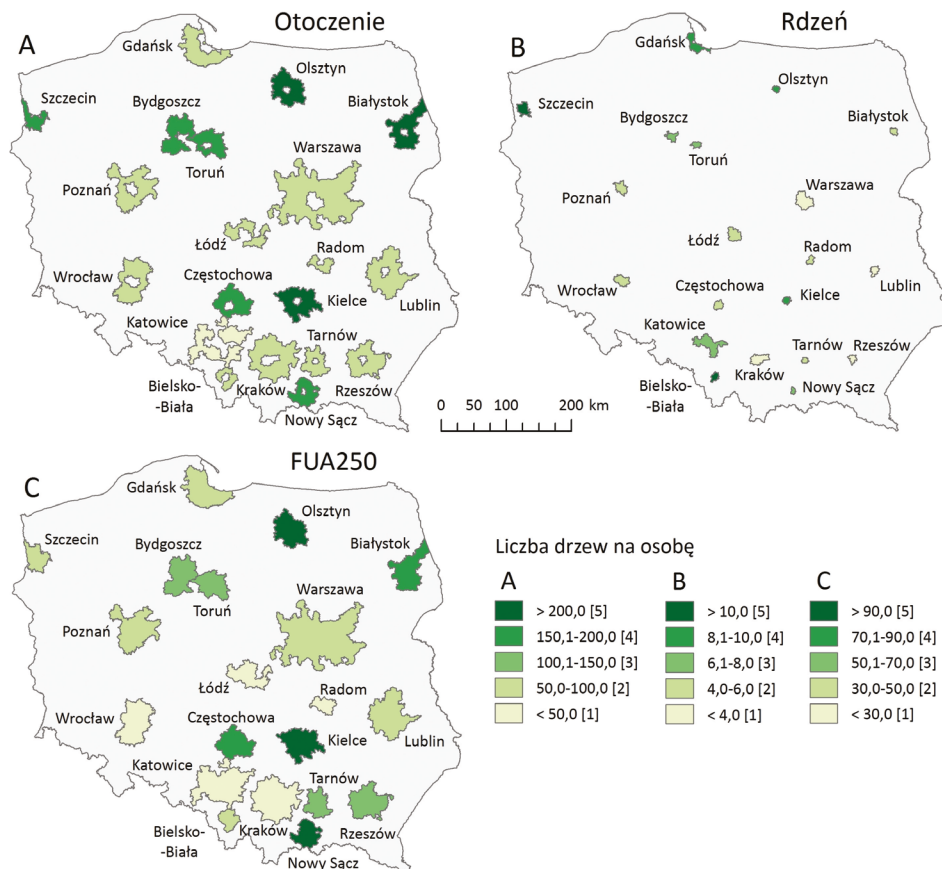
Kod FUA	Nazwa FUA	Wartość wskaźnika [%]		
		Rdzeń	Otoczenie	Ogółem
PL001	Warszawa	4,0 [1]	81,6 [2]	38,5 [2]
PL002	Łódź	5,6 [2]	96,7 [2]	22,7 [1]
PL003	Kraków	3,6 [1]	55,3 [2]	27,3 [1]
PL004	Wrocław	4,2 [2]	81,7 [2]	26,6 [1]
PL005	Poznań	5,8 [2]	71,8 [2]	37,0 [2]
PL006	Gdańsk	8,7 [4]	67,9 [2]	32,1 [2]
PL007	Szczecin	10,9 [5]	150,1 [4]	35,0 [2]
PL008	Bydgoszcz	7,7 [3]	176,0 [4]	59,3 [3]
PL009	Lublin	3,6 [1]	67,6 [2]	35,2 [2]
PL010	Katowice	7,8 [3]	47,8 [1]	25,0 [1]
PL011	Białystok	4,1 [2]	264,8 [5]	87,0 [4]
PL012	Kielce	8,2 [4]	202,7 [5]	107,7 [5]
PL013	Toruń	7,8 [3]	152,5 [4]	63,7 [3]
PL014	Olsztyn	8,0 [4]	440,1 [5]	156,5 [5]
PL015	Rzeszów	3,0 [1]	94,0 [2]	59,8 [3]
PL020	Nowy Sącz	6,9 [3]	156,8 [4]	109,8 [5]
PL024	Częstochowa	5,5 [2]	173,7 [4]	79,4 [4]
PL025	Radom	4,0 [2]	71,6 [2]	21,2 [1]
PL506	Bielsko-Biała	11,5 [5]	51,4 [2]	33,0 [2]
PL514	Tarnów	4,8 [2]	83,9 [2]	55,8 [3]

znaczenie ma nie tylko udział powierzchniowy terenów zieleni, ale również ich równomierne rozmieszczenie warunkujące dostępność dla wszystkich mieszkańców. Publiczne tereny zieleni (*urban green spaces*) mają bowiem zazwyczaj mały udział w całkowitej powierzchni miasta, a dostęp do nich jest bardzo nierówny zarówno w obrębie samego miasta, jak i pomiędzy ośrodkami miejskimi (EEA, 2022).

- **Metodyka uzyskania wyników**

Przedmiotem pomiaru było niezaspokojone zapotrzebowanie na rekreację na łonie przyrody w obszarach metropolitalnych, a wskaźnikiem – udział zabudowy mieszkaniowej położonej dalej niż 300 m od obszarów przeznaczonych do rekreacji na łonie przyrody w całej powierzchni zabudowy mieszkaniowej (tab. 2).

