

Rozwój Regionalny i Polityka Regionalna 47: 21–37
<https://doi.org/10.14746/rrpr.2019.47.03>
2019

Iwona Zwierzchowska, Andrzej Mizgajski

*Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
Wydział Geografii Społeczno-Ekonomicznej i Gospodarki Przestrzennej
Zakład Geografii Kompleksowej
izwierz@amu.edu.pl, mizgaj@amu.edu.pl*

Potencjał zielonej infrastruktury w dużych polskich miastach do świadczenia usług ekosystemowych

Zarys treści: Usługi ekosystemowe dostarczane przez tworzące zieloną infrastrukturę (ZI) ekosystemy oraz ich wpływ na jakość życia w miastach są dynamicznie rozwijającym się polem badawczym w Europie. Działania podejmowane w tym zakresie są stymulowane przez zobowiązanie krajów UE do mapowania i oceny stanu ekosystemów i ich usług na swoich terytoriach. Istotnym krokiem realizującym te wytyczne było pilotażowe opracowanie na zlecenie Ministerstwa Środowiska, które obejmowało analizę porównawczą największych aglomeracji w Polsce pod względem rozkładu ZI i jej potencjału do dostarczania wybranych świadczeń ekosystemów. Celem artykułu jest przedstawienie podejścia zaproponowanego w tym opracowaniu oraz jego głównych ustaleń.

Słowa kluczowe: mapowanie i ocena świadczeń ekosystemów, Urban MAES, świadczenia ekosystemów

Wprowadzenie

Jakość życia w miastach w znaczącym stopniu wiąże się z dostępnością terenów zieleni w powiązaniu z ich walorami rekreacyjnymi i estetycznymi (Larson i in. 2016, Kothencz i in. 2017). Mieszkańcy z zasady sprzeciwiają się dogęszczaniu zabudowy, zwłaszcza kosztem eliminowania zieleni (Pisarek 2017, Jakubowski 2018). Tymczasem występują istotne argumenty za kształtowaniem miast zwartych, co wiąże się z możliwością efektywniejszego wykorzystania infrastruktury technicznej, łatwą dostępnością transportu publicznego przy jednoczesnym zmniejszeniu zapotrzebowania na transport indywidualny (Burton 2000, van Der Waals 2000). Ponadto władze miast dążą do zatrzymania „rozlewania się miast” m.in. przez zapewnienie gruntów pod zabudowę w obrębie granic administracyjnych, także w atrakcyjnych lokalizacjach w sąsiedztwie terenów zieleni, aby

zapobiec wyprowadzaniu się zamożnych podatników do sąsiednich jednostek administracyjnych (Słodczyk, Klimek 2004). Przedstawione procesy stworzyły pole badawcze, w którego ramach powstają liczne prace dotyczące rozkładu przestrzennego terenów zieleni w miastach oraz ich wpływu na jakość życia mieszkańców. W tej perspektywie można postrzegać koncepcję zielonej infrastruktury (McMahon 2000, Benedict, McMahon 2006), która z czasem została przyjęta przez Komisję Europejską w dokumencie strategicznym: „Zielona infrastruktura – zwiększanie kapitału naturalnego Europy” (SWD(2013) 155 final), w którym zdefiniowano ją jako strategicznie zaplanowaną sieć obszarów naturalnych i półnaturalnych wraz z innymi elementami środowiska, zaprojektowaną i zarządzaną, tak, aby dostarczać szerokiego zakresu świadczeń ekosystemowych.

Równoległe tereny zieleni w miastach badane są z punktu widzenia korzyści dostarczanych człowiekowi, które to podejście określa się mianem świadczeń ekosystemowych (ŚE) (synonim: usług ekosystemowych). Pojęcie to (ang. *Ecosystem Services*) doczekało się licznych definicji, wśród których jedna z pierwszych i najczęściej cytowanych ujmuje je jako korzyści, które człowiek otrzymuje bezpośrednio lub pośrednio dzięki funkcjom ekosystemów (Costanza i in. 1997). Innymi słowy, jest to wkład, jaki ekosystemy wnoszą do jakości życia ludzi w wyniku interakcji pomiędzy procesami biotycznymi i abiotycznymi (CICES 2013).

Wraz z postępem badań nad świadczeniami ekosystemowymi rozwijane są ich klasyfikacje, z których za najbardziej kompleksowe można uznać kolejne wersje (V4.3, V5.1 CICES – *Common International Classification of Ecosystem Services*), opracowane pod egidą Europejskiej Agencji Środowiska (Haines-Young, Potschin 2013, 2018).

Istotę świadczeń ekosystemowych w miastach ujęli Bolund i Hunhammar (1999), którzy na przykładzie Sztokholmu wyróżnili świadczenia, takie jak oczyszczanie powietrza, regulacja mikroklimatu, redukcja hałasu, odprowadzanie wody deszczowej, oczyszczanie ścieków oraz walory rekreacyjne i kulturowe. W literaturze przedmiotu podkreśla się, że świadczenia ekosystemowe w miastach są ściśle powiązane ze sposobem ukształtowania zielonej infrastruktury (Lovell, Taylor 2013, Andersson i in. 2014, Hansen, Pauleit 2014). Szczególnie zauważa się znaczenie terenów zieleni jako czynnika pozytywnie wpływającego na zdrowie i dobrobyt mieszkańców miast (Tzoulas i in. 2007, Sandifer i in. 2015).

Takie podejście znalazło wsparcie polityczne na poziomie Unii Europejskiej, czego wyrazem było umieszczenie w strategii bioróżnorodności do 2020¹ ambitnego zobowiązania krajów członkowskich do rozpoznania świadczeń ekosystemowych. Strategia (cel 2, działanie 5) stanowi, że państwa członkowskie z pomocą Komisji Europejskiej będą mapować i oceniać stan ekosystemów i ich świadczeń w granicach swoich terytoriów do roku 2014 oraz oceniać wartość ekonomiczną świadczeń, a także promować integrowanie tych wartości do systemu księgowości i sprawozdawczości na poziomie Unii Europejskiej i państw do roku 2020.

¹ Nasze ubezpieczenie na życie i nasz kapitał naturalny – unijna strategia ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r. KOM(2011) 244 wersja ostateczna

Realizując postanowienie strategii bioróżnorodności, Komisja Europejska utworzyła wraz z krajami członkowskimi grupę roboczą ds. mapowania i oceny ekosystemów oraz ich świadczeń (MAES – *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services*), która swój czwarty raport poświęciła ekosystemom miast (Maes i in. 2016). Obecnie szereg publikacji naukowych podejmuje kwestię świadczeń ekosystemów w miastach na różnych poziomach szczegółowości (np. Cortinovis, Geneletti 2008, Gómez-Baggethun i in. 2013, Larondelle i in. 2014, Kremer i in. 2016, Nedkov i in. 2017, Zwierzchowska i in. 2018, Geneletti i in. 2020), jednak trzeba zauważyć, że nie została dotychczas wypracowana szeroko akceptowana metodyka, która wyznaczałaby standardy w wymiarze aplikacyjnym.