W proponowanym wskaźniku zastosowano określenie „obszary przeznaczone do świadczenia ekosystemowych usług kulturowych”. Pojęcie to z założenia obejmuje szereg różnego typu terenów w obrębie miast i miejskich obszarów funkcjonalnych, które mają kluczowe znaczenie jako dostarczyciele przestrzeni/warunków do interakcji ze środowiskiem przyrodniczym. Po szczegółowej analizie bazy danych Urban Atlas 2018 wytypowano sześć kategorii użytkowania ziemi, które uznano za priorytetowe pod względem dostarczania



Ryc. 3. Wykorzystanie drzew do oczyszczania powietrza z pyłów wytworzonych przez człowieka w obszarach metropolitalnych (w nawiasach wykorzystanie w skali od 1 do 5)

The use of trees to reduce particulate matter air pollution from anthropogenic sources in metropolitan areas (in parentheses use on a scale from 1 to 5)

warunków do interakcji ze środowiskiem przyrodniczym (tereny zieleni miejskiej, obiekty sportowe i rekreacyjne, lasy, roślinność zielna, mokradła i wody). Przyjęto odległość 300 m (5-6 minut marszu), mierzoną w linii prostej od terenów zieleni, jako graniczną wartość dostępności do ekosystemów oferujących możliwość rekreacji i odpoczynku na łonie przyrody. Odległość ta jest zgodna z zaleceniami WHO (2017), według których każdy obywatel powinien mieć zapewniony dostęp do publicznych terenów zieleni maksymalnie w takiej odległości (Konijnendijk, 2023). Do obliczeń przyjęto minimalną powierzchnię obszaru przeznaczonego do rekreacji równą 2 ha (por. Zwierzchowska i Mizgajski, 2019).

Jako miarę zastępczą gęstości zaludnienia zastosowano rozkład przestrzenny zabudowy mieszkaniowej. Zapotrzebowanie na świadczenia rekreacyjne powiązano z obszarami zabudowy odpowiadającej pięciu kategoriom z Urban Atlas 2018: zabudowa zwarta (>80% powierzchni nieprzepuszczalnej), o dużym zagęszczeniu (50-80%), o średnim zagęszczeniu (30-50%), o małym zagęszczeniu (10-30%), o bardzo małym zagęszczeniu (<10%).

Uwzględnienie kilku klas zwartości zabudowy pozwoliło na bardziej dokładną aproksymację gęstości zaludnienia poprzez zastosowanie odpowiednich wag. Po wyodrębnieniu zabudowy mieszkaniowej znajdującej się w odległości 300 m od terenów zieleni obliczono udział procentowy powierzchni zabudowy leżącej dalej niż 300 m w powierzchni całej zabudowy mieszkaniowej w granicach miast (rdzeni FUA) i miejskich obszarów funkcjonalnych (FUA) jako miarę niezaspokojonego zapotrzebowania na rekreację na łonie przyrody.

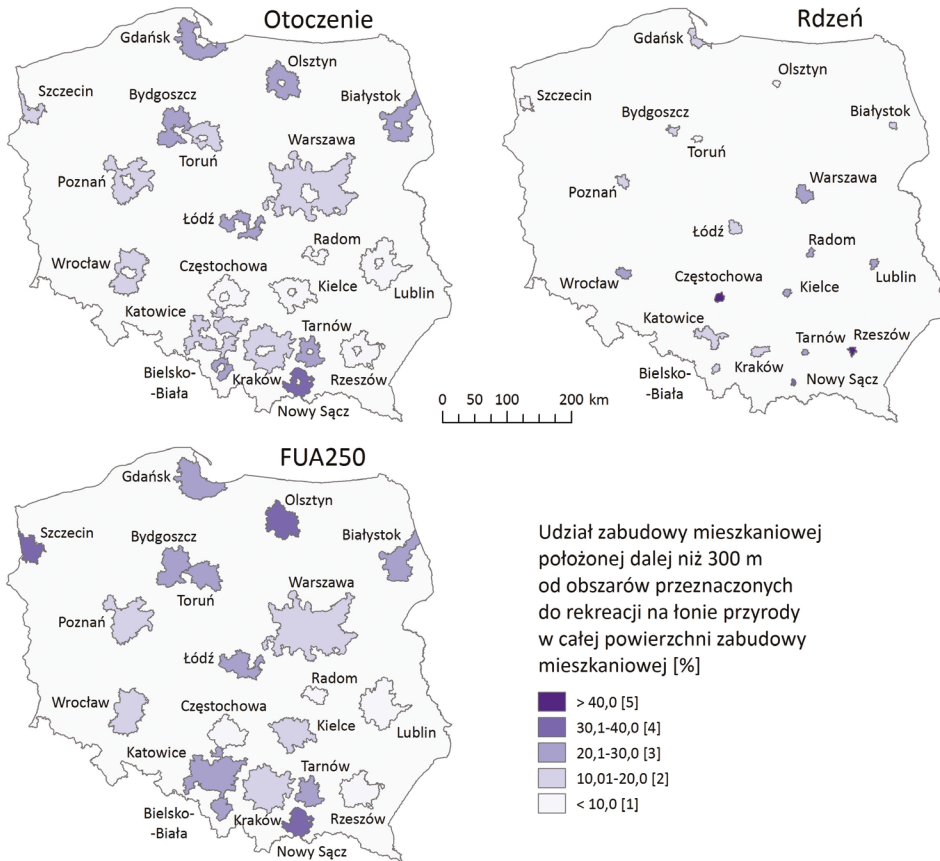
- Wartości wskaźnika

Udział zabudowy mieszkaniowej położonej dalej niż 300 m od obszarów przeznaczonych do świadczenia usług rekreacyjnych w 20 wybranych miastach (rdzeniach FUA) przyjmuje wartości w przedziale 6-42% (tab. 5). Najniższe wartości (6-8%) odnotowano w Olsztynie, Toruniu i Szczecinie, zaś najwyższe (42%) w Częstochowie i Rzeszowie. W tym przypadku wysokie wartości wskaźnika pokazują wysoki poziom niezaspokojonego zapotrzebowania na kontakt z przyrodą związany z niskim udziałem obszarów zieleni w areale miast i ich małą dostępność. Wszystkie wartości powyżej zera oznaczają stan niekorzystny, bowiem świadczą o niezaspokojonych potrzebach nawet niewielkiej grupy mieszkańców. Poza