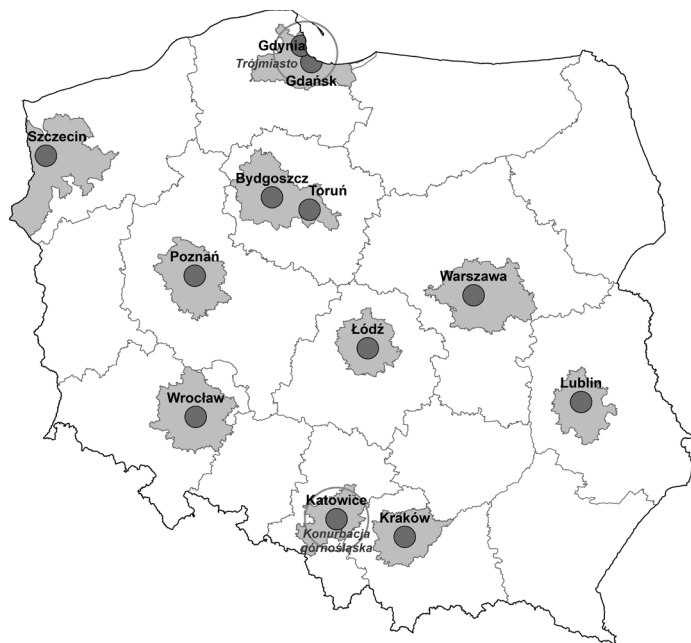
W Polsce koncepcja zielonej infrastruktury (ZI) nie ma, jak dotąd, oparcia w przepisach prawa, jednak znalazła zastosowanie w dokumentach planowania przestrzennego dotyczących niektórych aglomeracji miejskich. Zakres zaadaptowania tego podejścia został wnikliwie omówiony w pracy Szulczewskiej (2019). Ogólnie można stwierdzić, że krajowe opracowania planistyczne traktują ZI jako układ powiązanych przestrzennie terenów zieleni, który pełni funkcje ekologiczne, dostarcza walorów estetycznych i korzystnie wpływa na jakość życia mieszkańców. Trzeba jednak zauważyć, że treści polskich dokumentów planistycznych poza wyjątkami nie odnoszą się bezpośrednio do koncepcji świadczeń ekosystemów. Na tym tle wyróżnia się Krajowa Polityka Miejska 2030², która podkreśla znaczenie ZI, a jednocześnie rekomenduje samorządom miast zastosowanie koncepcji świadczeń ekosystemowych w planowaniu przestrzennym, co ma pozwolić na kompleksowe uwzględnianie zagadnień przyrodniczych.

Istotnym krokiem do powiązania ZI miast z korzyściami dostarczonymi przez tworzące ją ekosystemy było opracowanie zrealizowane na zlecenie Ministerstwa Środowiska (Mizgajski i in. 2015), które obejmowało analizę porównawczą największych aglomeracji w Polsce pod względem rozkładu ZI i potencjału do dostarczania świadczeń przez tworzące ją ekosystemy. Celem artykułu jest omówienie podejścia zaproponowanego w tym opracowaniu oraz jego głównych ustaleń. Skoncentrowano się na wybranych zagadnieniach obejmujących:

- przedstawienie wskaźników charakteryzujących rozkład przestrzenny zielonej infrastruktury na terenach zurbanizowanych i pokazanie zróżnicowania tych parametrów w 10 największych miastach polskich aglomeracji;
- określenie potencjału ZI do dostarczania wybranych świadczeń ekosystemowych w rozpatrywanych aglomeracjach;
- porównanie głównych miast aglomeracji pod względem potencjału ZI do dostarczania wybranych świadczeń regulacyjnych i kulturowych.

Praca objęła miasta będące centrami największych aglomeracji w Polsce (ryc. 1).

² Krajowa Polityka Miejska 2030 przyjęta uchwałą nr 198 Rady Ministrów z dnia 20 października 2015 r. (Dz.U. z 2015 r., poz. 1235).



Ryc. 1. Miasta aglomeracji objęte badaniami

Metody i materiały

Wykorzystując bazy danych Urban Atlas 2012³ oraz CLC2012⁴ do ZI zaliczono następujące wydzielone typy pokrycia/użytkowania terenu: lasy, wody powierzchniowe, pastwiska, łąki, inne tereny trawiaste, mokradła, tereny sportu i rekreacji, urządzone zieleń miejska.

Do analizy porównawczej rozkładu przestrzennego elementów ZI w poszczególnych miastach wykorzystano cztery metryki krajobrazowe (tab. 1) oraz program FRAGSTATS (McGarigal i in. 2002, Zwierzchowska i in. 2010).

W dalszej części prac, opierając się na klasyfikacji CICES v.4.3 wyodrębniono cztery świadczenia ekosystemowe w miastach: regulacja klimatu lokalnego, wykorzystanie zieleni dla potrzeb rekreacji, przechwytywanie wód opadowych oraz przeciwdziałanie powodzi, których wielkość oszacowano na podstawie wskaźników i danych ujętych w tabeli 2.

³ Urban Atlas. European Environment Agency, Directorate-General Enterprise and Industry (DG-ENTR), Directorate-General for Regional Policy (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/urban-atlas>).

⁴ Baza danych pokrycia terenu CORINE Land Cover dla roku 2012 dla obszaru Polski, projektu Corine Land Cover 2012 w Polsce, realizowanego w ramach programu Copernicus GIO Land Monitoring, finansowanego ze środków Unii Europejskiej, przez Instytut Geodezji i Kartografię, pełniący rolę jednego z krajowych centrów referencyjnych EIONET ds. pokrycia terenu (NRC Land Cover). Właścicielem danych powstałych w ramach ww. projektu jest Unia Europejska. Jednostką odpowiedzialną za rozpowszechnianie danych krajowych jest Główny Inspektorat Ochrony Środowiska.