Tabela 5. Udział zabudowy mieszkaniowej położonej dalej niż 300 m od obszarów przeznaczonych do świadczenia usług rekreacyjnych w powierzchni całej zabudowy mieszkaniowej jako wskaźnik niezaspokojonego zapotrzebowania na rekreację na łonie przyrody (w nawiasach niezaspokojone zapotrzebowanie w skali od 1 do 5)

The share of residential areas located more than 300 m from areas dedicated to nature-based recreation as an indicator of unmet demand for nature-based recreation (in parentheses, unmet demand on a scale from 1 to 5)

Kod FUA	Nazwa FUA	Wartość wskaźnika [%]		
		Rdzeń	Otoczenie	Ogółem
PL001	Warszawa	24 [3]	33 [4]	31 [4]
PL002	Łódź	20 [2]	29 [3]	25 [3]
PL003	Kraków	19 [2]	38 [4]	35 [4]
PL004	Wrocław	22 [3]	40 [4]	34 [4]
PL005	Poznań	17 [2]	35 [4]	31 [4]
PL006	Gdańsk	14 [2]	26 [3]	24 [3]
PL007	Szczecin	8 [1]	31 [4]	19 [2]
PL008	Bydgoszcz	11 [2]	29 [3]	23 [3]
PL009	Lublin	22 [3]	54 [5]	49 [5]
PL010	Katowice	14 [2]	34 [4]	24 [3]
PL011	Białystok	14 [2]	29 [3]	25 [3]
PL012	Kielce	29 [3]	41 [5]	38 [4]
PL013	Toruń	6 [1]	39 [4]	29 [3]
PL014	Olsztyn	6 [1]	25 [3]	19 [2]
PL015	Rzeszów	42 [5]	41 [5]	41 [5]
PL020	Nowy Sącz	31 [4]	18 [2]	20 [2]
PL024	Częstochowa	42 [5]	44 [5]	43 [5]
PL025	Radom	28 [3]	55 [5]	44 [5]
PL506	Bielsko-Biała	20 [2]	26 [3]	24 [3]
PL514	Tarnów	23 [3]	25 [3]	25 [3]



Ryc. 4. Niezaspokojone zapotrzebowanie na rekreację na łonie przyrody w obszarach metropolitalnych (w nawiasach niezaspokojone zapotrzebowanie w skali od 1 do 5)
Unmet demand for nature-based recreation in metropolitan areas (in parentheses, unmet demand on a scale from 1 to 5)

rdzeniami FUA wskaźnik przyjmuje wyższe wartości (18-55%). Należy jednak pamiętać, że w otoczeniu miast przeważa zabudowa rozproszona, z większym udziałem powierzchni biologicznie czynnej (tab. 5, ryc. 4). Transformując wartości procentowe do pięciostopniowej skali niezaspokojonego zapotrzebowania przyjęto następujące przedziały: <10,0 → 1; 10,01-20,0 → 2; 20,1-30,0 → 3; 30,1-40,0 → 4; >40,0 → 5.

Dyskusja wyników i wnioski

Artykuł ma przede wszystkim charakter metodyczny, a prezentowane rozwiązania są propozycją postępowania badawczego w ocenie i mapowaniu usług ekosystemowych świadczonych przez ekosystemy miejskie w skali ogólnopolskiej. Proponowane wskaźniki mają charakter oryginalny, ale nawiązują pod względem konstrukcji i wykorzystywanych danych do tych spotykanych w literaturze.

W ostatnim dziesięcioleciu opublikowano niewiele prac poświęconych ocenie FUA pod względem usług ekosystemowych. Są to najczęściej prace prezentujące zróżnicowanie FUA (lub wcześniej wyróżnianych LUZ – *Larger Urban Zone*) w skali ponadkrajowej, od regionalnej po ogólnoeuropejską. Przykładowo, ponad 300 europejskich FUA analizowali Larondelle et al. (2014), 601 FUA w krajach EU-27 – Marando et al. (2022), 660 w całej Europie – Goldenberg et al. (2021), 305 FUA z 27 krajów Unii Europejskiej – Kourdounouli i Jönsson (2020), 148 FUA z Holandii, Danii i Niemiec – Daams i Veneri (2017). Przytoczono wyżej prace, podobnie jak niniejszy artykuł, bazują na analogicznym zestawie źródeł danych przestrzennych. Jest to przede wszystkim Urban Atlas oraz CORINE Land Cover, a także warstwy rastrowe o wysokiej rozdzielczości, obrazujące gęstość pokrywy drzew (*Tree Cover Density*) oraz znormalizowany różnicowy wskaźnik wegetacji (NDVI), wszystkie pochodzące z Copernicus Land Monitoring Service (<https://land.copernicus.eu/>).

Nie inaczej jest w przypadku przedmiotu oceny. W wymienionych pracach także rozpatrywane są usługi z trzech głównych sekcji (zaopatrzeniowa, regulacyjna, kulturowa), zarówno pod względem potencjału, wykorzystania, jak i niezaspokojonego zapotrzebowania. Niemniej, największym zainteresowaniem cieszą się usługi regulacyjne, a w tym potencjał FUA do ich dostarczania (Kourdounouli i Jönsson, 2020; Marando et al., 2022), rzeczywiste wielkości usług (Larondelle et al., 2014), a także bardziej skomplikowane zależności, jak stosunek zrealizowanej do potencjalnej podaży usługi ekosystemowej związanej z regulacją klimatu oraz stosunek zrealizowanego do potencjalnego popytu na tę usługę (Goldenberg et al., 2021). W przypadku usług kulturowych ocenie podlegał głównie potencjał na podstawie dostępności/odległości do terenów przyrodniczo cennych i/lub sprzyjających rekreacji (Daams i Veneri, 2017; Kourdounouli i Jönsson, 2020).

Omówione w niniejszym artykule wskaźniki posłużyły przede wszystkim do zaprezentowania postępowania badawczego, niemniej otrzymane wartości dają podstawę do choćby ogólnej charakterystyki polskich FUA i porównania ich między sobą, a także odniesienia wyników do innych prac prowadzonych w szerszych skalach przestrzennych przez innych autorów. Uzyskane wyniki wskazują na znaczne zróżnicowanie wartości wskaźników między poszczególnymi obszarami metropolitalnymi i miastami Polski. W szczególności stosunek największej do najmniejszej wartości wskaźnika wynosi w miastach od około 4 w przypadku udziału gruntów przeznaczonych pod produkcję rolniczą oraz liczby drzew na osobę do około 7 dla udziału zabudowy mieszkaniowej położonej dalej niż 300 m od obszarów przeznaczonych do rekreacji. Natomiast dla otoczenia miast wartości te wynoszą około 2-3 dla udziału gruntów przeznaczonych pod produkcję rolniczą i dla udziału zabudowy mieszkaniowej i ponad 9 w przypadku liczby drzew na osobę. Należy podkreślić, że zmienność tych wartości w Polsce mieści się w zakresie zmienności różnych wskaźników świadczeń regulacyjnych w skali ogólnoeuropejskiej (Larondelle et al., 2014). Uśrednione wartości dla polskich miast są zbliżone do średniej ogólnoeuropejskiej, natomiast są wyraźnie niższe niż wartości wskaźników dla miast położonych na północ (w Finlandii, Szwecji, Estonii, Łotwie, Litwie) i jednocześnie wyższe w porównaniu do miast w takich państwach jak Wielka Brytania oraz Irlandia z jednej strony oraz – z drugiej – w państwach śródziemnomorskich (Włochy, Hiszpania, Grecja) i Rumunii.

Warto zauważyć, że wartości wszystkich trzech analizowanych wskaźników wykazują istotną statystycznie tendencję spadkową wraz ze wzrostem gęstości zaludnienia, przy czym dla otoczenia FUA (charakteryzującego się wyraźnie niższą gęstością zaludnienia) istotność zależności jest nieco silniejsza niż dla rdzenia FUA. Zależność ta wydaje się oczy-

wista w przypadku potencjału do produkcji żywności czy liczby drzew na osobę, natomiast wymaga głębszej analizy w przypadku spadku niezaspokojonego zapotrzebowania na rekreację na łonie przyrody. Być może wynika to z odmiennej struktury przestrzennej FUA o różnej wielkości.

Podsumowując niniejsze rozważania, należy podkreślić, że mapowanie i ocena usług ekosystemów miejskich w skali krajowej ma istotne znaczenie dla zrównoważonego planowania i zarządzania miastem i w efekcie podnoszenia jakości życia mieszkańców, ponieważ:

1. dostarcza wiarygodną, ilościową informację przestrzenną o potencjale, wykorzystaniu i zapotrzebowaniu na usługi ekosystemowe;
2. pozwala na monitoring zmian potencjału, wykorzystania i zapotrzebowania na usługi (np. w odpowiedzi na zmiany klimatu, zmiany zagospodarowania), w tym kontrolę skuteczności działań celowych;
3. umożliwia tworzenie alternatywnych scenariuszy przyszłego potencjału, wykorzystania i zapotrzebowania na usługi w zależności od przyjętego wariantu rozwoju przestrzeni miejskiej;
4. umożliwia dostosowanie zagospodarowania i zarządzania ekosystemami miejskimi do optymalizacji przepływu usług i dopasowania do zapotrzebowania mieszkańców;
5. umożliwia wykorzystywanie potencjału środowiskowo-kulturowego miasta do zaspokajania potrzeb wypoczynkowych, rekreacyjnych i duchowych jego mieszkańców;
6. ułatwia dokonanie wyboru korzystniejszego kierunku zagospodarowania dzięki uwzględnianiu w rachunku ekonomicznym wymiernych korzyści płynących z ekosystemów miejskich;
7. pozwala identyfikować korzyści w obliczu występowania konfliktów w grze o przestrzeń, wspiera proces zarządzania konfliktami, pozwala lepiej wypracować kompromisy;
8. umożliwia skuteczniejszą ochronę przyrody w miastach;
9. podnosi jakość merytoryczną dokumentów planistycznych, m.in. dokumentów strategicznych w zakresie gospodarki przestrzennej (Koncepcja Przestrzennego Zagospodarowania Kraju) czy poświęconych rozwojowi strategicznej infrastruktury (np. drogowej, przesyłowej), a także planów zagospodarowania przestrzennego województw oraz obszarów funkcjonalnych.