Tabela 1. Wskaźniki konfiguracji wykorzystane do analizy stopnia fragmentacji

Wskaźnik	Cechy konfiguracji świadczące o stopniu fragmentacji krajobrazu
Średnia wielkość pląta (<i>Mean patch area</i>) [ha]	
$AREA_MN = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right)}{n_i}$	
	Stopień rozdrobnienia
Gęstość plątów (<i>Patch density</i>) [liczba plątów/ha]	
$PD = \frac{n_i}{A} (10000) \times (100)$	
Średnia najmniejsza odległość między plątaami (<i>Euclides Nearest Neighbour Distance</i>) [m]	Stopień izolacji:
$ENND_MN = \frac{\sum_{j=1}^n h_{ij}}{n_i}$	- odległość między plątaami
Średni kontrast strefy brzegowej (<i>Mean Edge Contrast Index Distribution</i>) [%]	- intensywność zagospodarowania sąsiadujących terenów
$ECON_MN = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{\sum_{k=1}^m (p_{ijk} \times d_{ik})}{p_{ij}}}{n_i} (100)$	

Objaśnienia: n_i – liczba plątów typu pokrycia terenu i , A – powierzchnia miasta, a_{ij} – powierzchnia (m^2) pląta j typu i , h_{ij} – odległość od pląta j typu terenu i do najbliższego pląta tego samego typu terenu, p_{ijk} – długość (m) krawędzi pląta j typu terenu i przyległego do pląta terenu typu k , d_{ik} – waga kontrastu pomiędzy plątaami typu terenu i i k , p_{ij} – długość obwodu (m) pląta j pokrycia terenu typu i , d_{ik} – brak podobieństwa (waga kontrastu krawędzi) pomiędzy plątaami typu i i k (wszystkie typy terenów zieleni i wody = 0, tereny zabudowane = 1, inne typy terenu = 0,5).

Tabela 2. Zestawienie rozpatrywanych świadczeń ekosystemowych

Świadczenie ekosystemowe według CICES v.4.3	Wskaźnik	Jednostka	Źródło danych
Regulacja klimatu lokalnego	Różnice w temperaturze radiacyjnej	[temp. °C]	LANDSAT TM Urban Atlas Dane z literatury
Wykorzystanie dla rekreacji	Udział gęstej zabudowy w odległości 300 m i 1000 m od ZI	[%]	Urban Atlas Dane z literatury
Regulacja odpływu wód opadowych	Udział powierzchni uszczelnionej w typach użytkowania terenu	[%]	Urban Atlas Dane z literatury
Wspieranie przepływu materii (retencja dolinowa, spłaszczenie fali wezbraniowej)	Udział ZI w obrębie terasy zalewowej	[%]	Urban Atlas „Wody Polskie” – dane hydrologiczne

Źródło: opracowanie własne.

Regulacja klimatu lokalnego

W opracowaniu rozróżnienia ekosystemów pod względem ich regulującego wpływu na klimat lokalny miasta dokonano na podstawie zróżnicowania temperatury radiacyjnej zarejestrowanej przez satelitę Landsat TM z dnia 17 czerwca 2010 r., godz. 9.33 AM GMT, oraz mapy użytkowania terenu (Urban Atlas 2012).

Wpływ na poziom usługi poza użytkowaniem terenu ma także szereg innych czynników, w tym powierzchnia terenu zieleni, a w skali lokalnej (bardziej szczegółowej) także struktura roślinności. Poziom usługi będzie ponadto zróżnicowany w zależności od warunków pogodowych, pory roku lub/i lokalizacji. Wyniki badań w zakresie oddziaływania powierzchni płata ZI zwłaszcza na temperaturę różnią się między sobą. Wyraźny wpływ na topoklimat został zidentyfikowany, gdy powierzchnia zieleni nie jest mniejsza niż 0,3 ha (Kossowska-Cezak 1983, Zimny 2005). Natomiast, jak wskazuje Kuttler (1993), dopiero w parkach o powierzchni co najmniej 1 ha wpływ regulacyjnej usługi jest odczuwalny w istotny sposób, a przy powierzchni 10 ha obniżenie temperatury wynosi 1°C. Różne są także wyniki badań dotyczące zasięgu przestrzennego chłodzącego efektu terenów zieleni (Bencat, Supuka 1988, Tyrvaianen i in. 2005). W opracowaniu jako możliwy zasięg oddziaływania chłodzącego ZI przyjęto strefę 100 m w przypadku powierzchni zieleni od 1 do 10 ha oraz strefę 300 m dla powierzchni większych.

Na podstawie analiz przestrzennych i dokonanego przeglądu literatury wyznaczono cztery poziomy tego świadczenia. Wydzielono fragmenty zielonej infrastruktury o priorytetowym i istotnym poziomie usługi regulacji klimatu lokalnego, którymi są: wody, lasy, tereny podmokłe, tereny zieleni urządzonej, w podziale na grupy o powierzchni od 1 do 10 ha oraz powyżej 10 ha. Pokrycie terenów zainwestowanych podzielono na powierzchnie o nieistotnym świadczeniu wychładzania oraz powierzchnie o braku tego świadczenia. Miasta porównano pod kątem występowania terenów zainwestowanych poza zasięgiem potencjalnych stref chłodzącego oddziaływania ZI.

Dostępność zieleni dla rekreacji

W opracowaniu przyjęto, że największe zapotrzebowanie na rekreacyjne świadczenia ekosystemowe występuje na terenach o najintensywniejszym zagospodarowaniu (zabudowa o dużym zagęszczeniu, powyżej 50% powierzchni nieprzepuszczalnych), a zasadniczym czynnikiem rekreacyjnego wykorzystania ZI jest ich dostępność przestrzenna. Odległość od terenów zieleni jest jednym z najczęściej wskazywanych czynników decydujących o użytkowaniu ich w celach rekreacyjnych (Coles, Bussey 2000). Badania dotyczące odwiedzania otwartych przestrzeni wskazują, że odległość 300–400 m odpowiadająca 5–6 min marszu jest granicą, poza którą częstość ich wykorzystania znacząco spada (Coles, Bussey 2000, Grahn, Stigsdotter 2003, Nielsen, Hansen 2007). Te same badania potwierdzają także, że 2 ha to minimalna powierzchnia terenów leśnych, która sprawia, że są regularnie odwiedzane. Spadek liczby użytkowników terenów zieleni widoczny

jest też w odległości powyżej 1 km (Zwierzchowska i in. 2018). Pewnym ograniczeniem przyjętych założeń jest bazowanie w ocenie dostępności do ZI na odległości w linii prostej, co nie uwzględnia ewentualnych barier przestrzennych. Jednakże Richter i in. (2016) wskazują, że odległość 300 m mierzona w linii prostej odpowiada rzeczywistej odległości około 500 m. Ponadto zastosowane podejście pozwala zrealizować główny cel, którym jest wskazanie, gdzie w mieście występuje największe zapotrzebowanie na tereny dla rekreacji. Miasta porównano na podstawie udziału zabudowy o powierzchni uszczelnionej pow. 50% w odległości 300 i 1000 m od dużych (>2 ha) obszarów ZI.

Przechwytywanie wód opadowych

Badanie zróżnicowania obszarów miast pod względem zdolności ekosystemów do przechwytywania wód opadowych oparto na klasyfikacji pokrycia terenu, rozpatrywanego pod względem stopnia uszczelnienia. Przyjęte założenia nawiązują do podejścia przedstawionego w pracach Arnolda i Gibbonsa (1996) oraz Pauleita i Duhme (2000), którzy wskazują różnice w rozproszaniu wody opadowej w zależności od uszczelnienia terenu. Na tej podstawie w opracowaniu wyróżniono cztery poziomy tego świadczenia. Poziom priorytetowy przypisano wodom powierzchniowym, powierzchniom biologicznie czynnym oraz zabudowie o bardzo niskiej intensywności (poniżej 10% powierzchni uszczelnionej). Poziom istotny nadano terenom sportu i rekreacji, lotniskom, wyrobiskom, zabudowie o niskiej intensywności (10–50% powierzchni uszczelnionej). Nieznaczny poziom w zakresie przechwytywania wód opadowych został przyporządkowany placom budowy, terenom poprzemysłowym, zabudowie średniozwartej (50–80% powierzchni uszczelnionej), a brak usługi ekosystemowej wskazano na najbardziej uszczelnionych powierzchniach cechujących zabudowę zwartą (powyżej 80% powierzchni uszczelnionej), terenach przemysłowych, handlowych, komunikacyjnych utwardzonych.

Przeciwdziałanie powodzi przez zdolność do retencji dolinowej

Rola ZI w bezpośredniej ochronie przed powodzią polega m.in. na obniżeniu wysokości i opóźnieniu fali wezbraniowej przez naturalną retencję dolinową. Porównania poziomu świadczenia tej usługi dokonano, analizując udział ZI w granicach obszarów zagrożonych powodzią. Jako obszary, na których zielona infrastruktura pełni szczególną rolę w zakresie redukcji fali wezbraniowej, wskazano tereny w granicach zasięgu wód powodziowych o wysokim [Q10%], średnim [Q1%] i niskim [Q0,2%] prawdopodobieństwie wystąpienia powodzi. Znaczenie ZI na terenach o prawdopodobieństwie 10% i 1% sklasyfikowano jako priorytetowe, natomiast na terenach o prawdopodobieństwie 0,2% jako istotne. Pozostałym obszarom przypisano nieistotny poziom usługi lub jego brak.

Porównania między miastami dokonano w oparciu o udział ZI w użytkowaniu obszarów zagrożonych powodzią oraz analizując odsetek ZI w mieście, która jest położona na terenach zagrożonych powodzią.

Zasobność i rozkład przestrzenny zielonej infrastruktury

Od rozmieszczenia w przestrzeni poszczególnych elementów ZI, wskazujących na stopień jej rozdrobnienia i izolacji, zależy przebieg wielu procesów, które są źródłem usług ekosystemowych. Różnice między miastami w zasobności w ZI oraz konfiguracji jej płatów w strukturze przestrzennej miast pokazuje zestawienie w tabeli 3.

Najbardziej zasobny w ZI jest Szczecin, a ponadprzeciętny udział mają Gdynia, Gdańsk i Katowice. Na poziomie średnim są Toruń i Bydgoszcz. Nieco mniejszy udział cechuje ZI w Warszawie, Wrocławiu i Poznaniu. Niskimi wielkościami odznaczają się Kraków i Lublin, a najbardziej uboga w ZI jest Łódź.

Zasobność jest parametrem najbardziej ogólnym, który jako zależny od przebiegu granic administracyjnych miasta powinien być rozpatrywany łącznie z pozostałymi wskaźnikami. Wysoka zasobność w ZI jest powiązana ze średnią powierzchnią płata oraz z gęstością płatów (liczba płatów w jednostce powierzchni). Jak pokazuje tabela 3, ZI w miastach o większym jej udziale cechuje również większa średnia powierzchnia płatów.

Większa średnia powierzchnia płata wskazuje na większy potencjał ekologiczny ZI, w tym zdolność do zachowania różnorodności i pozytywny wpływ na klimat lokalny i warunki arosanitarne. Jednocześnie duże płaty stwarzają możliwości rozwijania bardziej rozproszonej rekreacji. Mniejsza średnia powierzchnia płata i większa gęstość płatów świadczą o większym rozdrobnieniu ZI, a drobne elementy ZI są bardziej narażone na degradację i eliminowanie ich z przestrzeni.

W badanych miastach największa średnia powierzchnia płata występuje w Gdyni i Szczecinie, podczas gdy najbardziej rozdrobniona jest ZI w Łodzi, Krakowie i Lublinie. Mniejszej średniej powierzchni płata często towarzyszy większa gęstość płatów, stąd wysoki wskaźnik gęstości płatów charakteryzuje Kraków, Łódź i Lublin, natomiast niski – Gdynię, Bydgoszcz i Szczecin.

Tabela 3. Wskaźniki cech przestrzennych ZI w miastach

Wskaźnik Miasto	Udział ZI [%]	Średnia powierzchnia płata [ha]	Gęstość płatów [liczba/ ha]	Średnia odległość między płatami [m]	Średni kontrast strefy brzegowej [%]
Warszawa	33,61	27,41	1,12	175,63	85,04
Poznań	34,92	27,04	1,29	181,22	76,24
Kraków	26,63	15,33	1,74	157,66	73,24
Wrocław	32,32	27,41	1,18	182,82	60,69
Łódź	18,80	11,74	1,60	186,30	64,98
Gdańsk	55,27	43,92	1,26	141,53	83,26
Gdynia	56,96	62,20	0,92	165,81	73,80
Lublin	27,41	18,54	1,48	161,54	80,06
Toruń	47,26	35,47	1,33	141,27	75,09
Bydgoszcz	46,32	47,32	0,98	163,91	66,02
Katowice	55,27	43,92	1,26	141,53	91,30
Szczecin	61,51	59,46	1,03	133,18	62,77

Źródło: opracowanie własne.

Średnia odległość między płatami odzwierciedla przede wszystkim izolację między fragmentami ZI, która przekłada się na możliwość przepływu energii i wymiany materii między nimi. Dla mieszkańców mniejsza odległość między płatami ZI oznacza większy wybór dróg rekreacyjnego przemieszczania się po układzie terenów zieleni miejskiej, a innym organizmom umożliwia łatwiejsze poruszanie się w obrębie ZI. Pod tym względem można wydzielić 3 grupy miast: najmniejsza średnia odległość między płatami występuje w Szczecinie, a względnie mała jest również w Toruniu, Gdańsku i Katowicach; średnią izolacją płatów cechują się Gdynia, Bydgoszcz, Lublin i Kraków; natomiast w Łodzi, Wrocławiu, Poznaniu i Warszawie płaty są najbardziej odizolowane od siebie.