Warto także odnotować, że przedstawione rozwiązania metodyczne mają uniwersalny charakter i mogą być stosowane również do ujęć ponadkrajowych, w tym ogólnoeuropejskich. Co więcej, przy przyjęciu mniejszych pól podstawowych oceny oraz doborze danych wejściowych o odpowiedniej rozdzielczości i szczegółowości, zaprezentowane podejście można stosować także dla części miast i poszczególnych osiedli (por. Degórski et al., 2021b; Degórski et al., 2022).

Zasadniczym wnioskiem wyływającym z przeprowadzonych badań, w szczególności z uzyskania znacznego zróżnicowania wartości wskaźników między poszczególnymi obszarami metropolitalnymi, jest to, że mapowanie i ocena usług ekosystemów miejskich w skali krajowej mogą stanowić wartościowe narzędzie przy porównywaniu ośrodków miejskich i jakości życia ich mieszkańców.

Badania zostały przeprowadzone w ramach projektu „Usługi świadczone przez główne typy ekosystemów w Polsce – Podejście stosowane”. Projekt korzysta z dofinansowania otrzymanego od Islandii, Liechtensteinu i Norwegii w ramach funduszy EOG o wartości 6 454 526 zł oraz dofinansowania budżetu państwa o wartości 1 139 034 zł. Celami

Projektu są przeniesienie wiedzy naukowej na temat usług ekosystemowych istniejącej w Europie do procesu rozpoznania i oceny usług ekosystemowych w Polsce, zwiększenie potencjału naukowego oraz zdolności administracji i zainteresowanych grup społecznych do wdrażania tego podejścia w zarządzaniu środowiskiem.

Ryciny i tabele, pod którymi nie zamieszczono źródeł, są opracowaniami własnymi autorów artykułu.

Piśmiennictwo

- Affek, A., Degórski, M., Wolski, J., Solon, J., Kowalska, A., Roo-Zielińska, E., Grabińska, B., & Kruczkowska, B. (2020). *Ecosystem service potentials and their indicators in postglacial landscapes: Assessment and mapping*. Amsterdam, Oxford, Cambridge: Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2017-0-04088-0>
- Alam, M., Dupras, J., & Messier, C. (2016). A framework towards a composite indicator for urban ecosystem services. *Ecological Indicators*, 60, 38-44. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.035>
- Arslan, E.S., Nordström, P., Ijäs, A., Hietala, R., & Fagerholm, N. (2021). Perceptions of Cultural Ecosystem Services: spatial differences in urban and rural areas of Kokemäenjoki, Finland. *Landscape Research*, 46(6), 828-844. <https://doi.org/10.1080/01426397.2021.1907322>
- Barthel, S., Folke, C., & Colding, J. (2010). Social-ecological memory in urban gardens: Retaining the capacity for management of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 20(2), 255-265. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.01.001>
- Borck, R., & Schrauth, P. (2021). Population density and urban air quality. *Regional Science and Urban Economics*, 86, 103596. <https://doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2020.103596>
- Buchmann, C. (2009). Cuban home gardens and their role in social-ecological resilience. *Human Ecology*, 37, 705-721. <https://doi.org/10.1007/s10745-009-9283-9>
- Daams, M.N., & Veneri, P. (2017). Living Near to Attractive Nature? A Well-Being Indicator for Ranking Dutch, Danish, and German Functional Urban Areas. *Social Indicators Research*, 133, 501-526. <https://doi.org/10.1007/s11205-016-1375-5>
- Degórska, B. (2017). *Urbanizacja przestrzenna terenów wiejskich na obszarze metropolitalnym Warszawy. Kontekst ekologiczno-krajobrazowy*. Prace Geograficzne, 262, Warszawa: Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN.
- Degórski, M., Affek, A., Degórska, B., Kowalska, A., Regulska, E., Wolski, J., & Solon, J. (2022). Identyfikacja znaczących interakcji między usługami ekosystemowymi oraz istotnych zestawów usług na przykładzie podtypów ekosystemów miejskich Warszawy. Warszawa: Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN. Pobrane z: https://www.igipz.pan.pl/tl_files/igipz/ZGiK/projekty/ecoserv/Raport_5.pdf (18.01.2023).
- Degórski, M., Affek, A., Degórska, B., Kowalska, A., Wolski, J., Solon, J., & Regulska, E. (2021a). Opracowanie wektorowych map wielkości wybranych i istotnych usług ekosystemów zurbanizowanych w skali krajowej. Warszawa: Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN. Pobrane z: https://www.igipz.pan.pl/tl_files/igipz/ZGiK/projekty/ecoserv/Raport_2.pdf (18.01.2023).
- Degórski, M., Wolski, J., Affek, A., Degórska, B., Kowalska, A., Regulska, E., & Solon, J. (2021b). Opracowanie studium przypadku istotnych usług ekosystemów zurbanizowanych w skali regionalnej oraz lokalnej. Warszawa: Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN. Pobrane z: https://www.igipz.pan.pl/tl_files/igipz/ZGiK/projekty/ecoserv/Raport_3.pdf (28.07.2022).

- Dell'Ovo, M., & Oppio, A. (2021). The role of the evaluation in designing ecosystem services: a literature review. W: C. Bevilacqua, F. Calabrò, L.D. Spina (red.), *New Metropolitan Perspectives. Knowledge Dynamics and Innovation-driven Policies Towards. Urban and Regional Transition 2* (s. 1359-1368). Smart Innovation, Systems and Technologies, 178. Cham: Springer.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-48279-4_127
- Dijkstra, L., Poelman, H., & Veneri, P. (2019). The EU-OECD definition of a functional urban area. OECD Regional Development Working Papers, 11. Pobrano z: <https://www.oecd-ilibrary.org/docserver/d58cb34d-en.pdf?expires=1683540750&id=id&accname=guest&checksum=6779368C42B93F008B9FD1E26F32B100> (07.12.2022)
- EEA. (2022). Percentage of total green infrastructure, urban green space, and urban tree cover in the area of EEA-38 capital cities (excluding Liechtenstein). Pobrane z: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/percentage-of-total-green-infrastructure#tab-googlechartid_chart_11 (11.01.2023).
- Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., & Wilkinson, C. (red.) (2013). *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*. Dordrecht-Heidelberg-New York-London: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1>
- Geary, R.S., Wheeler, B., Lovell, R., Jepson, R., Hunter, R., & Rodgers, S. (2021). A call to action: Improving urban green spaces to reduce health inequalities exacerbated by COVID-19. *Preventive Medicine*, 145, 106425. <https://doi.org/10.1016/j.ypmed.2021.106425>
- Goldenberg, R., Kalantari, Z., & Destouni, G. (2021). Comparative quantification of local climate regulation by green and blue urban areas in cities across Europe. *Scientific Reports*, 11, 23872. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-03140-y>
- Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'Farrell, P., Andersson, E., Hamstead, Z., & Kremer, P. (2013). Urban Ecosystem Services. W: T. Elmqvist et al. (red.), *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities* (s. 175-252). Dordrecht-Heidelberg-New York-London: Springer.
- Grahn, P., & Stigsdotter, U.A. (2003). Landscape planning and stress. *Urban Forestry and Urban Greening*, 2(1), 1-18. <https://doi.org/10.1078/1618-8667-00019>
- GUS. (2001). Instrukcja metodologiczna do Powszechnego Spisu Rolnego w 2002 r. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny.
- Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., Gomez-Baggethun, E., Gren, Å., Hamstead, Z., Hansen, R., Kabisch, N., Kremer, P., Langemeyer, J., Rall, E.L., McPhearson, T., Pauleit, S., Qureshi, S., Schwarz, N., Voigt, A., Wurster, D., & Elmqvist, T. (2014). A Quantitative Review of Urban Ecosystem Service Assessments: Concepts, Models, and Implementation. *AMBIO*, 43, 413-433. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0504-0>
- Jenkins, M., & Schaap, B. (2018). Forest Ecosystem Services. Background Analytical Study 1. United Nations Forum on Forests, Global Forest Goals. Pobrane z: https://www.un.org/esa/forests/wp-content/uploads/2018/05/UNFF13_BkgdStudy_ForestsEcoServices.pdf (11.09.2022).
- Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów: Zielona infrastruktura – zwiększanie kapitału naturalnego Europy. Bruksela, 6.05.2013, COM(2013)0249 final.
- Konijnendijk, C.C. (2023). Evidence-based guidelines for greener, healthier, more resilient neighbourhoods: Introducing the 3-30-300 rule. *Journal of Forestry Research*, 34, 821-830. <https://doi.org/10.1007/s11676-022-01523-z>

- Kothencz, G., Kolcsár, R., Cabrera-Barona, P., & Szilassi, P. (2017). Urban Green Space Perception and Its Contribution to Well-being. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(7), 766. <https://doi.org/10.3390/ijerph14070766>
- Kourdounouli, C., & Jönsson, A.M. (2020). Urban ecosystem conditions and ecosystem services – a comparison between large urban zones and city cores in the EU. *Journal of Environmental Planning and Management*, 63(5), 798-817. <https://doi.org/10.1080/09640568.2019.1613966>
- Kowalska, A., Affek, A., Regulska, E., Wolski, J., Kruczkowska, B., Kołaczowska, E., Zawiska, I., & Baranowski, J. (2019). Łęgi jesionowo-wiązowe w dolinie środkowej Wisły – stan ekosystemów pozabawionych zalewów i wytyczne do działań ochronnych. *Przegląd Geograficzny*, 91(3), 295-323. <https://doi.org/10.7163/PrzG.2019.3.1>
- Kronenberg, J. (2012). Usługi ekosystemów w miastach. *Zrównoważony Rozwój – Zastosowania*, 3, 14-28. Łódź: Fundacja Sendzimira.
- La Rosa, D., Spyra, M., & Inostroza, L. (2016). Indicators of Cultural Ecosystem Services for urban planning: A review. *Ecological Indicators*, 61(1), 74-89. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.04.028>
- Larondelle, N., Haase, D., & Kabisch, N. (2014). Mapping the diversity of regulating ecosystem services in European cities. *Global Environmental Change*, 26, 119-129. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.008>
- Livesley, S.J., McPherson, E.G., & Calfapietra, C. (2016). The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale. *Journal of Environmental Quality*, 45(1), 119-124. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567>
- Lundh, J. (2017). *Indicators for ecosystem services in urban green space management*. Uppsala: Swedish University of Agriculture Sciences.
- Maes, J., Teller, A., & Erhard, M. (red.). (2013). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An Analytical Framework for Ecosystem Assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Discussion paper. Luxembourg: Publications office of the European Union. <https://doi.org/10.2779/12398>
- Maes, M.J.A. (2021). Connecting science with policy for sustainable development of urban ecosystems. Ph.D. Thesis. London: University College London. Pobrane z: https://discovery.ucl.ac.uk/id/eprint/10138575/1/Maes_10138575_thesis_redacted.pdf (1.05.2022).
- Marando, F., Heris, M.P., Zulian, G., Udías, A., Mentaschi, L., Chrysoulakis, N., Parastatidis, D., & Maes, J. (2022). Urban heat island mitigation by green infrastructure in European Functional Urban Areas. *Sustainable Cities and Society*, 77, 103564. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103564>
- McDonald, R., Kroeger, T., Boucher, T., Longzhu, W., & Salem, R. (2016). Planting healthy air: a global analysis of the role of urban trees in addressing particulate matter pollution and extreme heat. Arlington: The Nature Conservancy. Pobrane z: https://www.nature.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/20160825_PHA_Report_Final.pdf (1.02.2023)
- MliR. (2015). *Krajowa Polityka Miejska 2023*. Warszawa: Ministerstwo Infrastruktury i Rozwoju.
- Nielsen, T.S., & Hansen, K.B. (2007). Do green areas affect health? Results from a Danish survey on the use of green areas and health indicators. *Health & Place*, 13(4), 839-850. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2007.02.001>
- Nowak, D.J., Hirabayashi, S., Doyle, M., McGovern, M., & Pasher, J. (2018). Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban Forestry and Urban Greening*, 29, 40-48. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.019>
- OECD. (2021). Functional urban areas by country. Pobrane z: <https://www.oecd.org/regional/regional-statistics/functional-urban-areas.htm> (11.01.2023).