O izolacji elementów ZI świadczy także wielkość wskaźnika kontrastu krawędzi płatów, która odzwierciedla udział sąsiedztwa ZI z terenami zabudowanymi. Wyraźnie najwyższy kontrast między elementami ZI a intensywnością zainwestowania terenów sąsiadujących wyróżnia Katowice. Wysoka wartość wskaźnika cechuje również Warszawę, natomiast najniższe wielkości przyjmuje on we Wrocławiu, Szczecinie, Łodzi i Bydgoszczy. Wysoki wskaźnik oznacza, że do ZI bardzo często bezpośrednio przylegają tereny wysoko zainwestowane. Bliskie sąsiedztwo między tak kontrastowymi formami użytkowania terenów z jednej strony zapewnia mieszkańcom kontakt z zielenią oraz możliwość pełnienia funkcji izolacyjnej dla obszarów przemysłowo-składowych. Z drugiej strony taki układ jest niekorzystny w perspektywie utrzymania różnorodności biologicznej, gdyż zabudowa stanowiąca bariery przestrzenne izoluje elementy ZI, przyczyniając się do osłabienia funkcji przyrodniczych.

Biorąc pod uwagę wszystkie wskaźniki, należy stwierdzić, że najkorzystniejszą strukturą spośród analizowanych miast wyróżnia się Szczecin, na co rzutuje wysoki udział ZI i wielkości pozostałych wskaźników. Korzystnym rozkładem odznaczają się również Gdynia oraz Bydgoszcz. Na drugim końcu skali znajdują się Łódź, Kraków i Lublin, w których niewysoki udział ZI łączy się z małą lub przeciętną wielkością płatów i względnie dużymi odległościami między nimi.

Wybrane świadczenia ekosystemowe zielonej infrastruktury

Regulacja klimatu lokalnego

Zasięg chłodzącego oddziaływania ZI określono jako strefę do 100 m w przypadku powierzchni zieleni od 1 do 10 ha oraz strefę do 300 m dla powierzchni większych. W opracowaniu dokonano analizy występowania terenów zainwestowanych poza strefami, na które chłodząca rola zieleni może mieć wpływ (tab. 4).

Analizując tabelę 4, można zauważyć, że w miastach o najmniej korzystnej strukturze użytkowania terenu (największy odsetek powierzchni zainwestowanych), takich jak Łódź i Warszawa, ponad połowa terenów zainwestowanych znajduje się poza możliwą strefą chłodzącego oddziaływania ZI. Są to zatem miasta, w których pod względem struktury przestrzennej i usługi przyczyniającej

Tabela 4. Tereny zainwestowane poza potencjalnymi strefami chłodzącego oddziaływania zieleni

Miasta	Pow. terenów zainwestowanych poza strefą istotnego wpływu ZI [km ²]			Udział terenów zainwestowanych poza strefą istotnego wpływu ZI [%]		
	nieznaczny poziom usługi*	brak usługi**	łącznie	nieznaczny poziom usługi*	brak usługi**	łącznie
Toruń	1,5	17,5	19,0	3,2	36,8	39,9
Trójmiasto	9,0	51,4	60,4	6,2	35,2	41,4
Miasta konurbacji górnośląskiej	29,0	231,0	260,0	4,7	37,7	42,4
Szczecin	7,5	32,0	39,5	8,5	36,2	44,7
Bydgoszcz	2,7	26,3	29,0	4,2	40,6	44,8
Kraków	3,6	62,4	66,0	2,5	44,1	46,6
Poznań	4,3	53,0	57,3	3,6	44,8	48,5
Warszawa	10,4	141,6	152,0	3,6	49,3	53,0
Lublin	2,8	30,9	33,7	4,7	51,5	56,2
Wrocław	12,0	64,4	76,4	9,2	49,6	58,8
Łódź	7,1	82,3	89,4	5,3	61,0	66,3

*tereny sportowo-rekreacyjne

**tereny komunikacyjne, zabudowa o dużym zagęszczeniu > 50% powierzchni nieprzepuszczalnych
Źródło: opracowanie własne.

się do łagodzenia miejskiej wyspy ciepła sytuacja jest najmniej korzystna. Inną cechą charakteryzuje Poznań, który przy niewielkiej różnicy w udziale powierzchni o priorytetowym lub istotnym poziomie usługi w porównaniu do Wrocławia, cechuje się wyraźnie niższym (o prawie 10%) udziałem terenów zabudowanych położonych poza chłodzącym oddziaływaniem ZI. Planowanie rozmieszczenia odpowiedniej wielkości płatów ZI ukierunkowane na poprawę warunków termicznych w mieście jest szczególnie istotne dla jakości życia w mieście, zwłaszcza w okresach letnich.

Wykorzystanie ZI dla rekreacji

Rozkład przestrzenny ZI w miastach analizowano pod względem dostępności dla rekreacji. Wyniki analizy występowania zabudowy zwartej (udział powierzchni nieprzepuszczalnych > 80%) oraz zabudowy o dużym zagęszczeniu (50–80% powierzchni nieprzepuszczalnych) w odległości 300 m oraz 1000 m od płatów ZI o powierzchni >2 ha wyraźnie wskazują, że w dużych miastach Polski tereny o intensywnej zabudowie odznaczają się bardzo dobrą dostępnością przestrzenną ZI (tab. 5).

We wszystkich analizowanych miastach oraz miastach konurbacji górnośląskiej dostęp terenów ZI z ww. obszarów zabudowanych nie jest większy niż 1 km dla ponad 95% obszarów. Można zatem stwierdzić, że rekreacyjne świadczenia ekosystemowe są dostępne z terenów najbardziej zabudowanych w praktycznie

Tabela 5. Udział terenów intensywnie zabudowanych (= >50% uszczelnienia) w odległości 300 m oraz 1 km od płatów ZI o powierzchni co najmniej 2 ha

Miasto	Odległość 300 m			Odległość 1000 m		
	zabudowa o dużym zagęszczeniu [km ²]	zabudowa zwarta [km ²]	udział łączny [%]	zabudowa o dużym zagęszczeniu [km ²]	zabudowa zwarta [km ²]	udział łączny [%]
Łódź	28,4	10,2	61,1	44,5	18,1	99,1
Poznań	19,4	12,6	69,3	27,6	16,6	95,7
Warszawa	28,4	71,4	70,2	36,3	104,7	99,2
Wrocław	16,9	18,3	71,7	22,8	26,1	99,6
Miasta konurbacji górnośląskiej	52,4	142,2	73,6	74,1	187,8	99,1
Lublin	8,1	12,8	76,6	10,8	15,9	97,8
Bydgoszcz	4,5	15,7	77,1	5,6	20,6	100
Kraków	28,5	21,6	79,3	36,1	27,0	99,8
Trójmiasto	19,1	25,2	80,0	23,2	32,1	99,8
Szczecin	12,9	10,0	81,2	14,7	13,5	100
Toruń	1,6	10,9	81,7	2,0	13,3	100

Źródło: opracowanie własne.

równym stopniu. Sprawą wymagającą głębszego spojrzenia w skali lokalnej jest powierzchnia, rodzaj oraz jakość terenów ZI generujących te usługi oraz faktyczne wykorzystywanie ich przez mieszkańców i odwiedzających miasta.