- ONZ. (2021). System of Environmental-Economic Accounting – Ecosystem Accounting (SEEA EA). White cover (pre-edited) version. Pobrane z: https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/documents/EA/seea_ea_white_cover_final.pdf (13.12.2022).
- Považan, R., Kadlečík, J. (red.), Affek, A., Arany, I., Černecký, J., Ďuricová, V., Favilli, F., Lehejček, J., Mederly, P., & Švajda, J. (2021). Pakiet narzędzi Carpathian Ecosystem Services Toolkit (CEST). Interdyscyplinarny pakiet narzędzi do oceny usług ekosystemowych dla zarządzających i analityków. Banská Bystrica: Państwowa Służba Ochrony Przyrody Republiki Słowackiej.
- Pukowiec-Kurda, K. (2022). The urban ecosystem services index as a new indicator for sustainable urban planning and human well-being in cities. *Ecological Indicators*, 144, 109532. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109532>
- Roo-Zielińska, E., Solon, J., & Degórski, M. (2007). *Ocena stanu i przekształceń środowiska przyrodniczego na podstawie wskaźników geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych*. Monografie, 9, Warszawa: Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN.
- Ruggeri, K., Garcia-Garzon, E., Maguire, Á., Matz, S., & Huppert, F.A. (2020). Well-being is more than happiness and life satisfaction: a multidimensional analysis of 21 countries. *Health and Quality of Life Outcomes*, 18, 192. <https://doi.org/10.1186/s12955-020-01423-y>
- Russo, A., & Cirella, G. (2021). Urban Ecosystem Services: Current knowledge, gaps, and future research. *Land*, 10(8), 811. <https://doi.org/10.3390/land10080811>
- Solon, J., Roo-Zielińska, E., Affek, A., Kowalska, A., Kruczkowska, B., Wolski, J., Degórski, M., Grabińska, B., Kołaczowska, E., Regulska, E., & Zawiska, I. (2017). *Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodoglacjalnym. Ocena potencjału i wykorzystania*. Warszawa: Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Wydawnictwo Akademickie SEDNO.
- Sroka, W. (2017). Potencjał produkcyjny rolnictwa w miastach i obszarach podmiejskich. *Stowarzyszenie Ekonomistów Rolnictwa i Agrobiznesu, Roczniki Naukowe*, 18(2), 249-255.
- Szkop, Z. (2020). Wartość ekonomiczna usług ekosystemowych świadczonych przez drzewa miejskie. Problem optymalnego zarządzania zielenią miejską. Doktoraty Wydziału Nauk Ekonomicznych (Archiwum). Pobrane z: <https://depotuw.ceon.pl/handle/item/3631> (8.05.2023).
- TEEB. (2010). *The economics of ecosystems and biodiversity*. Ecological and Economic Foundation. London and Washington: Earthscan.
- Turner-Skoff, J.B., & Cavender, N. (2019). The benefits of trees for livable and sustainable communities. *Plants People Planet*, 1(4), 323-335. <https://doi.org/10.1002/ppp3.39>
- Weinbrenner, H., Breithut, J., Hebermehl, W., Kaufmann, A., Klinger, T., Palm, T., & Wirth, K. (2021). “The Forest Has Become Our New Living Room” – The Critical Importance of Urban Forests During the COVID-19 Pandemic. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, 672909. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.672909>
- WHO. (2017). Urban green spaces: A brief for action. World Health Organization, Regional Office for Europe. Pobrane z: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/344116> (17.01.2022).
- Zajączkowski, D. (2021). Powiązania między odbiorem wód opadowych a funkcją estetyczną zieleni miejskiej w świetle koncepcji świadczeń ekosystemowych na przykładzie Poznania. Poznań: Uniwersytet Adama Mickiewicza. Pobrane z: https://repozytorium.amu.edu.pl/bitstream/10593/26316/1/D.Zaj%4C85czkowski_rozprawa_doktorska.pdf (8.10.2022).
- Zatoński, J. (2014). Ecosystem services of abandoned land in a city. An example from Poznań. *Economics and Environment*, 51(4), 198-204.