Przechwytywanie wód opadowych

Wielkości w tabeli 6 wskazują, że miasta w granicach administracyjnych cechują się korzystną proporcją terenów odbioru wód opadowych przez ekosystemy na poziomie priorytetowym i istotnym w stosunku do terenów, na których ta usługa nie jest generowana lub występuje na poziomie nieznacznym.

Ogólnie sytuację można ocenić jako dobrą, albowiem w każdym z analizowanych miast dominują obszary o priorytetowym lub istotnym poziomie usługi. Trzeba jednak zauważyć, że tereny o wysokim poziomie usługi w przeważającej części występują na peryferiach miast, podczas gdy tereny cechujące się niskim poziomem usługi są w głównej mierze zwartymi kompleksami w centrum miast. W najmniej korzystnej sytuacji jest Warszawa, na której terenie prawie połowa (45,5%) powierzchni to tereny, gdzie przechwytywanie wody przez ZI jest nieznaczne lub w ogóle nie zachodzi. Układ terenów o dużym stopniu uszczelnienia powierzchni wiąże się z koniecznością dużego obciążenia infrastruktury technicznej oraz większym ryzykiem możliwych podtopień, podczas gdy zapewnienie odpowiedniego udziału powierzchni biologicznie czynnej umożliwia wykorzystanie jej potencjału do przechwytywania wód opadowych i odciążania systemu kanalizacji miejskiej.

Tabela 6. Udział terenów o różnych poziomach usługi ekosystemowej polegającej na przechwytywaniu wód opadowych

Miasta	Udział powierzchni w mieście o poziomie usługi [%]					
	priorytetowym (P)	istotnym (I)	nieznacznym (N)	brak usługi (B)	razem (P+I)	razem (N+B)
Warszawa	47,8	6,7	9,5	36,0	54,5	45,5
Łódź	52,6	6,3	16,4	24,6	59,0	41,0
Kraków	55,0	4,7	12,6	27,7	59,6	40,4
Poznań	53,2	9,0	12,6	25,2	62,2	37,8
Lublin	58,8	4,5	8,3	28,3	63,4	36,6
Wrocław	55,2	9,6	8,9	26,3	64,8	35,2
Toruń	58,8	6,4	3,2	31,6	65,2	34,7
Bydgoszcz	62,9	5,6	3,7	27,8	68,5	31,5
Miasta Konurbacji Górnos Śląskiej	64,0	5,7	10,8	19,5	69,7	30,3
Trójmiasto	69,5	5,5	7,6	17,3	75,1	24,9
Szczecin	69,6	6,5	5,5	18,3	76,2	23,8

Źródło: opracowanie własne.

Przeciwdziałanie powodzi przez zdolność do retencji dolinowej

Udział obszarów zagrożonych skutkami powodzi w analizowanych miastach jest bardzo różny, zależny od geograficznego położenia miast w stosunku do dolin rzecznych. Wzrost zagrożenia powodziowego jest powiązany ze wzrostem zainwestowania skutkującego redukcją potencjału do retencji naturalnej oraz ograniczaniem zasięgu terenów zalewowych.

Udział ZI na terenach zagrożonych powodzią jest w istocie odwrotnością odsetka terenów zainwestowanych narażonych na zalanie (tab. 7). Pod tym względem najlepsza jest sytuacja w Poznaniu, natomiast inne miasta dolinne mają znaczny stopień zainwestowania terenów zalewowych, co wymaga nakładów na ochronę przeciwpowodziową metodami inżynierskimi. Drugi ze wskaźników w tabeli 7 pokazuje rolę, jaką w danym mieście odgrywa część ZI położona na terenach zagrożonych powodzią.

Największa część ZI generuje taką usługę na obszarze Wrocławia, Szczecina, Lublina, Torunia i Trójmiasta (powyżej 10%). Najmniejsza część ZI pełni taką usługę w Łodzi oraz w miastach Konurbacji Górnos Śląskiej (poniżej 1%). Jednocześnie z tabeli 7 wynika, że możliwości zagospodarowania terenów zalewowych ZI są jeszcze nie w pełni wykorzystane. Upowszechnienie uwzględniania potencjału ZI przyczyni się do wzrostu pojemności retencyjnej terenów zalewowych oraz do zapewnienia bezpiecznego przemieszczania wody powodziowej, co wpisuje się w nietechniczne działania w ramach bezpośredniej ochrony przeciwpowodziowej.

Tabela 7. Potencjał ZI do ochrony przeciwpowodziowej

Miasta	Powierzchnia [km ²]	Udział ZI w użytkowaniu powierzchni na obszarach zagrożonych powodzią o prawdopodobieństwie			Odsetek ZI miasta na powierzchniach zagrożonych powodzią o prawdopodobieństwie			łącznie
		(10%)	(1%)*	(0,2%)*	(10%)	(1%)*	(0,2%)*	
Łódź	292,85	29,41	31,55	13,35	0,54	0,09	0,08	0,71
Miasta konurbacji górnośląskiej	1899,94	62,23	44,85	35,73	0,28	0,51	0,17	0,96
Bydgoszcz	175,76	57,17	37,07	12,63	2,27	0,46	0,25	2,98
Kraków	326,43	53,36	47,2	39,10	5,13	1,61	0,45	7,19
Warszawa	516,72	76,84	49,27	20,90	5,63	0,32	1,37	7,32
Poznań	261,67	91,63	84,93	77,07	6,48	1,35	0,61	8,44
Trójmiasto	413,76	50,76	31,67	29,84	0,78	3,87	5,82	10,47
Toruń	115,56	70,16	51,74	41,81	12,50	1,38	0,71	14,59
Lublin	147,47	88,61	80,11	62,87	7,23	4,74	2,87	14,84
Szczecin	300,77	74,66	76,07	36,74	0,01	19,27	0,72	20,00
Wrocław	292,54	57,97	68,04	25,45	7,86	17,07	3,23	28,16

*w danej grupie nie uwzględniono ZI w strefach o większym prawdopodobieństwie wystąpienia powodzi.

Źródło: opracowanie własne.

Dyskusja

W artykule przedstawiono podejście i główne wyniki mapowania i oceny wybranych świadczeń ekosystemów w największych miastach Polski, realizowane w ramach pilotażowego opracowania na zlecenie Ministerstwa Środowiska. Pozwala ono na porównanie miast pod względem układu ZI i jej potencjału do dostarczania świadczeń ekosystemów. Przyjęcie takiego kierunku prac wymagało wykorzystania porównywalnych danych, co z drugiej strony wiązało się z pewnymi ograniczeniami wynikającymi z niezbędnego poziomu generalizacji. Stąd też dla podejmowania decyzji w skali lokalnej wymagane jest wykorzystanie dodatkowych źródeł informacji o niezbędnej szczegółowości, w tym dotyczących jakości terenów zieleni. Ograniczenia zastosowanych dla celów porównawczych metod zostały szerzej opisane w analizowanym opracowaniu (Mizgajski i in. 2015), a także w publikacji Zepp i in. (2016). Otrzymane wyniki pozwalają jednak na formułowanie przesłanek dla władz lokalnych i społeczeństwa do podejmowania działań ukierunkowanych na poprawę istniejącego stanu. Koncepcja świadczeń ekosystemowych jest niewątpliwie przydatna do informowania o korzyściach płynących z zielonej infrastruktury (Kabisch 2015). Rozwój prac o charakterze aplikacyjnym pokazuje coraz szersze możliwości wykorzystania mapowania i oceny ŚE do wspierania procesów decyzyjnych w miastach (Geneletti i in. 2020). Jest to kwestia wymagająca dalszych prac również w Polsce, albowiem, jak wskazują Geneletti i in. (2020) oraz Kabisch (2015), integracja nauki i praktyki planowania w zakresie ŚE jest nadal ograniczona, szczególnie w skali miejskiej.

Podsumowanie

Przedstawione przykłady rozkładu przestrzennego świadczeń ekosystemowych w dużych miastach pokazują możliwości wykorzystania tego podejścia w planowaniu przestrzennym i gospodarowaniu gruntami.

Trzeba zauważyć, że planowanie przestrzenne, kształtując strukturę zagospodarowania terenu, jest zasadniczym czynnikiem decydującym o rozkładzie przestrzennym zielonej infrastruktury i dostępności poszczególnych jej elementów, a w konsekwencji o poziomie świadczeń ekosystemowych w miastach. Zaproponowane podejście pozwala na identyfikację deficytów w pożądanym świadczeniach ekosystemowych, a przez to wyznaczenie obszarów priorytetowych do wzbogacenia w ZI. Na podstawie dokonanego porównania miast możliwe jest wskazanie głównych kierunków zagospodarowania przestrzennego, które przyczynią się do poprawy jakości życia na terenach zurbanizowanych. Obejmują one ochronę ekosystemów i minimalizowanie presji na nie oraz poprawę dostępności do ZI i jej usług ekosystemowych. Dodatkowe działania powinny zostać ukierunkowane na poprawę stanu ekosystemów i podniesienie poziomu usług ekosystemowych. W perspektywie praktycznego znaczenia zielonej infrastruktury największa potrzeba jej rozwoju w polskich miastach występuje na terenach zagrożonych powodzią. Podkreśla to znaczenie zarówno planów zagospodarowania przestrzennego w skali aglomeracji, jak i pojedynczych decyzji administracyjnych dotyczących zainwestowania w miastach.

Należy jednak podkreślić, że do podejmowania rozstrzygnięć na poziomie operacyjnym konieczne jest uszczegółowienie i uaktualnienie danych oraz ich uzupełnienie z wykorzystaniem dodatkowych źródeł informacji, stosownie do potrzeb. Do tego niezbędne jest wypracowanie metodyki i standardów o charakterze aplikacyjnym w skali szczegółowej oraz opracowanie odpowiednich narzędzi prawnych. Stwarza to nowe perspektywy badawczo-aplikacyjne na pograniczu nauk społecznych i przyrodniczych.

Literatura

- Arnold Ch.L. Jr., Gibbons C.J. 1996. Impervious Surface Coverage: The Emergence of a Key Environmental Indicator. *Journal of the American Planning Association*, 62(2): 243–258.
- Andersson E., Barthel S., Borgström S., Colding J. 2014. Reconnecting Cities to the Biosphere: Stewardship of Green Infrastructure and Urban Ecosystem Services. *AMBIO*, 43(4): 445–453.
- Bencat F., Supuka J. 1988. Rola roślinności i gleby w kształtowaniu środowiska życia człowieka na terenach miejskich. [W:] R. Olaczek (red.), *Zasoby glebowe i roślinne – użytkowanie, zagrożenie, ochrona*. Wyd. PWRiL, Warszawa, s. 275–288.
- Benedict M.A., McMahon E.T. 2006. *Green infrastructure: Smart Conservation for the 21st Century*. Island, Washington, DC.
- Bolund P., Hunhammar S. 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2): 293–301.
- Burton E., 2000. The Compact City: Just or Just Compact? A Preliminary Analysis. *Urban Studies*, 37(11): 1969–2001.
- CICES, Common International Classification of Ecosystem Services – version 4.3, update January 2013 (Wspólna Międzynarodowa Klasyfikacja Usług Ekosystemowych – CICES w. 4.3, aktualizacja styczeń 2013 r.).