- Zgliński, W. (2002). Historyczne i współczesne uwarunkowania rozwoju strefy żywicielskiej Warszawy. W: G. Węclawowicz (red.), *Warszawa jako przedmiot badań w geografii społeczno-ekonomicznej* (s. 161-180), Prace Geograficzne, 184, Warszawa: Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN.
- Ziętara, W. (2017). Polskie gospodarstwa rolnicze na tle tendencji w Unii Europejskiej. W: Działania dostosowawcze gospodarstw rolniczych w województwie kujawsko-pomorskim na tle Polski i Unii Europejskiej. Materiały konferencyjne, Przysiek 12 grudnia 2017 (s. 2-13). Pobrane z: https://www.kpodr.pl/wp-content/uploads/2017/12/materiały_konferencyjne.pdf (8.05.2023).
- Zwierzchowska, I., Hof, A., Iojă, I., Mueller, C., Poniży, L., Breuste, J., & Mizgajski, A. (2018). Multi-scale assessment of cultural ecosystem services of parks in Central European cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 30, 84-97. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.12.017>
- Zwierzchowska, I., & Mizgajski, A. (2019). Potencjał zielonej infrastruktury w dużych polskich miastach do świadczenia usług ekosystemowych. *Rozwój Regionalny i Polityka Regionalna*, 47, 21-37. <https://doi.org/10.14746/rpr.2019.47.03>

Summary

The concept of ecosystem services can contribute to improving the quality of life in cities, but it has to be operationalized before being implemented in spatial planning. The study aim is to present methodological solutions to assess and map urban ecosystem services on a nationwide scale, including methods for constructing and characterizing indicators. The selected examples cover all three sections from the Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): provisioning, regulating and cultural, as well as the three most frequently assessed aspects of services: potential, use and unmet demand. Sample indicators were calculated for all 20 functional urban areas (FUAs) with the metropolitan status in Poland, i.e. with population >250,000: as a whole and broken down into city core and commuting zone.

In the first example, the subject of the measurement was the potential of metropolitan areas for food production, and the proposed indicator was the share of land intended for agricultural production, both plant and animal. It was assumed that land intended for agricultural production is all agricultural land, which, according to the definition of the Central Statistical Office, consists of: arable land, gardens, permanent crops, including orchards, meadows and pastures, and other agricultural land. The area of agricultural land in total and per capita is considered as one of the most important indicators of food security. Statistical data from the Central Statistical Office, aggregated to the level of communes (local administrative units – LAU), was used in the calculations. Indicator values ranged from 41.8% (FUA Katowice) to 75.7% (FUA Lublin) for the entire metropolitan areas. For the FUA cores values ranged from 16.2% (Bydgoszcz) to 66.8% (Łódź). As for the FUA commuting zones, the lowest value was recorded in the vicinity of Olsztyn (44.1%), and the highest around Lublin (77.6%). Differences between the cores (on average 32.8%) and commuting zones (on average 60.2%) were statistically significant.

In the second example, the subject of the measurement was the use of trees to clean the air from anthropogenic particulate matter (PM) in metropolitan areas, and the indicator of using this service was the number of trees per person. PM contains microscopic solids or liquid droplets that are so small that they can be inhaled and cause serious health

problems. It was assumed that the more people there are in a given area, the greater is the production of particulate matter of anthropogenic origin, and therefore more trees are needed to reduce the concentration of these pollutants in the air. We used the Tree Cover Density layer from Copernicus Land Monitoring Service, map of individual trees for Warsaw obtained from the city hall and commune-level population data from the Central Statistical Office in the calculations. Indicator values ranged from 21 (FUA Radom) to 157 (FUA Olsztyn) for entire metropolitan areas. For FUA cores, the values ranged from 3 (for Rzeszów) to 11.5 (for Bielsko-Biała). As for the FUA commuting zone, the lowest number of trees per person was recorded in the vicinity of Katowice (48), and by far the highest around Olsztyn (440). The number of trees per person is definitely lower in the cores compared to the rest of the FUA, on average by as much as 123 trees per person.

In the third example, the subject of the measurement was the unmet demand for nature-based recreation in metropolitan areas, and the indicator was the share of residential area located more than 300 m from areas >2 ha dedicated to nature-based recreation (urban green spaces, outdoor sports and recreational facilities, forests, grasslands, and waters). Indicator values ranged from 6% to 42% in 20 selected cities (FUA cores). The lowest values (6-8%), reflecting the lowest level of unmet demand, were recorded in Olsztyn, Toruń, Szczecin, and the highest (42%) in Częstochowa and Rzeszów. Outside of FUA cores, levels of unmet demand for nature-based recreation in larger green spaces (> 2 ha) were higher (18-55%). However, the commuting zone is dominated by single-family housing with small-scale private greenery, and this is where local residents usually practice nature-based recreation, so the level of overall unmet demand for nature-based recreation is most probably not that high there.

The indicators described in this article were used primarily to present the research procedure, but the obtained results provide the basis for at least a general characteristics of Polish FUAs and their comparison with each other, as well as with other European FUAs. Significant differences in the values of indicators show that nationwide mapping and assessment of urban ecosystem services can be of great value when comparing urban centers and the quality of life of their inhabitants, as well as when drawing up urban development strategies.

The presented methodological solutions are scalable and can also be applied to supra-national, including pan-European studies. Furthermore, with the adoption of smaller mapping units and less aggregated source data, the presented approach can also be used for finer scale analyses, e.g. at the city or neighborhood scale.