- Coles R.W., Bussey S.C. 2000. Urban forest landscape in the UK – progressing the social agenda. *Landscape and Urban Planning*, 52(2–3): 181–188.
- Cortinovis Ch., Geneletti D. 2008. Ecosystem services in urban plans: What is there, and what is still needed for better decisions. *Land Use Policy*, 70: 298–312.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630): 253–260.
- Geneletti D., Cortinovis Ch., Zardo L., Esmail B.A. 2020. *Planning for Ecosystem Services in Cities*. Springer, Cham.
- Gómez-Baggethun E., Barton D.N. 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86: 235–245.
- Grahn P., Stigsdottir U. 2003. Landscape planning and stress. *Urban Forestry and Urban Greening*, 2(1): 1–18.
- Haines-Young R., Potschin M. 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.
- Haines-Young R., Potschin M. 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure.
- Hansen R., Pauleit S. 2014. From multifunctionality to multiple ecosystem services? A conceptual framework for multifunctionality in green infrastructure planning for urban areas. *AMBIO*, 43(4): 516–529.
- Jakubowski K. 2018. Włączanie mieszkańców w działania na rzecz zieleni. *Zrównoważony Rozwój – Zastosowania*, 6: 57–71.
- Kabisch N. 2015. Ecosystem service implementation and governance challenges in urban green space planning – The case of Berlin, Germany. *Land Use Policy*, 42: 557–567.
- Kossowska-Cezak U. 1983. Wpływ zieleni miejskiej na warunki termiczno-wilgotnościowe. *Prace i Studia Geogr.*, 4.
- Kothencz G., Kolcsár R., Cabrera-Barona P., Szilassi P. 2017. Urban Green Space Perception and Its Contribution to Well-Being. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 14: 766.
- Kremer P., Hamstead Z., Haase D., McPhearson T., Frantzeskaki N., Andersson E., Kabisch N., Larondelle N., Lorange Rall E., Voigt A., Baró F., Bertram C., Gómez-Baggethun E., Hansen R., Kaczorowska A., Kain J.-H., Kronenberg J., Langemeyer J., Pauleit S., Rehdanz K., Schewenius M., van Ham C., Wurster D., Elmquist T. 2016. Key insights for the future of urban ecosystem services research. *Ecology and Society*, 21(2): 29.
- Kuttler W. 1993. *Stadtklima*. [W:] H. Sukopp, R. Wittig (red.), *Stadtökologie*. Fischer Verlag, Stuttgart.
- Larondelle N., Haase D., Kabisch N. 2014. Mapping the diversity of regulating ecosystem services in European cities. *Global Environmental Change*, 26: 119–129.
- Larson L.R., Jennings V., Cloutier S.A. 2016. Public Parks and Wellbeing in Urban Areas of the United States. *PLoS One*. 11(4): e0153211.
- Lovell S.T., Taylor J.R. 2013. Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. *Landscape Ecology*, 28(8): 1447–1463.
- Maes J., Zulian G., Thijssen M., Castell C., Baró F., Ferreira A.M., Melo J., Garrett C.P., David N., Alzetta C., Geneletti D., Cortinovis C., Zwierzchowska I., Louro Alves F., Souto Cruz C., Blasi C., Alós Ortí M.M., Attorre F., Azzella M.M., Capotorti G., Copiz R., Fusaro L., Manes F., Marando E., Marchetti M., Mollo B., Salvatori E., Zavattero L., Zingari P.C., Giarratano M.C., Bianchi E., Duprè E., Barton D., Stange E., Perez-Soba M., van Eupen M., Verweij P., de Vries A., Kruse H., Polce C., Cugny-Seguín M., Erhard M., Nicolau R., Fonseca A., Fritz M., Teller A. 2016. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services*. Urban Ecosystems. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- McGarigal K., Cushman S.A., Neel M.C., Ene E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst (www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html).
- McMahon E.T. 2000. *Green Infrastructure*. Planning Commissioners Journal, 37: Winter.
- Mizgajski A., Zwierzchowska I., Stepniewska M., Zajączkowski D. 2015. Urban MAES – usługi ekosystemowe na obszarach zurbanizowanych. Opracowanie wykonane na zlecenie Ministerstwa Środowiska na podstawie umowy nr DLP/4/2015.

- Nedkov S., Zhiyanski M., Dimitrov S., Borisova B., Popov A., Ihtimanski I., Yaneva R., Nikolov P., Bratanova-Doncheva S. 2017. Mapping and assessment of urban ecosystem condition and services using integrated index of spatial structure. *One Ecosystem*, 2: e14499.
- 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 and Place*, 13.
- Pauleit S., Duhme F. 2000. Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning. *Landscape and Urban Planning*, 52(1): 1–20.
- Pisarek M. 2017. Znaczenie terenów zieleni w świadomości mieszkańców Tarnowa. *Topiarius, Studia Krajobrazowe, Wydanie Monograficzne*, t. 2.
- Richter B., Grunewald K., Meinel G. 2016. Analyse von Wegedistanzen in Städten zur Verifizierung des Ökosystemleistungsindikators "Erreichbarkeit öffentlicher Grünflächen" [Analysis of path distances in cities for verification of the ecosystem service indicator 'accessibility of urban green spaces']. *AGIT – Journal Für Angewandte Geoinformatik*, 2: 472–781.
- Sandifer P.A., Sutton-Grier A.E., Ward B.P. 2015. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosystem Services*, 12: 1–15.
- Ślodziak J., Klimek R. 2004. Nowe tereny mieszkaniowe w strukturze przestrzennej Opola. [W:] J. Ślodziak (red.), *Przemiany struktury przestrzennej miast w sferze funkcjonalnej i społecznej pod redakcją naukową*. Wyd. Uniwersytetu Opolskiego, Opole, s. 121–138.
- Szulczewska B. 2019. Zielona infrastruktura – czy koniec historii? KPZK PAN, 189, Warszawa.
- Tyrväinen L., Pauleit S., Seeland K., de Vries S. 2005. Benefits and Uses of Urban Forests and Trees. [W:] C.C. Konijnendijk, K. Nilsson, T.B. Randrup, J. Schipperijn (red.), *Urban Forest and Trees*. Springer, Berlin–Heidelberg–New York.
- Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kaźmierczak A., Niemela J., James Ph. 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81(3): 167–178.
- van der Waals J.F.M. 2000. The compact city and the environment: A review. *Tijdschrift voor Economische en Sociale Geografie*, 91(2): 111–121.
- Zepp H., Mizgajski A., Mess C., Zwierzchowska I. 2016. A Preliminary Assessment of Urban Ecosystem Services in Central European Urban areas. A Methodological Outline with Examples from Bochum (Germany) and Poznań (Poland). *Berichte. Geographie und Landeskunde*, 90, 1: 67–84.
- Zimny H. 2005. *Ekologia miasta*. Agencja Reklamowo-Wydawnicza Arkadiusz Grzegorzczak, Warszawa.
- Zwierzchowska I., Hof A., Iojă I.-C., Mueller Ch., 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.
- Zwierzchowska I., Stepniewska M., Łowicki D. 2010. Możliwości wykorzystania programu Fragstats w badaniach środowiska przyrodniczego. *Przegląd Geograficzny*, 82, 1: 85–102.

The potential of green infrastructure in large Polish cities to provide ecosystem services

Abstract: Ecosystem services delivered by green infrastructure (GI) and their influence on the quality of life in cities is a dynamically developing research field in Europe. Actions undertaken in this topic are stimulated by EU, which encourage Member States to map and assess the state of ecosystems and their services in their territories. An important step implementing these guidelines in Poland was a pilot study, commissioned by the Ministry of the Environment, which included a comparative analysis of the largest agglomerations in Poland in terms of the distribution of GI and their potential for providing ecosystem services. The aim of this paper is to present the approach proposed in this study and its main findings.

Key words: mapping and assessment of ecosystem services, Urban MAES, Poland